



Національна академія наук України; Інститут гідробіології НАН України
Гідроекологічне товариство України; Рада молодих вчених Інституту гідробіології

СУЧАСНА ГІДРОЕКОЛОГІЯ: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем

ЗБІРКА НАУКОВИХ ПРАЦЬ

Матеріали VI

науково-практичної конференції

молодих вчених (Київ, 10 – 11 жовтня 2023 р.)



Київ

2023





НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ТОВАРИСТВО УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ
РАДА МОЛОДИХ ВЧЕНИХ ІНСТИТУТУ
ГІДРОБІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ

СУЧАСНА ГІДРОЕКОЛОГІЯ:

МІСЦЕ НАУКОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ У ВИРІШЕННІ
АКТУАЛЬНИХ ПРОБЛЕМ

ЗБІРКА НАУКОВИХ ПРАЦЬ

МАТЕРІАЛИ VI НАУКОВО-ПРАКТИЧНОЇ КОНФЕРЕНЦІЇ
МОЛОДИХ ВЧЕНИХ

10-11 жовтня 2023 р.

Київ
2023

С 89 **Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем:** зб. наук. праць матеріали VI наук.-практ. конф. молодих вчених (Київ, 2023. 10–11 жовтня 2023 р.). Київ: Інститут гідробіології НАН України, 2023. 117 с.

У збірці представлено тези доповідей, подані на VI науково-практичну конференцію молодих учених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 2023. 10–11 жовтня 2023 року).



Видання здійснено за сприяння
Гідроекологічного товариства України

ОРГАНІЗАЦІЙНИЙ КОМІТЕТ:

С п і в г о л о в и :

- **Юришинець Володимир Іванович** – заступник директора з наукової роботи, д.б.н.
- **Коваленко Юлія Олександрівна** – голова ради молодих вчених, доктор філософії.

Секретар:

- **Іванова Наталія Олександрівна** – к.геогр.н.

Ч л е н и о р г к о м і т е т у :

- **Майстрова Надія Володимирівна** – вчений секретар, к.б.н.
- **Незбрицька Інна Миколаївна** – к.б.н.
- **Білоус Олена Петрівна** – к.б.н.
- **Батог Світлана Володимирівна** – к.геогр.н.
- **Пришляк Сергій Петрович** – к.б.н.
- **Леонтєва Тетяна Олександрівна** – к.б.н.
- **Погорелова Марина Сергіївна** – к.б.н.
- **Кудрявцева Дар'я Олександрівна** – аспірант.

Пані та панове, шановні колеги молоді вчені!

Сьогодні перед нами надзвичайні обставини, коли світ бореться з хаосом війни. У розпал конфліктів та лих ми змогли зібратися на VI науково-практичну конференцію молодих вчених, що є свідченням нашої непохитної відданості науці та спільній праці у вирішенні актуальних проблем.

Війна в Україні завдала тяжких втрат. Постраждали також і екосистеми, що ставить під загрозу належне функціонування взаємозв'язків між різними ланками тварин, що зрештою може позначитись на благополуччі людей. Однак, саме в ці важкі моменти наша робота набуває більшого значення. Всі ми, учасники конференції, які залишилися в Україні та ті, хто працює на її благо за кордоном – об'єднані спільною метою: прагненням до знань та вивчення наслідків воєнних дій для гідроекосистем, які є вразливими жертвами цієї несправедливої та жорстокої агресії російської федерації. Тим не менш, річки, заплави та водноболотні угіддя є нашими надійними союзниками в обороні Української території. Через це на нас, молодих вчених, лягла велика відповідальність за процес отримання нових знань, які є силою, що здатна прорватися крізь найтемніші часи.

*«У природі ніщо не існує самотійно, окремо,
всі її елементи взаємопов'язані».*

(с) Рейчел Карсон,
1962 рік

Ці слова, сказані американським біологом Рейчел Карсон, підкреслюють взаємозв'язок усіх живих істот тож нехай це почуття спрямовує наші колективні зусилля з вивчення, розуміння та усунення екологічних наслідків війни. Разом ми можемо розплутати складну павутину природи, знайти рішення та зробити внесок у більш стійке майбутнє.

Голова ради молодих учених
Інституту гідробіології НАН України
Доктор філософії

Ю. О. Коваленко

О.М. Маренков

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,

Дніпро, Україна

e-mail: gidrobions@gmail.com

ВІДНОВЛЕННЯ НЕРЕСТОВИЩ РИБ КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА З ВИКОРИСТАННЯМ ШТУЧНИХ НЕРЕСТОВИЩ

Найбільш ефективним способом відновлення нерестовищ Каховського водосховища є створення штучних нерестовищ у прибережних водойми, де простежується дефіцит мілководь та заток. На акваторії дніпровських водосховищ комплекс рибоводно-меліоративних заходів досить стандартний. За останні роки – це установка штучних нерестових гнізд, кількість яких з року в рік змінюється і залежить від фінансування рибоохоронних організацій, ініціативи громадських організацій та зусиль користувачів водних біоресурсів.

Кількість штучних нерестовищ повинна відповідати відтворювальному потенціалу аборигенних риб у процесі їх використання. Окрім цього, значно оптимізувати процес відновлення ресурсноцінних видів риб можливо за рахунок спорудження (на основі науково-біологічних обґрунтувань) природно-штучних нерестових площин – кам'яних гряд та відсипок, які також забезпечать нерест, укриття молоді і, відповідно, підвищать збільшення кількості риби від малька до промислових розмірів. Встановлення штучних нерестових гнізд є одним з екологічних та економічних способів поліпшення умов відтворення риб у природних водоймах.

Є різні конструкції нерестовищ, саме просте штучне нерестове гніздо, що закріплене на металевому обручі сіткове полотно з вічком 12–16 мм із капроновим субстратом. Гнізда прив'язують до мотузки вертикально, відстань між сусідніми гніздами становить 50 см. Виставляють штучні гнізда довгими лавами по 100 штук. Тяжі нерестовищ розташовують паралельно, створюючи нерестові ділянки або нерестові поля у місцях масового скупчення плідників риб. Зв'язки нерестових гнізд кріплять за допомогою якорів та поплавків, які дозволяють

регулювати глибину встановлення субстрату для нересту риб. Штучні нерестовища ефективно захищають відкладену ікру від перепадів рівня води у водосховищі, які подекуди сягають 30 см на добу.

Відмічено, що штучні гнізда досить ефективно використовуються аборигенними видами риб: пліткою, лящем та сазаном (коропом). Необхідно звернути увагу користувачів на те, що встановлення нерестових субстратів покращує якість відтворення рибних біоресурсів, збільшує відсоток виживання ікри та величину виходу молоді. Нерестові гнізда ефективно захищають відкладену ікру від перепадів рівня води у водосховищі. Відмічено, що плідники фітофільних риб підходять на нерестовища неодноразово, а в декілька партій. Для раціонального використання штучних нерестовищ, рекомендуємо виставляти їх поступово відповідно до прогріву води та підходу плідників риб. Це зробить можливим більш оптимально використати додаткові нерестові площі.

Кількість штучних нерестовищ повинна відповідати відтворювальному потенціалу аборигенних риб у процесі їх використання. Кількість штучних нерестових гнізд для риб-літофілів (судака, берша) визначають з попередньої оцінки репродуктивного ядра популяції з урахуванням, що для однієї нерестової групи, яка може складатися з однієї самки та двох самців необхідна площа в 20 м². Кількість нерестових гнізд повинна відповідати кількості самиць, які будуть їх використовувати.

Н.Є. Семенюк

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: natasemenyuk@gmail.com

ДЕЯКІ СВІТОВІ ПІДХОДИ ДО ЕТИКИ ПОЛЬОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ У ГІДРОБІОЛОГІЇ (ОГЛЯД)

Біоетика – міждисциплінарна галузь, що розглядає морально-етичні проблеми, породжені новітніми досягненнями в біології, медицині та лікарською практикою. У широкому сенсі термін біоетика відноситься до дослідження соціальних, екологічних, медичних і соціально-правових проблем, які стосуються не тільки людини, але й будь-яких живих організмів в екосистемах. Обґрунтування сутності біоетики як варіанту екологічної етики започаткував німецький богослов П. М. Ф. Ягр (1895-1953), який означив цим терміном належне ставлення та повагу людини до тварин і рослин. Він також запропонував поняття «біоетичний імператив» (в основі – вимога гуманного ставлення до живих істот).

При підготовці докторів філософії в Інституті гідробіології НАН України аспірантам викладається обов'язкова навчальна дисципліна «Професійна етика науковця-викладача». Проблеми біоетики входять до складу цього курсу як окремий навчальний модуль, оскільки дотримання біоетичних норм при проведенні досліджень є важливою складовою професійної етики гідробіолога. Безперечно, шкода для біорізноманіття, яку потенційно можуть заподіяти дослідження, є завжди неспівмірно меншою, ніж від іншої діяльності людини (промисловість, сільське господарство), проте наукові методи мають бути спрямовані на мінімізацію навіть такої шкоди і будь-який вплив на біорізноманіття має бути обґрунтованим (Costello et al., 2016).

У галузі гідробіології дослідження можуть бути як лабораторними (експерименти), так і польовими (спостереження).

В Україні принципи етичного проведення лабораторних досліджень за участю живих організмів закріплені в низці нормативно-правових документів. Зокрема, це Закон України «Про захист тварин від жорстокого поводження» від 21.02.2006 року, на підставі якого МОН України в 2012 році було затверджено «Порядок проведення науковими установами дослідів, експериментів на тваринах»; Етичний кодекс вченого України; Європейська конвенція про захист хребетних тварин, що використовуються для дослідних та інших наукових цілей (1999) тощо. Опубліковано досить багато наукових робіт, у тому числі

методичних посібників, у яких розглядаються принципи етичного ставлення до лабораторних тварин, зокрема гуманні альтернативи експериментам на тваринах (Білоконь, 2017, Дев'яткіна та ін., 2010, Денисенко та ін., 2006, 2009, Задорожна, 2019, Новосад, 2011, Світличний, Берегеля, 2017, Сікора, Погорелов, 2011, Хендель, 2013 тощо). Дані етичні принципи в основному зосереджені на хребетних тваринах, проте у 2010 р. Директивою Європейського Парламенту та Ради 2010/63/EU про захист тварин, що використовуються в наукових цілях, розширено перелік таксономічних груп, на які поширюються норми біоетики, наприклад, до нього було включено таксон Головоногі моллюски (Cephalopoda) (Романенко, Груша, 2021). Крім того, у роботі (Романенко, Груша, 2021) передбачається, що в майбутньому до цього переліку буде включено й інші таксони безхребетних тварин, зокрема ракоподібні з ряду Десятиногі (Decapoda), які широко використовуються в гідробиологічних дослідженнях. Новітні дані показують, що Десятиногі мають захисні поведінкові і рухові реакції, а отже їм можуть бути притаманні больові відчуття.

Для польових біологічних досліджень нормативно-правова база переважно стосується хребетних тварин чи видів тварин і рослин, занесених до Червоної книги України. Так, наукові лови риб проводяться відповідно до дозволів Державного агентства меліорації та рибного господарства України, Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України чи відповідно до правил аматорського і спортивного рибальства, про що обов'язково зазначається при публікації результатів досліджень (Afanasyev, Gupalo, Lietytska et al., 2023, Afanasyev, Hupalo, Tymoshenko et al., 2023, Гупало, Афанасьєв, Летицька та ін., 2019). Щодо червонокнижних видів, відповідно до п.13 Положення про Червону книгу України, затвердженого постановою ВР України від 29.10.1992 р., «добування (збирання) видів тварин і рослин, занесених до Червоної книги України, ... здійснюється у виняткових випадках лише з науковими і селекційними цілями, у тому числі для розмноження і розведення у спеціально створених умовах за дозволом Міністерства охорони навколишнього природного середовища України». У цілому, заява про дотримання принципів біоетики при проведенні польових досліджень як правило міститься в розділі «Матеріали і методи» статей. Наприклад, наголошується, що риби, зокрема і всі екземпляри червонокнижних видів риб після вимірювання довжини та зважування були відпущені в річку живими (Абрам'юк, Афанасьєв, Гупало та ін., 2020).

Водночас, слід зауважити, що публікацій, які б були повністю присвячені питанням етики польових досліджень у галузі

гідробіології, в доступних нам українських джерелах нами не знайдено.

З огляду на це, мета роботи – проаналізувати світові підходи до етичного проведення польових гідробіологічних досліджень.

Так, наприклад, у статті Марка Костелло (Інститут морських наук Оклендського університету) зі співавторами (Costello et al., 2016) описується випадок, коли журнал *Biological Conservation* відхилив рукопис. Причина відхилення: редактори дійшли висновку, що знищення тисяч хребетних тварин у природоохоронній зоні було непотрібним і недоречним, хоча автори мали всі необхідні дозволи від природоохоронних органів. До того ж автори стверджували, що альтернативні гуманні методи, такі як фотопастки чи дистанційне підводне відео з наживкою, чи метод «впіймав – відпусти» потребували б дуже багато часу і коштів через низьку чисельність популяції виду. Проте, на думку редакторів, дане дослідження необґрунтовано наносило шкоду виду лише для того, аби підтвердити вже відоме явище (що чисельність виду зростає, якщо вид охороняється). Автори закликають науковців проводити польові дослідження з повагою до природи і мінімізувати негативний вплив на види й екосистеми.

На думку авторів основними проблемами етики польових досліджень є:

1. *Недосконала правова база.* В основному нормативні вимоги зосереджені на хребетних тваринах або деяких «популярних видах» (восьминоги, лобстери), і в них не оговорюється, що дослідник має зважати на негативний вплив польових робіт на екосистему в цілому, безхребетних тварин або нецільові угруповання видів (Fazey et al., 2005, Costello et al., 2016, Minter, Collins, 2005). Обговорення ненавмисних негативних наслідків польових робіт для екосистем у літературі зустрічається не часто. Водночас, співробітники природоохоронних зон вимагають детально обґрунтовувати вплив польових досліджень на екосистему. У Національному парку «Акадія» в США співробітники парку повертають на доопрацювання майже всі нові заявки на отримання дозволу для досліджень, оскільки дослідники недооцінюють негативний вплив їхніх польових робіт на екосистеми.

2. *«Нерівне» ставлення до видів.* Повертаючись до відхиленого рукопису, про який було зазначено вище, автори ставлять питання, чи змогли б природоохоронні органи видати цей дозвіл, якби йшлося не про рибу, а, наприклад, про птахів чи ссавців. Крім того, автори наголошують на тому, що принципи етичного ставлення мають поширюватись і на безхребетних тварин (ракоподібних, комах).

3. Вплив на нецільові види та екосистему в цілому. Такий негативний вплив може включати вигоптування і вилучення рослинності, порушення донних біоценозів під час застосування драги чи тралу, а також шумове і світлове забруднення. Вплив на один вид може опосередковано поширитись на інші види через взаємодію «хижак – жертва» або зміну місцєиснування. Дослідники мають уникати ненавмисного перенесення видів із польовим обладнанням, особливо видів-вселенців.

4. Відбір зразків. Відбір зразків, особливо рідкісних видів, може призвести до зниження їхньої чисельності.

Пропонуються такі рішення (Costello et al., 2016):

1) Застосування методів із мінімальним впливом на довкілля, де це можливо, таких як спостереження, метод повторного відлову маркованих особин (*mark-release-recapture*). На сьогодні все більш ефективним і простим стає використання нових технологій: фотопастки, сенсори, дрони, метагеномний аналіз (ДНК з навколишнього середовища). Наприклад, дистанційне підводне відео з наживкою (Carro et al., 2006) дозволяє оцінювати відносну чисельність морських хребетних і безхребетних, з можливістю точної оцінки довжини і біомаси риб при застосуванні пари стерео-камер.

2) Вдосконалення нормативно-правової бази, більш суворі вимоги до публікацій у журналах.

3) Дотримання високих етичних стандартів дослідниками під час польових робіт. Автори пропонують завжди задавати собі питання:

- чи буде нанесена якась шкода рослинам, чи тваринам під час дослідження;

- якщо так, чи існують менш шкідливі методи для збору необхідних даних;

- як довго триватиме вплив і яку територію (акваторію) він охоплюватиме.

У роботі (Bennett et al., 2016), присвяченій питанням етики у польових дослідженнях риб, автори проаналізували вимоги до публікацій 250 рецензованих журналів і виявили, що лише 18% журналів (наприклад, *Fisheries Research*, *Fisheries Management and Ecology*, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*) чітко прописують етичні принципи (у тому числі, 15 керівних документів), яких мають дотримуватись автори, аби стаття була опублікована, 21,6% вимагають формального схвалення етичного комітету, 14,4% вимагають лише заяви в рукописі про дотримання етичних принципів. Водночас, велика кількість журналів (46%) взагалі не вимагає інформації щодо етичного ставлення до тварин. На основі аналізу низки керівних документів і численних

інституційних, місцевих, національних і міжнародних настанов щодо догляду за тваринами та проведення досліджень за участю тварин автори статті формулюють ключові аспекти етики, на які слід зважати при проведенні польових досліджень риб:

1) Дотримання чинного законодавства, зокрема міжнародних настанов щодо використання тварин у дослідженнях (ССАС, 2005);

2) Мінімізація об'єму проб та дотримання принципу трьох R: *replace* (по можливості замішувати тварин на клітинні та молекулярно-біологічні тести), *reduce* (зменшувати кількість тварин у дослідях шляхом, наприклад, досконалішого статистичного опрацювання матеріалів), *refine* (поліпшувати умови роботи з тваринами, забезпечувати кращу анестезію, гуманне утримання і методи відбору біоматеріалу). Крім того, слід уникати відбору вразливих стадій життєвого циклу риб (наприклад, скупчення риби під час нересту). Необхідно мінімізувати вилов нецільових видів. Якщо таке трапляється, риби мають бути випущені відразу і з мінімальними пошкодженнями;

3) Вибір методу відбору проб, який мінімально впливає на риб та локальну екосистему;

4) Зменшення рівня болю та стресу. Так, впійманих риб слід утримувати в умовах, які мінімізують біль, стрес, страждання та втрату зовнішнього слизу та лусок. Час утримання має бути зведений до мінімуму. Якщо риба утримується в акваріумі, необхідно мінімізувати ризик травмування риб, акваріум має бути належно аерованим, у ньому має підтримуватись сприятлива температура і має бути мінімізований ризик передачі захворювань. Після завершення дослідження риба має бути якомога скоріше випущена у водний об'єкт, при цьому вона повинна мати змогу повернутись до природного середовища з «нормальним» фізіологічним і поведінковим функціонуванням (Bradford et al., 2005, ССАС, 2005).

5) Застосування найдоцільніших та найменш інвазивних методик, особливо у природоохоронних чи вразливих зонах. Наприклад, застосування підводної відеозйомки часто використовується для оцінки і моніторингу угруповань риб, хоча з іншого боку, дайвери або дистанційне обладнання також можуть спричинити порушення біотопів;

6) Відбір зразків тканин і крові без впливу на виживання риб. Наприклад, для генетичних досліджень можна відбирати невелику частину дорзального плавця (Woodall et al., 2011). В Україні метод прижиттєвого генетичного тесту на рибах був розроблений Ю.О. Стойкою, він полягає в тому, що для дослідження використовуються клітини зони регенерації плавців (Стойка та ін., 2001). Для дослідження крові голки мають бути

гострими і новими, і мають замінюватись або стерилізуватись після відбору кожного зразка, аби запобігти інфікуванню або додатковому травмуванню риби.

7) При маркуванні риб слід уникати пошкодження шкіри чи мускулатури. Також слід уникати застосування яскравих барвників, оскільки це може порушити соціальну структуру риб або підвищити їхню вразливість до хижаків. У цілому маркування повинно мати мінімальний вплив на рух, плавучість, ріст і виживання риб.

8) Детальний опис методів і результатів досліджень.

У низці робіт розглядаються етичні принципи досліджень безхребетних (Brunt et al., 2022, Drinkwater et al., 2019, Fischer, Santos, 2021, Howard, Symonds, 2020). Зокрема, стверджується (Fischer, Santos, 2021), що етика, яка дискримінує тварин на основі таксономічної приналежності, є нелогічною, а отже необхідно включити безхребетних до переліку тварин, на яких поширюються біоетичні норми. Також показано (Brunt et al., 2022), що відсутність контролю за дотриманням етичних норм під час досліджень за участю тварин (як хребетних, так і безхребетних) знижує рівень довіри громадськості до науковців.

У статті Елеонор Дрінкуотер з Йоркського університету зі співавторами (Drinkwater et al., 2019) наголошується на тому, що життєво важливо заново переглянути етичні принципи використання безхребетних у дослідженнях у зв'язку з сучасними уявленнями про свідомість і відчуття болю у безхребетних. На сьогодні відповідні законодавчі настанови є нечисленними можуть суттєво відрізнятись у різних країнах, хоча останнім часом наукова спільнота досягла значного прогресу в цьому питанні. Включення до нормативних документів головоногих моллюсків (2010-2012 роках Європейський Союз, Велика Британія) та ракоподібних (2017-2018 роках Швейцарія, Італія, Нова Зеландія) створило прецедент перегляду чинних біоетичних норм, оскільки було показано, що ці тварини виявляють когнітивну здатність та можуть відчувати біль. Можливо, майбутні дослідження покажуть, що такі характеристики притаманні й іншим видам. Сучасні поведінкові та фізіологічні дослідження свідчать про те, що є деякі докази існування свідомості у безхребетних. Вони демонструють поведінкові моделі, які раніше вважались притаманними лише вищим тваринам, можуть впізнавати багатьох особин свого виду та навіть використовувати інструменти. Автори пропонують кроки до вдосконалення етики дослідження безхребетних:

1. Проведення статистичного аналізу потужності для визначення найменшої кількості особин, яку можна використати в дослідженні при збереженні достовірності результатів.

2. Вибір специфічних методів відлову або їх модифікація для запобігання відлову нецільових видів.

3. Використання випадково виловлених нецільових видів у майбутніх дослідженнях.

4. Вибір таких методів дослідження, які не завдають страждань безхребетним.

Окремо слід проаналізувати підходи до етики польових досліджень рослин. Так, Товариством дикорослих квіткових рослин Нової Англії, що є найстаршою національною організацією зі збереження рослин у США, було розроблено «Настанови щодо етичних польових досліджень рідкісних видів рослин» (Farnsworth, 2005). Настави являють собою покрокові рекомендації, які дозволяють науковцям планувати етичні та науково-достовірні дослідження рідкісних рослин та мають такий зміст:

1. Запитайте себе, чи є вивчення рідкісних видів рослин центральним питанням Вашої наукової роботи. Якщо рідкісний вид включено до дослідження лише як допоміжний таксон, розгляньте можливість його заміни більш широко поширеним видом.

2. Проаналізуйте ретроспективні дані та ретельно перегляньте охоронні списки рослин. Розгляньте регіональний гербарій – можливо найціннішу інформацію про поширення та місцезнаходження цього виду можна отримати з історичних джерел.

3. Обирайте вид раціонально, консультуючись з колегами-експертами. Найбільш придатними рідкісними видами рослин для наукових досліджень є види, які:

- мають декілька потужних популяцій, які налічують десятки або сотні екземплярів. По-перше, це забезпечить великий об'єм вибірки для статистичної достовірності, а по-друге, така популяція здатна до відновлення після порушення, спричиненого дослідженням;

- знаходяться на легко доступних ділянках, де можна проводити дослідження без ризику заповідання ненавмисної шкоди рослинам.

4. При плануванні досліджень проконсультуйтеся із фахівцем зі статистики, щоб забезпечити достатній об'єм вибірки або освоїти альтернативні статистичні методи.

5. У США для отримання дозволу на дослідження рідкісних видів рослин необхідно звернутись до Програм національного спадку (National Heritage Programs), які мають юрисдикцію над видами з охоронних списків і відповідають за моніторинг та охорону популяцій рідкісних рослин.

6. Продумайте дослідження з мінімальним впливом на рослини.

7. При відборі рослин намагайтесь не пошкоджувати рослини і не переносити хвороби між рослинами. Не залишайте рослини під загрозою додаткового порушення.

8. Приділіть час іншим спостереженням, які не мають прямого відношення до мети Вашого дослідження, наприклад, запишіть запилювачів, рослиноїдних тварин, можливі загрози, види-вселенці, абіотичні чинники тощо. Це може бути повністю нова екологічна інформація про ці рідкісні види.

9. В усіх публікаціях, які будуть у загальному доступі, зберігайте конфіденційність точного місцезнаходження рідкісних видів рослин, оскільки багато з них знаходяться під загрозою браконьєрства. У публікаціях також уникайте демаскуючих назв ділянок та дуже точних координат GPS.

10. Мінімізуйте будь-який тривалий вплив на досліджувану ділянку. Зокрема, заберіть із собою все польове обладнання та матеріали. Бажано в наступний вегетаційний сезон зробити контрольний візит на цю ділянку, аби задокументувати можливий вплив на популяцію рідкісних рослин.

Під час моніторингу популяції рідкісних видів:

- Мінімізуйте витоптування окремих рослин та порушення ґрунтового покриву;

- Запобігайте перенесенню будь-яких можливих конкурентів, хижаків, видів-вселенців від однієї популяції до іншої;

- Торкайтесь рослин лише якщо це абсолютно необхідно, щоб точно порохувати їх. Повторні маніпуляції з рослинами можуть спричинити ненавмисний негативний вплив на їхній ріст.

Підсумовуючи вищевикладене, можна сказати, що важливими проблемами етики польових гідробіологічних досліджень у світі є недосконалість правова база та незначна кількість публікацій з цієї проблеми, вплив на нецільові види та екосистеми в цілому та відбір зразків, який може призвести до зниження чисельності рідкісних видів. Можливі рішення включають ретельне планування досліджень, застосування методів, які мінімально впливають на довкілля і не завдають страждань живим організмам, дотримання високих етичних стандартів та детальний опис методів і результатів досліджень.

Н.О. Іванова¹, О.П. Білоус^{1,2}, І.М. Незбрицька¹

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

*²Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management (IHG),
University of Natural*

Resources and Life Sciences, Vienna, Austria

e-mail: natiwinao@gmail.com

РИЗИКИ РЕАЛІЗАЦІЇ НАУКОВИХ ПРОЄКТІВ МОЛОДИХ ВЧЕНИХ

Використання проектного підходу стало світовим стандартом сучасної економічної діяльності. Тому активна інтеграція науково-технічної сфери в процеси економічного та соціального розвитку суспільства вимагає від дослідників підвищення компетентностей в проектному менеджменті. Дослідницька діяльність (наприклад, за фундаментальними напрямками досліджень) особлива в тому, що в її основі – наукова гіпотеза, а результатом роботи може бути її підтвердження чи спростування, обґрунтування проблеми чи визначення актуальності певного напрямку та інше. Проектна діяльність спрямована на отримання результату, яким є конкретний продукт, а дослідження часто є лише одним з кроків реалізації прикладного проекту.

Водночас соціальні, освітні та наукові проекти можуть реалізовуватись окремо від прикладних і в умовах розвитку економіки знань відіграють важливу роль для країни. Зокрема у 2014-2021 роках в рамках програми HORIZON 2020 за підсумками 446 конкурсів передбачено фінансування в розмірі 17,23 млн євро для 90 проєктів, 9 з яких координуються українськими організаціями (Сазонець, 2021). З 2022 року Україна приєдналась до програми LIFE – фінансового інструменту ЄС для реалізації заходів із захисту довкілля та боротьби зі змінами клімату, де на 2023 рік передбачено загальне фінансування в 611 млн євро, а також представлено 3 окремі напрямки, призначені для України (www.eeas.europa.eu).

Для молодих вчених в Україні діють додатково різні форми підтримки (<https://ysc-nasu.org.ua/formy-pidtrymky/>). Зокрема, з 2001 року НАН України запровадила конкурс проєктів НДР (науково-дослідних робіт) молодих вчених НАН України (103 проєкти на 1,5 року). З 11 проведених конкурсів молоді вчені Інституту гідробіології НАН України (ІГБ НАНУ) брали участь у 8-ми, з яких 6 робіт (15 виконавців) в різні роки стали переможцями та отримали фінансування. Водночас з 2018 року

проходить конкурс грантів НАН України дослідницьким лабораторіям/групам молодих вчених для проведення досліджень за пріоритетними напрямками розвитку науки і техніки, переможцями якого двічі ставали проекти групи вчених ІГБ НАНУ.

Проекти виникають як наслідок потреб, яким необхідно знайти вирішення. Спільними ознаками проєктної діяльності є спрямованість на досягнення певної мети, системність і координованість дій, обмеженість у часі, наявність бюджету та певною мірою унікальність. Отже, проєкт – це певна діяльність, обмежена в часі, фінансово та ресурсно, організована часто новаторським шляхом для розв'язання окремої проблеми, результатом якої є позитивні зміни, визначені кількісними та якісними параметрами. (Сазонець, 2021).

Існує багато різних класифікацій життєвого циклу проєкту, але переважно виділяють 5 основних стадій: ініціювання (формулювання), планування, виконання, контроль та закриття (завершення) (Huljenic et al., 2005). Особливо важливими є правильне визначення мети, дотримання бюджету та планування часу виконання проєкту. Також на другій стадії обов'язковим етапом є оцінка та управління ризиками. Для молодих вчених з невеликим досвідом керівництва науковими проєктами, правильна і своєчасна ідентифікація та оцінка ризиків, є важливим інструментом для успішної його реалізації.

Під ризиком розуміють ймовірність виникнення змін, ситуацій та наслідків у можливій події в ході реалізації проєкту, що може призвести до недосягнення цілей, втрати частини ресурсів або доходу. Водночас ймовірність змін може мати й позитивні наслідки. Наприклад, різка зміна погодних умов під час експедиції може скорегувати плани на відбір гідробіологічних проб, при цьому дозволити додатково дослідити гідродинамічні характеристики. Але такий план дій має бути передбачений завчасно.

Ймовірність виникнення ризиків завжди обумовлена однією чи більше причинами і може призводити більше, ніж до одного наслідку. Зальними (зовнішніми) ризиками є вплив, що може виникнути з незалежних від учасників проєкту причин. Наприклад, актуальним для України в останні десятиліття були зміна політичної ситуації, підвищення рівня інфляції, воєнні дії, обмеження в пересуванні та роботі через протиепідемічні заходи, а також невчасне надходження коштів з держбюджету.

Індивідуальними (внутрішніми) проєктними ризиками є події чи умови, які можливо скорегувати власне учасникам проєкту. Передумови, наслідки та стратегію реагування саме на

такі ризики необхідно опрацьовувати на етапах ініціювання та планування дослідження. Тому що в разі, коли ризик вже відбувся, говорять про проблему. Наприклад, коли через різні причини не було підготовлено результати дослідження до публікації, наявність якої закладена в показниках реалізації наукового проекту, до подання звіту – це критичний ризик, під час звітування – проблема.

Аналіз ризиків може бути якісним чи кількісним. Другий вид спирається на використання спеціальних моделей обчислення, програмного забезпечення (метод Монте Карло) та великий обсяг даних і використовується для складних комплексних проєктів. Цей аналіз може виконуватись на будь-якому етапі реалізації проєкту, що дозволяє швидко адаптуватись до зміни умов за потреби.

Якісний аналіз, що використовується частіше в наукових проєктах молодих вчених, дозволяє класифікувати та оцінити граничний рівень показників ризиків із залученням досвіду експертів. Його недоліком може стати суб'єктивність оцінки та власне недостатність досвіду. Будь-якому випадку для аналізу ризику необхідно звертати увагу на ймовірність виникнення (вірогідність), терміновість вирішення та вплив ризику на проєкт. З огляду на ці дані виділяють безризикову зону, допустимі, критичні та катастрофічні ризики. Чим менше часу залишається та пошук рішення та більший вплив ризику на результат проєкту, тим гірший наслідок. При відсутності попередження ризику із допустимих можуть стати критичними.

В основі управління ризиками будь-яких проєктах є чотири основні стратегії та декілька додаткових. Це стратегія прийняття (асепт), яке є активним і пасивним. Вона не означає бездіяльність, але іноді витрати, пов'язані з пом'якшенням ризику, перевищують вартість його прийняття.

Стратегія ухилення (avoid) передбачає повне виключення ризику з проєкту. Вона є найбільш «вартісною», бо може спричинити навіть зміни цілей проєкту, а в радикальному випадку – відмову від реалізації.

Стратегія передачі (transfer) перекладає наслідки реалізації ризику та відповідальність за реагування на іншу сторону, при чому сам ризик не усувається. Ця стратегія майже завжди передбачає або фінансові витрати, або недоотримання вигоди. Наприклад, для більшості комерційних проєктів рішенням є страхування, спільне використання, партнерство, або аутсорсинг. Для проєктів молодих вчених наукових установ рішенням є перекладання ведення бюджету проєкту на бухгалтерський відділ, але при недостатньому внутрішньому контролі та виникненні такої зовнішньої причини як невчасне

фінансування чи підвищення інфляції, ризик недоотримання чи невчасної закупівлі потрібних для реалізації проєкту матеріалів може стати проблемою.

Стратегія зниження (reduce) є найбільш поширеною і може застосовуватися до будь-якого ризику, тому що має на меті зменшення його ймовірності або впливу.

Також іноді виділяють стратегію хеджування (hedge), яка передбачає додатковий ризик, що діє в протилежному напрямку від прогнозованого ризику і таким чином пом'якшує його.

Варто зазначити, що при заповненні заявки багатьох міжнародних проєктів часто є пункт з описом можливих ризиків. Його достатнє опрацювання та попереднє визначення стратегії реагування допоможуть у досягненні цілей наукового проєкту.

Отже, ідентифікація, аналіз, опрацювання та вдало вибрані стратегії реагування на ймовірність виникнення ризиків підвищують результативність та досягнення цілей у наукових проєктах. А кожен вдало реалізований проєкт, окрім безпосередніх наукових результатів, є досвідом для молодих вчених, який надалі дозволить підвищити рівень наукових досліджень, зокрема і в гідроекології.

С.В. Батог, Н.О. Іванова

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: svitlanadaragan@gmail.com

ЕКОЛОГО-ГІДРОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА КАСКАДУ СТАВКІВ НА РІЧЦІ ГОРІХУВАТКА В МІСТІ КИЄВІ

З розвитком міст зростає вплив на гідроекосистеми, що повністю або частково знаходяться в їх межах. Міська територія відзначається неоднорідністю селітебних та природних (лісопаркових) зон, формуючи урбоекосистему, яка складається із фрагментів природних екосистем з водними об'єктами (парки, залишки територій колишнього лісу), оточених щільною забудовою, промзонами, автошляхами тощо. Такою особливістю відзначається м. Київ, в межах якого зосереджено понад 400 різномісних за походженням водних об'єктів (Афанасьєв, 1996; Екол. стан., 2005; 2010; Батог та ін, 2018).

Серед низки міських водойм особливий інтерес викликають *штучні водойми*, створені на малих водотоках в результаті антропогенної діяльності (*підгрупа ставки*) (Тімченко, 2014). Типовим представником цієї групи є Горіхуватські ставки, що стали невід'ємною складовою урболандшафту м. Києва. Ці водойми створені в результаті загати невеликого водотоку – річки Горіхуватки, яка є правою притокою річки Либідь. Вітик цього водотоку починається в районі Амурської площі (Степанец, 2014). Його стік безпосередньо формується з вул. Васильківської та Ломоносова в підземному колекторі (Вишневський, 2013) та продовжує свою течію в ньому практично до Голосіївського парку ім. М. Рильського, де виходить на поверхню та ще кілька десятків метрів протікає у «бетонному лотку». Стік р. Горіхуватки нижче за течією зарегульовано каскадом ставків, між якими є ділянки природного русла водотоку, що меандрують долинно-балковим рельєфом Голосіївського лісу.

Дослідження Горіхуватських ставків проводилися протягом вегетаційного періоду у 2010-2012 роках та 2023 році. Під час натурних спостережень проведено виміри швидкостей течії та витрат води за допомогою поплавків, виміряно температуру води та вміст розчиненого у воді кисню за допомогою приладу AZ

86031. В 2010-2012 років. вміст розчиненого у воді кисню визначався методом Вінклера (Методи..., 2006), температура води вимірювалася за допомогою водного термометра. Батиметричну зйомку виконували з використанням плавзасобу та ехолоту Eagle Finder 2, локацію точок фіксували GPS-навігатором Lowtence з метою розрахунку площ та об'ємів водойм.

У каскаді нараховується п'ять ставків, що займають розширені ділянки долини між схилами височини лісопарку. Перший (за течією) ставок на сьогодні фактично не існує. Згідно з космічними знімками у 2004 році площа водного дзеркала Горіхуватського ставка №1 становила 1,57 тис. м², а в 2009 року – приблизно 20 % від вищезазначеної площі. Під час наших натурних спостережень у 2010-2012 років біля північного берега ставка виділявся півострів із заболоченою ділянкою, зарослою молодим верболозом та вищою водяною рослинністю. На сьогодні акваторія ставка майже повністю замулилася та заросла водяною рослинністю (рогоз, очерет, та ін.), чагарниками та вологолюбними видами дерев (верба тощо). Трансформація цієї водойми скоріш за все відбулася внаслідок періодичного (під час опадів) надходження водних мас із великою кількістю завислих речовин, що формуються переважно з антропогенно навантаженої території водозбору.

Всі ставки розділені дамбами. В їх основі вбудовані переливні гідроспоруди, через які відбувається перетік води. На сьогодні стік водотоку з «бетонного лотка» при малих витратах проходить транзитом по руслу, що сформувалося в межах занесеної наносами акваторії першого ставка, та надходить до другого ставка переважно через трубу в основі дамби. При формуванні зливого стоку тут може відбуватися перелив води через водозливну споруду, при низьких рівнях перетік води практично не відбувається.

На акваторії другого ставка протягом 2011-2012 років відмічалася формування відмілин наносами, які надходять з першого ставка та з прилеглої території. У 2013-2014 роках ці відмілини трансформувалися в окремі острови. На сьогодні вони являють собою суцільну заболочену ділянку, що заросла вищою водяною рослинністю. Площа її становить близько 12 % від площі водного дзеркала ставка. Такі ж тенденції до формування в місцях надходження стоку дельтоподібних (за аналогією з гирловими ділянками річок) утворень, але меншою мірою спостерігаються і на нижче розташованих ставках.

Третій ставок прилягає безпосередньо до греблі другого ставка. Нижче вода потрапляє у русло водотоку, доходючи до четвертого ставка. Акваторія останнього вдовж південного берега у вегетаційний

період покривається зануреною і з плаваючим листям ролінністю, переважно глечиками жовтими (*Nuphar lutea*).

Поверхневий стік зі ставка № 4 продовжується у вигляді водотоку та впадає до п'ятого найбільшого за площею ставка (табл. 1), що знаходиться у північній частині парку, поблизу Голосіївської площі. Поверхневий стік з останнього ставка надходить до річки Либідь підземним колектором.

Таблиця 1.

Основні морфометричні характеристики
Горіхуватських ставків (Тимченко, 2014)

№ ст.	Довжина, м	Ширина, м		Глибина, м		Довжина берегової лінії, м	Площа водного дзеркала, тис. м ²	Об'єм, тис. м ³
		Середня	макси-мальна	середня	макси-мальна			
1*	32	49*	65*	-	-	164	1,57*	-
2	126	47	63	1,10	1,50	320	5,90	6,40
3	165	45	56	1,50	2,30	380	7,40	11,1
4	245	40	60	1,46	3,10	550	9,70	14,1
5	375	62	100	2,44	4,00	860	23,3	56,7

«-» - дані відсутні; *- орієнтовні дані згідно з космічного знімку у квітні 2004 року.

Згідно з космічним знімком довжина існуючих Горіхуватських ставків складає від 126 до 375 м, периметр берегової лінії - 320-860 м (табл. 1). Середні глибини в них не перевищують 1,10-2,44 м, максимальні досягають 1,50-4,00 м. Площа акваторії Горіхуватських ставків становить 5,90-23,3 тис. м², об'єм води - 6,40-56,7 тис. м³ (Тимченко, 2014; Батог, 2018). Акваторії глибиною до 2 м займають 36-100% загальної їх площі. В цілому для каскаду ставків характерне наростання морфометричних параметрів (площа, об'єм, глибина) від верхнього до нижнього ставка.

Визначальними у формуванні водного балансу Горіхуватських ставків є притік ґрунтових і відтік поверхневих вод. Відтік поверхневих вод, що є основною складовою витратної частини водного балансу каскаду, оцінено шляхом виміру витрат води з останнього ставка із каскаду. Їх величини протягом року варіюють в межах 0,003-0,015 м³/с. З водної поверхні ставків протягом року випаровується 24,3 тис. м³ води. Об'єм відтоку становить в середньому близько 142 тис. м³ води за рік.

Притік ґрунтових вод, який є основною складовою прибуткової частини водного балансу ставків, оцінено приблизно в 77,7 тис. м³

води. Притік поверхневої води до ставків складає 58,7 тис. м³. На водну поверхню ставків протягом року випадає 29,9 тис. м³ опадів. Отже, прибуткова та витратна частини водного балансу всього каскаду Горіхуватських ставків становлять в середньому 166 тис. м³ за рік. Це свідчить про те, що річний коефіцієнт зовнішнього водообміну складає 1,88, період водообміну 0,53 роки (6,5 місяців). За інтенсивністю водообміну Горіхуватські ставки відносяться до достатньо високопроточних водойм *підгрупи ставки* (Тимченко, 2014).

Серед всіх елементів гідродинаміки водних мас основними у формуванні якості води та функціонуванні екосистем Горіхуватських ставків є вітрові та стокові течії. Власне стокові течії у досліджуваних ставках можуть відмічатися лише за відсутності вітру. Величини швидкості стокових течій та потужності переміщення їх водних мас безпосередньо залежать від інтенсивності зовнішнього водообміну кожної водойми. У ставках вони залежать від об'єму притоку поверхневих вод з малих водотоків.

У результаті притоку поверхневих вод і дії вітру в Горіхуватських ставках, формуються циркуляційні потоки з витратами 0,05-1 м³/с. Їх потужність, наприклад, у Горіхуватському ставку №4 становить 0,3-0,5 м³/с. Сумарна швидкість стокових і вітрових течій, осереднена по вертикалі, досягає інколи 2,0-2,7 см/с. Необхідно зазначити, що за сумісної дії стокових і вітрових течій у ставках посилюється внутрішній водообмін.

У річному температурному циклі водойм м. Києва виділяються періоди, характерні для диміктичних водойм помірної кліматичної зони. Термічна структура Горіхуватських ставків у літній період характеризувалася вертикальною стратифікацією з чітко вираженим температурним стрибком або його відсутністю. Наприклад, влітку 2012 року різниця між температурою поверхневого та придонного шарів води у ставках знаходилася в межах 1,1-5,6°C. Серед досліджуваних водойм найбільший вертикальний градієнт температур зафіксовано у Горіхуватському ставку №4. При температурі води у поверхневому шарі 23,6° та придонному (h=2,5 м) – 18°, цей показник становив 2,6 °C/м. У ставку №2 температура по вертикалі змінювалася від 22,9° (у поверхневому шарі) до 21,8° (у придонному, h=1,3 м), при цьому загальний градієнт температур не перевищував 1,1 °C/м. Влітку 2023 року серед досліджуваних водойм найбільший вертикальний градієнт температур води зафіксовано у Горіхуватському ставку №3, величина якого становила 2,3 °C/м, в решті ставків цей показник складав близько 1 °C/м.

Характерною особливістю сезонних змін прозорості води у міських водоймах є її зниження навесні, зумовлене надходженням талих вод, та влітку під час інтенсивного розвитку гідробіонтів, скаламучування донних відкладів внаслідок хвильових процесів та надходження зливового притоку з водозбору. За результатами досліджень у весняний період 2010-2012 років. прозорість води у Горіхуватських ставках знаходилася в межах 0,20-0,45 м, в літній період – від 0,55 до 1,30 м. Навесні 2023 року величини прозорості були в межах від 0,60 до 1,75 м, а влітку – від 0,70 до 1,05 м. Колір води у водоймах змінюється від зелено-жовтого до жовтувато-коричневого (XIV–XIX за стандартною шкалою кольору).

До гідрохімічних показників, що визначають стан водних екосистем, відносяться розчинені гази та біогенні речовини, вміст яких залежить від інтенсифікації біологічних процесів, обумовлених температурним режимом. В Горіхуватських ставках спостерігається як вертикальна стратифікація, так і рівномірний розподіл кисню. Наприклад, влітку 2012 року у ставку № 3 вміст розчиненого у воді кисню у поверхневому шарі становив 14,9 мг $O_2/дм^3$ (насичення 182 %), в придонному шарі (1,5 м) – 5,5 мг $O_2/дм^3$ (64 %), при цьому загальний градієнт кисню становив 9,35 мг. У 2023 році в цьому ставку відзначався рівномірний розподіл кисню по вертикалі, зокрема у поверхневому шарі вміст розчиненого у воді кисню становив 8,5 мг $O_2/дм^3$ (насичення 101 %), у придонному – 8,3 мг $O_2/дм^3$ (98,9 %). Хоча в деяких ставках спостерігалися значно менші концентрації розчиненого кисню у поверхневому шарі води та практична його відсутність у придонному. Так, влітку 2012 році цей показник у ставку № 4 змінювався по вертикалі від 5,1 до 2,6 мг $O_2/дм^3$, влітку 2023 року – від 6,3 до 5,5 мг $O_2/дм^3$.

Проведені дослідження свідчать, що у каскаді Горіхуватських ставків продовжуються гідроморфологічні зміни, спричинені, зокрема, їх розташуванням і підсилені антропогенним впливом. В літній період стратифікація водних мас за окремими показниками дещо зменшилась. В подальшому дослідження будуть продовжені в розрізі порівняння стану екосистеми в ставках та на умовно «річкових» ділянках.

Н.С. Вандюк

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна,
vandyukns@gmail.com*

ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ ПІДГРІТИХ СКИДНИХ ВОД НА ТЕМПЕРАТУРНИЙ ТА КИСНЕВИЙ РЕЖИМИ АКВАТОРІЇ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В РАЙОНІ РОБОТИ ТРИПІЛЬСЬКОЇ ТЕС

Вивченню впливу теплових електростанцій на пов'язані з ними водні об'єкти завжди приділялась особлива увага, зокрема, дослідженням особливостей гідрохімічного, гідробіологічного та гідрофізичного режимів водних мас в умовах теплового навантаження, викликаного скидом підігрітих вод. Останнє здатне стати причиною теплового забруднення та потягти за собою негативні зміни у функціонуванні водних екосистем.

Актуальність цих питань посилилась з початком повномасштабного російського вторгнення на територію нашої країни в лютому 2022 року та постійними атаками на об'єкти критичної інфраструктури, а особливо – на підприємства енергетичної галузі. На жаль, деякі з потужних виробників електроенергії зазнали серйозних пошкоджень (Зміївська ТЕС), а деякі (Вуглегірська та Миронівська) потрапили під окупацію і не відновили свою роботу. Можна припустити, що у зв'язку з цим інші виробники електричної енергії збільшили своє робоче навантаження.

З кінця весни 2022 року і до сьогодні на прилеглий ділянці Канівського водосховища та у технічних водоймах Трипільської ТЕС нами проводяться регулярні спостереження за температурними показниками водних мас, вмістом розчиненого кисню, рН, прозорістю, солоністю, мінералізацією та питомою електропровідністю. Мета цих досліджень – прослідкувати вплив змін в роботі станції на всі вищеперераховані показники та відповідно на стан екосистеми даної частини акваторії водойми. Слід відзначити, що всі дослідження проводились біля берега через заборону виходу на акваторію водойм у зв'язку з воєнним станом.

Згідно з аналізом минулорічних досліджень, що проводились впродовж літа 2022 року (Вандюк, 2022) жодного разу не було зафіксовано перевищень значень температури скидної води над фоновою вище норми (3 °С) – найбільша різниця між ними за весь період спостережень (травень–серпень) становила 1,5 °С.

Після цього дослідження в районі станції були на деякий час припинені, в тому числі у зв'язку з активними повітряними атаками

на енергооб'єкт і відновлені в грудні 2022. Тож певні проміжні результати можна вже проаналізувати.

Отже, за період спостережень з грудня 2022 року по вересень 2023 року також жодного разу не було зафіксовано перевищень значень температури скидної води над фоновією у водосховищі більше, ніж на 3°C. Наприклад, взимку, коли у охолоджувальному басейні її значення сягали понад 10°C, а у водосховищі становили близько 0°C, температура скидної води знаходилась в допустимих межах (табл.1). Проте цього було достатньо для того, щоб незважаючи на стійкий льодостав на акваторії водосховища, на ділянці вище і нижче скиду сформувалась ополонка, яка взагалі не замерзала. Приблизний розмір ополонки вище скиду становив 600 м, а протяжність незамерзаючої ділянки вздовж берега нижче скиду становила понад 5 км, ширина – не менше 500 м.

Таким же чином влітку, навіть у періоди з високими температурами повітря, коли водні маси поверхневого шару Канівському водосховищу у природних водоймах прогрівались до 28-29 °С, а у охолоджувальній водоймі вся водна товща мала значення 30–35 °С – температура скидної не перевищувала 2 °С.

Таблиця 1.

Температура поверхневого шару води у Канівському водосховищі та технічних водоймах Трипільської ТЕС

№ ст.	Опис станції спостережень	Дати спостережень														
		30.12	12.01	23.02	21.03	15.04	29.04	12.05	31.05	15.06	29.06	16.07	31.07	13.08	28.08	17.09
1	Бетонна дамба, м. Українка, вище водовипуску на 0,65 км	-	0,0	1,7	4,0	8,8	13,3	14,8	21,2	21,9	23,4	28,0	24,0	24,8	29,2	22,4
2	Водозабірня водойма, біля водозабірною шлюзу	1,0	0,0	1,0	3,8	8,8	13,2	14,5	21,4	21,4	22,8	24,6	23,2	23,7	25,9	21,9
3	Канівське вдсх., біля випуску води	2,2	1,1	2,4	4,9	10,1	14,2	15,7	22,7	23,4	23,4	25,9	25,8	26,5	29,0	24,2
4	Охолоджувальний (водоскидний) басейн, біля водоскидного шлюзу	11,2	9,3	5,0	8,2	13,0	17,0	18,5	26,4	27,9	28,8	26,7	31,6	32,5	34,5	27,1
5	Канівське вдсх., намитий пляж, с. Трипілья, 1,2км нижче водовипуску	1,5	0,0	0,1	4,5	9,5	14,7	16,6	23,1	23,8	24,1	26,0	24,8	25,5	28,2	23,0
6	Канівське вдсх., бетонна дамба, нижче гирла р. Красної, 1,4 км нижче водовипуску	-	-	0,2	4,8	9,8	13,7	15,5	22,7	23,4	24,1	26,3	24,6	25,2	28,7	22,1

Слід відзначити, що за даний період спостережень станція жодного разу не зупинялась, а взимку більшість часу працювала на повну потужність. Навесні та влітку інтенсивність виробництва електроенергії дещо знизилась.

Що стосується показників розчиненого кисню, то його найвищі значення у водосховищі спостерігались у зимовий та весняний періоди (в середньому близько 10 мг/дм³), влітку ж знаходились в межах 3,6-7,2 мг/дм³, лише в один з днів спостережень у серпні було зафіксовано значення 9,7 мг/дм³, що, скоріше за все, можна пояснити активним розвитком синьо-зелених водоростей. У водоскидному басейні максимальні значення вмісту розчиненого кисню також припадали на зимовий період і коливались у межах від 7,8 до 11,27 мг/дм³.

В місці скиду підігрітих вод у водосховище частіше спостерігались нижчі показники розчиненого кисню, ніж його фонові значення. На станції спостережень, що знаходиться нижче скиду підігрітих вод на 1,4 км (№ 6) влітку фіксувались переважно вищі значення цього показника, ніж на станції спостережень № 1 (за деякими винятками, пов'язаними з періодами активного розвитку синьо-зелених водоростей), взимку – навпаки.

У цілому ж, якщо оцінювати вплив станції суто за температурою скидної води, то її показники знаходились весь час в межах нормативів. Проте необхідно враховувати, що в останні десятиліття спостерігаються тенденції щодо змін клімату, які спрямовані на зростання температур повітря, що, відповідно, відображається і на температурах водних мас у водоймах. Якщо при цьому брати до уваги і скиди підігрітої води, хоч і в межах норми – то ця добавка неминуче впливатиме на загальний стан екосистеми прилеглої до теплоелектростанції ділянки. Також слід враховувати, що разом з цим зросте і показник випаровування води. Що стосується інших, вище перерахованих досліджуваних показників (рН, мінералізація та ін.), то найближчим часом будуть підготовлені і опубліковані матеріали з їх повним аналізом, розраховано добавку тепла до загального тепло запасу, а також оцінено вплив зміни морфометрії прилеглої ділянки акваторії (обміління), яке своєю чергою, могло спричинити зміну гідродинамічних умов.

Т.П. Жежеря, В.А. Жежеря

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: tanyadyka@ukr.net

ВПЛИВ УРБАНІЗОВАНОЇ ТЕРИТОРІЇ НА ГІДРОХІМІЧНИЙ РЕЖИМ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ м. БУЧІ і смт. ГОСТОМЕЛЯ

Постановка проблеми. На сьогоднішній день поверхневі води тією чи іншою мірою зазнають антропогенного впливу, що суттєво відображається на їхньому хімічному складі. Особливо це стосується водних об'єктів урбанізованої території. Наприклад, у водоймах з уповільненим водообміном спостерігаються такі негативні явища, як дефіцит розчиненого кисню та формування анаеробних умов у придонних шарах води. Це веде до уповільнення їхньої самоочисної здатності та вторинного забруднення водного середовища різними хімічними сполуками. Особлива увага серед них приділяється біогенним речовинам та металам, міграційна здатність яких істотно залежить від окисно-відновних умов. Водночас малі річки – не менш вразливі, оскільки у межах населених пунктів вони виступають своєрідними колекторами прийому зливових та скидних стічних вод. Частка стічних вод, які надходять до цих водотоків може перевищувати 50 % їхнього загального стоку (Хільчевський В.К., Бойко О.В., 2000).

Мета нашої роботи полягала у дослідженні впливу урбанізованої території на кисневий режим, вміст біогенних речовин та сполук металів у деяких водних об'єктах м. Бучі та смт Гостомеля.

Матеріали і методи досліджень. Досліджуваними водними об'єктами були: р. Ірпінь (права притока Дніпра), р. Буча (ліва притока Ірпеня), р. Рокач (ліва притока Ірпеня) та озеро біля Гостомельської селищної ради. Станції відбору: 1 – р. Буча (біля с. Северинівка, Житомирська траса, 50°25'31"N 29°57'19"E), 2 – р. Ірпінь (м. Ірпінь, автостанція, 50°29'28"N 30°15'33"E), 3 – гирлова ділянка р. Бучі (50°33'05"N 30°17'02"E), 4 – місце впадіння р. Бучі в р. Ірпінь (50°33'05"N 30°17'06"E), 5 – ставок на р. Буча, 50°32'29"N 30°15'17"E), 6 – р. Буча (вул. Вокзальна, 50°32'15"N 30°13'53"E), 7 – р. Рокач (вул. Вокзальна, 50°34'10"N 30°12'44"E), 8 – став біля Гостомельської селищної ради (50°34'52"N 30°15'34"E), 9 – р. Рокач (гирло, 50°34'43"N 30°16'52"E), 10 – р. Ірпінь (нижче впадіння р. Рокач, 50°34'47"N 30°17'01"E). Проби води відбирали протягом 2022–2023 років з поверхневого шару ($\approx 0,5$ м) за допомогою модифікованого батометра-склянки. Завислі речовини відокремлювали мембранною фільтрацією. Для цього свіжовідібрані проби води об'ємом

1,0–1,5 дм³ пропускали через мембранні фільтри «Fioroni» (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм під тиском ~2 атм, який створювався за допомогою установки УК 40–2М. Температуру води та величину рН визначали за допомогою мультифункціонального приладу Ezodo 7200 (Тайвань) безпосередньо на місці відбору. Концентрацію розчиненого кисню вимірювали методом Вінклера.

Вміст неорганічних форм азоту і фосфору та розчинного силіцію вимірювали загальнозживаними фотометричними методиками. Для визначення амонійного азоту застосовували сегнетову сіль з реактивом Неслера, нітритів – реактив Грісса, нітратів – саліцилат натрію, неорганічного фосфору – амоній молібдат з аскорбіновою кислотою, а розчинного силіцію – амоній молібдат та метолсульфитну суміш. Концентрацію загального азоту вимірювали після окиснення азотовмісних органічних сполук і сполук неорганічного азоту до нітрат-йонів з використанням персульфату калію в лужному середовищі. Концентрацію загального фосфору визначали у фільтратах води після фотохімічного окиснення розчинених органічних речовин у кислому середовищі. Концентрацію алюмінію і феруму визначали фотометричними методами з використанням хромазуролу S і о-фенантроліну, а мангану і хрому – хемілюмінесцентним методом.

Результати досліджень та їхнє обговорення. До найважливіших гідрохімічних показників поверхневих водних об'єктів належить розчинений кисень, який визначає домінування окисних чи відновних процесів у воді. Якщо відносний вміст розчиненого кисню не буде нижчим 80 %, то у водному середовищі спостерігатиметься достатня самоочисна здатність. За цим показником досліджувані водні об'єкти, окрім ставу біля Гостомельської селищної ради, зазнають суттєвого антропогенного впливу. Про це свідчить дефіцит розчиненого у воді кисню (табл. 1). Найнижчий вміст розчиненого кисню спостерігався на станціях 5-7 (див. табл. 1). Натомість на станціях 1-2 концентрація розчиненого кисню була вищою. Це пов'язано з їхнім розташуванням вище за течією та за межами м. Бучі і смт Гостомеля. В річках Ірпінь, Буча і Рокач величини рН води змінювалися у широких межах – відповідно 7,32-8,31, 7,37-8,02 і 7,62-8,14. У ставку біля Гостомельської селищної ради величини рН води були вищими і знаходились у межах 8,34-9,43. Це пов'язано з формуванням сприятливих умов для розвитку фітопланктону і, як наслідок, зсувом гідрокарбонатно-кальцієвої рівноваги.

Згідно з результатами досліджень, було виявлено забруднення досліджуваних річок сполуками азоту і фосфору. Наприклад, якщо вміст неорганічного і загального фосфору у р. Буча вище міста Бучі становив лише 0,031-0,046 і 0,243-0,272 мг Р/дм³, то в межах міста їхній вміст зростав і вже досягав 0,034-1,625 і 0,293-1,776 мг Р/дм³ (табл. 1).

Таблиця 1.

Концентрація розчиненого кисню та насичення ним води, а також вміст різних форм фосфору і розчинного силіцію у воді досліджуваних водних об'єктів протягом 2022–2023 років

№ ст.	O ₂ , мг /дм ³	% насичення	P _{неорг} , мг P/дм ³	P _{орг} , мг P/дм ³	P _{заг} , мг P/дм ³	Si _{розч} , мг/дм ³
1	<u>7,0-10,4</u> 8,7	<u>77,7-91,1</u> 84,4	<u>0,031-0,046</u> 0,039	<u>0,197-0,241</u> 0,219	<u>0,243-0,272</u> 0,258	<u>2,9-3,0</u> 3,0
2	<u>4,6-10,8</u> 7,3	<u>54,3-94,4</u> 71,9	<u>0,042-0,589</u> 0,248	<u>0,141-0,391</u> 0,237	<u>0,255-0,768</u> 0,485	<u>2,9-3,1</u> 3,0
3	<u>0-6,5</u> 3,2	<u>0-61,2</u> 29,0	<u>0,034-1,625</u> 0,815	<u>0,009-0,355</u> 0,172	<u>0,389-1,776</u> 0,987	<u>2,8-4,2</u> 3,5
4	<u>3,9-10,3</u> 6,4	<u>44,7-85,3</u> 58,5	<u>0,057-0,436</u> 0,201	<u>0,149-0,438</u> 0,291	<u>0,259-0,722</u> 0,492	<u>2,8-3,1</u> 3,0
5	<u>1,0-3,7</u> 2,1	<u>12,3-37,7</u> 20,8	<u>0,586-1,073</u> 0,767	<u>0,008-0,443</u> 0,219	<u>0,649-1,280</u> 0,986	<u>3,5-3,8</u> 3,6
6	<u>0,4-6,0</u> 2,9	<u>3,9-50,9</u> 26,7	<u>0,093-0,687</u> 0,403	<u>0,197-0,349</u> 0,249	<u>0,293-0,884</u> 0,652	<u>1,0-11,9</u> 5,0
7	<u>1,4-10,2</u> 5,1	<u>16,2-84,9</u> 45,8	<u>0,048-0,375</u> 0,236	<u>0,157-0,502</u> 0,334	<u>0,205-0,877</u> 0,570	<u>2,2-9,0</u> 4,6
8	<u>10,1-14,6</u> 12,7	<u>102,9-165,8</u> 130,2	<u>0,0-0,102</u> 0,034	<u>0,263-0,542</u> 0,442	<u>0,263-0,644</u> 0,476	<u>1,0-4,0</u> 2,2
9	<u>8,1-10,5</u> 9,3	<u>94,9-96,7</u> 95,8	<u>0,023-0,482</u> 0,253	<u>0,185-0,195</u> 0,190	<u>0,218-0,667</u> 0,443	<u>1,3-1,5</u> 1,4
10	<u>6,7-10,0</u> 8,3	<u>78,6-85,9</u> 82,3	<u>0,193-0,364</u> 0,279	<u>0,183-0,272</u> 0,228	<u>0,376-0,636</u> 0,506	<u>3,0-3,4</u> 3,2

Водночас, у річках Ірпінь та Рокач забруднення сполуками фосфору було приблизно однаковим на всіх станціях відбору. Так, концентрація неорганічного і загального фосфору в р. Ірпінь варіювала в межах 0,042-0,589 і 0,255-0,768 мг P/дм³ та 0,023-0,482 і 0,205-0,877 мг P/дм³ в р. Рокач. Вміст фосфору у ставку (станція 8) був дещо нижчим, але все-таки ця водойма зазнавала забруднення ним (див. табл. 1). У досліджуваних водних об'єктах у межах м. Бучі і смт Гостомеля також спостерігалось значне забруднення води сполуками азоту, зокрема річок Буча і Рокач (табл. 2). У р. Ірпінь його концентрації були нижчі, але відмічено зростання вмісту сполук азоту нижче впадіння р. Рокач (див. табл. 2). Концентрація неорганічного азоту у воді досліджуваних річок досягала такого рівня як в стічних водах, особливо в р. Бучі. Слід зазначити таку важливу особливість, що на станціях відбору річок Ірпінь і Буча, де було відмічено забруднення води сполуками азоту і фосфору, частка неорганічного азоту і фосфору в середньому становила 55,6-87,7% N_{заг} і 54,9-79,8% P_{заг}, тоді як вище за течією їхня частка у воді була нижчою – відповідно 38,6% N_{заг} і 43,7% P_{заг}. Концентрація Si_{розч} знаходилась у широкому інтервалі величин на станціях 6 і 7, натомість на інших станціях відбору вона не перевищувала 4,2 мг/дм³ (табл. 2).

Таблиця 2.

Вміст різних форм азоту
у воді досліджуваних водних об'єктів протягом 2022–2023 років

№ ст.	NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	NO ₂ , мг N/дм ³	NO ₃ , мг N/дм ³	N _{неорг} , мг N/дм ³	N _{орг} , мг N/дм ³	N _{заг} , мг N/дм ³
1	<u>0,000–0,054</u> 0,027	<u>0,010–0,144</u> 0,077	<u>0,008–1,17</u> 0,591	<u>0,072–1,318</u> 0,695	<u>1,531–5,139</u> 3,335	<u>2,849–5,211</u> 4,030
2	<u>0,508–0,829</u> 0,651	<u>0,017–0,454</u> 0,232	<u>0,422–1,70</u> 1,084	<u>0,947–2,776</u> 1,967	<u>0,368–2,833</u> 1,756	<u>3,144–4,244</u> 3,723
3	<u>0,522–22,53</u> 11,55	<u>0,000–0,026</u> 0,010	<u>0,080–0,615</u> 0,328	<u>0,815–22,64</u> 11,88	<u>3,465–7,456</u> 5,191	<u>4,280–30,09</u> 17,08
4	<u>0,393–0,580</u> 0,459	<u>0,016–0,374</u> 0,136	<u>0,389–1,387</u> 0,765	<u>0,798–2,341</u> 1,360	<u>1,019–3,136</u> 2,284	<u>3,360–3,934</u> 3,644
5	<u>2,508–19,13</u> 10,11	<u>0,118–0,566</u> 0,275	<u>0,290–0,489</u> 0,373	<u>2,940–19,59</u> 10,75	<u>1,798–8,702</u> 5,330	<u>4,738–28,29</u> 16,08
6	<u>2,112–15,44</u> 8,650	<u>0,000–0,274</u> 0,096	<u>0,010–1,387</u> 0,666	<u>3,773–15,50</u> 9,40	<u>0,016–8,508</u> 2,852	<u>3,804–23,97</u> 12,26
7	<u>1,728–8,328</u> 4,379	<u>0,023–0,149</u> 0,071	<u>0,015–2,362</u> 1,089	<u>4,010–8,366</u> 5,538	<u>0,106–5,573</u> 2,239	<u>4,345–13,94</u> 7,778
8	<u>0,036–0,125</u> 0,077	<u>0,011–0,037</u> 0,022	<u>0,005–0,638</u> 0,274	<u>0,147–0,711</u> 0,373	<u>0,791–3,890</u> 2,591	<u>1,502–4,151</u> 2,964
9	<u>0,015–0,071</u> 0,043	<u>0,075–0,184</u> 0,130	<u>0,100–1,458</u> 0,779	<u>0,299–1,604</u> 0,952	<u>1,522–2,450</u> 1,986	<u>2,749–3,126</u> 2,938
10	<u>2,580–4,427</u> 3,504	<u>0,035–0,179</u> 0,107	<u>0,567–1,600</u> 1,084	<u>4,215–5,173</u> 4,694	<u>0,543–3,894</u> 2,219	<u>4,758–9,067</u> 6,913

У досліджуваних водних об'єктах окрім забруднення біогенними сполуками в деяких випадках відмічено також високої концентрації заліза, мангану і хрому. Вміст лабільного і розчинного заліза знаходився у межах відповідно 10–851 і 20–1612 мкг/дм³. До найбільш забрудненої станції за цим показником відноситься станція 6. На інших станціях вміст лабільного і розчинного заліза не перевищував відповідно 274 і 477 мкг/дм³. У річках Ірпінь і Буча вище за течією концентрація розчинного заліза не перевищувала відповідно 226 і 130 мкг/дм³, тобто в декілька разів була нижчою. Вміст розчинного алюмінію знаходився у межах 19,3–52 мкг/дм³, а концентрація розчинного мангану і хрому відповідно – 25,2–2346 і 12,7–93,9 мкг/дм³. Максимальні величини розчинного мангану і хрому спостерігались на станції 6. Вище за течією концентрація мангану і хрому в р. Ірпінь не перевищувала 109 і 15 мкг/дм³, в р. Буча відповідно 55 і 12 мкг/дм³.

Отже, в межах м. Бучі і смт Гостомеля відбувається суттєве забруднення водних об'єктів сполуками азоту, фосфору, мангану, заліза та хрому. Згідно з методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод, у межах урбанізованої території вода річок Буча, Рокач і Ірпінь за досліджуваними гідрохімічними показниками переважно належала до III–V класу якості, вище за течією в річках Буча і Ірпінь – до III класу якості, а у ставку біля Гостомельської селищної ради – до II–IV класу якості.

І.Р. Кузик

*Тернопільський національний педагогічний університет імені
Володимира Гнатюка, Тернопіль, Україна,
e-mail: kuzyk@tnpu.edu.ua*

РЕТРОСПЕКТИВНИЙ АНАЛІЗ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ РІЧКИ СТРИПА У МІСТІ БУЧАЧ ТЕРНОПІЛЬСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Річка Стрипа – третя за величиною ліва притока Дністра, бере початок із джерела поблизу с. Івачів Тернопільського району. Довжина річки 147 км, площа басейну – 1610 км² (Географія Тернопільської області, 2017). Протікає річка в межах Тернопільського і Чортківського районів. Її басейн охоплює територію Зборівської, Козівської, Козлівської, Купчинецької, Золотниківської, Буцацької і Трибухівської територіальних громад.

Основними гідрометричними параметрами річки Стрипа є загальне падіння 213 м, похил річки 1,5, щільність річкової мережі басейну – 0,38 км/км², середня багаторічна витрата води – 2 м³/с, шар стоку – 33 мм. Пересічна ширина річища у середній течії – 30 м. Заплава двостороння, шириною 0,1-0,9 км, подекуди переривчаста. Водному режиму річки властива весняна повінь і дощові паводки у літньо-осінній період, а також незначні підйоми рівня води зимою. На весняну повінь припадають найбільші середні місячні витрати води: 15-19 м³/с. Максимальні витрати за рік спостерігаються переважно у весняну повінь і коливаються від 100 до 150 м³/с. Мінімальні літні витрати становлять 0,5-1,4 м³/с. Температура води в зимовий період близько 0°C, улітку – 20-25°C. Льодовий режим нестійкий – льодостав може встановлюватися двічі за зиму. Характерно, що в пониззі льодовий покрив нетривалий (7-14 днів) і встановлюється лише в дуже суворі зими (Географія Тернопільської області, 2017).

У верхів'ї річка Стрипа зарегульована чотирьома водосховищами – біля села Плотича (Плотицьке 1,2,3) та Зборівське. Загальна площа водного плеса водосховищ басейну річки Стрипа становить 550 га, повний об'єм 7,2 млн. м³. Найбільшим водосховищем басейну річки є Плотицьке-3, площею водного плеса 180 га та повним об'ємом 2,5 млн. м³ (Географія Тернопільської області, 2017).

За даними Екологічного паспорта Тернопільської області, у р. Стрипа, за останні 6 років було скинуто близько 692,5 тис. м³ забруднених (без очищення) або недостатньо очищених стічних вод. Разом із забрудненими стоками у річку Стрипа потрапило понад

760 т забруднюючих речовин. Найбільше забруднюючих речовин у р. Стрипа було скинуто у 2017 році, понад 300 т (Екологічний паспорт Тернопільської області, 2021). Із 2020 року обсяги потрапляння забруднюючих речовин у поверхневі води річки Стрипа значно скорочуються. Така тенденція в основному зумовлене зменшення обсягів промислового виробництва в басейні річки та переходом приватних домогосподарств на індивідуальні вигрібні ями, замість централізованого водовідведення.

Проте, не зважаючи на значні обсяги скидання забруднених стічних вод, за даними Регіонального офісу водних ресурсів Тернопільської області, усі показники хіміко-біологічного складу води у контрольному створі на річці Стрипа у м. Бучач, відповідають нормам, що ставляться до поверхневих водних об'єктів господарсько-побутового призначення (табл. 1). Ретроспективний аналіз гідроекологічного стану річки Стрипа, показав тенденцію зростання мінералізації. У 2021 та 2022 роках у контрольному створі річки у м. Бучач фіксувались перевищення показника ХСК.

Таблиця 1.

Концентрація речовин у контрольному створі р. Стрипа у м. Бучач (за даними Регіонального офісу водних ресурсів у Тернопільській області)

Назва показника	Одиниці вимірювання	2013	2014	ГДК	2021	2022
Завислі речовини	мг/дм ³	11,3	12,5	75	20,0	15,0
pH	Одиниці pH	7,9	8,2	6,5-8,5	7,8	7,6
Розчинений кисень	мгО ₂ /дм ³	10,8	10,4	≥4,0	9,2	10,6
Мінералізація	мг/дм ³	440	430	1000	330	280
БСК ₅	мгО ₂ /дм ³	2,8	2,9	≤6 (20 °C)	2,8	3,2
ХСК	мгО ₂ /дм ³	13,7	17,5	30	33	31
Сульфати	мг/дм ³	18,0	20,7	500	80,0	76,0
Хлориди	мг/дм ³	17,0	16,7	350	32,0	27,0
Фосфати	мг/дм ³	0,15	0,2	1-3,5	0,25	0,35
Нітрати	мкг/дм ³	5,5	8,0	45	11,5	9,5
Загальне залізо	мкг/дм ³	0,07	0,11	300	0,23	0,21
Цинк	мкг/дм ³	0,0	0,0	1000	0,24	0,01
Нафтопродукти	мкг/дм ³	0,01	0,0	300	0,0	0,0

Результати попередніх досліджень якості води у р. Стрипа, свідчать про зростання концентрації таких хімічних речовин як Сульфати і Хлориди. У 2013–2014 роках вміст цих речовин

у р. Стрипа коливався в межах 18,0-20,7 мг/дм³ (Сульфати) та 16,7-17,0 мг/дм³ (Хлориди) (Гінзула, 2015). Тоді як у 2021-2022 рр. концентрація Сульфатів у контрольному створі у м. Бучач на р. Стрипа становила 76,0-80,0 мг/дм³, а концентрація Хлоридів – 27,0-32,0 мг/дм³. Зросла і концентрація Загального заліза із 0,07-0,11 мкг/дм³ (2013-2014 рр.) до 0,21-0,23 мкг/дм³ (2021-2022 рр.). Фіксується збільшення концентрації нітратів у воді р. Стрипа з 5,5-8,0 мкг/дм³ (2013-2014 рр.) до 9,5-11,5 мкг/дм³ (2021-2022 рр.). Зросла також концентрація завислих речовин з 11,3 мг/дм³ (2013 рік) до 20,0 мг/дм³ (2021 р.). Змінились показники ХСК з 13,7 мгО₂/дм³ (2013 р.) до 33 мг О₂/дм³ (2021 р.). Проте, стабільними залишаються такі хіміко-біологічні параметри води як БСК₅, рН, розчинений кисень тощо.

Таким чином, можемо зробити висновок, що у р. Стрипа (контрольний створ у місті Бучач) спостерігається негативна тенденція зростання концентрації окремих хімічних речовин. Що своєю чергою свідчить про забруднення річки та деградацію її біотичних компонентів. Найбільший антропогенний вплив на річку здійснюють комунальні та сільськогосподарські підприємства. Основними забруднювачами є Зборівське та Бучацьке комунальні підприємства, стоки приватних домогосподарств та сільськогосподарських угідь, оскільки розораність басейну річки становить понад 60 %, а частка природних угідь – 36 % (Сокіл, 2010). Внаслідок поверхневого стоку з агроугідь, територій підприємств, населених пунктів у річку Стрипа потрапляють завислі речовини, пестициди, сполуки азоту, важкі метали тощо. В останні кілька років в межах м. Бучач на річці Стрипа спостерігається зниження рівня води, замулення, погіршення здатності до самоочищення та порушення гідрологічного режиму

В.О. Курченко, О.С. Нестеренко, О.М. Маренков

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,

Дніпро, Україна

e-mail: kurchenko.viktoriiia.3@gmail.com

ГІДРОХІМІЧНИЙ АНАЛІЗ ВОДИ ПОБЛИЗУ о. МОНАСТИРСЬКИЙ

Гідрохімічний режим водних екосистем прямо впливає на життєдіяльність та відтворення гідробіонтів і визначається як природним, так і антропогенним впливом. Зважаючи на наявність значної кількості підприємств, що використовують у виробничому процесі воду басейну Запорізького (Дніпровського) водосховища, досить актуальними залишаються його моніторингові дослідження гідрохімічних показників (Khristov., Kochet, Zagubizhenko, 2006; Яковенко, Дворецький, 2010; Шихшабеков, 2014).

З метою оцінки якості води, як середовища існування гідробіонтів, проведено оцінку гідрохімічних показників із використанням стаціонарної станції «Наяда-2» у літній період 2023 року поблизу о. Монастирський (м. Дніпро). Визначалися наступні показники: температура води, вміст азоту нітратного та нітратів (NO_3^-), біохімічне споживання кисню у воді (БСК_5), хімічне споживання кисню (ХСК), вміст кисню та розчиненого вуглецю (CO_2), суму ароматичних вуглеводнів бензену, толуену та ксилену (ВТХ), електропровідність. Показники хімічного складу води порівнювали з нормативними показниками для рибогосподарських потреб.

При дослідженнях було встановлено, що середні показники температури води були на рівні 24,4–27 °С вище нуля, що відповідає нормативним значенням. Температура води є важливим абіотичним показником, який істотно впливає на гідробіонтів, регулює швидкість життєвих процесів і визначає найважливіші фізико-хімічні властивості води. Каламутність та забарвленість води була у межах норми.

Результати гідрохімічного аналізу якості води дозволили визначити, що вміст азоту нітратного та нітратів у воді не перевищував нормативні значення. Взагалі, концентрація нітратів у воді схильна до сезонних коливань. Сезонні коливання виникають насамперед внаслідок процесів

денітрифікації. Загальний вміст зважених речовин не перевищував нормативні показники.

Концентрація розчиненого кисню у воді була нижче ГДК для водойм рибогосподарського призначення протягом усього періоду досліджень (0,48–5,47 мг О/дм³). Розчинений у воді кисень є одним із найважливіших фізико-хімічних показників, який визначає якість води та можливість підтримання онтогенезу гідробіонтів. Низькі концентрації кисню у воді негативно впливають на фізіологічний стан гідробіонтів та можуть спровокувати заморні явища у водоймі.

При дослідженнях було встановлено перевищення показників БСК. Максимальний показник складав 4,2 мг О/дм³, що удвічі перевищує ГДК для водойм рибогосподарського призначення, БСК – важливий екологічний показник стану природних водойм, його використовують для оцінки ступеня забрудненості водного середовища та вмісту органічних речовин, які легко окиснюються. За високого вмісту органічних речовин у воді швидко розмножуються аеробні бактерії, для життєдіяльності яких необхідний кисень. Це зумовлює зниження вмісту розчиненого кисню та може створити гіпоксичні умови та спричинити загибель окремих видів гідробіонтів (Клименко та інші, 2015). Також у воді дослідних ділянок встановлено незначне перевищення показника ХСК, як для водойм рибогосподарського призначення. Показник ХСК дозволяє судити про ступінь забрудненості води органічними речовинами.

Вміст загального органічного вуглецю складав 22,1 мг/дм³, що перевищує нормативні показники. Максимальна концентрація розчиненого СО₂ складала 16,5 мг/дм³. На вміст у воді розчиненого СО₂ впливають процеси фотосинтезу та інші біохімічні процеси. Головним джерелом надходження оксиду вуглецю в природні води є процеси біохімічного розпаду органічних залишків, окислювання органічних речовин, решток гідробіонтів. Одночасно з процесами надходження значна частина діоксиду вуглецю споживається при фотосинтезі.

При дослідженнях встановлено поодинокі перевищення показників суми ароматичних вуглеводнів (ВТХ) у воді. Показники електропровідності води трималися у межах

304–313 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Провідність природної води залежить в основному від концентрації розчинених мінеральних солей та температурного режиму.

Таким чином, за результатами досліджень вода на дослідних ділянках не відповідає нормативним показникам якості води для рибогосподарських потреб за значеннями БСК, ХСК та розчиненого кисню. Також спостерігається перевищення вмісту загального органічного вуглецю у воді, що своєю чергою може негативно впливати на фізіологічний стан гідробіонтів. Низькі концентрації кисню несприятливі для нормальної життєдіяльності гідробіонтів. Зниження ступеня кисневого насичення води зменшує інтенсивність процесів самоочищення і погіршує якість води. Крім того, нестача кисню викликає посилення процесів відновлення, внаслідок чого посилюється процес міграції речовин з донних відкладів у воду, що контактує з ними, тобто відбувається вторинне забруднення водного середовища, масштаби якого визначаються значною мірою тривалістю впливу анаеробних умов.

К.С. Левченко, О.А. Бубнова

*Інститут геотехнічної механіки ім. М.С. Полякова НАН України,
Дніпро, Україна
e-mail: levchenko_scientist@ukr.net*

ДО ПИТАННЯ ВИКОРИСТАННЯ КАР'ЄРНИХ ВОД ЗАДЛЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Щороку питанням ефективного, ощадливого використання водних ресурсів займаються світові та вітчизняні вчені закликаючи до необхідності пошуку способів раціонального використання води, удосконалення технологій очищення забруднених вод, ширшого використання нетрадиційних джерел водопостачання через дефіцит прісних вод та прогресуюче забруднення водою.

Аналіз досвіду використання підземних вод, вилучених при розробці родовищ корисних копалин показує, що підприємства добувної галузі максимально залучають води до використання для потреб підприємства, але все ж залишаються води, які направляють на очистку (виходячи зі складу та вимог до скиду) та подальше скидання в поверхневі водні об'єкти.

Водний Кодекс України дозволяє скидання зворотних вод, до яких відносяться і кар'єрні води, в поверхневі водні об'єкти, що регулюється спеціальними лімітами та дозволами, але краще шукати інвестиції та впроваджувати повне використання таких вод на об'єкті або направляти їх до інших споживачів задля раціонального використання ресурсів та збереження водного середовища.

Використання кар'єрних вод є актуальним питанням в гірничодобувній промисловості. Варіантами поводження з цими водами можуть бути: зворотня закачка в водоносні горизонти (Гайдін, 2018), перенаправлення на потреби для зрошення, господарсько-питного водопостачання (після доведення до необхідної якості) чи для іншого промислового виробництва (потреб інших підприємств, які знаходяться поряд та потребують використання вод), використання енергії підземних (кар'єрних або шахтних) вод для комунальних та промислових потреб (Karū., 2013; Watzlaf, 2006), використовувати як потенційну сировину для перероблювання на водень.

В Україні згідно з інформацією Укрстату підприємствами видобувної промисловості скидається щорічно в поверхневі водні об'єкти не менше 130,4 млн. м³ вод (дані за 2022 рік, в попередні роки значно більше). Більша частина (майже 60 %) цих вод є забрудненими, 23 % нормативно очищених та 17 % нормативно чистих. Це призводить до значних витрат на екологічні платежі, погіршення стану поверхневих вод та не відповідає екологічній концепції держави.

Відповідно до Концепції «зеленого» енергетичного переходу України до 2050 року ошадливе використання ресурсів, запобігання утворенню, повторне використання, перероблення відходів, перехід до замкнутого циклу (обсяг ресурсів використовується якомога довше і утворення відходів мінімізується), збільшення промислового виробництва та використання водню та інших синтетичних енергоресурсів, вироблених з відновлюваних джерел енергії залишатимуться постійними пріоритетами нашої держави.

Все частіше компанії звертають увагу на перехід до виробництва водню. Наприклад, Компанія ArcelorMittal, один із найбільших виробників сталі у світі, інвестувала в технологію виробництва водню із води компанії H2Pro через інноваційний фонд XCarb. Основа методу – технологія E-TAC (електрохімічна і термічно активована реакція). На відміну від звичайного електролізу, водень та кисень генеруються окремо на різних стадіях – електрохімічній та стадії термічної активації. Розкладання води з використанням технології E-TAC забезпечує енергоефективність понад 95 %, при традиційній технології електролізу води – на рівні близько 70 %, але для використання кар'єрних вод в якості сировини для виробництва водню є декілька проблемних питань:

- очистка води, оскільки недостатньо очищені води ставлять під загрозу роботу обладнання;

- наявність відновлювальних джерел енергії для отримання так званого «зеленого водню» (найчистіша технологія виробництва водню);

- мінімізація витрат на транспортування води як сировини та виробництва енергії для її перетворення на водень.

Раніше були представлені рішення щодо використання просторів відпрацьованих кар'єрів для енергетичної незалежності (Четверик., Бубнова., Левченко, 2019), зниження мінералізації кар'єрних вод (Четверик., Бубнова., Левченко, 2018), очищення кар'єрних вод (Левченко, 2015, 2017) та реструктуризації ТЕС,

шахт та шламосховищ на енерго-опріснювальні корпорації (Четверик, Бубнова, Левченко, 2021).

Зважаючи на перелічені проблеми та раніше запропоновані рішення пропонується на базі гірничодобувних підприємств:

зменшити мінералізації кар'єрних вод;

побудувати сучасну станцію очищення та підготовки кар'єрних вод;

розташувати станції ВДЕ;

побудувати завод із виробництва водню.

Таким чином, з екологічної точки зору вигода досягнеться шляхом зменшення впливу на водні об'єкти (через виключення скидання в них забруднених вод) та отримання екологічно чистої енергії та водню.

Безпосередньо для підприємства вигода складається із декількох складових:

1) від продажу водню;

2) зменшення екологічних платежів;

3) енергонезалежності підприємства;

У разі розміщення всіх нових об'єктів або у відпрацьованому просторі кар'єру або на відвалах – 4) відсутність необхідності проведення дорого вартісної рекультивациі.

У.В. Пахарь

*Тернопільський національний педагогічний університет імені
Володимира Гнатюка, Тернопіль, Україна
e-mail: grulya@gmail.com*

ХІМІЧНИЙ СКЛАД ВОДИ ДЕЯКИХ ДЖЕРЕЛ НПП «ЧЕРЕМОСЬКИЙ»

Карпатський регіон в Україні вважається найзабезпеченішим водними ресурсами, з поширенням тут природних водних джерел різних типів (за характером і місцем виходу, хімічним складом, режимом, величиною дебіту тощо). Багато з них знаходяться на природно-заповідних територіях. Однак, наявні систематичні дослідження природних водних джерел оконтурені – поки що – лише межами Карпатського та Вижницького національних природних парків (Кравчинський, 2019; Сінченко, 2017). Доцільно та необхідно також проведення досліджень – зокрема, хімічного складу води – природних джерел НПП «Черемоський».

Національний природний парк «Черемоський» розташований у південно-західній частині Чернівецької області в межах Вижницького (раніше – Путильського) району. Більша частина земель національного парку являють собою майже компактний цілісний масив, що розміщується біля витоків Білого Черемошу, і ці землі у всі часи вважалися і, по суті, залишилися найменш освоєним та зміненим регіоном Чернівецької області й Українських Карпат у цілому. Цьому сприяли позиційне розміщення в найвіддаленіших і найменш доступних для цивілізації витоків р. Білий Черемош, поганий стан дорожньої інфраструктури та достатньо пізній час господарського освоєння регіону (Юзик, Коржик, Чорней, 2018). Унікальність біорізноманіття НПП «Черемоський» доповнене збереженістю водних ресурсів, і, зокрема, мінеральних вод природних джерел, які є важливим, але – поки що – не використовуваним бальнеологічним ресурсом. На перешкоді використанню цього ресурсу стоїть не лише географічна віддаленість та інфраструктурна недоступність території, а й недостатня вивченість хімічного складу цих вод.

Дослідження складу вод, проведені на початку 1960-х років, і повторні – у середині вісімдесятих, стосувались джерел Сарата - 1, Сарата-2 та Сарата-3 (Коржик, 2018). Одне з джерел досліджене в рамках вивчення поверхневих та підземних вод

Чивчинських гір на предмет можливого забруднення хімічними агентами антропогенного походження (Юзик, 2016).

З метою отримання актуальних даних, нами в травні 2023 року були зібрані проби води як із згаданих джерел, так і з ще дев'яти інших, на обох берегах р. Сучава. Аналіз зразків проведений на кафедрі хімічного аналізу, експертизи та безпеки харчової продукції ЧНУ під керівництвом доктора технічних наук, доцента Борука С.Д.

Попередні результати досліджень засвідчили:

1. Найбільш мінералізованою є вода джерела № 10 – сухий залишок становить 6200 мг/дм^3 , при найбільшому вмісті іонів хлору – 3257 мг/дм^3 . У цьому ж джерелі і найбільша жорсткість води – $9,7 \text{ ммоль/дм}^3$.

2. Жорсткість води в решті 11 зразках значно нижче – від $0,125$ до $2,52 \text{ ммоль/дм}^3$, і зумовлена, в основному, розчиненими гідрогенкарбонатами кальцію та магнію.

3. Значний вміст сірководню в джерелі № 3 свідчить про перспективність його рекреаційного використання.

4. За хімічним складом та органолептичними показниками вода десяти джерел придатна і безпечна для вживання місцевим населенням та туристами.

Подяки.

Автор висловлює щирю вдячність науковому керівникові – професору, доктору біологічних наук Куранту Володимирі Зіновійовичу, та працівникам НПП «Черемоський» за консультації, поради та допомогу у виконанні дослідження.

Д.М. Рюміна

*Інститут геотехнічної механіки ім. М.С. Полякова Національної академії наук України, Дніпро, Україна
e-mail: daryu445@gmail.com*

ВИРІШЕННЯ АКТУАЛЬНИХ ГІДРОГЕОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ ПРИ ПЕРЕНОСІ РУСЛА РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ

Річка Інгулець – яскравий приклад техногенно-зміненої екосистеми за рахунок впливу гірничо-добувної та металургійної діяльності добувних та збагачувальних підприємств.

Існує декілька проблем техногенного впливу:

зміна мінералізації води у річці в районах зливу стічних вод підприємств;

зміна екосистеми при багаторазовому переносі русла ріки.

При переносі русла значної зміни зазнають породи руслової частини, та породи її надзаплавної тераси.

Коли русло сформовано штучно до повторного замулення руслової частини спостерігається надлишкова фільтрація річних вод на прилеглі території. Руслові відклади представлені мулами середньою потужністю близько 0,8 м, коефіцієнт фільтрації яких складає від 0,0002 до 0,002 м/добу. Вони запобігають надмірній фільтрації річкових вод до водоносного горизонту. Відновлення водної рослинності та часткове відновлення геологічного середовища відбувається лише за 3-5 років після завершення будівництва.

В місцях де русло знаходиться близько до відкритих виробок спостерігається надмірний водопріплив в перші роки після закінчення будівництва. Це може провокувати обвали бортів кар'єрів, чи формування зсувів, карсту, тощо.

Для запобігання руйнівних процесів у відкритих та підземних гірничих виробках передбачають декілька варіантів протифільтраційних заходів:

Облаштування траншеї із заглибленням в водотривкий горизонт на глибину до 2-х метрів. Виймка ґрунту виконується під захистом бентонітового розчину з подальшим заміщенням його глиноцементним розчином, який буде виконувати функцію протифільтраційної завіси.

Буронабивні свердловини з глино-цементним розчином. Буряться свердловини великого діаметру без обсадки, стійкість стінок забезпечується нагнітанням бентонітового розчину з подальшим заповненням їх глиноцементним розчином.

Віброзанурення металевого шпунта у водотривкий горизонт (шпунт Ларсена).

Буріння палей діаметром 125 мм з кроком в 1 м з подальшим нагнітанням в них глиноцементного розчину під високим тиском по колу. Як результат – стіна з колон діаметром більше 1 м. Недолік – неоднорідне заповнення пір в водопроникному шарі.

Плаский Джет. В цій методиці нагнітання цементного розчину відбувається в одній площині перпендикулярно фільтраційному потоку. Товщина завіси становитиме до 30 см, що значно вигідніше фінансово за інші методики.

У будь-якому варіанті протифільтраційних завіс для спостереження за рівнем підземних вод і правильною роботою завіси, необхідно передбачати систему спостережних свердловин.

Спостереження полягають у вимірах рівня поверхневих вод за допомогою водомірних рейок, та вимірах рівнів підземних вод по мережі спостережних свердловин. Також проводять відбір проб підземних та поверхневих вод для визначення їх хімічного складу.

Після введення в експлуатацію протифільтраційної завіси спостереження необхідно проводити щотижня до стабілізації стану рівня ґрунтових вод.

Після стабілізації рівня – період спостережень зменшують до 1-го разу на місяць.

У будь-якому випадку зміна існуючого русла ріки несе за собою зміни як в екосистемі ріки, так і в гідрогеологічній обстановці навколо. Для того щоб запобігти незворотнім процесам необхідно проводити моніторинг за навколишнім середовищем у фоновому режимі, та в посиленому порядку – навколо техногенно-змінених масивів.

Г. Є. Григор'єва

*Інститут гідробиології НАН України, Київ, Україна
annanika2930@gmail.com*

ВЕСНЯНИЙ ФІТОПЛАНКТОН ОЗЕРА ВЕРБНЕ (М.КИЇВ)

Озеро Вербне – іхтіолого-ботанічний заказник місцевого значення (Рішення Київської міської ради від 17 лютого 1994 року № 14), відіграє важливу роль у збереженні біорізноманіття, створює унікальний ландшафт мегаполіса, що використовується з рекреаційною метою.

Метою роботи було встановити видовий склад весняного фітопланктону озера Вербне та порівняти з ретроспективними даними.

Матеріали та методи. Проби фітопланктону відібрали впродовж весни 2023 року і опрацювали згідно з методикою гідробиологічних досліджень (Методи..., 2006). Також апаратно визначались рН води і рівень кисню водоюми (прилади: оксиметр модель 8403, рН-метр – DELFA-PH2). Класифікація водоростей згідно з AlgaeBase.

Результати дослідження.

Дослідження фітопланктону на озері Вербне здійснені в 1986 році, дозволили за Екологічною класифікацією (Гидроэкологические..., 1991) характеризувати водойму як «чиста» (2 клас). Таким чином, на сьогодні антропогенний вплив на водойму потребує подальших досліджень.

У фітопланктоні весняного сезону 2023 року було ідентифіковано 46 видів водоростей з 7 відділів: Chlorophyta – 20 видів, Bacillariophyta – 11, Cyanobacteria – 8, Charophyta, Suptista, Euglenozoa по 2, Miozoa – 1 вид. Найбільшу частку флористичного різноманіття склали: Chlorophyta – 43% від загальної кількості видів, Bacillariophyta – 24%, Cyanobacteria – 17%.

За чисельністю та біомасою фітопланктону по відділах спостерігалась наступна послідовність:

- за чисельністю: Cyanobacteria - 73757 > Bacillariophyta - 2867 > Chlorophyta - 2165 (тис. кл./дм³) відповідно;
- за біомасою: Cyanobacteria - 2,478 > Bacillariophyta - 1,523 > Chlorophyta - 0,425 (г/м³) відповідно.

Загалом можна зазначити, що домінуючі відділи за кількістю видів і біомасою розташовані в протилежній послідовності, так Cyanobacteria представлені найменшою кількістю видів, але найбільшою біомасою. Загальна чисельність фітопланктону всіх відділів навесні складала 79167 тис. кл./дм³, біомаса - 4,994 г/м³.

Альгоценоз озера формував такий комплекс домінуючих видів фітопланктону:

- за чисельністю домінуючий комплекс складали: *Limnothrix redekei* (Goor) Meffert, *Phormidium* sp., *Aphanizomenon gracile* Lemmermann;

- за біомасою: *Limnothrix redekei* (Goor) Meffert, *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal, *Aphanizomenon gracile* Lemmermann, *Phormidium* sp., *Trachelomonas intermedia* P.A. Dangeard.

Також у весняний період визначили індекси Шеннона $H_N = 2,56$ біт/екз. і $H_B = 3,37$ біт/мг. Таким чином, весняний фітопланктон озера Вербне характеризувався Cyanobacteria - Bacillariophyta - Chlorophyta - Euglenozoa комплексом, що вказує на певний антропогенний вплив на фітоценоз водойми.

Б.О. Барановський, О.М. Маренков, Л.О. Кармизова
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
Дніпро, Україна
e-mail: boris.baranovski@ukr.net

ПЕРШІ ЗНАХІДКИ ТРОПІЧНИХ МАКРОФІТІВ *PISTIA STRATIOTES* L. ТА *PONTEDERIA CRASSIPES* MART НА ЗАПОРІЗЬКОМУ (ДНІПРОВСЬКОМУ) ВОДОСХОВИЩІ. ПРИЧИНИ РОЗПОВСЮДЖЕННЯ

Pistia stratiotes L. – представник монотипного роду *Pistia* L., що входить до складу родини *Araceae*, класу *Liliopsida*. Вид зростає у непроточних та проточних водоймах тропічних і субтропічних областей. Вірогідним первинним ареалом *P. stratiotes* вважається Південна Америка, хоча існують гіпотези про також африканське походження даного виду. Його ареал на сучасному етапі розповсюдження – пантропічний із диз'юнкціями в субтропічних і, навіть, помірних широтах. Тут він трапляється у водоймах, які знаходяться під впливом теплих вод.

Широкому розповсюдженню пестії сприяють особливості біології. *Pistia stratiotes* – однорічник, плейстофіт, ентомофіл, гідрохор, орнітохор, швидко розмножується вегетативно за допомогою стolonів, які розвиваються в пазухах зовнішніх листків. Цвіте у липні-серпні. Оптимальна температура води для їхнього розвитку +22-30 °С, максимальна +35 °С. При зниженні температури води нижче +15 °С рослини цього виду, як і інших водних рослин тропічної зони, не розвиваються.

В Україні перші екземпляри *Pistia stratiotes* були знайдені у водоймах м. Києва у 2005 р. (Лушпа, 2009). Потім він реєструвався в Канівському водосховищі (Афанасьєв, Савицький, 2016) та інших регіонах України (Казарінова та ін., 2014; Дубина та ін., 2017; Дворецький та ін., 2022).

Ще у 90-х роках, в літній період, у прибережних малих водоймах в межах м. Дніпро її розповсюджували акваріумісти з метою розмноження. Але звідти вона не потрапляла до акваторії і у наступні літні сезони не зустрічалася (Барановський, 2000).

Масовий розвиток *Pistia stratiotes* спостерігався влітку 2013 році на р. Сіверський Донець на ділянці між містами Чугуїв та Комсомольське (Казарінова та ін., 2014). Вірогідним місцем антропохорного занесення *P. stratiotes* було озеро Хасан, яке сполучається з каналом ТЕЦ-2 «Есхар» (Харківська обл.). В озері рослини були відмічені у 2012 році, потім потрапили до каналу, де насіння успішно перезимували (температура в каналі взимку

досягає 16 °С), та навесні 2013 році, з якого, своєю чергою, потрапили до р. Сіверський Донець. За свідощтвом, протягом сезону рослини цього виду поширилися течією по акваторії Сіверського Донця на відстань більшу за 100 км.

За результатами виконання госпдоговірної теми з інститутом «Дніпродіпрводгосп» за участю співробітників Дніпровського та Харківського університетів «Поліпшення гідрологічного режиму та покращення екологічного стану р. Сіверський Донець, 2014» було рекомендовано направити теплі води ТЕЦ-2 «Есхар» в інше русло і «проморозити» канал. Але це відбулося в результаті тимчасової зупинки ТЕЦ-2 і в наступні роки розповсюдження пестії з каналу припинилося.

На акваторії Запорізького водосховища вперше *Pistia stratiotes* відмічалася (сфотографована) співробітницею Ботанічного саду Дніпровського національного університету ім. Олеса Гончара Л. П. Замятіною у Сурській затоці по правому берегу вище с. Ракшівка (48.321667, 35.072992) у 2005 та у 2008 роках. Ценози пістії розвивалися в заглибленнях берега, місцями займали значну площу. На цю ділянку Сурської затоки вона могла, ймовірно, потрапити з с. Братське (6 км вище Ракшівки), де розташовано садовий центр «Сакура», в якому є басейни з водними декоративними рослинами.

В той час в р. Мокра Сура відбувалися масові скиди термальних вод із заводів західної частини м. Дніпра через притоку р. Бельба, а також із станції очистки стічних вод (Південної станції аерації) м. Дніпро у Сурській затоці. У наступні роки *Pistia stratiotes* у Сурській затоці не відмічалася.

У 2022 році *Pistia stratiotes* знайдена на акваторії Запорізького водосховища у м. Дніпро у прибережній мілководній зоні Монастирської протоки (48.460337, 35.080946) де вона утворила угруповання загальною площею 12 м² із середньою кількістю екземплярів – 106 екз/м² та фітомасою 1200 г/м² у сирій вазі, максимальна щільність – 146 екз/м², при фітомасі 1520 г/м² у сирій вазі.

Pontederia crassipes Mart. (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) – водяний гіацинт або ейхорнія гіацинтова – представник родини Понтедерієвих (*Pontederiaceae*) класу *Liliopsida*, вільно плаваючий багаторічник. Природний ареал якого – Південна Америка (басейн р. Амазонки). До Європи цей вид був завезений як декоративний, використовувався у садово-парковій практиці, звідки і потрапляє до природних водойм (Von Bank, 2018).

Вперше в Україні *Pontederia crassipes* Mart. знайдена у серпні та вересні 2019 року у річці Мокра Сура (точніше – у Сурській затоці

Запорізького водосховища) поблизу селища Червоний Садок Дніпропетровської області (48.323562, 35.062811).

На мілководді, серед заростей очерету звичайного, знайдено як поодинокі екземпляри, так і невеликі скупчення, створені вегетативними розетками водяного гіацинту. Площа суцільних заростей ейхорнії сягала до 2 м². Рослини водяного гіацинту сягали до 35 см в діаметрі та мали від 6 до 12 листків (Маренков, Алексеева, 2021).

Всі знайдені рослини мали ознаки вегетативного розмноження – на бічних горизонтальних пагонах, які відходили від листової розетки, з'являлися вегетативні відростки з корінням. Вегетативне розмноження тривало до настання морозів.

З моменту знахідки до нашого часу розвиток популяції *Pontederia crassipes* не спостерігався ні у Сурській затоці, ні на всій акваторії Запорізького водосховища. Потрапляння чужорідного тропічного виду *Pontederia crassipes* на акваторію Запорізького водосховища було можливо лише шляхом виходу з акваріумної культури.

Знахідки *Pistia stratiotes* та *Pontederia crassipes* відмічені в межах (або нижче за течією) великих міст або промислових об'єктів, які скидають термальні води (Казарінова та ін., 2014; Афанасьєв, Савицький, 2016; Дворецький ті ін., 2022; Zub, Procoruk, 2022). Внаслідок масових розповсюджень цих адвентивних видів є загроза їх потрапляння до водозаборів, технічних споруд промислових об'єктів, де рослини можуть завдати значної шкоди господарській діяльності.

Таким чином, прогресуюче розповсюдження тропічних видів макрофітів у водоймах України відбувається шляхом антропохорного занесення шляхом потрапляння їх з акваріумної культури. Умовами для їх розповсюдження є зміни термічного режиму в бік підвищення у результаті антропогенного впливу (скиди термальних вод та теплих стоків в районах промислових агломерацій), а також прогресуюче підвищення зимових температур в наслідок глобального потепління.

**O. Bilous^{1,2}, I. Nezbyrka¹, V. Zhezherya¹, S. Dubniak¹, S. Batoh¹,
T. Kazantsev³, O. Polishchuk⁴, T. Zhezherya¹, T. Leontieva¹**

*¹ Institute of Hydrobiology, National Academy of Sciences of Ukraine,
Kyiv, Ukraine*

*² Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management (IHG),
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria e-
mail: bilous_olena@ukr.net*

³ Spatiolab, Kyiv, Ukraine

*⁴ M.G. Kholodny Institute of Botany of the National Academy of Sciences
of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

INTERACTIONS BETWEEN AQUATIC PLANTS AND CYANOBACTERIAL BLOOMS IN FRESHWATER RESERVOIR ECOSYSTEMS (EXAMPLE OF KYIV AND KANIV RESERVOIRS OF THE DNIPRO RIVER, UKRAINE)

Climate change and nutrient pollution are echoed by worldwide increasing trends in the frequency, duration, and toxicity of cyanobacterial (blue-green algal) blooms in natural systems (Hallegraeff et al., 2021).

Shallow plain reservoir ecosystems are particularly prone to eutrophication and are frequently affected by cyanobacterial blooms during the summer. This is caused by a number of factors: agricultural activity in the catchment area; high catchment: reservoir area ratio, associated with high input of nutrients; intensive settling of solid particles and precipitation of dissolved material; slowing of water exchange; thermal stratification, etc. (Tarczyńska et al., 2001; Kuo et al., 2006; Khilchevskiy, 2022). Excessive accumulation of cyanobacterial biomass can cause water quality problems in reservoirs, such as diurnal fluctuations in oxygen content, oxygen depletion in bottom waters, and unpleasant taste and odour in water (Kuo et al., 2006). Absence or low values of oxygen leads to fish death and decomposition of various groups of algae and aquatic plants that create secondary pollution. Therefore, the problem of cyanobacterial blooms is particularly acute, and searching for the best options to mitigate blooms is relevant and timely.

One of the known approaches to mitigate cyanobacterial blooms is biological control of such processes with the help of aquatic plants (Nezbrytska et al., 2022). The interactions between aquatic plants and cyanobacterial blooms in freshwater ecosystems is displayed in the lowering of dissolved-nutrient concentrations, the synthesis and release of allelopathic compounds which control algal numbers.

The interest in such interactions is based on safer effect of macrophytes on other biota living in water as compared to chemical methods to control or reduce cyanobacterial blooms (Stroom, Kardinaal, 2016; Tan et al., 2019). Many researchers (Basu et al., 2000; Usenko, Sakevich, 2005; Peretyatko, 2007) emphasize the importance of submerged plants in the biological control of cyanobacterial blooms and restoring water quality, while data on the role of other macrophytes, in particular floating-leaf plants and free-floating plants, in these processes are very controversial (De Tezanos Pinto, 2006; Peretyatko, 2007; Nezbyrtytska et al., 2022). With this work, we wanted to test the hypothesis that floating-leaf plants and free-floating plants can inhibit or reduce the massive development of cyanobacteria in reservoirs regularly suffering from intense blooms of these organisms.

In this study, we use reservoirs regularly affected by intensive algal blooms (the Kyiv and Kaniv Reservoirs of the Dnipro River, Ukraine) to investigate whether macrophytes may inhibit or reduce the massive development of cyanobacteria. Special attention was paid to plants with floating leaves and free-floating plants since data on their effects on cyanobacteria are controversial.

Our field trips were conducted in August of 2021 with in total twelve sites to cover the whole area of the Kyiv and Kaniv Reservoirs mainly in the patches of aquatic macrophytes, 2 m away from them and in areas without macrophytes. At each sampling site, the physical and chemical parameters of the water (temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity, salinity, and total dissolved solids - TDS) were measured using the multifunction device AZ-86031 (AZ Instrument Corp., Taiwan). Hydrochemical studies were conducted for water samples that were taken from the surface layer (~0.5 m) and the content of inorganic forms of nitrogen and phosphorus, the total content of nitrogen and phosphorus, the concentration of organic nitrogen and phosphorus, and the content of polyphosphates were determined.

The concentration of inorganic forms of nitrogen and phosphorus in water was determined using commonly used spectrophotometric methods. Ferrous salt with Nessler's reagent was used to determine ammonium nitrogen, Griess's reagent for nitrites, sodium salicylate for nitrates, and ammonium molybdate with ascorbic acid for inorganic phosphorus (DSTU 4078-2001, 2002; Nabyvanets et al., 2007). The content of total nitrogen was determined after oxidation of nitrogen containing organic compounds and inorganic nitrogen compounds to nitrate ions using potassium persulfate in an alkaline medium. The concentration of total phosphorus was determined in water filtrates after photochemical oxidation of dissolved organic substances in an acidic environment, and the content of

polyphosphates after acid hydrolysis (DSTU 4078-2001, 2002; Nabyvanets et al., 2007).

Distribution of hydrophytes and algae within water bodies of the Kyiv and Kaniv Reservoirs was mapped by means of satellite imagery analysis. Training and validation data for the analysis were obtained from aerial photo surveys of hydrophytes communities with an unmanned aerial vehicle (UAV). Aerial surveys with UAV were performed together with other activities on each study site. Quadcopter DJI Mavic Pro (DJI Mavic Pro, Shenzhen DJI Sciences and Technologies Ltd., Shenzhen, China) was used to capture single-nadir images at an altitude from 5 to 100 m. Additionally, on most of the study sites, a set of images for generating ortho-mosaics and/or spherical photo-panoramas were captured at altitudes from 50 to 100 m. The images were then processed in PixD Mapper 4.5.6 for generating ortho-mosaics and Agisoft Metashape 1.5.2 software for generating spherical photopanoramas. For the satellite data, multispectral images captured by satellites Sentinel-2a (S2A) and Sentinel-2b (S2B) were used. These satellites were launched in 2015 (S2A) and 2016 (S2B) by the European Space Agency and provide images globally with 5–7-day intervals. The images are freely available and can be downloaded from web platform such as Google Earth Engine (Available online: <https://code.earthengine.google.com/> (accessed on 21 December 2022) with Javascript API to access images, and others. The images undergo atmospheric correction and preliminary classification including cloud detection (<https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/technicalguides/sentinel-2-msi/level-2a/algorithm>; Bilous et al., 2023).

The phytoplankton samples were collected using a bathometer at a depth of 0.5 m in all sampling sites. Further samples were processed in the laboratory, determining the taxonomic composition of algal assemblages and performing counts for phytoplankton quantification. Light microscopic (LM) observations were performed by means of Axio Imager A1 (Carl Zeiss, Germany) with 40x HCX PLAN objective and 100x oil-immersion objective lens (total magnification was 400-1000). Identification was performed using the Süßwasserflora von Mitteleuropa (1986; 1991; 1991; 1998; 2005; 2013), with some newer updates from Diatoms of Europe (2000; 2002; 2003) and some additional monographs (Vetrova, 1986; 1993; 2004; Tsarenko 1990; Krammer, 1997; Palamar-Mordvintseva 2003; 2005; 2009; Kovalenko 2009; Lange-Bertalot et al., 2017). The identified taxa, as well as all lists of algal species from previous studies of the area, were checked for nomenclatural correctness using the AlgaeBase system (<http://www.algaebase.org>). The quantitative characteristics of algae were recorded by direct counting in a Nageotte chamber (volume 0.02

mL). The biomass of algae was obtained equating the cells to specific geometrical forms according to Hillebrand et al. (1999).

The concentration of chlorophyll a was determined by the extract-spectrophotometric method (SCOR-UNESCO, 1966). To determine the concentration of chlorophyll a, algal and cyanobacterial cells were concentrated by filtration using cellulose nitrate 0.45 μm pore size membrane filters (Sartorius, Sartorius Stedim Biotech, Goettingen, Germany) under low vacuum conditions. Pigments were extracted using 90% acetone; the optical density of acetone extracts was read at 630, 647, 664, and 750 nm (SCOR-UNESCO, 1966). The concentration of chlorophyll a was calculated using the equation of Jeffrey and Humphrey (Jeffrey, Humphrey, 1975).

For the identification of the essential environmental determinants affecting phytoplankton abundance and community structure, we used constrained ordination implemented in the R package 'vegan' (Legendre, Legendre, 2012; Oksanen 2017). According to the suggestion of Smilauer and Lepš (2014), detrending correspondence analysis (DCA) was used first to test whether phytoplankton abundance data showed linear or unimodal responses to the underlying gradients. Explanatory environmental variables were chosen by the step-wise selection procedure based on Monte Carlo permutation tests of the constraint's significance implemented in the 'ordistep' function, and only those variables that were significantly related to the community structure (at $p < 0.05$) were selected to be considered in the CCA and to be shown in the ordination diagram, as suggested by Legendre and Legendre (2012).

According to the results of satellite data analysis, the area of the population of hydrophytes in Kyiv reservoir in summer 2021 was about 56 km². This number included 43 km² of dense vegetation (100% of the water surface is covered with plants) and 13 km² of sparse vegetation (mix of open water and plants). Dense hydrophytes were mainly located in the upper reach of the reservoir, aside the main stream in areas with depth less than 2–3 m. Sparse hydrophytes were distributed in the delta of the Teteriv River and in the central part of the reservoir with depth less than 3 m. In the Kaniv Reservoir, area of hydrophytes in 2021 reached 34 km², including 29 km² of dense and about 5 km² of sparse aquatic vegetation. The hydrophytes were located predominantly in the widest parts of the main reach of the reservoir, in areas with depth less than 3 m. The rest of the hydrophytes were located in multiple bays and billabongs along the upper and middle reach of the reservoirs (Bilous et al., 2023).

The remote sensing data from Sentinel-2 allowed us to visualize the distribution of the algal blooms in the Kyiv and Kaniv Reservoirs. The assessment was made following the "water" classification

according to NDVI index. It can be noted that the highest values of bloom-forming algae are in shallow and warmer areas. In turn, the algal bloom could be connected with the effect of wind impact that also forms water mass circulations that are visible by increases cyanobacterial abundance on the maps (Bilous et al., 2023).

As the Kyiv and Kaniv Reservoirs are characterized by macrophyte overgrowth, they served as excellent study sites to test our hypothesis. Canonical correspondence analysis (CCA) revealed that the phytoplankton structure in macrophyte patches differed from the structure of algal communities observed in open waters. In particular, in macrophyte patches, the diatom species numbers were higher, but the number of cyanobacterial species was lower. This could be explained by the fact that low light availability favours phytoplankton species with physiological and morphological characteristics that improve their adaptation to these conditions. However, in areas of the reservoirs dominated by floating-leaf plants and free-floating plants, a significant decrease in phytoplanktonic or cyanobacterial biomass was not observed. We assume that the reason for this could be that these macrophytes did not reduce nutrient concentrations to levels that would limit cyanobacterial growth in reservoirs. Intensive overgrowing of the river sections of the reservoirs with floating-leaf plants (in particular, *Trapa natans*), along with other factors, on the contrary, contributed to nitrogen and phosphorus enrichment (Bilous et al., 2023). Therefore, in the face of relevant nutrient supply, these ecological groups of macrophytes were ineffective in controlling cyanobacterial blooms in reservoir ecosystems.

А.В. Жорова¹, П.П. Джус²

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

²Білоцерківський національний аграрний університет,

Біла Церква, Україна

E-mail annazhorova3417@gmail.com

ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ ПРОТОКА ЗА ДІАТОМОВИМИ ВОДОРОСТЯМИ ФІТОЕПІФІТОНУ

Рось є однією з найбільш зарегульованих річок України. Усього у р. Рось впадає 1136 малих річок, з них довжиною менш ніж 10 км – 1034. Сумарна довжина малих річок складає 4869 км, у тому числі з довжиною менш ніж 10 км – 2562,05 км. Річка Протока є лівою притокою річки Рось (<https://rovrosi.gov.ua/vodni-resursi-v-basejni-richki-ros.html>).

Довжина річки Протока складає 59 км, площа басейну 580 км². Стік частково зарегульований через спорудження на річці гребель і ставкових господарств. Це істотно вплинуло на гідрологічний режим річки. Річка протікає в межах населених пунктів, зокрема промислово розвинутого міста Біла Церква. Вона сильно трансформована під впливом інтенсивного ведення сільського господарства. Береги розорані, пасовища становлять незначний відсоток. Ліси вздовж річки фактично відсутні. Дно річки на досліджуваних ділянках мулисте. Глибини до 1–1,5 м, на окремих ділянках до 2 м. Береги зарослі прибережною рослинністю (очерет, рогіз вузьколистий, комиш, осоки). Водна рослинність представлена куширом зануреним *Ceratophyllum demersum*, ряскою малою *Lemna minor*, частухою *Alismaplantago aquatica* (Причепя, 2020).

Важливою складовою біорізноманіття та інформативним індикатором якості водного середовища, у тому числі малих річок, є фітоепіфітон – мікроскопічні водорості, які вегетують на підводних частинах вищих водних рослин. У більшості логічних екосистем основним компонентом фітоепіфітону є діатомові водорості (Bacillariophyta). У світовій практиці діатомові водорості, які вегетують на субстратах, широко використовуються для оцінки якості води та стану водних екосистем (Kelly, Whitton, 1995; Van Dam, 1994; Eloranta, Soinine, 2002; Prygiel, Coste, 2000), оскільки вони ведуть прикріплений спосіб життя, відрізняються високим

різноманіттям, та на сьогодні добре вивчено залежність між діатомовими водоростями та гідрохімічними показниками.

Фітоепіфітон водних об'єктів басейну р. Рось було досліджено лише для ставів Дендропарку Олександрія (Shevchenko et al., 2018), та прилеглих до парку Олександрія ділянок річки Рось (Шевченко, Харченко, Клоченко, 2019). Фітоепіфітон р. Протока є практично не вивченим.

Мета даної роботи - оцінити якість води р. Протока за діатомовими водоростями фітоепіфітону.

Дослідження проводились на ділянці р. Протока біля с. Піщане щомісячно з червня по вересень 2023 року Глибина водойми на даній станції спостереження сягає близько 0,3–0,5 м. Проби фітоепіфітону відбирали з домінуючого виду вищих водних рослин – рогозу вузьколистого. Паралельно вимірювали абіотичні показники: температуру води, рН та вміст розчинного кисню. Для визначення діатомових водоростей виготовляли постійні препарати (Гопачевський, Оксіюк, 1960), використовуючи синтетичну діатому смола Naphrax фірми «Brunel Microscopes LTD» (Велика Британія) з індексом заломлення світла 1,74. Валідність окремих таксонів узгоджували з Міжнародним електронним каталогом AlgaeBase (<http://www.algaebase.org/>). Екологічні характеристики водоростей визначали згідно (Барінова и др., 2019). На основі отриманих даних розраховували діатомові індекси: трофічний індекс діатомових водоростей (Kelly, Whitton, 1995), діатомовий індекс відношення до рН, індекс галобності, індекс відношення до асиміляції азоту, індекс кисневого режиму, індекс сапробності, індекс трофності (Van Dam et al., 1994).

Результати досліджень показали, що температура води р. Протока складала від 20,3 до 23,4 °С, рН – від 7,08 до 8,07. Вміст розчиненого кисню коливався у широких межах – від 5,13 мг О₂/дм³ (60,1 % насичення) до 17,80 мг О₂/дм³ (211,1% насичення) (табл. 1). Найвищі показники вмісту кисню реєструвались у липні-серпні і можливо були пов'язані з інтенсивним фотосинтезом нитчастих водоростей, поява та подальше збільшення кількості яких спостерігалось саме у цей період. Прозорість води відмічалась до дна.

Окрім домінуючого виду вищих водних рослин – рогозу вузьколистого з проєктивним покриттям 40–50%, спостерігались поодинокі екземпляри ряски.

Таблиця 1.

Абіотичні показники р. Протока біля с. Піщане
влітку-восени в 2023 році

Дата	t, °C	pH	Вміст розчиненого кисню, мг O ₂ /дм ³	Кисневе насичення, %
03.06.23	22,0	7,08	5,50	63,4
09.07.23	20,3	7,30	12,42	138,4
08.08.23	23,4	8,07	17,80	211,1
05.09.23	22,8	7,25	5,13	60,1
Середнє значення	22,1±0,7	7,42±0,22	10,21±3,03	118,2±35,8

За попередніми даними на початок червня у фітоепіфітоні досліджуваної ділянки водотоку було ідентифіковано 35 видів діатомових водоростей, що належать до 2 класів, 10 порядків, 14 родин і 16 родів. Домінуючим є клас *Bacillariophyceae* (97 % видового складу). На рівні порядків переважали *Symbellales* (22 %), *Bacillariales* (17 %), *Naviculales* (17 %). На рівні родин домінуючими виявились *Gomphonemataceae* (20 %), *Bacillariaceae* (20 %). На рівні родів домінували *Gomphonema* (23 %) та *Nitzschia* (17 %). Найчастіше траплялись такі види як *Gomphonema acuminatum* (14 % кількості клітин у препараті), *Nitzschia fonticola* (11 %), *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia amphibia*, *Gomphonema capitatum*, *Staurisirella pinnata* (по 7 % відповідно).

За пристосованістю до субстрату (Барінова и др., 2019) домінували планктонно-бентосні види (50 %), які частіше за все пов'язані із субстратом, але також трапляються у товщі води, та бентосні види (36 %). За відношенням до температурного режиму переважали індиферентні види або види, які мешкають при помірних температурах (84%). За відношенням до проточності і кисневого режиму водного об'єкту домінували види-індиференти, або види, які надають перевагу водам помірної текучості (76 %). За відношенням до pH за Хустедтом найбільше були представлені види-алкаліфіли, що існують при значеннях pH від 7 і більше (53 %), та види-індиференти (39 %). За галобністю за Хустедтом переважали види-індиференти (78 %) – типові представники прісних вод. За відношенням до вмісту органічних речовин у воді найчисленнішими були види, які мешкають в α - (54 %) та β -мезазпробній зоні (35 %).

Індекс для оцінки трофічного стану річок на основі складу діатомових водоростей («трофічний індекс діатомових водоростей», TDI) був детально описаний в роботі (Kelly,

Whitton, 1995). Розрахований нами індекс TDI для досліджуваної ділянки річки Протока становив 3,5 що відповідає мезо-евтрофним – евтрофним водам.

Діатомовий індекс відношення до рН склав 3,85, що свідчить про домінування водоростей-алкаліфілів і характерно для лужного середовища. Індекс галобності дорівнював 2,1, що свідчить про переважання прісноводно-солонуватоводних видів. Індекс відношення до асиміляції азоту становив – 2,17, тобто більшість ідентифікованих видів діатомових водоростей належали до «азотно-автотрофних» таксонів, які витримують підвищені концентрації органічно зв'язаного азоту. Індекс кисневого режиму дорівнював 2,47, що відповідає досить високому показнику рівня насичення киснем (вище 75 %). Індекс сапробності дорівнював 2,72, що дає підстави віднести дану водойму до β -мезосапробної зони. За індексом трофності, що становив 5, трофічний статус ділянки р. Протока оцінюється як евтрофний. Індекс сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладчека дорівнював 1,7, що характеризує досліджувану ділянку річки як β -мезосапробну зону.

Таким чином, оцінка якості води р. Протока за діатомовими водоростями показала, що досліджувана ділянка річки відноситься до α - β -мезосапробної зони, характеризується евтрофним трофічним статусом. Діатомовий індекс кисневого режиму вказує на високий рівень насичення киснем, що узгоджується з інструментально отриманими даними щодо вмісту розчинного кисню. У цілому діатомові водорості р. Протока характеризуються високим різноманіттям та інформативно відображають якість її води. Абіотичні характеристики та фітоепіфітон даного водного об'єкта будуть досліджуватись і надалі.

H.O. Kazarinova

*Department of Botany and Plant Ecology, V. N. Karazin Kharkiv
National University, Kharkiv, Ukraine
e-mail: hanna.kazarinova@karazin.ua*

ALIEN SPECIES *PISTIA STRATIOTES* L. AND *EICHHORNIA CRASSIPES* (MART.) SOLMS IN KHARKIV, UKRAINE

Pistia stratiotes L. is an alien species of pantropical origin, which has been noted in Ukraine since the 80s of the last century, and since 2013 has spread in reservoirs of Kharkiv region and Kharkiv city (Dubyna et al., 2017). This aquatic plant is a pleistophyte that floats free on the water surface, has high vegetative motility and invasive capacity. For the first time this species was recorded in Kharkiv in 2014 in the Udy river bed. The development and distribution of *Pistia stratiotes* L. in natural and semi-natural ecosystems is influenced by the temperature regime of water bodies, which undergoes changes due to the transformation of natural complexes by human activity (Kazarinova, 2016).

Eichhornia crassipes (Mart.) Solms is an alien species of subtropical-tropical South American origin, which was first recorded in Ukraine in 2020 in the reservoirs of Kyiv city. Over the past century, this species has spread by waterways and is considered as quarantine plant in more than 52 countries of the world (Prokopuk et al., 2022). For the Kharkiv region, it was recorded for the first time in 2021 in Kharkiv, in Lopan river (Rokityanskyi, Gamulya, 2021).

Both species are widely and uncontrollably used in urban aquaculture, aquarism, which makes cities a source of their penetration into hydroecosystems with further spread and formation of stable local populations in various types of reservoirs. This is facilitated by the competitiveness and eurytopic nature of these plant species (Prokopuk et al., 2022).

The objects of the study are local populations of the species *Pistia stratiotes* L. and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms in Kharkiv. The Kharkiv, Lopan, Udy and Nemyshlya rivers flow through the city, they belong to the Siversky Dinets basin. In addition, there are small reservoirs on the territory of the city – Zhuravlivske, Oleksiivske, Lozovenkivske, Novobavarske and a number of ponds

(Zviahintseva et al, 2023). Field researches were conducted on the above-mentioned reservoirs during 2014–2023 using standard floristic and geobotanical methods. Detection of coenotic diversity of aquatic vegetation with the participation of both alien species was based on analysis of 8 relevés on plots of 15–25 m² along three rivers of Kharkiv. All relevés were made according to the Braun-Blanquet approach. Estimation of quantitative participation of species was carried out using Braun-Blanquet's modified cover scale, where "+" - less than 1 %, "1" - 1–5 %, "2" - 6–15 %, "3" - 16–25 %, "4" - 26–49 %, "5" - 50 % and more. Scientific names of species are used in accordance with International Plant Names Index (IPNI, 2023).

Based on the results of the researches, local populations of alien species were found in three rivers of Kharkiv. *Pistia stratiotes* L. was recorded for the first time in the Udy river in 2014. It is likely that it came from the places of trade in aquarium plants, which were located not far from the river. Later, this species appeared in the Kharkiv river, where the population was continuously observed 2016–2020. The size of adult plants reached 12–15 cm in diameter, which formed vegetative curtains of up to 5–6 plants in each one. Flowers and seeds were noted in large individuals in autumn 2016 at water temperatures from +13°C (October) to +3°C (November). No seed formation was observed in 2020.

The local population of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. was first recorded in the fall of 2021 in Lopan river in the city center, by the private sector. Plants formed water thickets with projective coverage from 5 to 15% together with the population *Pistia stratiotes* L., the projective coverage of which was from 5 to 40 %. The sizes of adult individuals of *Pistia stratiotes* L. reached 37–38 cm in diameter, up to 5–6 plants in one vegetative curtain (rosette). Individuals of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. were up to 25–30 cm in diameter, the size of the curtains up to 50 cm.

The phytocoenotic table presents the results of detection of coenotic diversity of vegetation cover. Both species were occurred with high consistency in communities of *Lemnetea* O. de Bolòs et Masclans 1955 and with insignificant occurrence in fragments of communities of *Phragmito-Magno-Caricetea* Klika in Klika et Novák 1941, which are constantly mowed down along the rivers of the city.

Table 1.

Phytocoenotic characteristics of plant communities with participation
Pistia stratiotes L. and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms

Relevé number	1	2	3	4	5	6	7	8	The constancy of species	
Depth, cm	50	50	30	10	10	20	15	15		
Water flow rate, points	1	1	1	1	1	1	1	1		
Water surface fluctuation, points	0	0	0	1	0	0	1	1		
Water temperature, °C	24	22	14	18	18	18	19	18		
Number of species	8	7	7	10	11	7	8	6		
General projective coverage, %	40	70	60	90	100	70	70	100		
Area, m ²	15	25	25	25	15	25	25	25		
<i>Pistia stratiotes</i> L.	3	4	4	4	1	1	1	4		V
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	–	–	–	1	1	2	2	2		IV
D.s. cl. <i>Lemnetea</i> and lower syntaxons										
<i>Lemna minor</i> L.	1	3	2	–	2	+	+	+	V	
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid.	+	1	1	–	–	+	+	–	IV	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	–	2	+	–	3	+	–	–	III	
Other species:										
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	2	1	+	–	–	–	–	–	II	
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman	1	–	–	2	2	–	–	–	II	
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	+	–	–	+	–	–	–	–	II	
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	–	+	+	–	–	–	2	–	II	
<i>Typha angustifolia</i> L.	–	+	+	–	–	–	2	–	II	
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.	+	–	–	+	–	–	–	3	II	
<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre	–	–	–	+	+	+	–	2	III	
<i>Bidens frondosa</i> L.	–	–	–	+	1	+	+	2	IV	
<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	+	–	–	+	1	–	–	–	II	
<i>Lycopus europaeus</i> L.	–	–	–	–	+	–	+	–	II	
<i>Geranium palustre</i> L.	–	–	–	1	1	–	–	–	II	
<i>Petasites hybridus</i> (L.) G.Gaertn.,B.Mey & Scherb.	–	–	–	+	+	–	–	–	II	

Noted in only one relevé: *Angelica sylvestris* L. (7: +), *Nuphar lutea* (L.) Sm. (6: +), *Carex pseudocyperus* L. (6: 1), *Rumex confertus* Willd. (5: +), *Butomus umbellatus* L. (8: +), *Sium latifolium* L. (6: +)

Location: 1 – Kharkiv, Nova Bavaria, Udy river, the dam (19.09.2014); 2 – Kharkiv, Kharkiv river, Horbatiy bridge (20.08.2016); 3 – Kharkiv, Kharkiv river, Horbatiy bridge (30.09.2020); 4 – Kharkiv, Lopan river, Pavlivsky bridge (06.09.2021); 5 – Kharkiv, Shevchenkivsky district, Lopan river (06.09.2021); 6 – Kharkiv, Lopan river, bridge on the Rudakivska str. (06.09.2021); 7 – Kharkiv, Shevchenkivsky district, Lopan river (06.09.2021); 8 – Kharkiv, Shevchenkivsky district, Lopan river (06.09.2021).

Field studies in 2022 were not conducted due to active shelling of the studied areas and mine danger. On September 9-10, 2023, the areas of Lopan river and Kharkiv river were surveyed, both alien species were not recorded. The vegetation of the surveyed areas is represented by communities *Hydrocharitetum morsus-ranae* van Langendonck 1935 with a projective coverage of a diagnostic species up to 80 %, *Ceratophylletum demersi* Corillion 1957 with a projective coverage up to 60 %, *Myriophyllo-Nupharetum* Koch 1926 with a projective coverage up to 50%. Along the banks of the Kharkiv river and almost half of the Lopan river bed are occupied by communities *Phragmitetum australis* Savič 1926, *Typhetum angustifoliae* Pignatti 1953, *Sparganietum erecti* Roll 1938, *Glycerietum maximae* Nowiński 1930 corr. Šumberová, Chytrý et Danihelka in Chytrý 2011.

We consider it necessary to continue monitoring studies on alien species *Pistia stratiotes* L. and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms in reservoirs of Kharkiv in connection with the possibility of the appearance of their local populations in other parts of the city and the need to conduct phytoindicative investigation of plant communities with participation of alien species.

D. Kudriavtseva

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine
e-mail: daria.kudriavtseva90@gmail.com

EFFECT OF PERSONAL HYGIENE PRODUCTS WITH POTENTIAL ESTROGENIC ACTIVITY (4-NONYLPHENOL AND TRICLOSAN) ON *DAPHNIA PULEX*

The endocrine system of daphnids is susceptible to a variety of environmental factors, including abiotic characteristics (temperature, pH) and the effects of xenobiotic substances, such as personal care products and pharmaceuticals. Exposure to these substances can cause disturbances in the functioning of the endocrine system of crustaceans, hormonal imbalance, and changes in reproductive processes. It has been found that some xenobiotic substances, such as 4-nonylphenol and triclosan, have an estrogenic effect on representatives of the genus *Daphnia*. These compounds compete with natural estrogens for affinity for the estrogen receptors, resulting in an impact on reproduction and development (Burkhardt et al. 2000).

In addition to direct toxic effects on daphnia, these substances may also have indirect effects on the aquatic ecosystem tending to accumulate in the tissues of other aquatic organisms and fishes and causing potential biomagnification at higher trophic levels.

4-Nonylphenol is a relatively stable metabolite of the alkylphenol polyethoxylates biotransformation process. These compounds are among the most widely used nonionic surfactants all over the world. It has been proven that 4-nonylphenol demonstrates higher lipophilicity and toxicity than the original surfactant compounds (Ahel et al., 1995). The toxicity of 4-nonylphenol in the aquatic environment is affected by water hardness and pH level. Thus, in particular, with an increase in the concentration of Ca^{2+} and the pH level up to 10.7, the toxicity of 4-nonylphenol decreases (Penttinen et al. 1995).

Under the effect of 4-nonylphenol in concentrations above $90 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, the filtration rate of daphnia decreases leading to a reduction in the algae absorption rates. Thus, the no observed effect concentration (NOEC) for daphnia survival is $25 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, and the lowest observed effect concentration (LOEC) is $50 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. As for the fertility rates indexes, the corresponding concentrations are 13 and $25 \mu\text{g}/\text{dm}^3$; for the molting process - 25 and $50 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ (Sun H, Hu X. 2005).

It has been found that 4-nonylphenol possesses a strong affinity for ecdysteroid receptors. Entering an organism, 4-nonylphenol binds to ecdysteroid receptors, preventing the binding and activation of endogenous ecdysteroids to their receptors. 4-Nonylphenol has a stronger activation of ecdysteroid receptors than ecdysteroids, which interferes with the molting process of *D. magna* (Zhou and Fingerman, 1997). It has

been shown (Baldwin et al., 1997) that 4-nonylphenol induces metabolic androgenization (inhibition of metabolic elimination of conjugated metabolites of testosterone with a concomitant increase in androgen levels) in *D. magna*. This may represent further convincing evidence of profound changes in the functioning of the hormonal system of daphnia under the influence of this substance.

Triclosan (5-chloro-2-(2,4-dichlorophenoxy)phenol) is commonly used as a synthetic preservative and antimicrobial agent in a wide range of daily personal care products (PCPs) such as hand soaps, skin creams, toothpaste or deodorants (Singer et al. 2002). Under natural environmental conditions, the triclosan molecule ionization state ranges from fully protonated (pH 5.4) to deprotonated (pH 9.2), which may strongly affect its bioaccumulation and transformation. The main transformation products of triclosan are methyl-triclosan (M-TCS), 2,4 dichlorophenol (2,4 DCP), and several dioxins (for example, 2,8-dichloro-dibenzo-p-dioxin). 1-12% of triclosan is converted to dioxins in aqueous solutions buffered at pH 8.0 or higher (Latch et al. 2003). Nonetheless, triclosan is quite stable to hydrolysis (Ciba 2001). Reported half-lives of this substance in surface waters range from several hours (Ciba 2001; Lindstrom et al. 2002; Sabaliunas et al. 2003; Tixier et al. 2002) to several years (Tixier et al. 2002), depending on environmental conditions. Furthermore, the antimicrobial properties of triclosan prevent its biotransformation at high concentrations. The incomplete removal of triclosan in the process of wastewater treatment leads to its constant impact on the aquatic biota inhabiting the receiving waters, the accumulation of the antimicrobial drug, and its decomposition products in the tissues of hydrobionts.

The acute toxicity concentrations of triclosan ranged from 1.4 to 3 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. The NOEC of triclosan for daphnia fertility is 390 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ in a 48-hour acute experiment and 40 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ for a 21-day chronic experiment (Orvos et al. 2002). The toxic effect of triclosan on daphnia may be explained by its ability to disrupt various physiological processes, including oxidative metabolism and hormonal regulation. Triclosan affects the endocrine system of daphnia, disrupting the synthesis and regulation of hormones that control growth, reproduction, and other vital processes. In particular, exposure to triclosan causes a decrease in the production of vitellogenin, a protein necessary for daphnia reproduction (Hannas B.R et al. 2011).

This work aims to study the influence of ecologically relevant concentrations of triclosan and 4-nonylphenol on the growth, development, and reproduction of *D. pulex* using the scheme of a subchronic experiment. The rate of somatic growth and pubertal period, the dynamics of potential and actual fertility (the clutch sizes and the number of newborns, respectively) were determined, and the sex of neonates in successive broods was recorded. To study the effect of these substances on *D. pulex*, ecologically relevant concentrations were selected (0.3; 3; 30 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$), which are typical for treated waters from domestic

wastewater treatment plants or predicted in the case of discharge of untreated wastewater.

Studies have shown that at the initial period of the experiment (up to 11 days), triclosan inhibits the fertility of females, compared to the control group. From the 13th day of the exposition to triclosan, owing to adaptation processes occurred, fertility stimulation was observed under the action of the two highest concentrations (3 and 30 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$). The increase in the fertility rate of daphnia females cultivated under a concentration of 0.3 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ was not statistically significant compared to the control level during the exposure period.

It should be noted that under the effect of all studied concentrations of triclosan, no alterations were registered regarding the period of gonads maturation compared to control individuals, i.e. they did not affect the maturation rate of daphnia females. Also, no acceleration or retardation of the time of embryonic development was registered.

In contrast to the effect of triclosan, 4-nonylphenol at concentrations of 0.3, 3, and 30 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ caused a statistically significant delay in the puberty of *D. pulex* individuals compared to the control group. Thus, the delay in puberty rate of individuals cultured in an environment with a concentration of 0.3 and 3 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ of 4-nonylphenol were 5 and 7 days, respectively.

4-Nonylphenol causes a significant toxic effect on *D. pulex* proportionally to the increase in concentration. Numerous morphological deformations were observed even at the stage of embryonic development. The asynchronous development of eggs and embryos was also observed. At a concentration of 30 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, a large number of individuals were stillborn. A high mortality rate was also observed among daphnia adult females.

As a result of our research, it should be noted that the presence of 4-nonylphenol and triclosan in the cultivation medium at ecologically relevant concentrations did not stimulate the emergence of male organisms and gamogenesis, i.e. these substances did not alter the reproduction strategy of *D. pulex* by its switching from parthenogenesis to sexual. The effect of triclosan in concentrations of 3 and 30 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ slightly increases the production of parthenogenetic eggs by daphnia owing to adaptation processes (from the 13th day of the experiment). 4-Nonylphenol causes a significant toxic effect on *D. pulex*, that is reflected in morphological deformations, inhibition of molting processes, uneven development of eggs and embryos, and high mortality among newborns and adults.

The possession of a highly sensitive endocrine system and two reproductive strategies (parthenogenesis and homogenesis) make daphnia one of the best model objects for studying various effects of endocrine active substances.

Т.О. Леонтєва

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: leontieva3394@gmail.com

СТАН ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ (CHLOROPHYTA) ЗА ДІЇ ПОЖИВНИХ РЕЧОВИН ПРИ ВИРОЩУВАННІ В ШТУЧНИХ УМОВАХ

За умов інтенсивного вирощування мікроводоростей в системах з обмеженим об'ємом води важливе значення має склад і властивості поживного середовища, в якому розчинено весь комплекс необхідних для розвитку мікроводоростей сполук (Романенко, 1999). Їїго оптимізація в процесі їх культивування здійснюється на основі визначених для даного виду кількісних потреб в основних фізіологічно необхідних елементах живлення. Серед найважливіших біогенних елементів, що сприяють проходженню метаболічних процесів та прискоренню росту клітин можна віднести мінеральні форми азоту та фосфор фосфатів кількісний склад яких відзначається видоспецифічністю мікроводоростей і залежить від впливу абіотичних чинників (Кирпенко, 2011).

У зв'язку з цим, метою даної роботи є дослідження стану зелених мікроводоростей за дії поживних речовин різної концентрації при культивуванні в штучних системах.

Об'єктами досліджень обрано найбільш продуктивні, альгологічно чисті культури зелених мікроводоростей, із колекції культур (HPDP) Інституту гідробіології НАН України (Білоус, 2018): *Desmodesmus brasiliensis* (Bohlin) E.Hegew HPDP-102 та *Tetradesmus dimorphus* (Turpin) M.J. Wynne (= *Acutodesmus dimorphus* (Turpin) P. Tsarenko) HPDP-108.

Дослідження проводили в аквакамерах з регульованим температурним режимом ($27,5 \pm 0,5^\circ\text{C}$), інтенсивністю освітлення $47,5 \text{ мкмоль/м}^2 \cdot \text{с}$ та за співвідношення світла і темряви – 16 : 8 год. Перемішування культур здійснювали шляхом подачі в культивацийні ємності стислого атмосферного повітря (38 л/хвил.). Посів інкуляту (концентрація клітин 50 млн/см^3) здійснювали на середовище з водопровідної води, біогенних елементів різної концентрації у співвідношенні азоту : фосфору 11:1 та мінеральних сполук. При цьому, концентрація нітратного азоту та фосфору фосфатів на середовищі №1 дорівнювала відповідно $81,7$ та $7,1 \text{ мг/дм}^3$, а для №2 – $695,0$ та $60,0 \text{ мг/дм}^3$.

Чисельність клітин мікроводоростей підраховували у п'яти повторностях під світловим мікроскопом Ломо Микмед-2 з використанням камери Горяєва. Визначення довжини та ширини

клітин мікроводоростей проводили за допомогою мікроскопу Axio Imager-2 та програмного забезпечення Axio Vision 4 ($n = 50$). Об'єм клітин визначали стереометричним методом, використовуючи лінійні розміри клітин водоростей (Olenina, 2006). Добовий приріст біомаси обчислювали за різницею між початковою та кінцевою кількістю біомаси досліджуваного періоду росту, поділену на кількість днів.

Експериментальні дані опрацьовували статистично у програмі Microsoft Excel 2010. Вірогідність різниці середніх величин визначали із застосуванням t -критерію Стьюдента на рівні значущості $p < 0,05$.

Проведено оцінку стану зелених мікроводоростей *T. dimorphus* та *D. brasiliensis* за фізіологічними показниками при вирощуванні на середовищах з різною концентрацією біогенних елементів.

Показник чисельності клітин мікроводоростей на експоненційній фазі росту свідчив, що культура *T. dimorphus* віддає перевагу середовищу із більш високими концентраціями сполук неорганічного азоту та фосфору фосфатів (№ 2), де їх найвище значення (35 доба) у 1,3 раза ($p \leq 0,05$) перевищувало середовище № 2. При цьому, для культури *D. brasiliensis* більш сприятливою виявилася більш низька концентрація біогенних елементів (№ 1), де максимальна чисельність клітин (35 доба) у 1,4 раза ($p \leq 0,05$) перевищувала середовище № 2. Водночас *T. dimorphus* показав дещо вищі показники максимальної чисельності клітин, ніж *D. brasiliensis*.

Морфометричні характеристики клітин мікроводоростей (довжина, ширина, об'єм) не є сталою величиною, а їх варіабельність може бути пов'язана як із впливом зовнішніх чинників, так і генетично обумовленими особливостями виду. Їх відхилення від встановлених меж та середніх значень особливо помітні за умов штучного культивування мікроводоростей, що дає можливість дослідити особливості морфологічної адаптації організму до дії провідних чинників, а також відіграє вагому роль у прогнозуванні їх біомаси (Kirpenko, 2021).

Результати проведених експериментальних досліджень показали, що клітини культур *T. dimorphus* при вирощуванні на середовищах з різною концентрацією біогенних елементів (№ 1, 2), упродовж експоненційної фази росту не проявляли суттєвої морфологічної різниці. Зокрема, співвідношення довжини та ширини клітин коливалися у межах 2,9-3,2, із незначним збільшенням даного значення на середовищі з вищими концентраціями сполук азоту та фосфору фосфатів (№ 2).

Щодо розмірних характеристик клітин *T. dimorphus*, показано, що його найкрупніші клітини відмічено при вирощуванні на

середовищі № 1, до складу якого входять більш низькі концентрації неорганічних сполук азоту та фосфору фосфатів. Зокрема, найвищий показник об'єму (21 доба) на даному середовищі у 1,4 ($p \leq 0,05$) рази вище, ніж у № 2. Водночас, дане середовище викликало збільшення довжини, ширини і об'єму клітин даного виду до 21 доби відповідно у 1,2, 1,3 та 1,8 разів ($p \leq 0,05$), порівняно із початковими значеннями. Однак, наприкінці експоненційної фази росту (31 доба) спостерігалось їх незначне здрібнення.

Вирощування мікродоростей на середовищі № 2, що мало більш високу концентрацію нітратів та фосфору фосфатів, *T. dimorphus* виявляв тенденцію до поступового збільшення клітин упродовж досліджуваного періоду. Зокрема, незначне збільшення їх довжини та ширини сприяло підвищенню об'єму на 31 добу порівняно 0 доби у 1,4 рази ($p \leq 0,05$).

Представник зелених мікродоростей - *D. brasiliensis* характеризувався деякими відмінностями у морфологічних показниках клітин залежно від концентрації неорганічних сполук азоту та фосфору фосфатів у культуральному середовищі. Зокрема, на середовищі № 1 вони мали форму із співвідношенням довжини до ширини 2,0, в той час, як на середовищі № 2 - 1,7. Тобто, вищі концентрації біогенних елементів сприяли округленню клітин.

Найбільші розміри клітин у культури *D. brasiliensis* зафіксовано при вирощуванні на середовищі № 2 (10 доба), що мало підвищений вміст біогенних елементів. Зокрема, за даних умов, у порівнянні з середовищем № 1, показники об'єму клітин цього виду перевищували у 1,4 раза ($p \leq 0,05$). При цьому, середовище № 2 для даного виду на початку фази експоненційного росту (10 доба) викликало збільшення об'єму клітин у 1,2 раза, порівняно початкового, із послідуєчим незначним здрібненням до її кінця (31 доба). У такому випадку, зміна величини їх об'єму відбувалася шляхом коливання ширини клітин. Водночас менш концентроване середовище № 1 не сприяло статистично вірогідним змінам розмірів клітин *D. brasiliensis* упродовж усього періоду життєдіяльності.

Співставлення результатів об'ємів клітин обох видів із показниками їх чисельності упродовж експоненційної фази росту, показує, що збільшення клітин виникає за умов зниження частоти їх поділу.

З метою визначення продуктивності зелених мікродоростей, що формується на основі показників чисельності і розмірів клітин, проведено розрахунок приросту біомаси (за сухою речовиною)

культур *T. dimorphus* та *D. brasiliensis* залежно від концентрації в середовищі неорганічних сполук азоту та фосфору фосфатів.

Встановлено, що для *T. dimorphus* найвищий приріст біомаси зафіксовано при вирощуванні на середовищі багатому біогенними елементами (№ 2), яка у 1,7 раза була вищою ніж на середовищі № 1 (39 доба). Водночас *D. brasiliensis*, виявив дещо більшу продуктивність при культивуванні на середовищі з меншою концентрацією сполук неорганічного азоту та фосфору фосфатів (№ 1), порівняно № 2.

Таким чином, при культивуванні в штучних умовах культура *T. dimorphus* віддає перевагу середовищу із вищим вмістом неорганічних сполук азоту та фосфору фосфатів, а *D. brasiliensis* – нищим, що підтверджується показниками чисельності клітин та біомаси. При цьому *T. dimorphus* була дещо продуктивнішим, ніж *D. brasiliensis*.

Концентрація поживних речовин у культуральному середовищі є одним із провідних чинників, що впливає на морфологічну та морфометричну мінливість клітин мікродоростей. За умов середовища, що приводить до підвищення поділу клітин водоростей, відбувається їх здрібнення та збільшення співвідношення довжини та ширини.

Р.Є. Любчиков

*Національний університет «Чернігівський колегіум» імені
Т.Г. Шевченка, Чернігів, Україна
e-mail: mekhedolga@gmail.com*

ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДІВ БІОІНДИКАЦІЇ ДЛЯ ОЦІНКИ БЕЗПЕКИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Однією зі складових екологічної безпеки є рівновага та захист водного середовища. Екологічні проблеми гідроекосистем зумовлені майже безповоротним забором поверхневих вод і забрудненням водних об'єктів різного роду поллютантами. Починаючи з другої половини ХХ ст. відбувається інтенсивне якісне та кількісне виснаження водних ресурсів України, що є наслідком постійної антропогенного тиску. Внаслідок цього порушується функціональна залежність між екологічними та антропогенними факторами, а саме: змінюються взаємозв'язки у водних екосистемах, що істотно впливає на їх структурно-функціональну організацію, біологічну різноманітність та їх стійкість до техногенного навантаження.

Перспективи використання біоіндикаційних методів для оцінки безпеки водних екосистем є вельми обіцяними і важливими в контексті збереження природного середовища та сталого розвитку. Ці методи використовують живі організми як чутливі індикатори, що дозволяють нам виявляти та ідентифікувати зміни в якості води та стані екосистеми. Основні перспективи включають наступне.

Чутливість до змін: Біоіндикатори можуть реагувати на навіть незначні зміни в середовищі, що робить їх важливими для виявлення навіть ранніх ознак забруднення чи впливу людської діяльності.

Комплексна оцінка: Біоіндикація дозволяє проводити комплексну оцінку стану водних екосистем, враховуючи не тільки хімічний склад води, але і вплив на біотичні компоненти.

Виявлення змін у популяціях: Біоіндикатори допомагають виявляти зміни у популяціях водних організмів, що може бути показником впливу забруднення чи змін в середовищі на довготривалий період.

Прогностичність: Оцінка стану водних організмів може служити прогностичним інструментом для передбачення подальших змін в екосистемі та можливих наслідків для людського здоров'я.

Моніторинг та управління: Біоіндикаційні методи можуть використовуватись для постійного моніторингу стану водних екосистем та вчасного реагування на негативні зміни.

Законодавча підтримка: Використання біоіндикаційних методів може сприяти розробці ефективних природоохоронних та екологічних політик, орієнтованих на збереження водних ресурсів.

Поняття природно-техногенної водної екосистеми характеризує динамічний просторово-часовий комплекс речовин і процесів у ній. Ендосистемні процеси відбуваються внаслідок природного розвитку даної системи у просторі та часі. Екзосистемні процеси перебігають внаслідок дії зовнішніх факторів, впливу антропогенного навантаження. Таким чином, природно-техногенна водна екосистема є відкритою до дії зовнішніх чинників системою. Враховуючи все вищеперелічене, використання біоіндикаційних методів в оцінці безпеки водних екосистем є перспективним напрямом, який може сприяти збереженню природи, забезпеченню сталого розвитку та здоров'я людей.

Д.А. Луценко

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: ecowaterkma@gmail.com*

БІОМАСА, ЧИСЕЛЬНІСТЬ ТА ДОМІНУЮЧІ КОМПЛЕКСИ ФІТОПЛАНКТОНУ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ У 2019 році

Кілійське гирло в межах території України створює так звану Кілійську дельту, котра є найшвидшою частиною дельти Дунаю. Більша частина дельти Дунаю — заплава, другий за площею масив подібного ландшафту в Європі. В умовах сучасних екологічних викликів, перебуваючи під постійним антропогенним навантаженням, систематичне вивчення просторово-часової динаміки розподілу фітопланктону, його кількісних та якісних показників, біомаси та чисельності, визначення домінуючого комплексу є показовими факторами біорізноманіття і продуктивності водою.

Основоположником робіт з дослідження фітопланктону Дунаю є Я.В. Ролл у 1961 році. Надалі А.І. Іванов досліджував фітопланктон гирлових областей річок північно-західного Причорномор'я у 1982 році та різноманіття фітопланктону Кілійської дельти у 1987 році (Ivanov 1982, 1987). Одні із детальних досліджень фітопланктону Кілійської дельти були проведені у 2001-2003 роках (Oksiyuk, Davydov, Melenchuk, 2005). Також дослідження флористичного комплексу річки та водних об'єктів басейну Дунаю проводились А.Г. Васенко, А.А. Верниченко, з 2007 по 2011 роки, та іншими (Vasenko et al., 2013).

Матеріали та методи. У досліджуванні використаний метод інтегральної проби, забір зразків води проводився з поверхневого і придонного шарів. Зібрані проби фіксували 40 % нейтралізованим формаліном, згущували до обсягу 0,5 мл³. Клітин фітопланктону вважали в краплі фільтрату об'ємом 0,05 см³ при збільшенні мікроскопа $\times 20$ і $\times 40$. Біомасу розраховували на підставі встановлених індивідуальних обсягів клітин, методом об'ємного розрахунку (Романенко, 2006). Чисельність фітопланктону визначали лічильно-розрахунковим методом, відповідно до загальноприйнятої формули. Таксономічну номенклатуру водоростей наведено згідно з міжнародним електронним каталогом AlgaeBase (www.algaebase.org). Домінуючими вважали види, які складали щонайменше 10 % кількісного

різноманіття фітопланктону; субдомінуючими - видами, що при відсотковому співвідношенні до загального числа становить від 5 % до 10 % (згідно В.І. Василевич, 1969.) Проводився відбір проб з наступних станцій: - рукав Білгородський (середина); - затока Солоний кут (середина); - Кілійський рукав (біля міста Вилкове); - затока Солоний кут (вхід до рукава Білгородський); - рукав Очаківський 17 км; - Кілійський рукав (нижче морвокзалу); - р. Дунай (порт Рені); - вхід до рукава Очаківський (Анкудінове гирло); - вихід у море з рукава Очаківський (морська лінія); - біля мису затоки Бадик.

Результати та обговорення. Вивчення динаміки чисельності та біомаси фітопланктону показало, що в залежності від розташування станцій відбору проб, дані показники змінюються. Структура біомаси альгофлори водних об'єктів Кілійської дельти представлено нерівномірно, відповідно до станцій відбору проб, і сформований переважно діатомово-зеленим комплексом, але в деяких пробах домінуючими по біомасі є представники відділу *Miozoa*.

Біомаса. Водні екосистеми характеризуються сезонною мінливістю біомаси фітопланктону, основна роль на досліджуваних ділянках належить відділам *Chlorophyta*, *Miozoa* та *Bacillariophyta* у планктонних угрупованнях. Така тенденція розподілу фітомаси спостерігається останні кілька десятиліть, фундаментальним фактором якої є підвищення середньої температури води і, відповідно, пролонгацією періоду вегетації водоростей. Загалом біомаса, в залежності від станції відбору проб, коливається від 0,3361 мг/дм³ до 0,944205 мг/дм³, що свідчить про наявність слабкого «цвітіння» води. Максимальне значення біомаси фітопланктону спостерігається у пробі з Кілійський рукав біля міста Вилкове. Поширення груп водоростей, що спроможні спричинити «цвітіння» водойм, залежить від багатьох чинників, одними з яких є мінералізація, сезонність та гідрологічний режим тощо. Найменша біомаса спостерігалась у пробі, на станції відбору затоки Солоний кут (середина), з домінуючими значеннями відділів *Bacillariophyta* (49 %) та *Chlorophyta* (28 %).

Необхідно зазначити, що проби, які були відібрані на рукавах пониззя, спостерігається переважання водоростей відділу *Miozoa*, де відсоткове співвідношення біомаси представників сягає 41-60 % від загальної по станції. Основну масу яких формує *Ceratium hirundinella*, який є характерним представником як солоноватоводних, так прісних водойм. Окремо від загальної картини біомаси фітопланктону, виділяється проба відібрана на рукаві Очаківський (17 км.),

оскільки формується полідомінантним угрупованням з представників відділів Chlorophyta (41 % загальної маси), Bacillariophyta (28 % загальної маси), Euglenozoa (23 % загальної маси). Результати дослідження показали, що основна біомаса фітопланктону сформована переважно зелено-динофітоводіатомовим комплексом. У теперішній час діатомові перебувають у стані біологічного прогресу і часто є домінуючою групою у морських та прісноводних біотопах.

Чисельність. Чисельність клітин коливалась від 375 тис.кл/м² до 1320 тис.кл/м². Найбільше значення чисельності спостерігається на місці відбору проби затока Солоний кут (вхід до рукава Білгородський), найменше – рукав Очаківський (17 км.). У формуванні чисельності фітопланктону різнотипних водойм пониззя Дунаю пріоритетну роль відігравали синьо-зелені та зелені водорості, і поширені відносно рівномірно по всій акваторії досліджуваного об'єкту. Інші відділи представлені достатньо нерівномірно, відмічено тенденцію збільшення кількості клітин діатомей зі зростанням солоності. Водоростеві форми відділів Cryptophyta, Miozoa і Charophyta зустрічаються поодинокі і з низькою частотою трапляння. Найбільш поширеними є представники зеленого та синьо-зеленого фітопланктону, їх відсоткове співвідношення в різних пробах коливається до 70 % та 65 % відповідно.

Необхідно зазначити, що висока чисельність клітин синьо-зеленого фітопланктону не відповідає великій біомасі, це зумовлено їх морфологічною будовою, відсутністю кремнеземового панцира і великої кількості повітряних вакуоль у клітинній будові. Через їх морфологічну особливість ці водорості переважно відносяться до планктонних форм, і концентруються в поверхневій товщі води. Фітопланктон пониззя Дунаю представлено відносно не високою чисельністю, і свідчить про динамічність гідрологічного режиму, з високою інтенсивністю перемішування водних горизонтів.

Аналіз домінуючого комплексу фітопланктону Кілійської дельти. Оскільки фітопланктон відзначається великою різноманітністю життєвих форм, розмір та масу, неоднорідний просторовий розподіл, нагальною є необхідність оцінки діатомового комплексу окремо за чисельністю клітин, і окремо за біомасою.

Що стосується чисельності, то домінантними серед усіх ідентифікованих видів, є переважно представники Cyanobacteria: *Anagnostidinema amphibium* (Gomont) *Chroococcus turgidus* (Kützing), *Jaaginema geminatum* (Schwabe ex Gomont), *Leptolyngbya tenuis* (Gomont), *Microcystis aeruginosa* (Kützing),

Microcystis pulverea (H.C. Wood), *Microcystis wesenbergii* (Komárek), *Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann); та Chlorophyta: *Coenococcus planctonicus* (Korshikov), *Dictyosphaerium granulatum* (Hindák), *Micractinium pusillum* (Fresenius). Також показано, що за виключенням проби, що відібрана біля мису Бадик, в усіх пробах наявна індеферентна діатомея *Stephanodiscus hantzschii*.

Встановлено, що основними субдомінуючими видами за чисельністю були: *Anabaena sphaerica* (Bornet et Flahault), *Aphanizomenon flos-aquae* (L. Ralfs), *Limnothrix redekei* (Goor), *Merismopedia tenuissima* (Lemmerm), *Pseudanabaena limnetica* (Lemmermann), *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg), *Lindavia bodanica* (Eulenstein ex Grunow), *Melosira varians* (C. Agardh), *Coelastrum astroideum* (De Notari), *Desmodesmus communis* (E. Hegew.), *Lemmermannia triangularis* (Chodat), *Oocystis lacustris* (Chodat), *Lepocinclis ovum* (Ehrenberg).

Домінування синьо-зелених представників альгофлори по чисельності є показовим для літнього періоду, оскільки на нього перепадає основний вегетаційний період. Встановлено, що провідні позиції по чисельності фітопланктону, є форми, що при високій інтенсивності вегетації викликають підвищення евтрофікації водойми.

Проводячи аналіз домінуючого комплексу по біомасі, сформований представниками відділів Bacillariophyta, Miozoa, Chlorophyta та Euglenozoa, і були виділені наступні домінуючі види: *Aulacoseira italica* (Ehrenber), *Diatoma vulgare* (Bory), *Lindavia bodanica* (Eulenstein ex Grunow), *Lindavia comta* (Kützing), *Ceratium hirundinella* (O.F.Müller), *Chlamydomonas globosa* (J.W.Snow), *Microglena monadina* (Ehrenberg), *Lepocinclis ovum* (Ehrenberg).

Субдомінуючими видами різнотипних водойм пониззя Дунаю є: *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg), *Cymbella cistula* (Ehrenberg), *Cymbella lanceolata* (C. Agardh), *Stephanodiscus hantzschii* (Grunow in Cleve & Grunow), *Peridinium cinctum* (O.F.Müller), *Staurastrum orbiculare* (Meneghini ex Ralfs), *Coenococcus planctonicus* (Korshikov), *Dictyosphaerium granulatum* (Hindák).

Такий розподіл водоростей пояснюється насамперед морфометричними особливостями пониззя Дунаю, зокрема типом водойми, глибиною, розташуванням, і як наслідок це зумовило наявність у фітопланктоні видів, здатних розвиватись в широкому діапазоні температур, і переважання планктонно-бентосних форм над типово планктонними.

Висновки.

Фітопланктон пониззя Дунаю сформований переважно діатомово-зеленим комплексом, але в деяких пробах домінуючими по біомасі є представники відділу *Miozoa*.

Максимальне значення біомаси фітопланктону спостерігається у пробі з Кілійський рукав біля міста Вилкове 0,3361 мг/дм³, найменша – на станції відбору затоки Солоний кут (середина) – 0,944205 мг/дм³, з домінуючими значеннями відділів *Bacillariophyta* (49 %) та *Chlorophyta* (28 %).

Чисельність клітин коливалась до 1320 тис.кл/м², найбільше значення чисельності спостерігається на місці відбору проби затока Солоний кут (вхід до рукава Білгородський), найменша – рукав Очаківський (17 км.), і становила 375 тис.кл/м².

Найбільш поширеними за кількістю клітин є представники зеленого та синьо-зеленого фітопланктону, їх відсоткове співвідношення в різних пробах коливається до 70 % та 65 % відповідно, водоростеві форми відділів *Cryptophyta*, *Miozoa* і *Charophyta* зустрічаються поодинокі і з низькою частотою трапляння.

Домінуючі позиції за чисельністю клітин у пробах належать представникам синьо-зеленого та зеленого фітопланктону. До них відносяться: *Anagnostidinema amphibium*, *Chroococcus turgidus*, *Leptolyngbya tenuis*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis pulverea*, *Microcystis wesenbergii*, *Planktolyngbya limnetica*, *Coenococcus planctonicus*, *Dictyosphaerium granulatum*, *Micractinium pusillum*.

Аналіз домінуючого комплексу по біомасі, сформований представниками відділів *Bacillariophyta*, *Miozoa*, *Chlorophyta* та *Euglenozoa*, і були виділені наступні домінуючі види: *Aulacoseira italica*, *Diatoma vulgare*, *Lindavia bodanica*, *Lindavia comta*, *Ceratium hirundinella*, *Chlamydomonas globosa*, *Microglena monadina*, *Lepocinclis ovum*.

В.А. Рудік

Одеський національний університет ім. І. І. Мечнікова

e-mail: lab.nii.rudik@gmail.com

ПЕРШІ ЗНАХІДКИ ТРОПІЧНОГО ВИДУ *Aedes albopictus* В МЕЖАХ МІСТА ОДЕСА

З початку ХХІ ст. у світі гостро назріла проблема виникнення спалахів вже відомих і нових епідемії трансмісивних хвороб, векторами збудників яких є кровосисні комарі. В умовах масової міграції населення і розвинутих транспортних міжконтинентальних потоків на фоні глобальної зміни клімату з'явилися нові можливості для розповсюдження інвазійних переносників і патогенів. Розширення меж ареалів кровосисних комарів може здійснюватися як природним шляхом, так і через завезення екзотичних для Європи векторів. Наявність переносників, здатних підтримати епідемічний процес при попаданні збудника в екосистему, несе в собі небезпеку виникнення спалахів інфекційних захворювань і становить значну загрозу для здоров'я населення.

За даними Європейського центру профілактики та контролю захворювань зараз в Європі зареєстровано п'ять інвазійних видів комарів роду *Aedes* (Meigen, 1818). Серед екзотичних видів кровосисних комарів найбільш поширений Азіатський тигровий комар *Aedes albopictus* (Skuse, 1895) (Diptera: Culicidae). Бувши родом із Південно-Східної Азії, на початку ХХІ ст. він поширився до Африки, Середнього Сходу, Європи та Америки, а за останні роки розповсюдився на значній частині Європи. Швидке розповсюдження *Ae. albopictus* викликає глобальну стурбованість через його здібність до передачі небезпечних з медичної точки зору арбовірусів, включно з вірусами чікунгу́ня (CHIKV), денге (DENV), Зіка (ZIKV) і жовтої гарячки (Yellow fever virus), а також філяріозних нематод роду *Dirofilaria*, які можуть спричиняти диروفіляріози.

Згідно з літературними джерелами з ентомології до 2023 року на території України вид *Ae. albopictus* дослідники не виявляли.

За результатами наших досліджень у серпні 2023 року було відловлено 145 кровосисних комарів у м. Одеса. Серед них вид *Ae. albopictus* налічував 99 особини двох стадій розвитку (личинки і імаго). Знайдено 4 локації з присутністю виду

Ae. albopictus у двох адміністративних районах (Пересипський та Київський) м. Одеса.

На території житлового масиву (10.08.2023), прилеглого до промислової зони (адмін. район Пересипський), було виловлено 19 самок комарів (перша локація). За визначальними таблицями 11 самок було ідентифіковано як *Ae. albopictus*, а решта 8 самок – як типові для місцевості *Aedes caspius* (Pallas, 1771). Наступного дня в цьому ж районі було виловлено ще 29 самок кровосисних комарів. З них 16 ідентифіковані як *Ae. albopictus*, а інші 13 як *Ae. caspius*. При обстеженні території відлову на предмет місць виплоду комарів була знайдена невелика ємність з водою. У ній було виловлено 18 личинок 4 віку і зафіксовано в спирті, які пізніше морфологічно ідентифіковано як *Ae. albopictus*. За 200 м від першої локації поблизу промислової зони було виявлено ще одне місце виплоду *Ae. albopictus*, в якому знайдена ємність із залишками води, де виловлено 4 личинки. Під час відлову личинок, спіймано 3 самки цього ж виду.

В тому ж районі, на віддалені від першої локації на 2,8 км, у парковій зоні жилого масиву виявлено третю локацію (14.08.2023), де виловили 4 самки *Ae. albopictus*. За допомогою електромеханічної світлової пастки, встановленої на ніч в цій місцевості, було виловлено 37 кровосисних комарів обох статей. З них: *Ae. albopictus* – 7 самок і 5 самців; *Ae. caspius* – 1 самець; *Culex pipiens* (Linnaeus, 1758) – 19 самок і 5 самців. За даними проведених досліджень 26.08.2023 року, щодо пошуку місць виплоду на цій території, виявлено дві ємності з водою, які слугували місцями виплоду комарів. З них виловлено 30 личинок *Ae. albopictus* 2-4 віку. У всіх знайдених водних біотопах присутніми були тільки личинки виду *Ae. albopictus*.

Наприкінці серпня (28.08.2023) у ліфті житлового будинку (адмін. район Київський) була виловлена 1 самка *Ae. albopictus*, що була насичена кров'ю. Це місце (четверта локація) віддалено від інших локацій майже на 10 км і є єдиним випадком вильову, на даному етапі досліджень виду *Ae. albopictus* у Київському районі. Саме ця знахідка дає можливість припустити розповсюдження цього комара на значній території міста.

Вважаємо, що виявлені представники *Ae. albopictus* поблизу морського порту міста не виключають можливості завезення даного виду через порт. Подальше розселення *Ae. albopictus* йде шляхами просування через житлові квартали міста тому, що комар, просуваючись цим маршрутом, знаходить для свого виживання повніший комплекс сприятливих умов необхідних для відтворення. Подібні локації є місцями тимчасових зупинок

для поетапного просування популяції та захоплення нових територій.

Проведені дослідження показали, що діапазон екологічної пластичності виду *Ae. albopictus* дозволяє не тільки пристосовуватись і закріплюватись на місцевості, а й поширюватись з наступними генераціями в екотопах регіону з помірним кліматом. Незважаючи на те, що первинним середовищем існування є тропічні ліси, цей вид добре пристосовується до міського середовища. *Ae. albopictus* адаптований до розвитку гідробіотичних стадій у невеликих ємностях з водою. Тяжіння його до людських поселень, пояснюється наявністю широкого розмаїття придатних місць для виплоду та джерел годівлі кров'ю. Цей вид відкладає яйця на внутрішній поверхні водних ємностей у міській та сільській місцевості, усередині та навколо будинків. Всі ці умови відіграють головну роль для здійснення циклічних генерацій і, зрештою, примноження популяції.

Умови змінення клімату разом із екологічною пластичністю виду *Ae. albopictus*, створюють потенціал для його подальшої інвазії на території Півдня України. Виявлення *Ae. albopictus* в межах м. Одеси наочно демонструє адаптаційний потенціал і розпочату експансію цього виду комара на Півдні України.

Подяки.

Автор висловлює щире подяку за обговорення та рекомендації під час написання даної публікації доктору філософії, кандидату географічних наук, доценту кафедри водних біоресурсів та аквакультури Херсонського державного аграрно-економічного університету Євгену Івановичу Коржову, а також науковому керівнику – член-кор. НААН, професору, д. б. н. С.В. Чеботар.

Г.В. Чвалюк, О.І. Боднар, В.В. Грубінко

Тернопільський національний педагогічний університет імені

Володимира Гнатюка, Тернопіль, Україна

E-mail 0986372888g@gmail.com

АЛЬГОЛОГІЗАЦІЯ ВОДОСХОВИЩА «ТЕРНОПІЛЬСЬКИЙ СТАВ» *CHLORELLA VULGARIS* L. ЯК СПОСІБ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ ВОДОЙМИ ТА ПІДВИЩЕННЯ ЇЇ ПРОДУКТИВНОСТІ

У процесі евтрофікації надлишок поживних речовин у водоймах викликає надмірне розмноження і збільшення біомаси синьо-зелених водоростей, зменшення концентрації розчиненого кисню при масовому відмиранні водоростей. Домінування синьо-зелених водоростей супроводжує пригнічення всіх інших компонентів фітопланктону унаслідок перехоплення біогенних елементів і впливу токсичних виділень на інші планктонні види. Під час «цвітіння» води у водоймах поряд з продуктами розкладання синьо-зелених водоростей відбувається активний розвиток патогенних бактерій, що призводить до посилення загальної токсичності водного середовища та загострення епідеміологічної ситуації у водоймі.

На основі загальної екологічної характеристики водосховища «Тернопільський став» виявлено, що одним з трендів екологізації водойми є необхідність запровадження адаптаційних заходів для зменшення негативного впливу змін клімату та ефективного пристосування. Для цього нами було проведено моніторингові дослідження з визначення ступеня забрудненості шару води та придонного мулу шляхом визначення кислотності води, вмісту кисню та гідрокарбонат-іонів, амонію, нітритів та нітратів, сполук фосфору, іонів металів у воді, та вмісту металів у донних відкладах, а також здійснено порівняння співвідношення основних груп фітопланктону, відстежено динаміку температури, кислотності середовища і вміст у ньому розчинених O_2 , CO_2 та їх споживання *Ch. vulgaris*, динаміку кількості клітин *Ch. vulgaris*, динаміку біомаси та основних компонентів *Ch. vulgaris*, мг сухої біомаси/дм³.

Інноваційним підходом, який дозволяє значно знизити рівень забруднення водойм та покращити органолептичні властивості води, є біоремедіація водойм суспензією хлорели, яка оснований на альголізації водойм планктонними штамми зеленої мікроводорості *Chlorella vulgaris*. Технологія заснована на біологічних властивостях живої планктонної хлорели пригнічувати розвиток синьо-зелених водоростей (ціанобактерій).

Впроваджені штами хлорели, на відміну від аборигенних, постійно присутніх в кожній водоймі, володіють такими добре вираженими планктонними властивостями. У результаті біологічної меліорації забруднених водойм і стічних вод поліпшуються гідробіологічні умови, створюються сприятливі умови для проживання риби.

Хлорела проявляє природну конкуренцію та здатна витіснити синьо-зелені водорості з водойм, ліквідує наслідки «цвітіння»: очищає воду, насичує її киснем, відновлює популяцію фіто- та зоопланктону, забезпечує рибу природною кормовою базою. На 1,115 г поглинутого водоростями CO_2 виділяється 1,0 г O_2 , з них 64 % утилізується безпосередньо клітинами хлорели, а 36 % – неповне засвоєння та витрати в атмосферу. Альголізація водойм хлорелою є перспективним напрямом зниження евтрофікації вод і захисту їх від забруднення. Штам має здатність «вільного» і рівномірного розподілу в середовищі. Потрапляючи у водойму, планктонна Хлорела не осідає на дно і не прилипає до вищої рослинності, а знаходиться і розвивається у верхньому (до 40–100 см) шарі води, інтенсивно фотосинтезує та поділяється. За кілька днів в шарі води хлорела стає домінуючою мікроводорістю, насичуючи воду киснем і видаляючи надлишки вуглекислого газу, органічних і неорганічних речовин. При цьому зменшується вміст патогенної мікрофлори. А оскільки хлорела є кормом для зоопланктону, то чисельність його у водоймі збільшується в рази. (Ed. Amos Richmond, Qiang Hu, 2013)

Метод внесення до водойми зеленої водорості хлорели крім ліквідації і запобігання «цвітінню» води, забезпечує значне поліпшення її якості; істотне зниження бактеріального забруднення патогенною мікрофлорою; збільшення кількості розчиненого кисню у воді до норми впродовж всього вегетативного періоду; збільшення кормових ресурсів фауни водойм; відмова від застосування вапнування рибоводних ставків і інших явищ пригнічення розвитку фіто- і зоопланктону. Очищуючи водне середовище від біогенних елементів (N і P), водні рослини ще й стримують «цвітіння» води синьо-зеленими водоростями. Перспективним напрямком зниження евтрофікації вод і захисту їх від забруднення є альголізація водойм хлорелою. Штам має здатність «вільного» і рівномірного розподілу в середовищі. Потрапляючи у водойму, хлорела не осідає на дно, розвивається у верхньому (до 40–100 см) шарі води, інтенсивно фотосинтезує. За кілька днів хлорела стає домінуючою мікроводорістю.

В Тернопільському водосховищі у процесі реалізації «Комплексної програми розвитку водосховища “Тернопільський став” на 2019–2021 роки» на площі 311 га (середня глибина близько 10 м) на

початок травня 2022 року було внесено хлорелу у вигляді концентрованої «хлорелової пасти» з розрахунку 1 г пасти на 100 дм³ води. Забруднення водойми було суттєвим, насамперед важкими металами, нафтопродуктами, ПАР тощо (Грубінко та ін. 2013). У попередні роки відмічали розвиток синьо-зелених водоростей, активне «цвітіння» води, її залуження унаслідок амонізації відмерлих гниючих рослин та водоростей (Грубінко та ін. 2013; Гандзюра., Грубінко., 2008). Температура внесення водоростей становила ~ 8–10 °С.

Стабільність розмноження хлорели підтверджено динамікою розмноження водоростей (табл. 1).

Таблиця 1.

Динаміка кількості клітин *Ch. vulgaris* у «Тернопільському водосховищі»

Дата	Кількість клітин, шт/дм ³	Температура а води, °С	Вміст розчиненого кисню у воді, мг/дм ³	Кислотність, рН, мг.екв.
05.04.22	7,50*10 ⁷	8,0	4,2	7,20
10.05.22	22,10*10 ⁷	14,2	4,8	7,30
08.06.22	82,35*10 ⁷	20,8	4,9	7,01
07.07.22	132,10*10 ⁷	22,4	5,4	7,09
15.08.22	121,85*10 ⁷	21,2	4,9	7,08
12.09.22	70,95*10 ⁷	18,3	4,2	7,02
14.10.22	58,15*10 ⁷	14,8	4,8	7,11
09.11.22	16,32*10 ⁷	10,4	4,6	7,15
06.12.22	4,36*10 ⁷	6,7	5,7	7,34

Упродовж перших 3-х місяців спостерігали експоненціальне наростання кількості клітин у 17,6 раза до 132,1 10⁷ клітин/дм³ порівняно з їх початковою кількістю – 7,5 ± 1,6·10⁷ клітин/дм³ (р < 0,05), після чого упродовж усього терміну культивування показник кількості клітин хлорели був постійним у межах 70,1·10⁷ клітин/дм³ (практично в 10 разів більше порівняно з їх початковою кількістю (р < 0,05)).

Умови середовища були оптимальними як за температурним, так і за показником рН середовища. Продуктування кисню було активним і відповідало нормі росту водоростей – 4-6 мг/дм³.

Аналогічними до динаміки кількості клітин, були їх загальна біомаса та біомаса основних органічних компонентів. Так, за цих визначених умов досліджу, вміст основних органічних компонентів клітин *Ch. vulgaris* становив від загальної біомаси: протеїни – 54 %, вуглеводи – 32%, ліпіди – 14%. Упродовж експоненціальної фази у 3,8 рази зріс вміст протеїнів, у 6,3 – вуглеводів, у 3,0 – ліпідів ($p < 0,05$). Надалі до 21-25-ї доби культивування вміст протеїнів був на рівні близько 60 мг сухої маси/дм³, вуглеводів – 35, ліпідів – 12 мг. Співвідношення вуглеводи–протеїни–ліпіди становило: на початок культивування – 5,4:3,2:1,4; на стадії завершення експоненціального росту – 4,7:4,5:0,8; на стадії стаціонарного росту – 5,6:3,3:1,1.

Висока продуктивність та накопичення хлорелою органічних речовин підвищує її поживність, кормову придатність та цінність для зоопланктону і всеїдних риб. В процесі самокультивування упродовж 1-го місяця спостерігали пригнічення розвитку синьо-зелених водоростей, частка яких зменшилася до 30 % у альгопробах, натомість частка клітин хлорели становила 70 % від загальної кількості клітин водоростей, а їх біомаса зросла у 5 разів. Альголізація позитивно вплинула на показники води. В нормі вода придонних шарів характеризується стабільним низьким, однак вищим від критично рівня, вмістом кисню, який активно використовується в екосистемі на окиснення органічних речовин. Вміст вуглекислоти знаходиться в межах допустимого рівня та свідчить про переважання її форми гідрокарбонат-йон (HCO_3^-). Зміни в гідробіологічній сфері прогнозовано впливають на якість води у водоймах.

Цьогоріч у травні 2023 році для очищення ставу, пригнічення розвитку синьо-зелених водоростей і збагачення води киснем у Тернопільській став внесли пасту хлорели у кількості 192 кг, що на сьогодні є одним із найсучасніших та найдієвіших способів біологічного очищення води. Вносилися суспензія хлорели у «Тернопільський став» вздовж берегової лінії від вул. Чумацької до пляжу Циганка та навколо острівця Чайка (<https://www.tenews.org.ua/post/show/1690881387-u-ternopoli-nastavi-zahliviy-smorid-ta-zelena-voda-vodoyma-znovu-cvite#>).

Призупинення процесу евтрофікації водойми відбувалося пригніченням розвитку заростання вищої рослинності, суттєво знизилася показники вмісту сполук азоту та фосфору в воді. Оптимізація вплинула на рН води (показник знизився до рівня 7,11) проти забруднення амонієм у квітні – 7,34. Впроваджений штам хлорели, володіє добре вираженими планктонними властивостями і пригнічує розвиток синьо-зелених водоростей, тим самим запобігаючи «цвітінню» води.

На основі загальної екологічної характеристики водосховища «Тернопільський став» (Грубінко та ін., 2013) видається необхідним

комплекс гідротехнічних, гідрохімічних та гідробіологічних заходів цієї екосистеми з метою запобігання евтрофікації, покращення якості водного середовища для організмів, які здатні забезпечити самоочищення екосистеми, завдяки чому можливе відновлення рекреаційного, водогосподарського та рибгосподарського потенціалу водойми.

Для покращення екологічної ситуації водосховища «Тернопільський став» здійснені такі заходи: використання методу інвазії видів-фільтраторів, здатних акумулювати та метаболізувати токсичні речовини, унаслідок чого покращаються природні процеси самоочищення, властиві водним та навколоводним екосистемам; альгологізація водойми «Тернопільський став» з розрахунку 1 кг\га концентрованої вологої хлорелової пасти, збагаченої *Scenedesmus*; зменшення органічного забруднення, унаслідок чого зменшиться частка синьо-зелених водоростей у водоймі, які викликають «цвітіння води».

Застосування хлорели відбувається вже давно та успішно, але в аквакультурі ця водорість може з успіхом застосовуватися, зокрема, як біологічний меліоратор, що очищає водойми та покращує якість води. Розвиток хлорели у водоймі пригнічує розвиток синьо-зелених водоростей, особливо в умовах підвищеної температури води, і це зберігає необхідний для вирощування гідробіонтів кисень у воді та забезпечує її належну кислотність. (Романенко., 2010; Золотарьова., 2008.).

В.Р. Воробйов

Інститут гідробіології НАН України
valikvrb@gmail.com

ОСОБЛИВОСТІ РАЦІОНУ СОНЯЧНОГО ОКУНЯ *LEPOMIS GIBBOSUS* В РІЧКАХ МІСТА КИЄВА

Вступ. Сонячний окунь *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) – риба родини Центрархових (Centrarchidae) ряду Окунеподібних (Perciformes).

Природним ареалом сонячного окуня є прісні води східної частини Північної Америки. Прісноводна жила малозграйна риба, яка в нових для себе умовах існування в українських водоймах здатна деякий час витримувати солонувату воду опріснених ділянок лиманів і Чорного моря. В кінці XIX ст. був завезений акваріумістами до Франції. З Франції його завезли до Німеччини для розведення в паркових ставках, звідкіля він і потрапив до басейнів річок Рейна, Одера та Дунаю. В 1946 році був зареєстрований на території сучасної України – в дельті Дунаю, в лиманах Ялпуг та Кагул. Поширився на північ через опріснені ділянки лиманів та Чорного моря.

Промислового значення не має, але є популярним об'єктом любительського рибальства. В іхтіофауні України небезпечним чужорідним інвазивним видом, який натуралізувався та активно розповсюджується.

Мета роботи. Метою роботи є визначення спектра живлення сонячного окуня в річках міста Києва.

Матеріали та методи. Відлови риб відбувалися на річці Дніпро в районі острова Жукова та Оболонської затоки, на протоці Десенка та річці Віта в літній сезон 2023 році Відлови проводилися традиційними іхтіологічними методами – сачками, поплавковою вудкою. Розмір вибірки складає 88 особини. Хірургічними інструментами проводився розтин риб, вилучання шлунково-кишкових трактів та відокремлення їх від інших органів.

Відібрані шлунково-кишкові тракти фіксувалися розчином формаліну. Під час дослідження харчові грудки вилучалися зі шлунково-кишкових трактів за допомогою шпателя. Для розділення часточок до харчової грудки додавалася в невеликих кількостях вода. Після описаних дій відбувалося дослідження якісного складу харчової грудки під стеріомікроскопом. Визначення компонентів харчової грудки відбувалося за допомогою визначників.

Результати та обговорення. В результаті дослідження внутрішнього складу шлунково-кишкових трактів сонячного окуня у складі харчових грудок було виявлено 10 харчових компонентів: молодь риб, личинки комарів-дзвінців Chironomidae, личинки бабок Odonata, личинки волохокрильців Trichoptera, водяний віслук Asellus aquaticus, дощові черви Lumbricidae, мізиди Mysidae, личинки одноденки Ephemeroptera, рештки макрофітів, дафнії Daphniidae.

На табл. 1 продемонстрована трапляння певних харчових об'єктів та їх середні відсотків їхнього вмісту в харчовій грудці.

Таблиця 1.

Трапляння та середні відсотки вмісту харчових об'єктів в харчовій грудці

Харчовий об'єкт	Трапляння у % особин	Середній % вмісту в харчовій грудці
Молодь риб	15,8	62,0
Личинки Odonata	25,0	45,4
Личинки Trichoptera	6,8	46,6
Личинки Chironomidae	22,7	55,0
Личинки Ephemeroptera	4,5	50,0
Daphniidae	4,5	32,5
Mysidae	9,0	37,5
Lumbricidae	4,5	67,5
Asellus aquaticus	15,9	43,6
Рештки макрофітів	11,3	10,0

Частка сонячних окуней з порожніми шлунково-кишковими трактами складає 1 %. Найбільшою частотою трапляння серед компонентів відзначаються личинки бабок – 25 %, личинки комарів-дзвінців – 22,7 % та водяний віслук – 15,9 %. Найменшою частотою трапляння відрізняються молодь риб, личинки одноденок Ephemeroptera та дощові черви Lumbricidae – 4,5 %.

Найбільший відсоток серед вмісту в харчовій грудці в даній вибірці припадає на молодь риб – 62 % та дощові черви – 67 %.

Висновки:

Шляхом дослідження внутрішнього складу шлунково-кишкових трактів сонячного окуня було виявлено 11 харчових об'єктів: молодь риб, личинки комарів-дзвінців Chironomidae, личинки Odonata, личинки волохокрильців Trichoptera, водяний віслик *Asellus aquaticus*, дощові черви Lumbricidae, мізиди Mysidae, личинки одноденки Ephemeroptera, рештки макрофітів, дафнії Daphniidae.

Найбільшою частотою зустрічаємості серед компонентів відзначаються личинки бабок – 25 %, личинки комарів-дзвінців – 22,7 % та водяний віслик – 15,9 %.

Сонячний окунь є небезпечним чужорідним інвазивним видом, який здатний складати серйозну харчову конкуренцію всеїдним та хижим аборигеним видам риб. Є необхідним подальше дослідження розповсюдження сонячного окуня у водоймах України.

**Ю.О. Коваленко, М.П. Причеп, С.П. Пришляк, Н.О. Іванова,
І.М. Незбрицька**

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: kovalenkoyuliana888@gmail.com*

БЕТОНУВАННЯ ПРИБЕРЕЖНОЇ СМУГИ ОЗЕР ПРИ КОМПЛЕКСНОМУ АНТРОПОГЕННОМУ НАВАНТАЖЕННІ: НАСЛІДКИ ДЛЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ МАКРОФІТІВ, РИБ ТА ВОДНО-БОЛОТНИХ ПТАХІВ

Використання бетонних конструкцій навколо озер може негативно позначитись на якості води через зменшення здатності природної берегової лінії до фільтрації забруднюючих речовин. Крім того, такі дії руйнують частину водно-болотного біотопу птахів, фітофільної фауни риб та безхребетних. Бетонні конструкції можуть перешкоджати міграційним процесам для окремих видів. Іншою важливою властивістю бетонних споруд є їх здатність поглинати та випромінювати тепло, що призводить до підвищення температури води у літні періоди. Внаслідок цього посилюється цвітіння синьо-зелених водоростей, знижується розчинений у воді кисень, що часто веде до загибелі чутливих організмів, зокрема риб (в разі відсутності місць для міграції). Зрештою це може позначитися на скороченні чисельності аборигенних видів та появі та/або посилення присутності інвазивних видів.

Попри те, що бетонна забудова берегів відповідає потребам людини, проте це впливає на делікатні прісноводні екосистеми та призводить до довготривалих екологічних наслідків, зокрема втрати природних середовищ існування для водних та водно-болотних видів. Задля пом'якшення цих негативних наслідків країни Європейського союзу бетонні конструкції замінюють здебільшого на рослинні буфери: очеретяні зарості та інші природні матеріали надаючи тваринам місця існування, розмноження та кормові майданчики.

Мета роботи дослідити та проаналізувати комбінований вплив благоустрою прибережної зони у вигляді зміни рослинного покриву та облаштування бетонної набережної, а також токсичного навантаження нафтопродуктами на чисельність та видове різноманіття чутливих видів риб та водно-болотних птахів.

Дослідження іхтіофауни та орнітофауни здійснювались у 2018–2020 та 2023 роках з використанням відповідних загальноприйнятих методів дослідження.

Парк відпочинку, навколо озер Йорданське та Кирилівське – озер системи «Опечень» (був. річка Почайна) має загальну площу

близько 18,4 га. З метою розчищення оз. Кирилівське та благоустрою прибережної та берегової зони у 2019-му році були проведені заходи з викорчовування прибережної та водної рослинності: очерету, кущів та дерев навколо озера перетворивши берегову зону в сучасний пляж, а також залито в бетон частину річки Сирець, яка впадає в це озеро. Наразі, при загальній довжині берегової лінії оз.Кирилівське 2,14 км, з них, новоутворена бетонна набережна займає 25,0 % (536 м), а зона пляжу – 6,5 % (140 м), інша частина водойми повернулась до попереднього вигляду. Крім того, восени 2021-го року (після здійснення благоустрою) відбувся залповий скид нафтопродуктів з р. Сирець, який охопив 1/4 водного дзеркала водойми.

Зміни чисельності та видового складу угруповань, вищих водяних рослин, риб та птахів, які є невід'ємними компонентами екосистем дають змогу більш комплексно оцінити загальний стан екосистем водойм зокрема шляхом поділу на водну та водно-болотну складову.

Макрофіти. За проведеними дослідженнями у 2015 році було виявлено 9 видів вищих водяних рослин. Серед яких домінували: *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Ceratophyllum demersum* та *Potamogeton crispus*. Також тоді були виявлені такі види як: *Butomus umbellatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Najas marina*, *Lemna minor*, *Myriophyllum spicatum*. У 2023 році після повторні дослідження видового складу макрофітів встановлено збільшення видового складу вищих водяних рослин. Серед домінантів: *Phragmites australis* та *Najas marina*. Крім того, виявлені *Typha angustifolia*, *Eleocharis palustris*, *Agrostis stolonifera*, *Glyceria maxima*, *Bolboschoenus maritimus*, *Iris pseudoacorus*, *Sparganium erectum*, *Scirpus lacustris*, *Alisma plantagoaquatica*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ceratophyllum demersum*, а також *Lemna minor*. Всього встановлено наявність 15-ти видів вищих водяних рослин.

Іхтіофауна. За період досліджень з 2018 році У рибному населенні цього озера зареєстровано 20 видів риб з шести родин: Cyprinidae, Percidae, Syngnathidae, Odontobutidae, Esocidae та Gobiidae. Найбільш численними були: *Alburnus alburnus* (25 %), *Scardinius erythrophthalmus* (19,0 %), *Perca fluviatilis* (17,4 %) та *Neogobius fluviatilis* (17,4 %).

У 2020 році Після проведення робіт з благоустрою та скиду нафтопродуктів видовий склад риб скоротився до 10 видів. З уловів зникли: *Abramis brama*, *Squalius cephalus*, *Idus idus*, *Sander lucioperca*, *Gymnocephalus cernuus* та *Esox luceus*. Істотно зменшилась чисельність фітофільних видів, відтворення яких безпосередньо залежить від наявності затопленої рослинності вздовж берегів. В 5 разів скоротилась чисельність краснопірки та у 4 рази б. пісочника. Чисельність плітки звичайної *Rutilus rutilus* та окуня річкового також дещо знизилась. Натомість через зменшення хижих та чутливих видів збільшилась чисельність верховодки звичайної *A. alburnus* майже у 1,8 раза.

У 2023 році видовий склад риби налічував 15 видів. Найчисельніші – *Alburnus alburnus* (34,0 %) та *Scardinius erythrophthalmus* (23,2 %). Відновлення таких видів як короп *Cyprinus carpio*, *G. cernuus* та *Esox lucius* – в озері не підтверджене, але з'явився інвазійний вид – *Lepomis gibbosus*. Крім того, через суттєве скорочення нерестових субстратів та інтенсивне забруднення придонного шару води озера відбулись зміни у структурі видів домінантів та субдомінантів.

Орнітофауна. Комплексне антропогенне навантаження на оз. Кирилівське найбільше позначились на чисельності *Ixobrychus minutus*, яка у 2016–2018 роках скоротилась з 6 ос. до 1 ос. У 2018-2019 роках. Натомість у 2023 році його чисельність збільшилась до 8 ос. Схожа тенденція проглядається щодо чисельності *Fulica atra*.

Присутність рибоїдних птахів: *Larus* та *Podiceps cristatus* збільшилась після 2019 році у 2–4 рази, а *Phalacrocorax carbo* залишилася сталою впродовж періоду років досліджень. Тому, при окреслених змінах прибережного лінії озера Кирилівське суттєвих втрат видового багатства птахів не спостерігається (Табл. 1).

Отримані результати відображають зміни чисельності певних видів птахів оз. Кирилівське. При цьому присутність одних видів зменшувалася, а згодом відновлювалася, тоді як інші, наприклад рибоїдні птахи, збільшили свою чисельність після 2020 року. Ці зміни можуть бути пов'язані з відсотком площі заростання угруповань макрофітів та зміни у структурі рибного населення. Якщо розглядати відносну чисельність риби, то вбачаються значні відмінності в угрупованнях різних видів риби з оз. Кирилівське протягом періоду досліджень, що свідчить про екологічні наслідки в екосистемі після перетворення берегової лінії. Відновлення чисельності фітофільних риби та водно-болотних птахів пов'язані зі зростанням площ заростання водної та прибережної рослинності. Істотне збільшення чисельності пірникози великої вказує на зростання чисельності риби у водоймі, що покращує кормові ресурси для цього виду.

Таблиця 1.

Зміни видового складу риби та водно-болотних птахів протягом 2016–2023 років

Види риби	Чисельність, %			Види птахів	Чисельність, особин		
	2018	2020	2023		2018	2019	2023
<i>Squalius cephalus</i>	0,7	–	3,1	<i>Larus ridibundus</i>	12	12	14
<i>Idus idus</i>	4,5	–	–	<i>L. cachinnans</i>	2	3	2
<i>Abramis brama</i>	3,0	–	6,3	<i>L. canus</i>	6	4	–

<i>Leucaspius delineatus</i>	3,8	2,4	3,2	<i>Sterna hirundo</i>	4	6	4
<i>Blicca bjoerkna</i>	1,5	1,2	8,0	<i>Podiceps cristatus</i>	2	2	6
<i>Alburnus alburnus</i>	18,9	55,5	30,1	<i>Phalacrocorax carbo</i>	3	3	3
<i>Cyprinus carpio</i>	2,2	-	-	<i>Ixobrychus minutus</i>	6	1	8
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	16,6	5,0	20,6	<i>Anas platyrhynchos</i>	8	8	16
<i>Rutilus rutilus</i>	2,2	1,2	6,3	<i>Fulica atra</i>	16	4	20
<i>Carassius auratus</i>	1,5	2,4	1,6	<i>Gallinula chloropus</i>	6	4	4
<i>Rhodeus amarus</i>	2,2	3,7	3,1	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	4	3	8
<i>Sander lucioperca</i>	0,7	-	1,6	<i>A. scirpaceus</i>	1	-	4
<i>Perca fluviatilis</i>	15,1	19,7	7,9	<i>Remiz pendulinus</i>	-	2	-
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	5,3	-	-	Загальне число особин	70	52	89
<i>Syngnathus nigrolineatus</i>	0,7	-	-				
<i>Perccottus glenii</i>	0,7	-	-				
<i>Neogobius fluviatilis</i>	15,1	6,17	1,6				
<i>N.gymnotrachelus</i>	1,51	2,4	1,6				
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	1,51	-	1,6				
<i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	3,1				
Загальне число видів	20	10	15				

Висновки

Вилучення природного рослинного покриву навколо оз. Кирилівське в поєднанні з бетонуванням 25 % від його берегової лінії та перетворення 6,5 % на пляж вплинуло на екосистему та біорізноманіття цього озера порушивши у 2019-му році середовище існування макрофітів, риб та птахів. У 2023-му році видове багатство почало відновлюватись. Збільшилось число видів макрофітів, зросла чисельність птахів. Тим не менш, варто відзначити, що відновлення видового багатства риб повною мірою не відбулось, але з'явився новий для водойми інвазійний вид.

К. Кофонов

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
Kofonov.K@nas.gov.ua*

ВМІСТ КОРТИЗОЛУ ТА ТИРЕОЇДНИХ ГОРМОНІВ У ТКАНИНАХ МОЛОДІ КРАСНОПІРКИ ТА ПЛІТКИ ЗА ДІЇ ПІДВИЩЕНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ АМОНІЙНОГО АЗОТУ

Надходження до масивів поверхневих вод азотовмісних сполук може:

- 1) активізувати надмірний розвиток автотрофних організмів, тобто первинних продуцентів, і як наслідок посилення евтрофікаційних процесів у водоймищах;
- 2) змінювати концентрацію водневих йонів – рН водного середовища;
- 3) істотно знижувати життєздатність гідробіонтів, зокрема риб, завдяки своїй токсичності.

Саме ці основні особливості азотистих сполук, підкреслюють їх подвійну природу як біогенів, що стимулюють нарощування чисельності та біомаси фітопланктону, наприклад зелених, дінофітових та діатомових водоростей, ціанобактерій, і відповідно загальну біопродуктивність водойми, так і токсикантів загального спектру дії, які згубно діють на гідробіонтів.

Нами досліджено вміст кортизолу, трийодтироніну (Т3) та тироксину (Т4) у м'язах та зябрах краснопірки звичайної (*Scardinius erythrophthalmus*) з ділянки р. Рось в районі с. Пилипче, яка характеризується підвищеною концентрацією амонійного азоту – 14,77 мг N/дм³. Ця ділянка характеризувалася значною кількістю сільськогосподарських угідь, розташованих у безпосередній близькості до водойми, а оскільки з них відбувається змив азотвмісних добрив, ми вирішили обрати її як дослідну.

Вміст кортизолу у м'язах краснопірки з ділянки р. Рось поблизу с. Пилипче зростав у 3,7 рази відносно контрольних величин. Це може вказувати, що підвищена концентрація амонійного азоту викликає стрес-реакції у риб. Ця ділянка річки є густо зарослою вищими водними рослинами, які, внаслідок елімінації, можуть поглинати значну кількість кисню і спричинювати заморні явища. При цьому токсичність амонію збільшується при зниженні концентрації кисню у воді. Вміст кортизолу в зябрах, навпроти знижувався на 31 %, що може свідчити про відсутність необхідності залучення гормону у процесах детоксикації та екскреції аміаку з організму.

Вміст Т3 в тканинах молоді краснопірки звичайної змінювався наступним чином. Нами відмічено зниження кількості гормону в м'язах на 71 % відносно контролю, а в зябрах на 74 %. Такі показники можуть бути пов'язані з деяким впливом на цей показник біогенного навантаження на водоїму, зокрема підвищеною концентрацією амонійного азоту.

Вміст неактивної форми тиреоїдних гормонів (Т4) у тканинах молоді краснопірки звичайної змінювався наступним чином. Кількість гормону у м'язах риб за концентрації йонів амонію до 14,77 мг N/дм³ була на 20 % вищою, ніж у риб з контрольної ділянки. Кількість Т4 у зябрах збільшувалася на 14 % у риб з забрудненої ділянки р. Рось. Такі зміни можуть бути викликані необхідністю енергозаощадження в умовах постійного біогенного забруднення води.

Окрім краснопірки звичайної, вміст гормонів у тканинах був досліджений також у плітки звичайної (*Rutilus rutilus*) з різних ділянок р. Рось.

У м'язах плітки вміст кортизолу у забрудненій водоїмі був на 80 % нижчий за контроль, а у зябрах всього на 18 %. Вірогідно, це обумовлено як і періодичністю надходження сполук амонійного азоту у водоїму та специфічністю адаптивних реакцій і зниження синтезу гормону стресу задля підвищення життєстійкості за таких умов середовища та більшого енергозаощадження ресурсів, які спрямовані для посилення росту молоді плітки.

Вміст Т3 у м'язах молоді плітки з забрудненої водоїми знижувався на 78 %, порівняно з особинами з контрольної водоїми. Це вказує, як на непостійність рівня забруднення, та перехід до енергозберігаючої стратегії адаптації до наявних умов. Проте, вміст Т3 у зябрах молоді плітки зростає у 2,8 рази відносно контролю, що вказує на активну участь зябер риб у процесах детоксикації та екскреції йонів амонію та аміаку з організму в умовах цієї водоїми.

Вміст неактивної форми тиреоїдних гормонів (Т4) у тканинах плітки з дослідної водоїми був нижчий за контрольні на 48 %. Вірогідно, він може частково переходити у Т3 форму для активзації процесів адаптації до підвищених концентрацій амонійного азоту у воді. Проте, вміст тироксину у зябрах зростає на 88,3 % відносно контролю. Це також може бути пов'язано із підвищеною концентрацією амонійного азоту у водоїмі, та участю зябер в процесах виведення амонійного азоту з організму.

О.С. Нестеренко

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,

Дніпро, Україна

e-mail: nefesst@gmail.com

ДИНАМІКА ЧИСЕЛЬНОСТІ ТА БІОМАСИ ЦЬОГОЛІТОК СОНЯЧНОГО ОКУНЯ ЗАПОРІЗЬКОГО (ДНІПРОВСЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА

Сонячний окунь *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) – один із найпоширеніших на сьогодні видів-вселенців водойм України, зокрема і басейну Запорізького (Дніпровського) водосховища. Відмічається збільшення чисельності сонячного окуня, який часто потрапляє до промислових знарядь лову, фіксувався під час проведення науково-дослідних робіт та ловиться рибалками-аматорами. Якщо у 2011 році фіксувалися поодинокі випадки вилову сонячного окуня, то у 2012-2013 роках знайдені локальні ареали існування окуня у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі та його притоках, при цьому чисельність цьоголіток даного виду сягнула 0,03 екз./100 м² у Самарській затоці та 1,6 екз./100 м² у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі.

Дослідження проводили на цьоголітках сонячного окуня вилонених у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі – на о. Монастирський і в с. Старі Кодаки, та у Самарській затоці – на контрольно-спостережних пунктах, які розташовані у с. Новоселівка (48057354 N, 35023509 E) та с. Одиноківка (48.50602 N, 35.18871 E). Виллов риб здійснювали за допомогою неводу під час проведення контрольних малькових обловів відповідно до класичних іхтіологічних методів. Усі роботи з дослідними тваринами виконували згідно з правилами біоетики із дотриманням Європейської Конвенції «Про гуманне ставлення до лабораторних тварин», «Загальних принципів експериментів на тваринах» та відповідно до «Положення про використання тварин в біомедичних експериментах».

Результати досліджень показали, що чисельність та біомаса цьоголіток сонячного окуня у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі зростали, починаючи із 2012-2013 років, до 2017-2018 років (табл. 1). Надалі ці показники падали, а у 2021 відбулось незначне їх підвищення. Подібна картина відбувалась і у Самарській затоці Запорізького (Дніпровського) водосховища: найвищі показники чисельності та біомаси відмічали у 2018 році, надалі дані характеристики зменшувались до 2021 року. Чисельність та біомаса сонячного окуня лише у Запорізькому

(Дніпровському) водосховищі у 2021 році незначно виросла, у порівнянні із попереднім роком.

Таблиця 1.

Показники чисельності та біомаси цьоголіток сонячного окуня у Запорізькому водосховищі та у Самарській затоці.

Показник	Роки									
	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Чисельність*, екз./100 м ²	1,20	0,80	1,50	3,21	5,45	8,42	7,24	6,32	0,64	1,42
Біомаса*, г/100м ²	2,42	1,60	0,56	3,17	3,05	4,48	5,25	4,82	0,32	2,86
Чисельність**, екз./100 м ²	-	0,03	1,80	2,70	5,67	3,24	6,24	3,48	1,24	0,98
Біомаса**, г/100м ²	-	0,05	0,76	1,40	3,19	2,15	4,23	1,87	0,83	0,76

* - Запорізьке (Дніпровське) водосховище, ** - Самарська затока Запорізького (Дніпровського водосховища).

Відмічене відносне збільшення біомаси до 2018 року, а надалі відбувся спад до 2020-го, та у 2021-му році біомаса виросла до показника 2,86 г/100 м².

Варто зазначити, що надані рекомендації у 2017 році, щодо нелімітованого вилову сонячного окуня дрібновічковими сітками під час промислу у басейні Запорізького (Дніпровського) водосховища, могли вплинути на зменшення чисельності та біомаси виду. А незначне підвищення його чисельності та біомаси у 2021 році можна вважати адаптацією до антропогенного впливу на популяцію сонячного окуня (більша пристосованість до визначення місць нагулу та нересту). Крім того, є дані що свідчать про те, що сонячний окунь може бути об'єктом живлення для звичайного окуня *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758), що могло також вплинути на зменшення чисельності та біомаси досліджуваного виду.

Н.О. Іванова

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: natiwinao@gmail.com

ВІДНОВЛЕННЯ МОСТОВИХ ПЕРЕЇЗДІВ, ЩО ПОСТРАЖДАЛИ ВІД ВОЄННИХ ДІЙ, ЯК ФАКТОР ВПЛИВУ НА ГІДРОЕКОСИСТЕМУ р. ІРПІНЬ

Під час воєнних дій контроль транспортного сполучення має вирішальне значення. В перші дні повномасштабного вторгнення в Україну російські війська дійшли майже впритул до р. Ірпінь, яка огинає м. Київ з північно-західного боку та є природним бар'єром для наступу на місто. Тому основні мостові переїзди та гідротехнічні споруди, які могли бути використані для переправи через р. Ірпінь, були підірвані українськими військовими. Крім того, було частково зруйновано дамбу в с. Козаровичі. В результаті частина заплави Ірпеня в нижній течії була затоплена водами Київського водосховища, що стало непереборною перешкодою для просування ворожих військ. Цей епізод став одним з перших зафіксованих впливів військових дій на довкілля в Україні після 24 лютого 2022 року.

Відновлення мостів через річку розпочалось після деокупації Київщини у квітні 2022 року. Отже, окрім прямого впливу військових дій на долину річки та власне водотік у вигляді забруднення від розірваних снарядів, матеріалів від підризу мостів, замінування, необхідно відзначити опосередкований пролонгований вплив через встановлення тимчасових переїздів, переважно з використанням круглих кульвертів (водопропускних труб), та будівництво автодорожних мостів і покриття.

При будівництві мостів на водне середовище впливає встановлення опор, днопоглиблення, створення насипів, будівництво шосе (Cline et al., 1982; Larsen, 1993; Lau et al., 2006), а також порушення ґрунтового та рослинного покриву заплави. Вплив на довкілля при експлуатації визначається проектними характеристиками та може проявлятися в локальному спрямленні, розширенні або звуженні русла, зміні гідродинамічних характеристик потоку, в локальній зміні природного освітлення, в порушенні структури донних відкладів та процесу накопичення наносів. Дослідниками виявлено негативний вплив мостів на різні

угруповання макрофітів, гідробіонтів і скупчення риб (Tiemann, 2004, Blettler et al. 2005; Chadwick et al. 2006; Bechler, 2022). Окрім цього транспорт, що рухається мостами, є постійним джерелом шуму та забруднення довкілля продуктами вихлопних газів автомобілів.

Метою даного дослідження є представлення попередніх результатів натурних спостережень щодо впливу порушених через військові дії мостових переїздів на гідроекосистему річки Ірпінь, проведених у вересні 2023 року. В цей час було обстежено мостові переїзди через р. Ірпінь біля населених пунктів с. Романівка (50°29'27"N, 30°15'30"E), с. Стоянка (50°26'50"N, 30°14'6"E), с. Княжичі (50°19'28"N, 30°08'39"E), с. Демидів (50°42'55"N, 30°20'19"E).

Параметри гідротехнічних споруд вимірювали на місці за допомогою геодезичної рулетки та дальноміру, порівнюючи з проектними даними. За необхідності використовували відкриті дані дистанційного зондування землі, зокрема Google Earth Pro. Швидкість течії та витрати води визначали за допомогою вимірювального приладу Water Flow meter OTT MF pro (OTT Hydromet GmbH, Німеччина); прозорість води – з використанням диску Секкі; колір води – за шкалою Фореля-Уле. Проби води відбирали з поверхневого шару (до 0,2 м) одночасно з відбором гідробіологічних проб. Температуру води та окремі гідрохімічні параметри (рН, загальна мінералізація, електропровідність, вміст розчиненого кисню та насичення киснем) визначали на місці з використанням різних датчиків багатофункціонального приладу AZ 86031 (Тайвань).

Під час комплексних гідроекологічних досліджень у вересні 2023 року відзначали, що тимчасові переїзди через річку Ірпінь створені біля пошкоджених мостів переважно нижче за течією. В деяких випадках в їх основу закладена металева конструкція, що не перешкоджає водному потокові (переїзди в с. Стоянка та смт. Гостомель), а в інших (села Княжичі, Романівка, Демидів) – це круглі бетонні кульверти різного діаметру та кількості, які суттєво впливають на характер течії.

Міст біля с. Княжичі є частиною автошляху Т1038 територіального значення Київської області. Він був побудований в 1975 році і реконструйований наприкінці 2021 року. В лютому 2022 року при вторгненні російських військ на Київщину міст було підірвано. Наразі відновлення пошкодженого мосту не відбувається. На ділянці довжиною приблизно 50 м перешкодою для річки є залізобетонні залишки конструкції основного мосту, залишки кам'яного обвалування берегів, що знаходяться на дні, та 4 кульверти діаметром по 1,4 м, що слугують основою для тимчасового переїзду. Цей тимчасовий міст має бетонну основу та

асфальтове покриття, що свідчить про можливість його використання і надалі. На час досліджень витрата річки на ділянці після тимчасового переїзду складала 0,52 м³/с, середня швидкість води, яка витікала з труб 0,25 м/с. При цьому вище по течії до основного мосту річка заросла повітряно-водною рослинністю (ПВР), а течія становить не більше 0,03 м/с. Для будівництва тимчасового переїзду русло річки звужено з 15-20 м до 5,6 м за допомогою насипної дамби висотою до 2 м (в рівень з переїздом).

Заплава річки вздовж правого берега на відстані 80-150 м від урізу води була одамбована ще в 1970-1980-х роках. Пошкоджений міст починався від дамби, що дозволяло мінімізувати перешкоду виходу річки на заплаву в період весняної повені.

Для визначення потенційного впливу переїзду на водне середовище річки на ділянці спостережень взяли проби до мостів (ст. № 7А), після обох мостів (ст. № 7Б) та на основній станції № 7, що знаходиться за 100 м нижче по течії (табл. 1).

Таблиця 1.

Окремі параметри стану
гідроєкосистеми р. Ірпінь, вересень 2023 року

№ ст.	Прозорість см	h на ст., м	T _в , °С	рН	O ₂		Електро- провід- ність, uS	Заг. міне- ралізація мг/дм ³
					МГО ₂ / дм ³	%		
7 А	*	0,30	16,7	8,01	5,5	56,8	585	310
7 Б	*	0,30	17,7	7,76	5,2	54,2	593	320
7	110	1,10	18,1	8,06	7,7	81,1	566	300
5	90	0,80	18,4	7,53	1,6	16,9	675	340
23А	*	0,30	19,4	7,27	1,1	11,7	658	330
23	60	0,50	19,6	7,49	3,5	37,8	642	330
23Б	*	0,20	18,3	7,55	3,8	40,3	645	330
2А	35	0,60	21,4	8,54	9,7	109,4	705	390
2	35	0,60	22,7	8,35	7,9	91,8	746	390

* - відносна прозорість до дна

Нижча температура спостерігалась на станції 7 А. Можливо, тут переважав вплив затінення від ПВР, а затримка води між пошкодженим мостом та тимчасовим переїздом на штучному «плесі» з глибиною до 20 см сприяла прогріву води. Прозорість води на станціях 7А та 7Б була більшою за глибину, а на станції 7 дорівнювала їй і складала 110 см. Показники рН, електропровідності та мінералізації змінювались в незначному

інтервалі. Найнижче насичення киснем було на станції 7 Б, чому міг сприяти також активний розвиток асоціацій ряски малої *Letna minor*.

Міст через річку біля с. Стоянка (ст. № 5, автошлях Е 40) вже відбудовано і на початку вересня 2023 року відкрито всі 4 смуги. Залишків бетонних конструкцій в річці немає, але прибережна рослинність та ґрунти постраждали від діяльності будівельної техніки. Нижче по течії знаходиться додатковий переїзд, який функціонував і до пошкодження основного мосту. Ділянка річки тут штучно спрямлена та розширена до 20 м, максимальна глибина складає 1,5 м, течія сповільнена, зміщена до правого берега, де її швидкість на час досліджень не перевищувала 0,03-0,04 м/с. Прозорість води – 90 см, колір – ХІІІ. Насичення киснем вранці становило лише 16,9 %, причому майже 90 % водного дзеркала на ділянці вкрито ряскою.

Міст біля с. Романівка (ст. № 23, 23А, 23Б, автошлях Р30) наступний вниз по течії. На ділянці шириною до 70 м знаходяться зруйнований міст, новозбудований міст та два тимчасові переїзди з обох боків, один з яких використовується лише будівельною технікою. Тимчасовий переїзд для автомобілів запрацював у квітні 2022 року і дотепер використовується.

На ділянці вище за течією в період досліджень водне дзеркало майже повністю було вкрите рослинністю, що вільно плаває та незначними асоціаціями занурених водних рослин. В основі тимчасового переїзду, який знаходиться вище новозбудованого мосту, 8 кульвертів діаметром по 0,8 м. Їх встановлення спровокувало звуження потоку до 4,5 м нижче тимчасового переїзду. Витрата річки на цій ділянці становила 0,74 м³/с, середня швидкість течії – 0,72 м/с. На природних ділянках річки вище за течією таких швидкостей не зареєстровано.

Для порівняння взяли проби води за 25 м вище за течією, де також спрямлене, але більш природне русло (ст. № 23 А), безпосередньо до першого тимчасового переїзду (ст. № 23) та через 15 м під новозбудованим мостом перед залишками конструкції старого мосту (ст. № 23Б). Температура води під новим мостом була нижчою на 1,3° від ст. № 23, глибина потоку значно зменшилась при збільшенні течії, вміст розчиненого кисню підвищився, але незначно. Найбільший дефіцит кисню спостерігався на ст. № 23 А, найімовірніше через активний розвиток фітопланктону та ВВР, а також відсутність помітної течії. Величина рН на даній ділянці спостережень була найнижчою серед усіх досліджуваних станцій (табл. 1), що також можна пояснити впливом забудови. За повідомленням місцевих мешканців навесні рівень річки значно підіймався, а

зруйнований міст та тимчасові переїзди були перешкодою для води. Між залишками зруйнованого мосту, які хочуть залишити для меморіального комплексу, переріз річки звужений до 1,0 м.

Міст біля с. Демидів (ст. № 2А, 2) також було підірвано для зупинки військ агресора. На сьогодні продовжується його відновлення. Але через підрив дамби між р. Ірпінь та Київським водосховищем в с. Козаровичі наразі велика площа земель залишається затопленою. В порівнянні з максимальним рівнем води, що спостерігався навесні 2022 року, під час досліджень він зменшився на 1,70 м. Основні дослідження проводились за 260 м від порушеного моста на ст. № 23. Для порівняння було відібрано проби з іншого боку насипу (відстань по прямій до станції – 31 м, через міст – 550 м). Різниця температури води складала 1,3°, різниця насичення киснем – більше 17 %, при чому вміст розчиненого кисню, рН, електропровідність та мінералізація на цих станціях були вищими за інші досліджувані ділянки (табл. 1). Прозорість, навпаки, була найменшою і складала 35 см, колір води – XIII-XIV.

Отже, постраждалі від військових дій мости стають додатковими перешкодами для річки, а вплив при їх відновленні також є пролонгованою шкодою довкіллю від військових дій. На фоні загальної зарегульованості р. Ірпінь додатковий антропогенний вплив погіршує нормальне функціонування її гідроекосистеми. Після закінчення будівельних робіт тимчасові переїзди з кульвертами мають бути прибрані, необхідно провести ренатуралізація пошкоджених ділянок. Подальші дослідження будуть спрямовані на обґрунтування пріоритетності заходів зі зменшення антропогенних тисків на гідроекосистему.

Роботу було проведено в рамках виконання конкурсного проекту № 2022.01/0077 «Розробка технологій та заходів з ревіталізації річкових систем, що постраждали внаслідок російської агресії, як складова розділу 8 Планів Управління Річковими басейнами» за договором № 187/0077 від 01.08.2023 р. при фінансовій підтримці Національного фонду досліджень України за кошти державного бюджету.

М.С. Погорелова

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: chertkovams1988@gmail.com

РОЗПОДІЛ МАКРОФІТІВ НА РІЧКОВИХ ДІЛЯНКАХ БАСЕЙНУ ІРПЕНЯ, ЩО ЗАЗНАЮТЬ ВПЛИВУ ВОДОПІДПІРНИХ ГІДРОСПОРУД

Будівництво та експлуатація гідроспоруд суттєво змінюють функціонування річок, перетворюючи їх екосистеми з лотичних на лентичні та порушують континуальність природних систем, що веде до фрагментації угруповань гідробіонтів. Попри це, на кінець ХХ ст. у світі було побудовано понад 40000 гребель і їх будівництво продовжується, оскільки вони важливі для задоволення водогосподарських потреб суспільства (Benítez-Mora, Samargo, 2014).

Літературні дані свідчать про зниження чисельності та зміни структури угруповань гідробіонтів на територіях, що прилягають до гідроспоруд. Проте кількість робіт, які присвячені впливу гідроспоруд на макрофіти залишається обмеженою, і вони переважно стосуються прибережно-заплавної рослинності (Wu et al., 2019). Таким чином, наша робота має на меті дослідити як саме види макрофітів та їх чисельність реагують на гідроспоруди.

Період досліджень охоплював літньо-осінній період 2023 року, і включав річки що відносяться до басейну Ірпеня: власне Ірпінь та її притоки Бучанку і Рокач. Більш детальна їх характеристика представлена в наступній таблиці. Річка Ірпінь є великою річкою, тоді як Рокач та Бучанка належать до малих (табл. 1). Ми здійснили огляд, визначаючи всі види рослин, що на момент дослідження знаходилися у воді, на двох 100 метрових ділянках кожної річки (перед гідроспорудою та після неї). Також було оцінене їх проективне покриття у відсотках, яке потім було переведене у 5-бальну шкалу (- < 0,1 %; 2 - 0,1-1 %; 3 - 1-10 %; 4 - 10-50 %; 5 - > 50 %) для зручності аналізу. Порівняльний аналіз був проведений за допомогою індексу домінування (значення від 0 до 1, де вище значення вказує на більш важливу роль домінуючих видів у формуванні заростей рослинності) та ANOVA. Статистична обробка матеріалів здійснювалася за допомогою програмних пакетів PAST та R.

Таблиця 1.

Фізичні характеристики річок та особливості гідроспоруд,
на яких проводили дослідження

Характеристики річок	Ірпінь	Рокач	Бучанка (Буча)
Довжина річки, км	162	17	34
Площа басейну км ²	3340	160	301
Використання гідроспоруди	енергетика, зрошування	зрошування	зрошування
Тип шлюзу	щитовий шлюз-регулятор	шлюз-регулятор меліоративного каналу	шлюз-регулятор меліоративного каналу
Ширина затвору гідроспоруди	9 м	4 м	4 м

Загалом нами було визначено види 24 рослин та один рід (*Carex sp.*), а також були виявлені зелені нитчасті водорості. На всіх ділянках зустрічалися *Ceratophyllum demersum* L. та *Lemna minor* L., які перед гідроспорудами р. Бучанка та перед Ірпінь домінували і формували майже суцільний покрив на поверхні води та в її верхніх шарах. У річці Бучанка дуже високий рівень заростання спостерігався і перед гідроспорудою і після неї, однак перед гідроспорудою найбільше проєктивне покриття було у *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Lemna gibba* L., також домінуюче положення займали *Nuphar lutea* Smith та *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid.; після гідроспоруди зник *Nuphar lutea*, а додатково домінуючим видом став *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud., який займав до 60 % площі водного дзеркала, при цьому кількість видів зменшилася з 9 перед гідроспорудою до 5 після неї. На річці Рокач найбільші площі перед гідроспорудою займали *Ceratophyllum demersum* та *Sagittaria sagittifolia* L., окрім них в меншій ступені домінували *Lemna minor*, *Lemna gibba*, *Nuphar lutea* та *Spirodela polyrhiza*; в той час, як після гідроспоруди це були *Stuckenia pectinata*, *Lemna minor* та *Carex sp.* У річці Ірпінь перед гідроспорудою домінували *Lemna minor*, *Lemna gibba*, *Nuphar lutea* та *Ceratophyllum demersum*; в той час, як після гідроспоруди *Sagittaria sagittifolia*, *Potamogeton nodosus* Poir та *Ceratophyllum demersum*. Отже, попри подібність загалом видового складу в окремих річках, на ділянках перед та після гідроспорудами домінуючі види змінюються. Якщо в перших більш площі займають вільноплаваючі види, які нехарактерні в таких великих кількостях для річок, то в других зростає кількість занурених вкорінених

видів, які здатні витримувати течію та коливання рівнів і є більш типовими для річкових ділянок.

Видове багатство макрофітів на окремих ділянках коливалося від 5 до 16 видів. На річці Бучанка було виявлено більше видів перед гідроспородою, в той час як на річках Ірпінь та Рокач, навпаки, більше видів було після неї. Різниця в кількості видів на ділянках перед гідроспородами та після них становила 3–4 види. Порівняння за допомогою ANOVA не показало статистично значущих відмінностей у видовому багатстві, з $p = 0,78$.

Значення індексу домінування коливалися від 0,10 на ділянці річки Рокач після гідроспороди, де роль домінуючих видів була найменшою і види були більш менш рівнопредставлені, до 0,24 на ділянці річки Бучанка перед гідроспородою, де практично вся водна поверхня була вкрита *Lemna minor* та *Lemna gibba*. Середнє значення індексу домінування на всіх ділянках вище гідроспород складало 0,21 через переважання вільноплаваючих видів, які займали суттєво більшу площу, ніж інші. Після гідроспород середнє значення індексу становило 0,16. Порівняння за допомогою ANOVA показало статистично значущу відмінність між ділянками перед гідроспородами та після них зі значенням $p = 0,28$.

Проективне покриття, яке займають окремі види макрофітів теж має певні відмінності: перед гідроспородами переважають види з покриттям 10-50 %, тоді як після гідроспород проективне покриття більшості видів не перевищує 10 %.

Отже, нами визначено, що видовий склад домінуючих видів відрізняється на ділянках перед гідроспородами та після них, однак видове багатство не має статистично значущих відмінностей. Перед гідроспородами, через практично повну зупинку течії (на момент досліджень на Рокачі та Бучанці шлюзи були закриті повністю, а на Ірпені – частково) спостерігається зменшення різноманіття макрофітів, і декілька домінуючих видів займають переважаюче положення. Тож при застосуванні більш комплексного індексу домінування, який враховує і видове багатство і проективне покриття, різниця між ділянками перед гідроспородами та після них стає статистично значущою.

Публікація підготовлена за фінансової підтримки Національного фонду досліджень України (за кошти державного бюджету) в рамках проекту за реєстраційним номером 2022.01/0077 «Розробка технологій та заходів з ревіталізації річкових систем, що постраждали внаслідок російської агресії, як складова розділу 8 Планів Управління Річковими басейнами» (Договір № 187/0077 від 01.08.2023 р.).

НАСЛІДКИ ВПЛИВУ ВІЙНИ НА ІХТІОФАУНУ РІЧКИ ІРПІНЬ ТА ЇЇ ПРИТОКИ

Довкілля – система взаємопов’язаних елементів, основним джерелом забруднення яких і в мирний час була та залишається антропогенна діяльність. Зараз, на піку інтенсивності бойових дій, забруднення ґрунту та води зазнали низки безпрецедентних руйнівних впливів (Дмитрук., Черлінка 2022). Це позначається на угрупованнях різних тварин, зокрема риб. Зміни видового складу та їх чисельності можуть відображати екологічні процеси у природному середовищі. Так, в перші дні вторгнення російської федерації (рф) основними напрямками наступу на Київ були: Ворзель, Ірпінь, Буча, Гостомель та Ясногородка. Для стримання просування військ рф Збройні сили України підірвали мости через р. Ірпінь на Новоірпінській трасі Р 30 (м. Ірпеня, с. Романівка), мостовий перехід у смт. Гостомель по Варшавській трасі М07 та у с. Демидів по автодорозі Р 02. За даними Генерального Штабу Збройних сил України від 18.07.2022 року 23 березня 2022 року рф застосували над північно-західною околицею м. Київ заборонені міжнародними конвенціями – фосфорні боєприпаси, що спричиняють потужні пожежі, які важко загасити доки не припиниться взаємодія з киснем. У результаті зайнялись значні площі, у тому числі й ділянки, зосереджені у долині р. Ірпінь.

Метою цієї роботи є дослідити наслідки впливу війни на іхтіофауну р. Ірпінь та окремих її приток, що зазнали високого воєнного тиску (Бучанський район).

На початок ХХ ст. (1929 року) для р. Ірпінь був характерний комплекс аборигенних реофільних та лімнофільних видів. Після антропогенної трансформації річки видове (різноманіття) багатство в басейні збільшилось за останнє століття майже на третину. На початок ХХІ ст. відомо про 33 види риб (Куцоконь, Циба 2012) (табл. 1).

У 2021 році, згідно з нашими дослідженнями, видовий склад риб налічував 19 видів. Примітно, що *Rhodeus amarus* та *Alburnus alburnus* були найбільш поширеними (відносна чисельність 29,3 % та 13,3 %, відповідно). Серед інших видів можна виділити субдомінантів: *Carassius auratus* (8,0 %), *Perca fluviatilis* (7 %), *Scardinius erythrophthalmus* (5,3 %) та *Esox luceus* (4,6 %).

Крім того, завдяки активному веденню рибного господарства в р. Ірпінь («Нивка» та неподалік с. Бобриця) рееструвались інтродуковані види риб.

У весняно-літній період 2022-го року спостерігалось зниження швидкості течії та локальний застій, особливо на ділянках біля зруйнованих мостів. Ці зміни сприяли надмірному розростанню макрофітів, переважно ряски малої та очерету звичайного. Одночасно спостерігалися значні коливання рівня води, що призводило до змін кисневого режиму, що вплинуло на чисельність та просторовий розподіл вимогливих до якості води видів: щуки, окуня річкового і зростання чисельності окремих аборигенних (*Rhodeus amarus*) та інвазивних риб (*Pungitius platygaster*, *Percocotus glenii*). Результати іхтіологічних досліджень проведених у 2022 році показали наявність 17 видів риб. Встановлено, що видом-домінантом *Rutilus rutilus* (31,0 %), а субдомінантом *Rhodeus amarus* (27,6 %). Проте хижі та інтродуковані види майже зникли з контрольних уловів.

Наступного року (2023) виявлено 24 види риб, відносна чисельність *Rhodeus amarus* збільшилась ще на 6,1 % (загальна відносна чисельність цього виду досягла 29,5 %). Відносна чисельність *Rutilus rutilus*, *Alburnus alburnus* та *Gobio gobio* коливалась в межах 14,0-14,7 %. Крім того, в уловах почали знову зустрічатися *Perca fluviatilis* (2,0 %) та *Esox lucius* (0,6 %).

Таблиця 1.

Видове багатство риб та їх співвідношень в екосистемі річки Ірпінь (перша половина ХХ століття – 2023 рік)

Період дослідження	Перша пол. ХХ ст. (Великохатко 1929)	Початок ХХІ ст. (Полтавчук 1976)	2021 (власні дані)	2022 (власні дані)	2023 (власні дані)
Видове багатство риб	23	33	19	17	28
Співвідношення абориген/інваз	21:2	26:7	11:8	10:7	19:9
Співвідношення реофіл-лімнофіл	8:15	15:18	4:15	4:13	10:18

Таким чином, у першій половині ХХ ст. присутність інвазивних видів в екосистемі р. Ірпінь була відносно низькою. Після антропогенного перетворення річки відбулось

розширення видового складу інвазивних риб, проте співвідношення реофільних та лімнофільних видів було збалансованим. У порівнянні з 2021–2022 роками число інвазійних риб не змінювалось, хоч їх частка в улові була незначною. Після підриву дамби в Козаровичах видове багатство збільшилось до 28, а разом з тим, виявлено нові для р. Ірпінь види: інвазійний *Neogobius melanostomus*, аборигенний *Ballerus ballerus*, а також *Petroleuciscus borysthenicus*, який зустрічався у цій річці в першій половині ХХ ст. Варто відзначити, що у порівнянні з видовим списком 2021–2022 роках у 2023 році з уловів зникли *Hypophthalmichthys molitrix* та *Lepomis gibbosus* (молодь останнього зустрічалась лише на середній течії р. Ірпінь). Натомість в уловах виявлена *Sabanejewia baltica*. Можна припустити, що відновлення відносної чисельності аборигенних і, зокрема, поява в уловах хижих риб знизилася відносна чисельність інвазійних та інтродукованих видів у 2023 році, що загалом сприятливо для екологічного стану річки.

Річка Ірпінь, живиться від кількох приток, одними із найбільш функціонуючих є ліві притоки – Бучанка та Рокач. Ці дві малі річки зарегульовані та використовуються з рибогосподарською та сільськогосподарською метою. Бучанка, зазнає посиленого антропогенного навантаження через періодичні скиди стічних вод з прилеглих житлових масивів, а річка Рокач використовується для зрошення сільськогосподарських полів.

В ході іхтіологічних ловів у 2021 році в р. Бучанка виявлено присутність 10 видів риб, з домінуванням *Rhodeus amarus* (45,6 %) та *Alburnus alburnus* (32,8 %). Згодом, у 2022 році, частка *Rhodeus amarus* збільшилась до 78,5 %. У 2023 році дослідження виявило 21 вид риб, значна частка з яких були інвазійними зі зміною виду монодомінанта на *Percottus glenii* (42,0 %). Крім того, спостерігалися зміни у співвідношенні аборигенних та інвазивних видів (Табл. 2), що вказує на збільшення присутності останніх і супутнє зменшення реофільних видів.

В р. Рокач, навпаки у 2023 році збільшилась частка реофільних видів (через появу *Squalius cephalus*) у порівнянні з 2021 року. Щодо інвазійних видів, то з уловів зник *Carassius auratus*, але з'явилися *Pungitius platygaster* та *Percottus glenii*. Варто зауважити, що у 2021 році монодомінантом був *Rutilus rutilus* (33,0 %), частка якого у 2023 році збільшилась до 55,0 %. Крім того, у цьому році субдомінантом став *Perca fluviatilis* (26,2 %), що не типово для рівнинних малих річок такого типу.

Таблиця 2.

Видове багатство риб та їх співвідношення в екосистемі лівих приток Ірпіння (Бучанка та Рокач)

Об'єкти дослідження	р. Бучанка			р. Рокач	
	2021	2022	2023	2021	2023
Видове багатство риб	10	15	21	11	13
Співвідношення абориген/інваз.	8:2	9:6	14:7	10:1	10:3
Співвідношення реофіл-лімнофіл	2:8	2:13	5:16	2:9	3:9

Результати досліджень приток р. Ірпінь потенційно можуть вказувати на імовірність того, що риби з р. Ірпінь могли використовувати притоки як тимчасові біотопи в разі погіршення загального екологічного стану в р. Ірпінь. Прикладом цього є суттєве зниження чисельності *Perca fluviatilis* в р. Ірпінь у 2022 році, тоді як у р. Рокач цей вид був субдомінантом.

Висновки. На початок ХХ ст. в р. Ірпінь була збалансована екосистема представлена майже виключно аборигенними видами риб. Після побудови системи іригаційних каналів та спорудження ставків вздовж русла річки збільшилось видове багатство інвазійних видів. У 2021 році в рибному населенні р. Ірпінь домінували *Rhodeus amarus* (29,3 %) та *Alburnus alburnus* (13,3 %). У 2022 році наслідки воєнних дій негативно позначилось на інтродукованих (видах) (імовірно через тимчасове припинення роботи рибного господарства «Нивка») та хижих видах, що призвело до спалаху інвазійних риб. Всього за один рік, почала відновлюватись чисельність аборигенних, зокрема хижих видів. Отже, у довоєнний період спостерігалась тенденція до зростання видового багатства інвазійних лімнофільних видів, тоді як види реофільної групи поступово зникали. Після підризу дамби в Козаровичах в р. Ірпінь суттєво збільшилось видове багатство риб.

Публікація підготовлена за фінансової підтримки Національного фонду досліджень України (за кошти державного бюджету) в рамках проєкту за реєстраційним номером 2022.01/0077 «Розробка технологій та заходів з ревіталізації річкових систем, що постраждали внаслідок російської агресії, як складова розділу 8 Планів управління Річковими басейнами» (Договір № 187/0077 від 01.08.2023 р.

І.М. Незбрицька

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: inna_imn@ukr.net

ОПУБЛІКУВАННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДИСЕРТАЦІЇ НА ЗДОБУТТЯ НАУКОВОГО СТУПЕНЯ ДОКТОРА ФІЛОСОФІЇ

Доктор філософії – це освітній і водночас перший науковий ступінь, що здобувається на третьому рівні вищої освіти на основі ступеня магістра. Ступінь доктора філософії присуджується спеціалізованою вченою радою закладу вищої освіти або наукової установи в результаті успішного виконання здобувачем вищої освіти відповідної освітньо-наукової програми та публічного захисту дисертації у спеціалізованій вченій раді (Ст. 5 Закону України «Про вищу освіту»).

Атестація здобувачів ступеня доктора філософії здійснюється відповідно до «Порядку присудження ступеня доктора філософії та скасування рішення разової спеціалізованої вченої ради закладу вищої освіти, наукової установи про присудження ступеня доктора філософії», затвердженого Постановою Кабінету Міністрів України № 44 від 12 січня 2022 року. Згідно з вимогами цього Порядку здобувач наукового ступеня повинен опублікувати основні результати за темою дисертації не менше, ніж у трьох наукових публікаціях, до яких зараховуються:

- статті у періодичних наукових виданнях, проіндексованих у базах даних Scopus та/або Web of Science (WoS) Core Collection (крім видань держави, визнаної Верховною Радою України державою-агресором);
- статті у наукових фахових виданнях України. Якщо число співавторів у такій статті (разом зі здобувачем) становить більше двох осіб, така стаття прирівнюється до 0,5 публікації (крім статей, опублікованих у періодичних наукових виданнях, що індексуються у Scopus та/або

WoS), не більше одного патенту на винахід, що пройшов кваліфікаційну експертизу, одноосібні монографії, що рекомендовані до друку вченими радами закладів та пройшли рецензування, крім одноосібних монографій, виданих у державі, визнаній Верховною Радою України державою-агресором. До одноосібних монографій прирівнюються одноосібні розділи у колективних монографіях за тих же умов.

Стаття у виданні, віднесеному до першого – третього квартилів (Q1-Q3) відповідно до класифікації SCImago Journal and Country Rank або Journal Citation Reports, чи одноосібна монографія, що відповідає зазначеним вимогам, прирівнюється до двох наукових публікацій. Належність наукового видання до першого – третього квартилів (Q1-Q3) відповідно до класифікації SCImago Journal and Country Rank або Journal Citation Reports визначається згідно з рейтингом у році, в якому опублікована відповідна публікація здобувача або у разі, коли рейтинг за відповідний рік не опублікований на дату утворення разової ради, згідно з останнім опублікованим рейтингом (Постанова КМУ № 44 від 12 січня 2022 року).

Наукове фахове видання – це періодичне або продовжуване видання, внесене до затвердженого Департаментом атестація кадрів вищої кваліфікації МОН України переліку видань, у яких можна опублікувати результати дисертації (Литвин, Добровольська, 2022). Цей перелік формується з наукових видань з розподілом на 2 категорії: категорія «А» та категорія «Б». До категорії «А» входять видання, що індексуються у міжнародних наукометричних базах даних Scopus та/або WoS. До категорії «Б» входять видання, що відповідають розширеним вимогам МОН, не входять до названих двох баз, але індексуються в інших міжнародних наукометричних базах даних, наприклад, Index Copernicus, EuroPub, ResearchBib. та ін.

В таблиці 1 наведений перелік наукових фахових видань України у галузі біологічних наук, що входять до категорії «А» та індексуються у Scopus.

Таблиця 1.

Наукові фахові видання України
у галузі біологічних наук (спеціальність: 091 - Біологія та біохімія),
що входять до категорії «А» та індексуються у Scopus

Назва видання	Засновник (співзасновники)	Квартиль(Q) Згідно з SCImago
Гідробиологічний журнал (Hydrobiological journal)	Національна академія наук України, Інститут гідробіології НАН України	Q3
Зоорізноманіття (Zoodiversity)	Національна академія наук України, Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України	Q3
Biosystems Diversity	Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара	Q3
Альгологія (International Journal on Algae)	Національна академія наук України, Інститут ботаніки імені М.Г. Холодного НАН України	Q4
Biopolymers and Cell	Національна академія наук України, Інститут молекулярної біології і генетики НАН України	Q4
Regulatory Mechanisms in Biosystems	Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара	Q4
Мікробіологічний журнал (Microbiological Journal)	Національна академія наук України, Інститут мікробіології і вірусології імені Д. К. Заболотного НАН України, Національний університет біоресурсів і природокористування України	Q4
Український біохімічний журнал (The Ukrainian Biochemical Journal)	Національна академія наук України, Інститут біохімії ім. О. В. Палладіна НАН України	Q4

Наукові статті захищуються за темою дисертації за умови обґрунтування отриманих результатів відповідно до мети (завдань) і висновків, а також опублікування не більше ніж однієї статті в одному випуску (номері) видання (Литвин, Добровольська, 2022). Такі наукові публікації, як патенти на корисну модель; методичні рекомендації; програми, що пройшли експертизу на новизну; брошури; друковані тези; доповіді та інші матеріали наукових конференцій, симпозіумів, конгресів тощо не захищуються до наукових праць, в яких опубліковані основні наукові результати. Натомість вони відносять до наукових праць, які додатково відображають наукові результати дисертації, що слід враховувати при підготовці дисертаційної роботи до захисту.

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Батог Світлана Володимирівна, кандидат географічних наук, молодший науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Барановський Борис Олександрович, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара, Дніпро.

Білоус Олена Петрівна, кандидат біологічних наук, провідний науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Боднар Оксана Ігорівна, доктор біологічних наук, доцент кафедри Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка, Тернопіль.

Бубнова Олена Анатоліївна, кандидат технічних наук., старший науковий співробітник Інститут геотехнічної механіки імені М.С. Полякова НАН України, Дніпро.

Вандюк Наталія Сергіївна, кандидат географічних наук, молодший науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Воробіов Валентин Романович, аспірант Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Григор'єва Ганна Євгенівна, аспірантка Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Грубінко Василь Васильович, доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри загальної біології та методики навчання природничих дисциплін Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка, Тернопіль.

Джус Павлина Петрівна, кандидат біологічних наук, старший дослідник, завідувач лабораторії розведення м'ясної худоби Інституту розведення і генетики тварин імені М.В. Зубця НААН України, с. Чубинське (Київська обл.)

Дубняк Сергій Сергійович, кандидат географічних наук, старший науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Жежеря Владислав Анатолійович, кандидат географічних наук, старший науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Жежеря Тетяна Петрівна, кандидат географічних наук, науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Жорова Анна Вікторівна, аспірантка Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Іванова Наталія Олександрівна, кандидат географічних наук, молодший науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Казанцев Тарас Анатолійович, кандидат біологічних наук, молодший науковий співробітник Інституту фізіології рослин та генетики НАН України, Київ.

Казарінова Ганна Олегівна, кандидат біологічних наук, доцент Харківського національного університету імені В.Н. Казаріна.

Кармизова Ліна Олександрівна, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара, Дніпро.

Коваленко Юлія Олександрівна, доктор філософії, молодший науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Кофонов Кирило, доктор філософії, молодший науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Кудрявцева Дар'я Олександрівна, аспірантка Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Курченко Вікторія Олександрівна, доктор філософії, молодший науковий співробітник Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара, Дніпро.

Кузик Ігор Романович, доктор філософії, асистент кафедри геоecології та методики навчання екологічних дисциплін Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка, Тернопіль.

Левченко Катерина Сергіївна, молодший науковий співробітник Інституту геотехнічної механіки імені М.С. Полякова НАН України, Дніпро.

Леонтєва Тетяна Олександрівна, доктор філософії, молодший науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Луценко Дар'я Аркадівна, аспірантка Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Маренков Олег Миколайович, кандидат біологічних наук, проректор з наукової роботи Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара, Дніпро.

Незбрицька Інна Миколаївна, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Нестеренко Олег Станіславович, доктор філософії, молодший науковий співробітник Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара, Дніпро.

Пахар Уляна Володимирівна, студентка магістратури Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка, Тернопіль.

Погорелова Марина Сергіївна, кандидат біологічних наук, молодший науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Поліщук Олександр Васильович, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник Інституту ботаніки імені М.Г. Холодного НАН України, Київ.

Причена Микола Володимирович, кандидат біологічних наук, науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Пришляк Сергій Петрович, кандидат біологічних наук, молодший науковий співробітник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Рудік Віталій Анатолійович, аспірант Одеського національного університету імені І.І. Мечнікова.

Рюміна Дар'я Михайлівна, інженер II категорії Інституту геотехнічної механіки імені М.С. Полякова Національної академії наук України, Дніпро, Україна.

Семенюк Наталія Євгенівна, доктор біологічних наук, старший дослідник Інституту гідробіології НАН України, Київ.

Чвалюк Ганна Василівна, аспірантка Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка, Тернопіль.

ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ТОВАРИСТВО УКРАЇНИ

(довідка)

Гідроекологічне товариство України, створене 19 березня 1992 року у м. Києві, є добровільною всеукраїнською громадською організацією, яка бере участь у теоретичній, практичній та пропагандистській роботі в галузі гідроекології, гідробіології та суміжних дисциплін, спрямованих на розвиток передової науки, раціональне використання водних і біологічних, зокрема рибних, ресурсів внутрішніх водойм і морів України, їх збереження, відтворення й охорону.

Згідно із Статутом основною метою товариства є об'єднання громадян для задоволення та захисту своїх законних соціальних, наукових, екологічних, економічних, вікових, національно-культурних та інших спільних інтересів.

Завдання Гідроекологічного товариства України передбачають:

- всебічне сприяння розвитку фундаментальних і прикладних досліджень в галузі гідроекології та суміжних наук;

- широке залучення учених-гідроекологів і практиків, які працюють у галузі гідробіології та суміжних наук, до обговорення й розробки методологічних основ наукових аспектів та до розв'язання теоретичних і практичних завдань охорони вод, рибного господарства, раціонального водокористування;

- сприяння у підготовці висококваліфікованих науковців-гідроекологів та налагодження координації науково-дослідних робіт у галузі гідробіології, іхтіології та охорони природних вод, що проводяться різними відомствами;

- участь в організації допомоги його членам в підвищенні їх наукової кваліфікації; сприяння у застосуванні на практиці наукових праць, винаходів і раціоналізаторських пропозицій, виданні і реалізації їх наукових праць, участі в наукових форумах фахівців України і міжнародних з'їздах, симпозіумах, школах тощо.

- участь у заходах з наукового та культурного співробітництва з гідроекологами інших країн;

- захист пріоритету українських вчених у розв'язанні низки найважливіших проблем гідробіології, іхтіології та суміжних наук; дослідження і популяризація історії гідроекології України;

- сприяння правильній постановці і розвитку викладання гідроекологічних дисциплін у середніх та вищих закладах освіти;

- пропаганда серед широких мас населення найновіших досягнень у галузі гідроекології, гідробіології, іхтіології та суміжних наук;

- розробка науково-технічних, методичних та організаційних питань у галузі гідроекології;

- активна участь у погодженні, впорядкуванні та уніфікації гідроекологічної термінології;

- організація стажування молодих вчених і спеціалістів у провідних наукових установах і фірмах країни та за її межами;

На сьогодні Гідроекологічне товариство України налічує 11 відділень (Київське, Житомирське, Запорізьке, Херсонське, Чернівецьке, Вінницьке, Дніпровське, Львівське, Одеське, Тернопільське, Чернігівське).

У структурі Гідроекологічного товариства України функціонує молодіжна секція, у роботі якої беруть активну участь науковці, фахівці та студенти вищих навчальних закладів, аспіранти, здобувачі наукових ступенів, небайдужі до збереження та охорони навколишнього середовища, зокрема її водних ресурсів.

Виходячи з основних завдань Товариства, Гідроекологічне товариство України та його молодіжна секція підтримали ініціативу Ради молодих вчених Інституту гідробіології НАН України та сприяли у проведенні VI науково-практичної конференції молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем».

ЗМІСТ

ВІТАЛЬНЕ СЛОВО.....	3
---------------------	---

Пленарне засідання

Маренков О.М.

Відновлення нерестовищ риб Каховського водосховища з використанням штучних нерестовищ	4
---	---

Семенюк Н.Є.

Деякі світові підходи до етики польових досліджень у гідробіології (огляд).....	6
---	---

Іванова Н.О., Білоус О.П., Незбрицька І.М.

Ризики реалізації наукових проєктів молодих вчених.....	14
---	----

Розділ І. Екологічна гідрологія, гідрохімія, екологічна безпека водних об'єктів

Батог С.В., Іванова Н.О.

Еколого-гідрологічна характеристика каскаду ставків на р. Горіхуватка в м. Києві.....	18
---	----

Вандюк Н.С.

Дослідження впливу підігрітих скидних вод на температурний та кисневий режими акваторії Канівського водосховища в районі роботи Трипільської ТЕС	23
--	----

Жежеря Т.П., Жежеря В.А.

Вплив урбанізованої території на гідрохімічний режим водних об'єктів м Бучі і смт. Гостомеля.....	26
---	----

Кузик І.Р.

Ретроспективний аналіз гідроекологічного стану річки Стрипа у місті Бучач, Тернопільської області.....	30
--	----

Курченко В.О., Нестеренко О.С., Маренков О.М.

Гідрохімічний аналіз води поблизу о. Монастирський.....	33
---	----

Левченко К.С., Бубнова О.А.

До питання використання кар'єрних вод задля екологічної безпеки.....	36
--	----

Пахарь У.В.

Хімічний склад деяких джерел НПП «Черемоський».....	39
---	----

Рюміна Д.М.

Вирішення актуальних гідрологічних проблем при переносі русла річки Інгулець.....	41
---	----

Розділ II. Гідробиологія, стійкість та функціонування водних екосистем, біологічне різноманіття

Григор'єва Г. Є.

Весняний фітопланктон озера Вербне (м. Київ)..... 43

Барановський Б.О., Маренков О.М., Кармизова Л.О.

Перші знахідки тропічних макрофітів *Pistia stratiotes* L. Та *Pontederia crassipes* Mart. На Запорізькому (Дніпровському) водосховищі. Причини розповсюдження..... 45

Bilous O., Nezbrtytska I., Zhezherya V., Dubniak S., Batoh S., Kazantsev T., Polishchuk O., Zhezherya T., Leontieva T.

Interactions between aquatic plants and cyanobacterial blooms in freshwater reservoir ecosystems (example of Kyiv and Kaniv reservoirs of the Dnipro rivers, Ukraine)..... 48

Жорова А.В., Джус П.П.

Підходи до оцінки якості води річки Протока за діатомовими водоростями фітоепіфітону..... 53

Kazarinova H.O.

Alien species *Pistia Stratiotes* L. and *Eichhornia Crassipes* (Mart.) solms in Kharkiv, Ukraine..... 57

Kudriavtseva D.

Effect of personal hygiene products with potential estrogenic activity (4-nonyl phenol and triclosan) on *Daphnia pulex*..... 61

Леонт'єва Т.О.

Стан зелених мікроводоростей (Chlorophyta) за дії поживних речовин при вирощуванні в штучних умовах..... 64

Любчиков Р.Є.

Використання методів біоіндикації для оцінки безпеки водних екосистем..... 68

Луценко Д.А.

Біомаса, чисельність та домінуючі комплекси фітопланктону Кілійськорі дельти Дунаю у 2019 році..... 70

Рудік В.А.

Перші знахідки тропічного виду *Aedes Albopictus* в межах міста Одеса..... 75

Чвалюк Г.В., Боднар О.Г., Грубінко В.В.

Альгологізація водосховища «Тернопільський став» *Chlorella vulgaris* L. як спосіб екологізації водойми та підвищення її продуктивності..... 78

Розділ III. Іхтіологія, фізіологія риб

Воробйов В.Р.

Особливості раціону сонячного окуня *Lepomis gibbosus* в річках міста Києва..... 83

Коваленко Ю.О., Причеп М.П., Пришляк С.П., Іванова Н.О., Незбрицька І.М.

Бетонування прибережної смуги озер при комплексному антропогенному навантаженні: наслідки для біорізноманіття макрофітів, риб та водно-болотних птахів..... 86

Кофонов К.

Вміст кортизолу та тиреоїдних гормонів у тканинах молоді краснопірки та плітки за дії підвищених концентрацій амонійного азоту..... 90

Нестеренко О.С.

Динаміка чисельності та біомаси цьоголіток сонячного окуня Запорізького (Дніпровського) водосховища..... 92

Розділ IV. Наслідки війни для гідроекосистем

Іванова Н.О.

Відновлення мостових переїздів, що постраждали від воєнних дій, як фактор впливу на гідроекосистему р. Ірпінь..... 94

Погорєлова М.С.

Розподіл макрофітів на річкових ділянках басейну Ірпіня, що зазнають впливу водопідпірних гідроспоруд..... 99

Причеп М.В., Коваленко Ю.О., Пришляк С.П.

Наслідки впливу війни на іхтіофауну річки Ірпінь та його притоки..... 102

Розділ V. Методологія біологічної освіти

Незбрицька І.М.

Опублікування результатів дисертації на здобуття наукового ступеня доктора філософії..... 106

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ..... 109

ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ТОВАРИСТВО УКРАЇНИ (довідка)..... 112

НАУКОВЕ ВИДАННЯ

Матеріали VI
Науково-практичної конференції
Молодих вчених
(Київ, 10-11 жовтня 2023 р.)

СУЧАСНА ГІДРОЕКОЛОГІЯ:

МІСЦЕ НАУКОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ У ВИРІШЕННІ
АКТУАЛЬНИХ ПРОБЛЕМ

Збірка наукових праць

*Комп'ютерна верстка та дизайн обкладинки
Ю. О. Коваленко*

Формат 60x84/16 Гарнітура Book Antiqua.
Обл.-вид. арк. 5,85