

Міністерство освіти і науки України
Херсонський державний аграрно-економічний університет

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ТА АКВАКУЛЬТУРА

Water bioresources and aquaculture

Науковий

журнал

2(16)/2024



Видавничий дім
«Гельветика»
2024

Рекомендовано до друку та поширення через мережу Internet
Вченою радою Херсонського державного аграрно-економічного університету
(протокол № 4 від 26.12.2024).

Головний редактор – Пічуря В.І. – доктор сільськогосподарських наук, професор.
Відповідальний редактор – Дюдяєва О.А. – старша викладачка кафедри екології та сталого розвитку імені професора Ю.В. Пилипенка.

Члени редакційної колегії:

Бех В.В. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Бойко М.Ф. – доктор біологічних наук, професор;
Бойко П.М. – кандидат біологічних наук, доцент;
Бузевич І.Ю. – доктор біологічних наук, старший науковий співробітник;
Бургаз М.І. – кандидат біологічних наук, доцент;
Вовк Н.І. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Волох А.М. – доктор біологічних наук, професор;
Дементьєва О.І. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
Домарацький Є.О. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
Зубков О. – доктор-габілітат біологічних наук, професор (Республіка Молдова);
Клименко О.М. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Кутіщев П.С. – кандидат біологічних наук, доцент;
Наконечний І.В. – доктор біологічних наук, професор;
Харитонов М.М. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Шевченко В.Ю. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
Шевченко П.Г. – кандидат біологічних наук, доцент, старший науковий співробітник;
Шекк П.В. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Шкуте А. – доктор біологічних наук, професор (Латвія).

Електронна сторінка видання – www.wra-journal.ksauniv.ks.ua

*На підставі наказу Міністерства освіти і науки України № 409 від 17.03.2020 р. (додаток 1)
журнал внесений до Переліку наукових фахових видань України (категорія «Б»)
у галузі сільськогосподарських наук (101 – Екологія, 207 – Водні біоресурси та аквакультура)*

Науковий журнал «Водні біоресурси та аквакультура»
зарєєстровано суб'єктом у сфері друкованих медіа
(Рішення Національної ради України з питань телебачення і радіомовлення
№ 2933 від 24.10.2024 року. Ідентифікатор медіа R30-05563)

Статті у виданні перевірені на наявність плагіату за допомогою
програмного забезпечення StrikePlagiarism.com від польської компанії Plagiat.pl

ЗМІСТ

АКВАКУЛЬТУРА	5
<i>Головко А. А., Скиданов Ю. В.</i> Технологія проектування рециркуляційної системи аквакультури – УЗВ (RAS) для форелівництва та осетрівництва в домашніх умовах.....	5
<i>Гончарова О. В., Бех В. В.</i> Комплексні рішення синергії декількох форм аквакультури за моделлю мультитрофічності зі зниженням тиску на екосистему.....	16
<i>Дерень О. В., Забитівський Ю. М., Добрянська О. П., Кориляк М. З.</i> Активність трансфераз коропа (<i>Cyprinus carpio</i> L.) за використання сорбційної добавки у складі корму, контамінованого мікотоксинами.....	29
<i>Слюсар М. В., Світельський М. М., Ковальчук І. І., Мамченко В. Ю., Іщук О. В.</i> Вплив фізичних та хімічних показників води на продуктивні якості раків різних видів.....	41
ВОДНІ БІОРЕСУРСИ	50
<i>Olifirenko V. V., Dyuduyeva O. A.</i> Intensive methods of producing algae cultures.....	50
ГІДРОЕКОЛОГІЯ	62
<i>Алмашова В. С.</i> Критерії оцінки визначення екологічного стану водно-болотних угідь в Україні.....	62
<i>Гроховська Ю. Р., Кононцев С. В., Халімончук О. М.</i> Екологічний стан та різноманіття фітобіоти малої річки Путилівка (басейн Горині).....	81
<i>Маренков О. М., Нестеренко О. С., Боровик І. І.</i> Оцінка збитків іхтіофауні водойми-охолоджувача Запорізької АЕС.....	95
<i>Мельниченко С. Г., Гончарова О. В.</i> Проблемні питання екологічного стану Тилігульського лиману в розрізі сучасності (огляд).....	106
<i>Пічура В. І., Потравка Л. О.</i> Кліматично-гідрологічні умови формування рослинного покриву на території осушеного Каховського водосховища.....	118
<i>Романчук Л. Д., Валерко Р. А., Герасимчук Л. О.</i> Оцінка ризику забруднення питної води в навчальних закладах сільських населених пунктів Житомирської області для здоров'я дитячого населення.....	142
МЕТОДИ І МЕТОДИКИ	153
<i>Breus D. S.</i> Spatial patterns of the formation of drinking water quality within the Odesa urban system.....	153

CONTENTS

AQUACULTURE	5
<i>Holovko A. A., Skydanov Yu. V.</i> Recirculation system design technology aquaculture – UZV (RAS) for trout farming and sturgeon at home.....	5
<i>Honcharova O. V., Bekh V. V.</i> Complex solutions for the synergy of several forms of aquaculture according to the multitrophic model with reduction of pressure on the ecosystem.....	16
<i>Deren O. V., Zabytivskiy Yu. M., Dobrianska O. P., Koryliak M. Z.</i> Activity of transferases of carp (<i>Cyprinus Carpio</i> L.) under the use of sorption additive in the composition of feed contaminated with mycotoxins.....	29
<i>Slyusar M. V., Svitelsky M. M., Kovalchuk I. I., Mamchenko V. Yu., Ishchuk O. V.</i> Influence of physical and chemical indicators of water on the productive qualities of crazy of different species.....	41
WATER BIORESOURCES	50
<i>Olifirenko V. V., Dyudyayeva O. A.</i> Intensive methods of producing algae cultures.....	50
HYDROECOLOGY	62
<i>Almashova V. S.</i> Evaluation criteria for determining the ecological status of wetlands in Ukraine.....	62
<i>Grokhovska Yu. R., Konontsev S. V., Khalimonchuk O. M.</i> Ecological state and phytobiota of the small Putylivka river (Horyn river basin).....	81
<i>Marenkov O. M., Nesterenko O. S., Borovyk I. I.</i> Assessment of damage to ichthyofauna of the Zaporizka NPP cooling reservoir.....	95
<i>Melnysenko S. H., Honcharova O. V.</i> Environmental problems of the Tiligul estuary in the modern context (review).....	106
<i>Pichura V. I., Potravka L. O.</i> Climatic and hydrological conditions of the formation of vegetation cover on the territory of the drained Kakhovka reservoir.....	118
<i>Romanchuk L. D., Valerko R. A., Herasymchuk L. O.</i> Risk assessment of drinking water pollution in educational institutions of rural settlements of Zhytomyr region for the health of children.....	142
METHODS AND TECHNIQUES	153
<i>Breus D. S.</i> Spatial patterns of the formation of drinking water quality within the Odesa urban system.....	153

АКВАКУЛЬТУРА

УДК 574.5

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.2.1>

ТЕХНОЛОГІЯ ПРОЕКТУВАННЯ РЕЦИРКУЛЯЦІЙНОЇ СИСТЕМИ АКВАКУЛЬТУРИ – УЗВ (RAS) ДЛЯ ФОРЕЛІВНИЦТВА ТА ОСЕТРІВНИЦТВА В ДОМАШНІХ УМОВАХ

*Головко А. А. – асистент,
Скиданов Ю. В. – студент III курсу
факультет рибного господарства та природокористування,
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
holovko.alina@gmail.com*

Сьогодні установки замкнутого водопостачання (УЗВ) активно використовуються аквакультурними господарствами по всьому світу. Не виключенням є і Україна, в якій високо розвинена методика вирощування риби в представлених установках.

Основним завданням УЗВ є штучне створення середовища проживання гідробіонтів, що забезпечує максимальний вихід товарної продукції в скорочені терміни при збереженні якості товару. Крім того, до такого виду установок є вимоги ефективного використання водних ресурсів – мінімальне підживлення та використання оборотної води.

Цілорічне вирощування гідробіонтів в так званих закритих аквакультурних фермах виключає режими зимівлі, тим самим інтенсифікується процес зростання. Чим якісніше технологія, тим краще середовище проживання і, як наслідок, вище темпи зростання риби. Крім того, якісно очищена вода дозволяє підвищити щільність посадки риби і більш ефективно використовувати виробничі площі.

В науковій статті висвітлено основні параметри вирощування осетрових і форелевих риб в установках замкнутого водопостачання. Детально описана технологія створення установки своїми руками в домашніх умовах, з наглядними фото матеріалами. А також детально описано яке саме обладнання потрібно для безперервної та справної роботи установки замкнутого водопостачання, та безумовно описані види очищення води та їх переваги.

Результати отриманих досліджень відображають, що проектування рециркуляційної системи аквакультури – УЗВ (RAS) для форелівництва та осетрівництва в домашніх умовах можлива. Даний спосіб набагато дешевший в порівнянні з придбанням УЗВ під ключ. Також вирощування гідробіонтів в установках замкнутого водопостачання має свій ряд переваг та недоліків, які описані в даній науковій статті.

Ключові слова: рециркуляційні системи (RAS), проектування УЗВ, форелівництво, осетрівництво.

Постановка проблеми. Передумовою шаленого розвитку рециркуляційної аквакультури стало мінімальне регулювання з боку держави цього напрямку аквакультури.

Рециркуляційні системи підприємці можуть будувати на власній земельній ділянці, облаштовувати у придбаній будівлі або споруді, в павільйоні, підвалі будівлі, навіть у власному гаражі. В порівнянні з іншими напрямками аквакультури рециркуляційна ферма – це мінімум дозволів, високотехнологічне та ресурсо заощадне виробництво, що має повністю контрольовані умови для об'єктів аквакультури [1, 2].

Виробництво товарної продукції рециркуляційної аквакультури пов'язане з можливістю повної або часткової переробки сировини та виробництва готової продукції. А це створює додану вартість виробництва, можливість більш ефективної реалізації продукції тощо.

Досить поширеним в рециркуляційних системах є осетрівництво, здебільшого для виробництва чорної ікри. Та форелівництво – для отримання червоного м'яса риби та безпосередньо ікри.

Форелівництво – високо інтенсивна форма ведення ставкового рибництва, що дозволяє одержувати велику кількість риби з одиниці площі. Форелівництво зайняло одне з найбільш відомих місць в ставовому рибництві [3].

Райдужна форель є сьогодні одним з найпоширеніших об'єктів світового рибництва і інтенсивно культивується в багатьох країнах світу. У природних умовах вона живе в холодних і прозорих прісноводних водоймах, але добре росте і в звичайних водоймах (як прісноводних, так і солонувато-водних і морських) з незабрудненою водою і достатнім вмістом кисню [4].

Технологія вирощування райдужної форелі розроблена досить добре, проте завдання полягає в значному скороченні відходів в період інкубації ікри, підросування личинок і вирощування молоді.

Сучасне високо інтенсивне форелеве господарство може ґрунтуватися тільки на науково обґрунтованих, сучасних методах біотехніки. В останні роки здійснюється комплексна інтенсифікація форелівництва, впроваджуються нові методи біотехніки, нові пристрої й устаткування, що сприяє збільшенню виходу продукції з одиниці об'єму басейнів, ставків і кошів, підвищенню щільності посадки всіх вікових груп форелі, водообміну в рибоводних місткостях, впровадження високопродуктивних гранульованих кормів і передових методів годування [4].

Вагомою проблемою в вирощуванні форелі в установках замкнутого водопостачання є вартість самої установки та обладнання до неї, а також безпосередньо маточне стадо для вирощування.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Оглядові роботи і велика кількість об'яв в інтернет мережі вказує на те, що УЗВ під ключ це дуже затратна частина роботи, але і сама основна в даній справі.

Під «установками замкнутого водопостачання» розуміють повну регенерацію та використання води будь-яку кількість разів для водопостачання басейнів (рибоводних ємностей). При цьому в УЗВ здійснюється: очищення води від забруднень у процесі вирощування риби (органіка); підтримка належного санітарного стану води на безпечному для риби рівні; відновлення як хімічного так і газового режиму води; забезпечується температура для отримання максимального ефекту від вирощування риби в УЗВ [5].

Матеріали та методи дослідження. Головною умовою інтенсивного вирощування рибної продукції в установках замкнутого забезпечення (УЗВ) є оптимізація температурного режиму. Оптимальний термічний режим для росту осетрових риб знаходиться в межах від 20 до 22 градусів за Цельсієм. При виборі оптимальної температури для вирощування осетрових риб в системах із замкнутим водопостачанням враховують забруднення води метаболітами риб, витрати кисню на насичення води, швидкість розпаду завислих речовин та умови існування мікроорганізмів у системі біологічного очищення води [6].

Для вирощування осетрових в умовах індустріальних господарств із замкнутим циклом водозабезпечення необхідно підбирати види, що відповідають конкретним цілям експлуатації рибоводного підприємства – орієнтоване воно на випуск товарної риби, посадкового матеріалу або харчової чорної ікри [7].

В системах УЗВ перспективне вирощування шипа, білуги, російського осетра, стерляді тощо.

Необхідний набір обладнання для промислових установок із замкнутим циклом водозабезпечення повинен включати:

- рибоводні басейни;
- блок механічного очищення води;
- біологічний фільтр;
- блок водопідготовки (знезараження, регуляція температури, насичення води киснем).

Загальні вимоги до рибоводних басейнів: внутрішня поверхня басейну не повинна виділяти у воду токсичні для культивованих об'єктів речовини і повинна бути достатньо гладкою, щоб не травмувати рибу. Басейн повинен бути доступним для очищення і стерилізації. Форми, габарити, проточність, спосіб регулювання рівня води, відловні пристосування повинні відповідати призначенню басейну [7].

Матеріал для виготовлення басейнів: бетон, склопластик, вініл-пласт, нео-ламбер – це матеріал із скловолкна і епоксидних смол з досить гладкою поверхнею, з якого легко виготовляють деталі рибоводних басейнів.

Виділяють чотири типи рибоводних басейнів – прямокутні з пласким дном, прямокутні з похилим дном і лотком для змиву бруду, круглі або ква-

дратні з закругленими кутами і практично пласким дном, круглі з конусним дном. Вибір форми басейну в основному пов'язаний з проблемою його самоочищення від фекалій і залишків корму. Найважче очищуються прямокутні басейни з пласким дном. Для того, щоб відбувалося самоочищення, необхідно, щоб у басейні було гладке дно, достатня швидкість течії води (вище 0,8 м/с). Самоочищенню сприяє висока щільність посадки риби, оскільки вихрові течії, які утворюються при активному русі риби, перешкоджають осіданню бруду. Це стосується достатньо крупної риби, а при вирощуванні личинок і мальків процес самоочищення послаблюється [6, 7].

Залежно від конструкції та матеріалу басейнів обирається і спосіб їх встановлення. Достатньо великі бетонні і металічні басейни проектується і будуються для встановлення на опори, які мають фундамент. Невеликі пластикові і металічні басейни встановлюються на підлозі без спеціального фундаменту на власні опори або на спеціально виготовлені підставки. Невеликі склопластикові басейни можуть бути прикопані в сипучий ґрунт.

Водовипуск басейну – одна із найважливіших облаштувань басейну. Зазвичай місце водовипуску захищається нержавіючою сіткою. В невеликих і мілких басейнах очищення такої сітки відбувається вручну, у більш глибоких і більш об'ємних – використовують механічні засоби очищення або очищення струменем води під тиском.

У зв'язку з використанням високих щільностей посадки риби в УЗВ необхідно вирішити 2 основні проблеми – насичення води киснем для дихання риби, та видалення з басейнів продуктів життєдіяльності риб. Обидві ці проблеми вирішуються за рахунок постійної заміни води у басейні.

Найбільше поширення в УЗВ отримали фізичні і біологічні методи очищення води. Для механічного очищення води використовують горизонтальні чи вертикальні відстійники, в яких вода відстоюється і освітлюється, звільняючись від більшої частини твердих завислих частинок, а також фільтри грубого та тонкого очищення (гравійні, піщані). З цією метою також використовуються центрифуги і гідроциклони [6, 7].

Використання відстійників малоефективне через довготривалість процесу відстоювання. На даний час найбільш ефективними для установок замкнутого водопостачання вважаються механічні самопромивні фільтри, а також фільтри з регенераційним завантаженням поліетиленових гранул. У самопромивних фільтрах осади вимиваються зворотнім потоком води в спеціальний промивний короб. Для забезпечення ефективної роботи фільтрів необхідно, щоб їх очищаюча поверхня була не менше площі рибоводних ємностей.

Біологічне очищення води є обов'язковим процесом в УЗВ, без якого неможлива ефективна їх експлуатація. Вона базується на здатності мікро-

організмів розкладати органічні і неорганічні речовини, що накопичуються у воді при вирощуванні риби, та спрямована на видалення із системи перш за все фосфору і азоту, які є основними джерелами забруднення. Біологічне очищення може проходити в спеціальних пристроях – біофільтрах, інтеграторах, аеротенках, а також біоставах з особливою мікрофлорою – активним мулом. Активний мул – це угруповання мікроорганізмів-бактерій, які окислюють органічні речовини [6, 7].

Аеротенки – це ємності, заповнені активним мулом і обладнані пристроями для насичення води киснем. Вони бувають із наповнювачем (гравій, керамзит, керамічні або скляні елементи, поліетиленові гранули) або без нього. Аеротенки мають порівняно невисоку вартість, прості в обслуговуванні, але мають доволі низьку продуктивність. Співвідношення об'єму рибоводних ємностей до об'єму аеротенків складає 1:8-1:10. Разом з аеротенками зазвичай використовують для механічного очищення води не фільтри, а відстійники, оскільки велика кількість завислих частинок активного мулу дуже знижує ефективність роботи фільтрів. А необхідність підтримання оптимального температурного режиму підвищує витрати електроенергії на підігрів води.

Інтегратор – це конічна ємність, в нижній частині якої створюється шар активного мулу. Верхня частина працює як відстійник. Співвідношення об'єму рибоводних ємностей до об'єму інтеграторів складає 1:5-1:10. При використанні інтеграторів відпадає необхідність механічного очищення, однак виникає потреба точного підтримання швидкості водообміну, щоб не відбувалось осідання активного мулу і винесення його за межі зони відстоювання.

Біофільтри останнім часом отримали найбільш широке застосування в системах біологічного очищення. Це ємності із наповнювачами різного типу – об'ємного, плаваючого, стільникового і трубчатого. Об'ємні і плаваючі листові наповнювачі застосовуються доволі рідко в промислових установках. Частіше використовують наповнювачі з поліетиленових гранул, які регенеруються, а також касетні і стільникові наповнювачі. Біофільтри мають продуктивність у 8-10 разів більшу, ніж аеротенки та інтегратори, але їх вартість у 5-10 разів вища. Співвідношення об'єму рибоводних ємностей і біофільтрів від 1:0,5 до 1:4. До недоліків біофільтрів, окрім їх високої вартості, відноситься необхідність використання в складі очисної споруди окремого біофільтру – денітрифікатора, в якому нітрати з очищеної води відновлюються до вільного азоту [6, 7].

Проблема забезпечення киснем для дихання риб вирішується за рахунок подачі води, вже насиченої цим газом.

Результати досліджень. На початку березня 2020 року було спроектовано домашнє УЗВ і для цього було придбано 2 рулони 30x1.5 м полі-

пропілена фірми «Rochling» для створення 2 басейнів та барабанного фільтру. Також знадобилися труби для циркуляції води, було використано ПВХ труби 110 та 50 діаметру. Для зварювання басейнів придбали дрiт цієї ж фірми діаметром 4 мм і фен для зварювання пластику.

Відповідно до нашого проекту ми нарізали деталі для зварювання басейнів. Для біологічної фільтрації зварили басейн овальної форми розміром 3.50x1.5x1.5 м. Для міцності і надійності ми підкріпили сторони басейну вертикальними та горизонтальними жорсткостями також з поліпропілену, а поверх них 2 металевих обручі з кутника 40x40. Дно басейну зроблено під кутом до центру для кращого збору і зливу відстою. В середині басейну було змонтовано кріплення для монтування аераторів, які були створені власноруч із аераційного шлангу 100 діаметру, всередині якого пластикова труба 50 діаметру в кількості 6 шт. по 1 м та вмонтованими на дно басейну (рисунок 1).



Рис. 1. Пластикова труба

До них була під'єднана поліпропіленова труба для подачі кисню компресором «Hiblow HP120». Також був вмонтований насос для подачі води в басейн з рибою. Для біологічного очищення води було засипано 1 м³ плаваючої біозагрузки робочої поверхні 1000 м²/м³ (рисунок 2).



Рис. 2. Біоагрузка

Басейн для риби ми зробили 3 м в діаметрі. В центрі басейну була вмонтована 110 труба для забору брудної води на фільтр механічної очистки. Забір води здійснювався з верхнього і нижнього шару. Для подачі чистого кисню в басейн з рибами було вмонтовано дрібнодисперсний шланг довжиною 3 м і 16 мм в діаметрі (рисунок 3).



Рис. 3. Басейни

Для механічної очистки води було зроблено фільтр барабанного типу. Він складається з корпусу, з барабану з сіткою 60 мкм, лотка для відтоку брудної води, промивочних форсунок, промивочного насоса, двигуна приводу барабану та автоматики. В басейн для риби вода потрапляє

на фільтр механічної очистки, вода проходить через сітку, брудні відходи залишаються на сітці, після чого за допомогою промивочного насосу і форсунок вони змиваються в лоток для відтоку брудної води, яка потрапляє в каналізацію. А очищена вода потрапляє до басейну з біологічною фільтрацією і після проходження біологічної очистки вода потрапляє до басейну з рибою.

Після запуску і перевірки системи в січні 2021 року було придбано 100 шт. ленського осетра і 50 шт. російського осетра вагою 15 г у Миколаївській області разом з кормом фірми «SK». Перевозка риби в Херсонську область, Білозерський район, с. Надєждівка здійснювалася в поліетиленових пакетах, закачаних чистим киснем. Після вирівнювання температури риба була випущена в басейн. Після двох тижнів утримання риби якість води погіршилася і риба почала себе погано почувати і поступово відходила в незначній кількості. Для усунення подальшої загибелі риби було зупинено годівлю риб та додано 1 кг повареної солі на 1 м³ води. Після цього стало зрозуміло, що якість корму виявилась дуже низькою, що спричинило помутніння води і погане самопочуття риби. Було взято відбір води для аналізу в лабораторії, а також кожного дня ми проводили аналіз води самостійно за допомогою спеціальних реактивів. Результати аналізів показували норму і було прийнято рішення про заміну корму на фірму «Сорrens». Ми одразу помітили суттєві зміни: якість води покращилася і риба почала рости. За цей період ми втратили всього російського осетра і 50 шт. ленського (рисунк 4).



Рис. 4. Осетрові в УЗВ

Восени 2021 року ми вирішили придбати форель, так як для осетра потрібно було підігрівати воду, але наш час це затратно. В січні 2022 року в Рівненській області, в рибному господарстві було придбано 1000 шт. малька форелі середньою вагою 1,5 г. Для підняття малька взяли корм фірми «Biomar». Через 10 днів вирощування риба мала середню вагу 2 г. Мальок форелі гарно себе почував і з якісним кормом добре набирав вагу.

Але, на жаль, наші дослідження стосовно вирощування риби в УЗВ були екстрено закінчені через окупацію Херсонської області. На жаль, вся риба загинула через відсутність електроенергії і кормових ресурсів.

Висновки з даного дослідження. Переваги замкнених систем очевидні. Це – зменшення або повне припинення скидання забруднених стічних вод; спрощення утилізації продуктів життєдіяльності риб; можливість створення безвідходної технології вирощування риби шляхом додаткового вирощування в системі овочів або іншим шляхом; раціональне використання водних, земельних і людських ресурсів; повна керованість режими вирощування риби: температурним, сольовим, газових, світловим і т. д., прискорення тим самим темпу росту риб та підвищення ефективності вирощування.

До недоліків УЗВ можна віднести, мабуть, тільки одне: висока собівартість вирощуваної риби, найвища серед усіх форм рибництва.

Інший шлях використання УЗВ – вирощування посадкового матеріалу різних видів риб, поставка їх у рибоводні господарства в ранні терміни. За рахунок збільшення періоду вирощування можливе одержання товарної продукції в ставкових господарствах за один рік.

RECIRCULATION SYSTEM DESIGN TECHNOLOGY AQUACULTURE – UZV (RAS) FOR TROUT FARMING AND STURGEON AT HOME

*Holovko A. A. – Assistant,
Skydanov Yu. V – 3rd year student,
Faculty of Fisheries and Environmental Management,
Kherson State Agrarian and Economic University,
holovko.alina@gmail.com*

Today, closed water supply systems (RAS) are actively used by aquaculture farms around the world. Ukraine is no exception, in which the technique of growing fish in the presented installations is highly developed.

The main task of the UZV is to artificially create a habitat for hydrobionts, which ensures the maximum output of commercial products in a short period of time while maintaining the quality of the product. In addition, this type of installation has requirements for efficient use of water resources – minimal feeding and use of recycled water.

Year-round cultivation of hydrobionts in so-called closed aquaculture farms excludes wintering regimes, thereby intensifying the growth process. The better the technology, the better the habitat and, as a result, the higher the growth rate of the fish. In addition, high-quality purified water makes it possible to increase the density of fish planting and more efficiently use production areas.

The scientific article highlights the main parameters of growing sturgeon and trout fish in closed water supply installations. The technology of creating a do-it-yourself installation at home is described in detail, with illustrative photo materials. It also describes in detail what equipment is required for continuous and efficient operation of a closed water supply installation, and definitely describes the types of water purification and their advantages.

The results of the obtained studies show that the design of the recirculation system of aquaculture – UZV (RAS) for trout farming and sturgeon farming at home is possible. This method is much cheaper compared to the purchase of a turnkey UZV. Also, the growth of hydrobionts in closed water supply installations has its own number of advantages and disadvantages, which are described in this scientific article.

Keywords: recirculation systems (RAS), UZV design, trout farming, fish farming.

ЛІТЕРАТУРА

1. Басейнове (УЗВ) вирощування: веб-сайт. URL: <https://www.aquamap.com.ua/uk/tehnologii-uk/basejnovе-uzv-viroshhuvannya/> (дата звернення: 15.11.2024).
2. Рециркуляційні системи аквакультури – УЗВ: веб сайт. URL: <https://fishindustry.com.ua/recirkulyacijni-sistemi-akvakulturi-uzv-ras-chastina-1/> (дата звернення 15.11.2024).
3. Гриневич Н. Є. Холодноводне рибництво: Методичні вказівки. Біла Церква: БНАУ, 2022. 87 с.
4. Титарев Є. Ф. Форелівництво. М.: Харчова промисловість, 1980. 166 с.
5. Установа замкнутого водопостачання: веб сайт. URL: <https://fishdom.com.ua/ustanovka-zamknutoho-vodopostachannia/> (дата звернення 16.11.2024).
6. Штучне вирощування осетрових в установках замкнутого водопостачання: веб сайт. URL: https://ifr.darg.gov.ua/_shtuchne_viroshchuvannja_0_0_0_999_1.html77 (дата звернення 16.11.2024).
7. Шекк П. В. Індустріальне рибництво. Одеса: ОДЕКУ, 2017. 244 с.

REFERENCES

1. *Baseinove (UZV) vyroshchuvannia*: [Basin (USV) cultivation]: veb-sait. URL: <https://www.aquamap.com.ua/uk/tehnologii-uk/basejnovе-uzv-viroshhuvannya/> (data zvernennia: 15.11.2024). [in Ukrainian].
2. *Retsyrkuliatsiini systemy akvakultury – UZV* [Recirculation systems of aquaculture - UZV]: veb sait. URL: <https://fishindustry.com.ua/recirkulyacijni-sistemi-akvakulturi-uzv-ras-chastina-1/> (data zvernennia 15.11.2024). [in Ukrainian].

3. Hrynevych N. Ye. (2022). *Kholodnovodne rybnytstvo*. [Cold water fisheries]. *Metodychni vказivky*. Bila Tserkov: BNAU. 87. [in Ukrainian].
4. Tytarev Ye. F. (1980). *Forelivnytstvo*. [Trout farming]. M.: Kharchova promyslovist. 166. [in Ukrainian].
5. *Ustanovka zamknutoho vodopostachannia* [Installation of closed water supply]: veb sait. URL: <https://fishdom.com.ua/ustanovka-zamknutoho-vodopostachannia/> (data zvernennia 16.11.2024). [in Ukrainian].
6. *Shtuchne vyroshchuvannia osetrovykh v ustanovkakh zamknutoho vodopostachannia* [Artificial breeding of sturgeon in closed water supply installations]: veb sait. URL: https://ifr.darg.gov.ua/_shtuchne_viroshchuvannja_0_0_0_999_1.html77 (data zvernennia 16.11.2024). [in Ukrainian].
7. Shekk P. V. (2017). *Industrialne rybnytstvo* [Industrial fish farming]. Odesa: ODEKU. 244. [in Ukrainian].

УДК 639.3

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.2.2>

КОМПЛЕКСНІ РІШЕННЯ СИНЕРГІЇ ДЕКІЛЬКОХ ФОРМ АКВАКУЛЬТУРИ ЗА МОДЕЛЮ МУЛЬТИТРОФІЧНОСТІ ЗІ ЗНИЖЕННЯМ ТИСКУ НА ЕКОСИСТЕМУ

¹Гончарова О. В. – к. с.-г. н., доцент,

²Бех В. В. – д. с.-г. н., професор,

¹Херсонський державний аграрно-економічний університет,

²Національний університет біоресурсів і природокористування України,
anelsatori@gmail.com, vitbekh@gmail.com

Здійснено багатокомпонентний аналіз ефективності впровадження у загальну схему підрощення рибопосадкового матеріалу технологічних аспектів з декількох форм ведення аквакультури (за принципом мультитрофічності). Науково-експериментальним шляхом обґрунтовано використання природних компонентів у схемі підрощення рибопосадкового матеріалу *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, *Hypophthalmichthys hybrid*, *Stenopharyngodon idella* в якості стимуляторів метаболічних процесів, адаптогенів з метою поліпшення загального функціонального рівня в організмі коропа в полікультурі. На фоні окреслених векторів, відмічено ефективне рішення щодо підвищення провідних параметрів продуктивності риб за умов оптимізації технологічної карти підрощення та розведення.

Здійснена комплексна оцінка щодо ефективності впровадження європейських інноваційних елементів екологічно-безпечного спрямування при реалізації вирощування та розведення риб в модульну систему української аквакультури. Розглянуто та представлено до обговорення раціональність використання синергії декількох форм ведення аквакультури з метою поліпшення провідних якісних та кількісних параметрів при провадженні рибогосподарської діяльності, а також зниженні тиску на екосистему. Результати отриманих досліджень відображають та надають змогу оцінити рівень використання потенціалу організму коропа в полікультурі для зариблення резистентною та життєздатною молоддю акваторій. Презентовано спосіб підрощення молоді коропа в полікультурі *Hypophthalmichthys hybrid*, *Stenopharyngodon idella* з вектором виробництва органічної продукції екологічно-безпечного спрямування в аквакультурі та ефективного впровадження технологічних чинників в якості оптимізаційних заходів (підрощення в рециркуляційних системах аквакультури та вирощування у ставах з можливістю зариблення акваторій). Здійснено комплексний аналіз та отримані позитивні результати щодо впливу природних компонентів на загальний функціональний статус організму риб з акцентом та стимуляції метаболічних, фізіолого-біохімічних процесів, підвищенні відсотка виходу, коефіцієнта вгодованості, а також на поліпшенні біохімічного складу м'язової частини у риб. Реалізовано ефект раціонального використання ресурсного потенціалу ставів, кормової бази та потенціалу молоді риб.

Ключові слова: удосконалення, синергія, екстенсивна та інтенсивна аквакультура, рециркуляційні аквакультуральні системи, стави, фізіолого-біохімічні параметри, продуктивність.

Постановка проблеми. На світовому рівні все має динамічність, трансформаційний контекст на фоні певних сталих аспектів. В галузі 20 Аграрні науки та продовольство напрям рибогосподарської діяльності передбачає багатокомпонентну «живу» систему з логічною послідовністю кожного процесу. Безумовно є базові, класичні поняття, на яких ґрунтується загалом рибогосподарська діяльність. Натомість, враховуючі тенденції до удосконалення технологічних аспектів, варто відмітити важливість врахування біологічних особливостей об'єктів вирощування та розведення, а також обирати вектор на раціональність їх використання [1, 2].

Рибогосподарська діяльність та відповідні технологічні процеси на кожному з етапів передбачають певний вплив на екосистему в цілому. Наприклад, виробництво кормів, інсталяція нових ферм – все це збільшує тиск на природне середовище у формі посиленого використання ресурсів та є потенційним джерелом органічного та неорганічного забруднення. В контексті процесу вирощування та годівлі, склад раціону, вміст поживних речовин, є одними із основних факторів, які формують вплив та рівень навантаження на екосистеми [3–5].

Набуває актуальності такі аспекти як комбіновані моделі ведення галузі, позитивні результати можуть бути досягнуті шляхом використання симбіотичної моделі, серед складових якої обирають годівлю (підгодовлю) природними компонентами, вирощування та розведення з щільністю посадки, сектори отримання джерел альтернативного протеїну в аквакультурі тощо. Втім, питання лишається відкритим та передбачає низку питань та задач, які постають перед практиками та науковцями в розрізі сучасності, інформаційних технологій та екологічного спрямування.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. В контексті презентованої до обговорення тематики роботи є результати науково-практичного характеру, які автори відмічають та обґрунтовують як позитивні з рекомендаційним характером. Зокрема, в літературі науковці відмічають, що напівінтенсивні форми ведення в аквакультурі збалансовують природні джерела корму та надають можливість отримати додаткові. Є експерименти, які показали достатньо ефективні результати використання кормів при вирощуванні коропа в полікультурі з впровадженням екологічності інтегрованого мультитрофічного спрямування. Дослідження показують, що такі форми оптимізації з вектором напівінтенсивного управління сприяють оптимізації загалом технологічної карти вирощування риби та поліпшують ріст, розвиток, а також використання доступних ресурсів [6].

Натомість, важливо враховувати, що за умов екстенсивної форми ведення потреби організму риб в протеїні можуть бути задоволеними лише тимчасово. Наприклад, посезонно, на час, коли зоопланктон у ставах буде в надлишку (за умов високих показників природної кормової бази, сприятливих умов для її формування).

Однак, коли біомаса планктону сезонно буде зменшуватись, нестача білка матиме кореляційний зв'язок зі складовими раціону при годівлі та відповідно, відобразатись на розвитку риби (сповільнювати її темпи росту тощо). У проти-вагу синергії двох форм: екстенсивної та інтенсивної, коли наявність постійного доступу до джерел протеїну забезпечуватиме збалансований амінокислотний профіль для організму гідробіонтів. Загальновідомо, що еколого-фізіологічні параметри ідентифікують метаболічні процеси в організмі гідробіонтів, ней-ро-гуморальні процеси, зокрема, гомеостатичну рівновагу [7–10].

За узагальнюючими даними, для української аквакультури короп (*Cyprinus carpio*) відіграє домінуючу роль в аквакультурі, що також від-мічається для Центральної та Східної Європи. Полікультура сприяє більш раціонального використовувати доступні ресурси та балансувати при пере-розподілі трофічних відносин в екосистемі [3, 11].

Автори відмічають в роботах, щодо практичної цінності викори-стання технологічних аспектів виробництва продукції рибництва в умовах з напівінтенсивної аквакультури. Напівінтенсивна технологія передбачає використання, в основному, при плануванні годівлі риб зернові культури, при удобренні – внесення гною для підвищення природної продуктивності ставків. В порівнянні з традиційними зерновими кормами в раціонах від-мічають ефективним використання альтернативних джерел енергії, проте-їну, перехід від зернових кормів до штучних на основі рибного борошна, рослинних кормів [12, 13]. Позитивними є варіанти вирощування таких моделей у полікультурі, як короп, товстолобики, білий амур, а також тила-пія. При цьому є можливість корегувати щільність посадки, терміни та способи підгодівлі тощо [14].

В наукових працях автори відмічають про симбіотичний ефект вико-ристання в якості об'єктів культивування *Oreochromis niloticus* та *Cyprinus carpio* в умовах рисових чеків, при використанні природних добавок для підгодівлі риби. При цьому спектр трофічних відносин раціонально розпо-діляється між гідробіонтами, забезпечуючи ефективність в використанні природної кормової бази та відсутності конкуренції [15–18].

Автори відмічають позитивні результати експериментальних дослі-джень щодо поліпшення продуктивності, розвитку корошових, тилапії, мармурового сома шляхом поєднання різних систем вирощування риби. Напівінтенсивна форма ведення аквакультури передбачає також викори-стання органічних та неорганічних добрив. В літературі дослідники відмі-чають та роблять акцент на інтегрованій формі напівінтенсивної системи, яка передбачає ефективне використання відходів сільського господарства, кормів, секторів при підрощенні тощо. За таких умов відбувається збіль-шення рівня первинної продуктивності, розчиненого кисню, кислотності та інших параметрів гідрохімічного режиму [19].

Отже, синергічний ефект в аквакультурі в контексті декількох форм ведення галузі сприяє збільшенню виробництва риби без ризику захворювань, а також поліпшенню природної кормової бази, якщо розглядати ставове вирощування та розведення гідробіонтів в поєднанні з басейнами рециркуляційних аквакультуральних систем (РАС), секторів та біореакторів культивування природного корму тощо [1, 4, 11, 20].

В наукових наробках автори роблять акцент на дослідженнях використання мультитрофічних модульних систем, напівінтенсивних форм. Науково-експериментальна робота передбачала дослідження ефективності використання синергії двох форм аквакультури на фоні впливу технологічного чинника підгодівлі природними компонентами (МСМТФ) рибосадкового матеріалу коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) в полікультурі *Hypophthalmichthys hybrid* та *Stenopharyngodon idella*. Молодь риб вирощували у басейнах рециркуляційної аквакультуральної системи з відповідним дотриманням загальноприйнятих нормативів та рекомендацій у рибництві [21, 22].

Підгодовували на фоні загальногосподарського раціону відповідно етапам онтогенезу, температури водного середовища сумішшю зі спіруліни та чорної львинки плюс використання технологічних чинників, представлених нижче по тексту. Контрольна група отримувала годівлі без додаткових компонентів. Після підрощення коропа в полікультурі запускали у стави з наступним моніторингом провідних параметрів. Всі компоненти природного корму для підгодівлі отримували при культивуванні у відповідних секторах технологічної схеми. На цьому фоні також використовували елементи аквапоніки в якості біологічної фільтрації в тому числі з використанням рослин декоративного використання та агрокультур, також впровадили елементи альтернативного джерела енергії у вигляді сонячної мікропанелі та міні – моделі біореактора. Вже підрощеною, резистентною молоддю риб планували зариблення водойм. Аналізували природню рибопродуктивність ставів за умов використання діяльності модельної системи аквапоніки, культивування природного корму. Порівнювали ефективність впливу технологічних чинників в умовах ставів та РАС в комплексній модульній системі за принципом синергії декількох форм аквакультури з акцентом на мультитрофічності.

Дослідження гідрохімічного стану водного середовища здійснювали шляхом систематичного відбору проб. Аналіз та обробку отриманих проб виконували у відповідності до загальноприйнятих методик на базі науково-дослідних лабораторій: «Перспективи аквакультури», «Фізіолого-біохімічні дослідження», «Екологічний і хімічний аналіз та моніторинг води» ХДАЕУ та до місця, де заплановано захід зариблення. Експрес-методом визначали основні показники гідрохімії, користуючись оксиметром, рН-ме-

тром, кондуктометром, фотометром Palintest 7100. В басейнах РАС концентрація вільних іонів водню (рН) трималась впродовж досліджень в середньому на рівні 7,4-7,2; вміст кисню дорівнював 5,8-6,1 мг/л при середніх температурних значеннях від 22,1 до 24,2 °С; мінералізація – 362 мг/дм³; нітрити та нітрати – 0,08 та 1,1 відповідно. Маніпуляції з об'єктами науково-експериментального дослідження проводили з дотриманням правил “Європейської конвенції захисту хребетних тварин, які використовуються для експериментальних та інших наукових цілей” (Страсбург, 1986). Результати дослідження оброблено за допомогою ANOVA.

Результати досліджень. Аналізуючи та комплексно оцінюючи отриманні результати експериментальних досліджень, відмітимо позитивний, стимулюючий ефект за умов впровадження запропонованих технологічних елементів мультитрофічної аквакультури. Метаболічні процеси в організмі риб в експериментальних групах відбувались більш активно, етологія за результатом візуального спостереження була визначена динамічною, а рухливість нервових центрів у риби – адекватною. Порівняння темпів розвитку в онтогенезі коропа в полікультурі за умов впливу вивчаємих чинників продемонстровано на наступному рисунку 1.

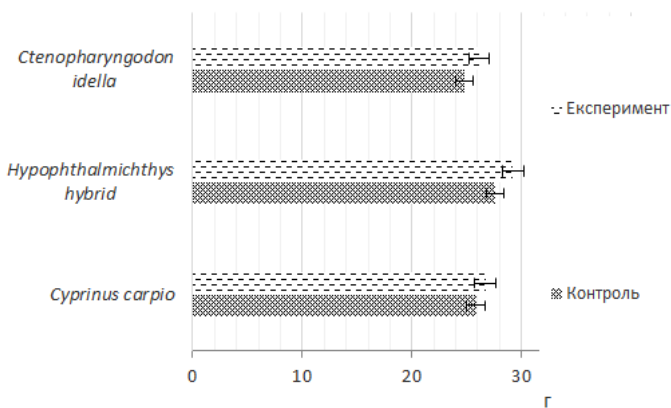


Рис. 1. Порівняльний аналіз швидкості розвитку *Cyprinus carpio* в полікультурі за умов експериментального дослідження МСМТФ

Отриманні результати надають підґрунтя для обговорення щодо катаболітичних процесів в організмі риб, які додатково отримували природні компоненти при підгодівлі, утримувались за умов додаткової біологічної фільтрації та моделі аквапоніка. Відповідні позитивні зміни були зафіксовані і при дослідженні біохімічного складу м'язової частини у риб (рисунок 2).

Узагальнення та візуальна презентація складових комплексного науково-практичного дослідження відображає синергію кожного з секто-

рів виробничого процесу. Така симбіотична модель сприяє підвищенню раціонального використання доступних ресурсів та потенціалу організму об'єктів культивування (рисунок 3).

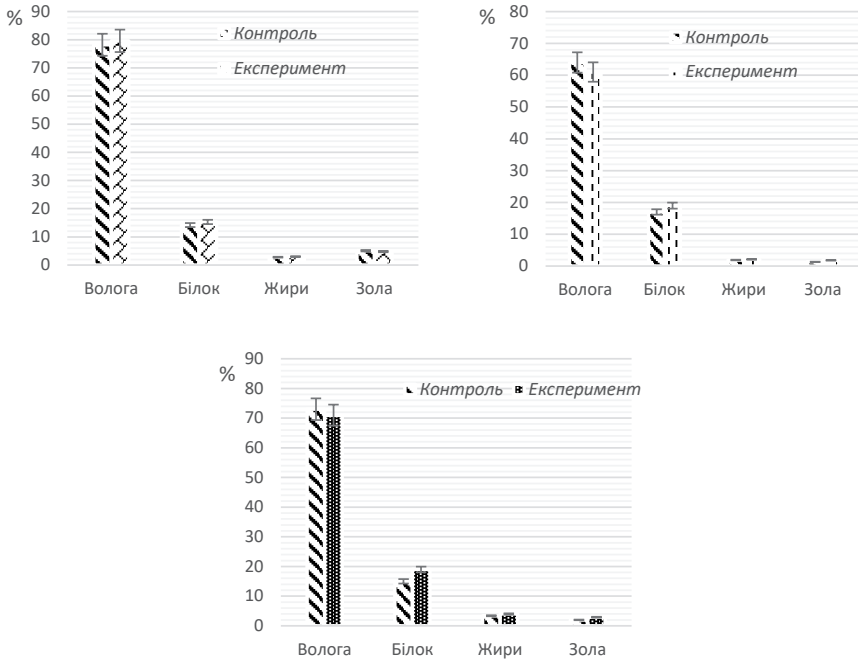


Рис. 2. Порівняльний біохімічний аналіз м'язової частини коропи (1), товстолобиків (2), білого амура (3)



Рис. 3. Модульне рішення, згенеровано на основі запропонованих технологічних рішень мультитрофічної МСМТФ

Результати динамічного розвитку, масонакопичення коропа в полікультурі підкріплюються поліпшенням загального функціонального статусу організму риб. На фоні кращих за фактичним значенням показників рибопродуктивності, стану природної кормової бази у ставах та стабільним сприятливим гідрохімічним режимом у басейнах РАС, можна допустити і про зменшення тиску на екосистему при діяльності такої моделі ферми.

На фоні отриманих результатів масонакопичення одним із інформативних досліджень став морфо-функціональний аналіз крові коропа в полікультурі (таблиці 1-3).

Таблиця 1. Функціональний статус організму цьоголіток коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) за умов впливу технологічного чинника^a за модельною системою мультитрофічної аквакультури (МСМТФ), ($x \pm SD$, $n=50$)

Параметри	Контроль	Експеримент
Кількість еритроцитів, Т/л	2,967±0,680	4,001±0,5195*
Вміст гемоглобіну, г/л	82,333±1,962	87,833±2,295**
MCV, мкм ³	92,519±14,365	99,104±12,8306
МСН, пг	28,912±6,278	22,294±3,1900*
МСНС, %	23,839±3,810	22,048±3,647
Загальний білок, г/л	23,667±1,838	31,317±5,9975*
Креатинін, мкмоль/л	0,347±0,033	0,451±0,0890*

Примітка: ^a – технологічний чинник – підгодівля коропових кормосумішю + удосконалені умови підрощення; *0.05 (P<0.05); **0.01 (P<0.01); *** 0.01 (P<0.001); MCV – середній об'єм еритроцитів (англ. *mean corpuscular volume*); МСН – середній вміст гемоглобіну в еритроциті (англ. *mean corpuscular haemoglobin*); МСНС – середня концентрація гемоглобіну в еритроциті (англ. *mean corpuscular haemoglobin concentration*).

Таблиця 2. Функціональний статус організму цьоголіток товстолобиків за умов впливу технологічного чинника^a за МСМТФ ($x \pm SD$, $n=50$)

Параметри	Товстолобик <i>Hypophthalmichthys hybrid</i>	
	Контроль	Експеримент
Кількість еритроцитів, Т/л	3,190±0,655	3,998±0,3907*
Вміст гемоглобіну, г/л	86,117±4,144	97,233±10,7306*
MCV, мкм ³	122,231±33,935	105,798±21,2466
МСН, пг	27,841±4,984	24,347±1,7034
МСНС, %	23,547±4,512	23,692±4,3003
Загальний білок, г/л	37,033±4,371	42,750±4,0412*
Креатинін, мкмоль/л	0,363±0,038	0,478±0,0856*

Примітка: ^a – технологічний чинник – підгодівля коропових кормосумішю + удосконалені умови підрощення; *0.05 (P<0.05); **0.01 (P<0.01); *** 0.01 (P<0.001).

Таблиця 3. Функціональний статус організму цьоголіток білого амура за умов впливу технологічного чинника^a за МСМТФ ($x \pm SD$, $n=50$)

Параметри	Білий амур <i>Stenopharyngodon idella</i>	
	Контроль	Експеримент
Кількість еритроцитів, Т/л	2,97±0,223	3,188±0,242
Вміст гемоглобіну, г/л	79,17±1,927	83,217±1,534
MCV, mkm ³	176,87±1,743	123,173±11,139
МСН, пг	41,04±3,147	27,063±2,600
МСНС, %	23,57±1,058	21,945±0,413
Загальний білок, г/л	21,17±1,195	27,533±1,604**
Креатинін, мкмоль/л	0,43±0,131	0,587±0,193

Виходячи з отриманих результатів, відмітимо, що загальний функціональний статус у риб з експериментальної групи відрізнявся більш активним перебігом білкового, вуглеводного обмінів. Про що свідчать вірогідні відмінності в експериментальних групах по відношенню до контрольних фактичних значень. Потенціал організму корошових, які додатково отримували комплекс природних компонентів та знаходились в умовах мультитрофічної аквакультури (МСМТФ), був значно вищим, ніж у риби з контрольної групи. Виходячи з параметрів, які є маркерними в контексті обмінних процесів, формування резистентності до потенційно-негативного середовища, можна відмітити про більш стійкий стан риби в експериментальній групі. На фоні швидкості розвитку, дослідження набувають сильної сторони при аналізі складу крові риб. Транспортування поживних речовин та використання їх більш раціонально при пластичному та енергетичному обміні відбувалось в групі, де проводили експеримент.

Висновки та пропозиції. Узагальнюючи результати, які були отримані за умов впливу вивчаємих технологічних чинників на провідні параметри вирощування та розведення коропа в полікультурі, відмітимо позитивний стимулюючий ефект впровадження елементів мультитрофічної аквакультури. Комплексні дослідження доповнюють вже існуючі позитивні результати за тематикою роботи. Враховуючи вектор розвитку рибогосподарської галузі як екологічно-безпечний, тенденції, які є маркерними стратегічних планів розвитку та підтримки сталості аквакультури, є підстави рекомендувати до виробничого впровадження запропонованої моделі підрощення корошових. У майбутніх дослідженнях на меті постає глибинне дослідження морфологічних, гістологічних показників та більш розширений аналіз крові у корошових.

COMPLEX SOLUTIONS FOR THE SYNERGY OF SEVERAL FORMS OF AQUACULTURE ACCORDING TO THE MULTITROPHIC MODEL WITH REDUCTION OF PRESSURE ON THE ECOSYSTEM

¹Honcharova O. V. – Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor,

²Bekh V. V. – Doctor of Agricultural Sciences, Professor

¹Kherson State Agrarian and Economic University,

²National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,

anelatori@gmail.com, vitbekh@gmail.com

A multi-component analysis of the effectiveness of the implementation of technological aspects of several forms of aquaculture management (based on the principle of multitrophicity) into the general scheme of raising fish stocking material was carried out. Scientifically and experimentally, the use of natural components in the scheme of raising fish planting material *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, *Hypophthalmichthys hybrid*, *Ctenopharyngodon idella* as stimulators of metabolic processes, adaptogens in order to improve the general functional level in the body of carp in polyculture has been substantiated.

A comprehensive assessment of the effectiveness of the implementation of European innovative elements of an ecologically safe direction in the implementation of fish breeding and breeding in the modular system of Ukrainian aquaculture was carried out. The rationality of using the synergy of several forms of aquaculture management in order to improve the leading qualitative and quantitative parameters in the conduct of fishing activities, as well as reducing the pressure on the ecosystem, is considered and presented for discussion. The results of the obtained studies reflect and make it possible to assess the level of use of the potential of the body of the carp in the polyculture of for stocking water areas with resistant and viable juveniles. The method of raising young carp in the polyculture of *Hypophthalmichthys hybrid*, *Ctenopharyngodon idella* with the vector of production of organic products of an ecologically safe direction in aquaculture and the effective introduction of technological factors as optimization measures (raising in recirculating aquaculture systems and growing in ponds with the possibility of stocking of water areas). A comprehensive analysis was carried out and positive results were obtained regarding the influence of natural components on the general functional status of the fish organism with an emphasis on the stimulation of metabolic, physiological and biochemical processes, the increase in the yield percentage, the fattening ratio, as well as on the improvement of the biochemical composition of the muscle part of fish. The effect of rational use of the resource potential of ponds, feed base and the potential of young fish has been realized.

Keywords: improvement, synergy, extensive and intensive aquaculture, recirculating aquaculture systems, ponds, physiological and biochemical parameters, productivity.

ЛІТЕРАТУРА

1. Honcharova, O. V., Sekiou, O., Kutishchev, P. S. Physiological and biochemical aspects of adaptation and compensatory processes of the

- organism of hydrobionts under the influence of technological factors. *Fisheries Science of Ukraine*, 2021. Vol. 4, № 58, P. 101-114. doi: 10.15407/fsu2021.04.101.
2. Дюдяєва, О. А., Бех, В. В. Харчова безпека вітчизняної продукції аквакультури як гарантована передумова виходу на зовнішні ринки. *Водні біоресурси та аквакультура*, 2020. № 1, С. 44-60. doi: <https://doi.org/10.32851/wba.2020.1.5>.
 3. FAO. The state of world fisheries and aquaculture 2024 blue transformation in action, UN: The United Nations. United States of America. веб-сайт. URL: <https://policycommons.net/artifacts/12522071/the-state-of-world-fisheries-and-aquaculture-2024-bluetransformation-in-action/13421812/> (дата звернення: 29.10.2024).
 4. Honcharova O. V., Paraniak R. P., Hutyi B. V. Functional state of the body of freshwater fish under the influence of abiotic factors. *Scientific Bulletin of S. Z. Gzhitsky Lviv National University of Veterinary Medicine and Biotechnology: Series: Agricultural Sciences*. 2019. Vol. 21, № 90, P. 82-89.
 5. Дюдяєва, О. А. Стан гармонізації законодавства України в сфері виробництва органічної продукції аквакультури з європейськими нормами. *Водні біоресурси та аквакультура*, 2021. № 1(9), С. 62-85. doi: 10.32851/wba.2021.1.6.
 6. Christophe J., Marc R, Sarah N. Effects of a lagoon on performances of a freshwater fishpond in a multi-trophic aquaculture system. *Aquatic Living Resources*, 2021. P. 34:4. doi: 10.1051/ALR/2021004.
 7. Berzi-Nagy L., Mozsár A., Tóth F., Gál D., Nagy Z., Nagy SA., Kerepeczki É., Antal L., Sándor ZJ. Effects of Different Fish Diets on the Water Quality in Semi-Intensive Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Farming. Water*. 2021. Vol. 13, № 9, P. 12-15. <https://doi.org/10.3390/w13091215>.
 8. Alvarado J. L., Tacon A.G.J., Basurco B. Aquafeeds and the environment. Cahiers Options Mediterraneennes. Institut Agronomique Mediterranee de Zaragoza, Spain. *In feeding tomorrow's fish*, 1997. Vol. 22, P. 275-289.
 9. Anton-Pardo M., Adámek Z. The role of zooplankton as food in carp pond farming: A review. *Journal Appl. Ichthyology*, 2015. Vol. 31. P. 7-14.
 10. Шерман І. М., Гончарова О. В. Еколого-фізіологічні основи акліматизації гідробіонтів: навч. посіб. Херсон, 2022. 130 с.
 11. Honcharova O., Bekh V., Glamuzina B. Physiological and biochemical aspects of the carp organism in conditions of increasing their viability when stocking water bodies. *Animal Science and Food Technology*, 2023. Vol. 14, № 2, P. 28-43. doi: 10.31548/animal.2.2023.28.
 12. Huang Y., Rudstam L.G. Taylor W.D., Urabe J., Jeppesen E., Liu Z., Zhang X. Effects of crucian carp (*Carassius auratus*) on water quality in aquatic ecosystems: An experimental mesocosm study. *Water*, 2020. Vol. 12, P. 1444.
 13. Berzi-Nagy L, Mozsár A, Tóth F, Gál D, Nagy Z, Nagy SA, Kerepeczki É, Antal L, Sándor ZJ. Effects of Different Fish Diets on the Water Quality in Semi-Intensive Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Farming water*, 2021. Vol. 13, № 9, P. 12-15. <https://doi.org/10.3390/w13091215>.

14. Rom M, Wohlfarth G., Schroeder G. L., Hulata G., Barash H. Intensive polyculture of fish in freshwater ponds. I. Substitution of expensive feeds by liquid cow manure. *Aquaculture*, 1977, Vol. 10, № 1, P. 25-43. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(77\)90030-8](https://doi.org/10.1016/0044-8486(77)90030-8).
15. Greg C., Fernando C.H. The diets and related aspects of feeding of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) and common carp (*Cyprinus carpio* L.) in lowland rice fields in northeast Thailand. *Aquaculture*, 1994, Vol. 123, № 4, P. 281-307. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(94\)90066-3](https://doi.org/10.1016/0044-8486(94)90066-3).
16. Mahmoud E. Taha, Ahmed N., Khaled A. El-Tarabily, Mohamed E. Abd El-Hack. Nutritional applications of species of Spirulina and Chlorella in farmed fish: A review. *Aquaculture*, 2021, Vol. 542, P. 736-841. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736841>
17. Желтов Ю. О., Олексієнко О. О., Грех В. І. Використання деяких нетрадиційних кормів в годівлі різновікових груп коропа. *Рибогосподарська наука України*, 2016. № 1, С. 102-105.
18. Zazharskyi V. V., Davyenko P. O., Kulishenko O. M., Borovik I. V., Brygadyrenko V. V. Antimicrobial activity of 50 plant extracts. *Biosystems Diversity*, 2016. Vol. 27, № 2, P. 163-169. doi: <https://doi.org/10.15421/011922>
19. Jasmine S., Ahamed F., Rahman S. H., Jewel M.A.S., Hossain M. Y. Effects of Organic and Inorganic Fertilizers on the Growth Performance of Carps in Earthen Pondsthrough Polyculture System. *Our Nature*, 2021, Vol. 9, № 1, P. 16-20. doi: 10.3126/ON.V9I1.5727.
20. Гриневич, Н. Є. Вміст нітрифікуючих мікроорганізмів у воді реактора біофільтра установки замкнутого водопостачання за використання різних типів наповнювача. *Науковий вісник Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій ім. С.З. Гжицького*, 2017. Т. 19, № 82. С. 184-187.
21. Дехтярьов П. А., Євтушенко М. Ю., Шерман І. М. Фізіологія риб. підручник. Київ, 2014. 315 с.
22. Євтушенко М. Ю. Методологія та організація наукових досліджень: навчальний посібник. Київ. 2020. 350 с.

REFERENCES

1. Honcharova O. V., Sekiou O., Kutishchev P. S. (2021). *Fiziolo-hiobiohimichni aspekty adaptatsiino-kompensatornykh protsesiv orhanizmu hidrobiontiv pid vplyvom tekhnohennykh faktoriv*. [Physiological and biochemical aspects of adaptation and compensatory processes of the organism of hydrobionts under the influence of technological factors]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*. [Fisheries science of Ukraine], Vol. 4, no 58, 101-114. doi: 10.15407/fsu2021.04.101. [in Ukrainian].
2. Dyudyayeva O. A., Bekh V. V. (2020). *Kharchova bezpeka vitchyznianoї produktsii akvakultury yak harantovana peredumova vykhodu na zovnishni rynky*. [Food safety of domestic aquaculture products as a guaranteed prerequisite for entering foreign markets]. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. [Aquatic bioresources and aquaculture], Vol. 1, 44-60. doi: <https://doi.org/10.32851/wba.2020.1.5> [in Ukrainian].

3. FAO. (2024). The state of world fisheries and aquaculture 2024 blue transformation in action, UN: The United Nations. United States of America. URL: <https://policycommons.net/artifacts/12522071/the-state-of-world-fisheries-and-aquaculture-2024-bluetransformation-in-action/13421812/> (accessed 29.10.2024).
4. Honcharova O. V., Paraniak R. P., Hutyi B. V. (2019). Functional state of the body of freshwater fish under the influence of abiotic factors. *Scientific Bulletin of S. Z. Gzhitsky Lviv National University of Veterinary Medicine and Biotechnology*: Series: Agricultural Sciences, Vol. 21, no 90, 82-89.
5. Dyudyaeva O. A. (2021). *Stan harmonizatsii zakonodavstva Ukrainy v sferi vyrobnytstva orhanichnoi produktsii akvakultury z yevropeiskymy normamy*. [The state of the harmonization of Ukrainian legislation with European norms in the field of the production of organic aquaculture]. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. [Aquatic bioresources and aquaculture], no 1(9), 62-85. doi: 10.32851/wba.2021.1.6. [in Ukrainian].
6. Christophe J., Marc R, Sarah N. (2021). Effects of a lagoon on performances of a freshwater fishpond in a multi-trophic aquaculture system. *Aquatic Living Resources*, 34:4. doi: 10.1051/ALR/2021004.
7. Berzi-Nagy L., Mozsár A., Tóth F., Gál D., Nagy Z., Nagy SA., Kerepeczki É., Antal L., Sándor ZJ. (2021). Effects of Different Fish Diets on the Water Quality in Semi-Intensive Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Farming. Water*, Vol. 13, no 9, 1215. <https://doi.org/10.3390/w13091215>.
8. Alvarado J. L., Tacon A.G.J., Basurco B. (1997). Aquafeeds and the environment. Cahiers Options Méditerranéennes. Institut Agronomique Méditerranéen de Zaragoza, Spain, *In feeding tomorrow's fish*. vol. 22, pp. 275–289.
9. Anton-Pardo M., Adámek Z. (2015). The role of zooplankton as food in carp pond farming: A review. *Journal Appl. Ichthyology*, vol. 31, 7-14.
10. Sherman I. M., Honcharova O. V. (2022). Ekološko-fiziološični osnovy aklimatyzatsii hidrobiontiv [Ecological and physiological bases of acclimatization of hydrobionts]. Kherson. Oldi+. [in Ukrainian].
11. Honcharova O., Bekh V., Glamuzina B. (2023). Physiological and biochemical aspects of the carp organism in conditions of increasing their viability when stocking water bodies. *Animal Science and Food Technology*, Vol. 14, no 2, 28-43. doi: 10.31548/animal.2.2023.28.
12. Huang Y., Rudstam L.G. Taylor W.D., Urabe J., Jeppesen E., Liu Z., Zhang X. (2020). Effects of crucian carp (*Carassius auratus*) on water quality in aquatic ecosystems: An experimental mesocosm study. *Water*, Vol. 12, 1444.
13. Berzi-Nagy L, Mozsár A, Tóth F, Gál D, Nagy Z, Nagy SA, Kerepeczki É, Antal L, Sándor ZJ. (2021). Effects of Different Fish Diets on the Water Quality in Semi-Intensive Common Carp (*Cyprinus carpio*) *Farming water*, Vol. 13, no 9, 1215. <https://doi.org/10.3390/w13091215>.
14. Rom M, Wohlfarth G., Schroeder G.L., Hulata G., Barash H. (1977). Intensive polyculture of fish in freshwater ponds. I. Substitution of expensive

- feeds by liquid cow manure, *Aquaculture*, Vol. 10, no 1, 25-43. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(77\)90030-8](https://doi.org/10.1016/0044-8486(77)90030-8).
15. Greg C., Fernando C.H. (1994). The diets and related aspects of feeding of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) and common carp (*Cyprinus carpio* L.) in lowland rice fields in northeast Thailand, *Aquaculture*, vol. 123, no. 4, 281-307. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(94\)90066-3](https://doi.org/10.1016/0044-8486(94)90066-3).
 16. Mahmoud E. Taha, Ahmed N., Khaled A. El-Tarabily, Mohamed E. Abd El-Hack (2021). Nutritional applications of species of Spirulina and Chlorella in farmed fish: A review. *Aquaculture*, Vol. 542, 736841. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736841>
 17. Zheltov Yu. Yu, Oleksiyenko O. O., Grex V. I. (2016). *Vy`kory`stannya deyaky`x netrady`cijny`x kormiv v godivli riznovikovy`x grup koropa*. [The use of some non-traditional feeds when feeding groups of different ages]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*. [Fisheries science of Ukraine], Vol. 1, 102-105. [in Ukrainian].
 18. Zazharskyi V. V., Davyenko P. O., Kulishenko O. M., Borovik I. V., Brygadyrenko V. V. (2019db). Antimicrobial activity of 50 plant extracts. *Biosystems Diversity*, Vol. 27, no 2, 163-169. doi: <https://doi.org/10.15421/011922>.
 19. Jasmine S., Ahamed F., Rahman S. H., Jewel M.A.S., Hossain M.Y. (2011). Effects of Organic and In organic Fertilizers on the Growth Performance of Carps in Earthen Pondsthrough Polyculture System. *Our Nature*, Vol. 9, no 1, 16-20. doi: [10.3126/ON.V9I1.5727](https://doi.org/10.3126/ON.V9I1.5727).
 20. Grynevych N. E. (2017). *Vmist nitryfikuyuchykh mikroorhanizmiv u vodi reaktora biofil'tra ustanovky zamknutoho vodopostachannya za vykorystannya riznykh typiv napovnyuvacha* [The content of nitrifying microorganisms in the water of the reactor biofilter installation of closed water supply for the use of different types of filler]. *Scientific herald of the Lviv National University of Veterinary Medicine and Biotechnology named after S.Z.Gzhytsky Lviv*, Vol. 19, no 82, 184-187. [in Ukrainian].
 21. Dekhtiarov P. A., Yevtushenko M. Yu. Sherman I. M. (2014). *Fiziolohiia ryb*. [Physiology of fish]. Kyiv: Ahrarna osvita. [in Ukrainian].
 22. Yevtushenko M. Yu. (2020). *Metodolohiia ta orhanizatsiia naukovykh doslidzhen* [Methodology and organization of scientific research]. Kyiv: Tsentr navchalnoi literatury (TsUL). [in Ukrainian].

АКТИВНІСТЬ ТРАНСФЕРАЗ КОРОПА (*CYPRINUS CARPIO L.*) ЗА ВИКОРИСТАННЯ СОРБЦІЙНОЇ ДОБАВКИ У СКЛАДІ КОРМУ, КОНТАМІНОВАНОГО МІКОТОКСИНАМИ

¹Дерень О. В. – к. с.-г. н., с. н. с.,

²Забитівський Ю. М. – к. б. н., с. н. с.,

³Добрянська О. П. – PhD,

³Кориляк М. З. – к. с.-г. н.

¹Інститут рибного господарства Національної академії аграрних наук України,

²Інститут екології Карпат Національної академії аграрних наук України,

³Львівська дослідна станція Інституту рибного господарства

Національної академії аграрних наук України,

derenj@ukr.net, yurafish@ukr.net

Досліджено перспективи зменшення негативного впливу мікотоксинів у складі кормів для коропа в результаті використання сорбційної добавки та з огляду на зміни активності трансфераз гепатопанкреасу та сироватки крові коропа.

У ході досліджень у лабораторних умовах змодельовано оптимальні аналогічні фізико-хімічні параметри середовища вирощування коропа. Сформовано 4 групи однорічок коропа середньою початковою масою 20,0 г, яких вирощували у акваріумах об'ємом 80 дм³ із розрахунку по 12 екз. у кожному. Коропам контрольної та усіх дослідних груп впродовж 25 діб згодовували комбікорм, у якому виявлено токсини афлатоксин В1, зеараленон та дезоксиніваленон. До раціону дослідних груп додатково вводили препарат «Мікосорб»® у кількості 0,05 (дослід 1), 0,075 (дослід 2) та 0,1 % (дослід 3). По завершенні експериментальної годівлі вивчали рівень активності трансфераз однорічок коропа.

Дослідженнями встановлено, що використання в якості основного раціону комбікорму з ознаками псування є стресовим чинником, який спричинив чітку тенденцію зміни активності ферментів в дослідних групах відносно контрольної. Загалом в дослідних групах відмічено інгібування активності лужної фосфатази у гепатопанкреасі та гамма-глутамілтранспептидази у сироватці крові та гепатопанкреасі, а також посилений синтез аланінамінотрансферази. Тобто, за введення досліджуваної сорбційної добавки до складу корму, відмічено адаптацію ферментів до пролонгованого впливу стрес-чинника.

В результаті проведених досліджень активності ферментів у сироватці крові та гепатопанкреасі однорічок коропа було встановлено, що додавання до основного раціону сорбційної добавки в кількості 0,05, 0,075 та 0,1 % від маси корму не викликає патології у функціонуванні ензимів.

Вперше вивчено вплив використання в годівлі коропа досліджуваної сорбційної добавки на активність трансфераз гепатопанкреасу за умов використання кормів з ознаками псування. На основі отриманих результатів окреслено ефективність використання досліджуваного сорбенту з метою інактивації впливу мікотоксинів на організм коропа.

Ключові слова: короп, корм, кормові добавки, мікотоксини, сорбент, трансферази.

Постановка проблеми. Одним із ключових технологічних аспектів інтенсифікації аквакультури є організація нормованої годівлі риб із використанням збалансованих за складом штучних кормів, які відповідають біологічним потребам організму риб [1]. Забезпечення високої якості кормів, що відповідають встановленим нормам безпечності, є базовою умовою досягнення оптимальних показників ефективності виробництва рибної продукції [2].

Серед чинників, що негативно впливають на показники якості та безпечності кормів особливо небезпечним є забруднення мікотоксинами, що перш за все виникає в результаті використання у складі корму контамінованих компонентів, а також неналежних умов виготовлення та зберігання кормів [3, 4].

Понаднормовий вміст мікотоксинів у комбікормах призводить до розвитку харчових токсикоінфекцій, які чинять негативний вплив на функціонування органів і систем організму, що призводить до зниження рибогосподарських показників та рентабельності виробництва, зростання захворюваності і рівня смертності риб [5, 6]. Також відбувається порушення гістологічної структури органів травлення, активності травних ензимів, згортання крові, показників неспецифічної резистентності організму риб тощо [7–10].

В умовах сьогодення контамінація кормів мікотоксинами має глобальне поширення, тому особливої актуальності набуває проблема пошуку дієвих превентивних заходів, а також способів зниження впливу на організм тварин [11, 12].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Використання в годівлі риб штучних кормів низької якості створює особливі ризики високого вмісту у них мікотоксинів [8]. Також встановлено вищий ризик понаднормового рівня забруднення токсинами компонентів рослинного походження, особливо злакових (пшениця, ячмінь, овес, висівки) [13, 14]. Оскільки значну частку у складі кормів для коропа складають злакові кормові культури [1], то існує підвищена імовірність вмісту у них токсинів.

Також слід зауважити, що лабораторними дослідженнями у більшості випадків встановлюється присутність токсинів у кормах, проте у межах нормативних значень. При цьому слід враховувати сумарну дію токсинів на організм, адже часто значно токсичнішим, є вплив групи токсинів, ніж одного [4].

Для запобігання впливу мікотоксинів на організм у тваринництві та аквакультурі активно застосовуються спеціальні речовини й препарати із сорбційними властивостями. Основний механізм їхньої дії полягає у блокуванні абсорбції мікотоксинів у травному тракті при споживанні контамінованого корму, а також у стимуляції їхнього виведення з організму [15].

Крім цього, використання сорбентів у кормах сприяє зниженню накопичення токсинів у м'язовій тканині риб, що покращує споживчі характеристики та показники безпечності рибної продукції [16, 17].

До таких препаратів належить «Мікосорб»® (Alltech Inc.), створений на основі комплексу виділених із стінок клітин дріжджів етерифікованих глюкоманнанів. Має потужну здатність зв'язувати широкий спектр мікотоксинів і запобігати їхньому потраплянню до кровоносної системи через травний тракт [18].

Попередньо нами досліджено окремі аспекти ефективності застосування препарату «Мікосорб»® у складі кормів для коропа з ознаками псування. Встановлено покращення фізіологічного стану (приростів маси риб на 0,4–15,2 %) та опірності організму (зростання активності антиоксидантних ферментів із тенденцією до зниження вмісту продуктів перекисного окиснення ліпідів у м'язах коропів) в результаті експериментальної годівлі [19].

Таким чином, перспективним є використання досліджуваного препарату за інтенсивних технологій вирощування коропа, а також доцільним є поглиблене вивчення його впливу на організм, зокрема на активність метаболізму в органах трактового тракту, що забезпечується функціональною активністю трансфераз.

Постановка завдання. Пошук ефективних кормових добавок із сорбційними властивостями є актуальним для мінімізації ризиків, пов'язаних із негативним впливом мікотоксинів на організм риб, а також з метою забезпечення показників безпечності та якості рибної продукції для споживачів. Оскільки короп (*Cyprinus carpio* L.) є головним об'єктом аквакультури України, вивчення доцільності застосування досліджуваного сорбенту у складі корму з ознаками псування у перспективі дозволить оптимізувати продуктивні показники у широких масштабах виробництва.

Матеріали і методи дослідження. Дослідження проведено у лабораторних умовах із забезпеченням оптимальних параметрів утримання коропів та дотриманням загальноприйнятих методик проведення експериментів у рибництві [20].

Сформовано 4 групи однорічок нивківського внутрішньопородного типу української лускатої породи коропа середньою початковою масою 20,0 г, яких вирощували у акваріумах об'ємом 80 дм³ із розрахунку по 12 екз. у кожному.

Адаптаційний період склав 14 діб, після чого розпочали експериментальну годівлю, яка тривала 25 діб. Добову потребу корму визначали відповідно до показників маси риб. При цьому забезпечували оптимальну температуру води у акваріумах на рівні 21–22 °С, а також контролювали основні хімічні показники та вміст у ній розчиненого кисню. Оптимальні

показники хімічного складу та кисневого режиму водного середовища забезпечено шляхом водобміну та аерування у акваріумах.

В годівлі використовували комбікорм рецепту ПКС111-2/2/4 із візуальними ознаками грибкового ураження, що виникли в результаті неналежних умов зберігання. До раціону дослідних груп додатково вводили препарат «Мікосорб»® у кількості 0,05 (дослід 1), 0,075 (дослід 2) та 0,1 % (дослід 3).

Перед початком експериментальної годівлі визначали ступінь контамінації мікроскопічними грибами кормів у зразку корму. В результаті було виявлено три групи токсинів у комбікормі: афлатоксин В1 – 0,0015 мг/кг (при максимально допустимому вмісту (МДВ) для повнораціонних та додаткових кормів – 0,01 мг/кг); зеараленон – 0,0625 мг/кг (при МДВ для кормових матеріалів, зернових та продуктів переробки зерна – 2 мг/кг); дезоксиніваленон – 3,36 мг/кг (при МДВ для комбікормів та кормосумішей – 5 мг/кг) [21]. Тобто, за сучасними вимогами щодо вмісту мікотоксинів у кормах досліджуваний зразок не перевищував показників МДВ.

По завершенні експериментальної годівлі вивчали рівень активності трансфераз одnorічок коропа. Для цього на холоді відбирали гепатопанкреас, а також сироватку крові із подальшим поміщенням у рідкий азот за температури мінус 196 °С. Одразу після розмороження відібрані зразки тканин гомогенізували в розчині Рінгера для холонокровних тварин (0,65 % – NaCl, 0,014 % – KCl, 0,02 % – NaHCO₃) та центрифугували. В супернатанті визначали активність ферментів.

Активність лужної фосфатази (ЛФ) визначали за реакцією з фенілфосфатом, в результаті якої утворюється фенол та фосфат. Фенол з 4-амінофеназоном у присутності Натрій періодиту утворює забарвлену сполуку, за інтенсивністю якої розраховують активність ферменту [22]. Активність аланінаміотрансферази (АЛАТ) визначали за методом Райтмана-Френкеля із застосуванням кольорової реакції продукту гідролізу з 2,4-динітрофенілгідразинном. Визначення активності ферменту розраховували за інтенсивністю забарвленого гідразону пірвинуградної кислоти [23]. Активність ферменту гамма-глутамілтранспептидази (ГГТП) визначали кінетичними методами [24]. Загальний вміст білка визначали за методом Лоурі [25]. Перерахунок активності трансфераз здійснювали в перерахунку на 1 г білка.

Одержані цифрові дані опрацьовували методами варіаційної статистики, використовуючи стандартний пакет статистичних програм Microsoft Excel. Визначали середні арифметичні величини (M), середню квадратичну помилку (m) і вірогідність різниць (P) між досліджуваними середньоарифметичними величинами. Статистично вірогідну різницю отриманих показників оцінювали за t-критерієм Стьюдента [26].

Результати досліджень. З метою глибшого розуміння процесів дезамінування та дефосфорилювання, що відбуваються в гепатопанкресі і сироватці крові, а також для оцінки ступеня ураженості організму однорічок коропа у процесі токсичного впливу мікотоксинів досліджено активність ЛФ, АлАТ та ГГТП.

Дослідження активності ензимів у сироватці крові має велике діагностичне та прогностичне значення за різних патологічних станів структури паренхіматозних органів. Крім того, показники активності ензимів у сироватці крові відображають функціональний і морфологічний стани печінки.

Мембранний ензим ЛФ у плазмі крові однорічок коропа контрольної групи становив $0,07 \pm 0,011$ мкмоль фенілфосфату/с \times мг білка (таблиця 1). Вірогідне зниження активності цього ензиму на 42,9 % відносно контролю ($p < 0,05$) в досліді 1, свідчить про позитивний вплив сорбенту на мембрани гепатопанкреасу. В досліді 2, за згодовування «Мікосорбу» з розрахунку 0,075 %, є тенденція до зростання активності даного ензиму на 12,5 % відносно контролю, а в досліді 3, за згодовування «Мікосорбу» з розрахунку 0,1 %, – на 22,2 %. Це може вказувати на спрямованість метаболізму внутрішніх органів, зокрема, гепатопанкреасу на стабілізацію токсикологічних процесів, які в певній мірі спричинили порушення мембран окремих гепатоцитів.

Таблиця 1. Активність ензимів сироватки крові однорічок коропа за впливу сорбенту «Мікосорб» ($M \pm m$, $n=5$)

Досліджувані показники	Контроль	Дослід 1	Дослід 2	Дослід 3
Активність ЛФ, мкмоль фенілфосфату/с \times мг білка	$0,07 \pm 0,011$	$0,04 \pm 0,004^*$	$0,08 \pm 0,014$	$0,09 \pm 0,007$
Активність АлАТ, ммоль пірувату натрію/год \times мг білка	$0,10 \pm 0,013$	$0,16 \pm 0,027$	$0,15 \pm 0,027$	$0,15 \pm 0,017$
Активність ГГТП, ммоль пірувату натрію/год \times мг білка	$22,37 \pm 2,870$	$18,02 \pm 2,872$	$17,91 \pm 1,546$	$16,85 \pm 4,224$

Визначення активності амінотрансфераз у сироватці крові застосовувати як чутливий тест на проникність мембран гепатоцитів у випадку ураження печінки екзогенними або ендогенними токсинами. Активність внутрішньоклітинного ензиму АлАТ, що безпосередньо впливає на синтез білка, в сироватці крові риб контрольної групи склала $0,10 \pm 0,013$ ммоль пірувату натрію/год \times мг білка. В досліді 1–3 активність даного ензиму мала тенденцію до збільшення на 37,5; 33,3 та 33,3 %, відповідно. Проте, відсутність вірогідних змін, і як у випадку з ЛФ, свідчить про позитивний ефект застосування сорбенту у належній підтримці гомеостазу.

Активність ГГТП у сироватці крові підвищується при будь-яких патологічних станах печінки та жовчних шляхів, і, навпаки, при нор-

мальній активності ензиму ймовірність захворювання печінки дуже мала. Залежно від механізму ушкодження печінки ступінь збільшення активності ГГТП у сироватці крові, як правило, помітно відрізняється, що дозволяє успішно використовувати цей маркер для диференціальної діагностики захворювань печінки. Щодо активності ГГТП у сироватці крові коропів контрольної групи, то даний показник складав $22,37 \pm 2,870$ ммоль пірувату натрію/год \times мг білка. В усіх дослідних варіантах активність даного ензиму зменшувалась пропорційно до збільшення введення «Мікосорбу» до корму і в дослідах 1–3 була нижчою щодо контролю на 19,4; 19,9 та 24,7 %, відповідно.

Печінка відіграє важливу роль у процесах підтримання стабільності гомеостазу організму. У печінці синтезуються протеїни, особливо їх глобулінові фракції, відбувається також синтез ензимів амінотрансфераз. Встановлено, що застосування сорбенту «Мікосорб» призводить до зниження активності ЛФ у гепатопанкреасі однорічок коропа. В контрольній групі риб активність цього ензиму була найвищою і становила 0,21, проти 0,12 мкмоль фенілфосфату/с \times мг білка в дослідних групах, що на 42,9 % менше (таблиця 2). Таким чином, споживання корму з низьким вмістом мікотоксинів призводить до певних порушень в метаболізмі фосфору, що призводить до підвищення процесів фосфорелювання у гепатопанкреасі, а застосування «Мікосорбу» сприяє процесам детоксикації шляхом зниження енергозатрат на інтенсивність АТФ-залежних процесів дефосфорелювання.

Таблиця 2. Активність ферментів гепатопанкреасу однорічок коропа за впливу сорбенту «Мікосорб» ($M \pm m$, $n=5$)

Досліджувані показники	Контроль	Дослід 1	Дослід 2	Дослід 3
Активність ЛФ, мкмоль фенілфосфату/с \times мг білка	$0,21 \pm 0,043$	$0,12 \pm 0,020$	$0,12 \pm 0,012$	$0,12 \pm 0,033$
Активність АлАТ, ммоль пірувату натрію/год \times мг білка	$0,09 \pm 0,019$	$0,17 \pm 0,022^*$	$0,19 \pm 0,010^{**}$	$0,17 \pm 0,027$
Активність ГГТП, ммоль пірувату натрію/год \times мг білка	$171,85 \pm 23,773$	$73,29 \pm 12,320^{**}$	$90,26 \pm 12,034^*$	$69,79 \pm 11,037^{**}$

Як і у сироватці крові, активність АлАТ у гепатопанкреасі дослідних груп по завершенні досліджень була вищою відносно показника контрольної групи. В Контролі даний показник складав $0,09 \pm 0,019$ ммоль пірувату натрію/год \times мг білка. В дослідах 1–3, за використання в складі корму відповідно 0,05; 0,075 та 0,1 % «Мікосорбу», різниця склала 47,1 ($p < 0,05$),

52,6 ($p < 0,01$) та 47,1 % щодо контролю. Причиною зростання активності АлАТ в дослідних варіантах є більш виражена компенсаторна реакція детоксикації на наявність стрес-чинника в ході досліджень за впливу досліджуваного сорбенту.

Встановлено значне достовірне зниження активності ГГТП в гепато-панкреасі однорічок коропа дослідних груп щодо контрольної. Отримані результати узгоджуються з аналогічним дослідженнями у сироватці крові коропів, але у даному випадку тенденція є більш вираженою. В Контролі активність ГГТП склала $171,85 \pm 23,773$ ммоль пірувату натрію/год \times мг білка, а значення у дослідях 1–3 є нижчими на 57,4 ($p < 0,01$); 47,5 ($p < 0,05$) та 59,4 % ($p < 0,01$), відповідно.

Загалом, отримана динаміка зміни активності досліджуваних ферментів свідчить про ідентичність результатів ферментів як у сироватці крові, так і гепатопанкреасі із більшою кількістю достовірних даних у гепатопанкреасі. Протилежні результати у сироватці крові та гепатопанкреасі отримано лише у досліді 2 і досліді 3 за активністю ЛФ.

Висновки. В результаті досліджень, при використанні у складі кормів з ознаками ураження мікотоксинами, сорбційних властивостей «Мікосорбу», встановлено позитивний вплив на фізіолого-біохімічні показники організму коропа. Досліджено, що сорбційні властивості «Мікосорбу», при використанні у складі кормів з ознаками контамінування мікотоксинами, опосередковано впливають на активність ферментів у крові та гепатопанкреасі коропів. Відмічено, за введення 0,075 та 0,1 % «Мікосорбу», тенденцію до зростання активності лужної фосфатази у сироватці крові риб, та зниження у гепатопанкреасі. За згодовування 0,05; 0,075 та 0,1 % «Мікосорбу» у сироватці крові і гепатопанкреасі риб активність аланінамінотрансферази зростає, а гамма-глутамілтранспептидази – знижується ($p < 0,05 - 0,01$) відносно контрольної групи.

Таким чином, споживання корму з низьким вмістом мікотоксинів призводить до певних порушень в метаболізмі фосфору, що призводить до активізації процесів фосфорелювання. Проте, застосування «Мікосорбу» сприяє процесам детоксикації шляхом зниження енергозатрат на інтенсивність дефосфорелювання та гамма-глутаміл-залежних процесів у гепатопанкреасі коропа. Також, це дозволяє суттєво перебудувати метаболізм амінокислот, який направлений на подолання початкових наслідків мікотоксикозу у цьому органі.

ACTIVITY OF TRANSFERASES OF CARP (*CYPRINUS CARPIO* L.) UNDER THE USE OF SORPTION ADDITIVE IN THE COMPOSITION OF FEED CONTAMINATED WITH MYCOTOXINS

¹*Deren O. V.* – Candidate of Agricultural Sciences, Senior Researcher,

²*Zabytivskiy Yu. M.* – Candidate of Biological Sciences, Senior Researcher,

³*Dobrianska O. P.* – PhD,

³*Koryliak M. Z.* – Candidate of Agricultural Sciences,

¹*Institute of Fisheries of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine,*

²*Institute of Ecology of the Carpathians of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine,*

³*Lviv Experimental Station of the Institute of Fisheries of National Academy of*

Agrarian Sciences of Ukraine,

derenj@ukr.net, yurafish@ukr.net

The prospects for reducing the negative impact of mycotoxins in carp feeds as a result of the use of a sorption additive and taking into account changes in the activity of hepatopancreatic transferases and of blood serum carp were investigated.

In the course of research in laboratory conditions, the optimal similar physical and chemical parameters of the carp rearing environment were modeled. Four groups of age-1+ carp with an average initial weight of 20.0 g were formed, which were reared in 80 dm³ aquariums at the rate of 12 specimens each. For 25 days, carps of the control and all experimental groups were fed feed containing the toxins aflatoxin B1, zearalenone, and deoxynivalenol. The diet of the experimental groups was additionally supplemented with Mycosorb® in the amount of 0.05 (experiment 1), 0.075 (experiment 2) and 0.1 % (experiment 3). At the end of the experimental feeding, the level of transferases activity in yearling carp was studied.

Studies have shown that the use of compound feed with signs of spoilage as the main diet is a stress factor that caused a clear trend in the activity of enzymes in the experimental groups compared to the control group. In general, in the experimental groups, inhibition of alkaline phosphatase activity in the hepatopancreas and gamma-glutamyl transpeptidase in the blood serum and hepatopancreas was observed, as well as increased synthesis of alanine aminotransferase. That is, with the introduction of the studied sorption additive into the feed, the adaptation of enzymes to the prolonged effect of the stressor was noted.

As a result of the studies of enzyme activity in the blood serum and hepatopancreas of yearling carp, it was found that the addition of a sorption additive to the main diet in the amount of 0.05, 0.075 and 0.1 % of the feed weight does not cause pathology in the functioning of enzymes.

For the first time, the effect of the use of the studied sorption additive in carp feeding on the activity of transferases under the conditions of using feed with signs of spoilage was studied. Based on the results obtained, the effectiveness of the use of the studied sorbent in order to inactivate the effect of mycotoxins on the carp organism was outlined.

Keywords: carp, feed, feed additives, mycotoxins, sorbent, transferases.

ЛІТЕРАТУРА

1. Фермерське рибництво / Грициняк І. І та ін. Київ : Герб, 2008. 560 с.
2. Про безпечність та гігієну кормів : Закон України від 21 груд. 2017 р. № 2264-VIII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2264-19#Text> (дата звернення: 24.11.2024).
3. A review of recent innovative strategies for controlling mycotoxins in foods / Gamal M. Hamad et al. *Food Control*. 2023. Vol. 144. 109350.
4. Титарьова О. Крюкова Л. Сорбенти мікотоксинів: правильний вибір. *Тваринництво і ветеринарія*. 2020. № 1. С. 52–54.
5. Mycotoxins in Aquaculture: Feed and Food / Gonçalves, R. A et al. *Reviews in Aquaculture*. 2020. Vol. 12. P. 145–175.
6. Boutrif E., Canet C. Mycotoxin prevention and control: FAO programmes. *Revue Med. Vet.* 1998. Vol. 149. P. 681–694.
7. Aflatoxin in feed and its effect on fish health / Hegazi Sayed et al. *Kafrelsheikh Vet. Med. J.* 2013. Vol. 11. P. 317–329.
8. Pietsch Constanze, Junge Ranka, Burkhardt-Holm Patricia Immunomodulation by Zearalenone in Carp (*Cyprinus carpio* L.). *BioMed Research International*. 2015. 9 p.
9. Bondy G. S., Pestka J. J. Immunomodulation by fungal toxins. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part B: Critical Reviews*. 2000. Vol. 3. № 2. P. 109–143.
10. Response of channel catfish to diets containing T-2 toxin / Manning B. B. et al. *J. Aquatic Animal Health*. 2003. Vol. 15. № 3. P. 229–238.
11. Altomare Claudio, Logrieco Antonio F., Gallo Antonia Mycotoxins and Mycotoxigenic Fungi: Risk and Management. A Challenge for Future Global Food Safety and Security. *Encyclopedia of Mycology*. 2021. Vol. 1. P. 64–93.
12. Оцінка ступеня контамінації мікроміцетами та мікотоксинами кормів у скотарській галузі України за останні роки / О. Куцан та ін. *Вісник аграрної науки*. 2020. Т. 98. № 2. С. 52–57.
13. Oliveira M.; Vasconcelos V. Occurrence of mycotoxins in fish feed and its effects: a review. *Toxins*. 2020. Vol. 12. 160 p.
14. Distribution of deoxynivalenol, zearalenone, and their respective modified analogues in milling fractions of naturally contaminated wheat grains / Schwake-Anduschus C. et al. *World Mycotoxin J.* 2015. Vol. 8. P. 433–443.
15. A review of the mycotoxin adsorbing agents, with an emphasis on their multi-binding capacity, for animal feed decontamination / Vila-Donat P. et al. *Food and Chemical Toxicology*. 2018. Vol. 114. P. 246–259.
16. Nikola Puvača, Dragana Ljubojević Pelić, Vincenzo Tufarelli Mycotoxins Adsorbents in Food Animal Production. *Journal of Agronomy Technology and Engineering Management (JATEM)*. 2023. Vol. 6. № 5. P. 944–952.

17. Сироватко К. М., Зотько М. О. Технологія кормів та кормових добавок : навч. посіб. Вінниця : ВНАУ, 2020. 263 с.
18. Бомко В. С., Сиваченко Є. В., Сметаніна О. В. Корми і кормові добавки та ефективність їх використання в годівлі тварин : навч. посіб. Біла Церква, 2023. 225 с
19. Результати використання в годівлі коропа сорбенту у складі корму з ознаками контамінування мікотоксинами / Дерень О. В. та ін. *Рибогосподарська наука України*. 2021. № 3 (57). С. 72–86.
20. Желтов Ю. О. Методичні вказівки з проведення дослідів по годівлі риб. *Рибне господарство*. 2003. Вип. 62. С. 23–28.
21. Перелік речовин, наявність яких у кормах є обмеженою або забороненою. : Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України від 16 серп. 2024 р. № 2691. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1326-24#Text> (дата звернення: 24.11.2024).
22. ГУ У 24.4-13433137-047-2003. 30.06.2016. Інструкція «Лужна фосфатаза» до набору реагентів для визначення активності лужної фосфатази за реакцією з феніл фосфатом.
23. ГУ У 24.4-13433137-047-2003. 30.06.2016. Інструкція «АлАТ» до набору реагентів для визначення активності аланінамінотрансферази методом Рейтмана-Френкеля.
24. ГУ У 24.4-13433137-050: 2006. 30.03.2016. Інструкція «Альфа – амілаза» до набору реагентів для визначення активності лужної фосфатази за реакцією з феніл фосфатом.
25. Protein measurement with the folin phenol reagent / Lowry O. H. et al. *The Journal of Biological Chemistry*. 1951. Vol. 193. P. 265–275.
26. Камінський В. Ф., Буслаєва Н. Г. Основи прикладного математичного аналізу в сільськогосподарських дослідженнях. метод. рек. Київ, 2011. 28 с.

REFERENCES

1. Hrytsyniak I. I., Hrynzhevskiy M. V., Tretiak O. M., Kiva M. S., Mruk A. I. (2008). *Fermerske rybnystvo* [Farm fishery]. Kyiv: Herb. [in Ukrainian].
2. Law of Ukraine dated December 21 2017 No. 2264-VIII [On the safety and hygiene of fodder]. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2264-19#Text> [in Ukrainian].
3. Gamal M. Hamad, Taha Mehany, Jesus Simal-Gandara, Sarah Abou-Alella, Okon J. Esua, Mosaad A. Abdel-Wahhab, Elsayed E. Hafez (2023). A review of recent innovative strategies for controlling mycotoxins in foods. *Food Control*, Vol. 144, 109350.
4. Tytarova O., Kriukova L. (2020). *Sorbenty mikotoksyniv: pravylnyi vybir*. [Mycotoxin sorbents: the right choice]. *Tvarynnystvo i veterynariia*, Vol. 1, 52–54. [in Ukrainian].

5. Gonçalves R. A., Schatzmayr D., Albalat A., Mackenzie S. (2020). Mycotoxins in Aquaculture: Feed and Food. *Reviews in Aquaculture*, vol. 12, 145–175.
6. Boutrif E., Canet C. (1998). Mycotoxin prevention and control: FAO programmes. *Revue Med. Vet.*, Vol. 149, 681–694.
7. Hegazi Sayed, Elsabagh Mabrouk, Abeer El-Keredy, Zaineldin Amr. (2013). Aflatoxin in feed and its effect on fish health. *Kafrelsheikh Vet. Med. J.*, Vol. 11, 317–329.
8. Pietsch Constanze, Junge Ranka, Burkhardt-Holm Patricia (2015). Immunomodulation by Zearalenone in Carp (*Cyprinus carpio* L.). *BioMed Research International*.
9. Bondy G. S., Pestka J. J. (2000). Immunomodulation by fungal toxins. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part B: Critical Reviews*, Vol. 3(2), 109–143.
10. Manning B. B., Li M. H., Robinson E. H., Gaunt P. S., Camus A. C., Rottinghaus G. E. (2003). Response of channel catfish to diets containing T-2 toxin. *J. Aquatic Animal Health*, Vol. 15(3), 229–238.
11. Altomare Claudio, Logrieco Antonio F., Gallo Antonia (2021). Mycotoxins and Mycotoxigenic, Fungi: Risk and Management. A Challenge for Future Global Food Safety and Security. *Encyclopedia of Mycology*, Vol. 1, 64–93.
12. Kutsan O., Orobchenko O., Yaroshenko M., Herilovych I. (2020). *Otsinka stupenia kontaminatsii mikromitsetamy ta mikotoksynamy kormiv u skotarskii haluzi Ukrainy za ostanni roky* [Assessment of the degree of micromycetes and mycotoxin contamination of fodder in the cattle industry of Ukraine in recent years]. *Visnyk ahrarnoi nauky*, Vol. 98(2), 52–57. [in Ukrainian].
13. Oliveira M., Vasconcelos V. (2020). Occurrence of mycotoxins in fish feed and its effects: a review. *Toxins*, Vol. 12.
14. Schwake-Anduschus C., Proske M., Scieurba E., Muenzing K., Koch M., Maul R. (2015). Distribution of deoxynivalenol, zearalenone, and their respective modified analogues in milling fractions of naturally contaminated wheat grains. *World Mycotoxin J.*, Vol. 8, 433–443.
15. Vila-Donat S. Marín, V. Sanchis, A. J. Ramos (2018). A review of the mycotoxin adsorbing agents, with an emphasis on their multi-binding capacity, for animal feed decontamination. *Food and Chemical Toxicology*, Vol. 114, 246–259.
16. Nikola Puvača, Dragana Ljubojević Pelić, Vincenzo, Tufarelli (2023). Mycotoxins Adsorbents in Food Animal Production. *Journal of Agronomy Technology and Engineering Management (JATEM)*, Vol. 6(5), 944–952.
17. Syrovatko K. M., Zotko M. O. (2000). *Tekhnolohiia kormiv ta kormovykh dobavok*. Navch. posib. [Technology of feed and feed additives. Study guide]. Vinnytsia : VNAU. [in Ukrainian].

18. Bomko V. S., Syvachenko Ye. V., Smetanina O. V. (2023). *Kormy i kormovi dobavky ta efektyvnist yikh vykorystannia v hodivli tvaryn*. Navch. posib. [Fodder and feed additives and the effectiveness of their use in animal feeding. Study guide]. Bila Tserkva. [in Ukrainian].
19. Deren O. V., Syrovatka N. Yu., Koryliak M. Z., Dobrianska O. P. (2021). *Rezultaty vykorystannia v hodivli koropa sorbentu u skladi kormu z oznakamy kontaminuvannia mikotoksynamy* [The results of the use of a sorbent in feeding carp as part of feed with signs of contamination with mycotoxins]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*, Vol. 3(57), 72–86. [in Ukrainian].
20. Zheltov Yu. O. (2003). *Metodychni vkazivky z provedennia doslidiv po hodivli ryb* [Methodical guidelines for conducting experiments on fish feeding]. *Rybne gospodarstvo*, Vol. 62, 23–28. [in Ukrainian].
21. Order of the Ministry of Agrarian Policy and Food of Ukraine dated August 16 2024 No. 2691 [List of substances whose presence in feed is restricted or prohibited]. Kyiv. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1326-24#Text> [in Ukrainian].
22. TU U 24.4-13433137-047-2003 (2016). [Instruction «Alkaline phosphatase» to a set of reagents for determining the activity of alkaline phosphatase by reaction with phenylphosphate (endpoint)]. Kyiv. [in Ukrainian].
23. TU U 24.4-13433137-047-2003 (2016). [Instruction of «ALT» to a set of reagents for determination of alanine aminotransferase activity by the Reitman-Frenkel method]. [in Ukrainian].
24. TU U 24.4-13433137-050:2006 (2016). [Instruction «Alpha-amylase» to a set of reagents for determining the activity of α -amylase (diastase) by the amyloclastic method of Caraway]. [in Ukrainian].
25. Lowry O. H., Rosebrough N. J., Farr A. L., Randall R. J. (1951). Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem*, Vol. 193(1), 265–275.
26. Kaminskyi V. F., Buslaieva N. H. (2011). *Osnovy prykladnoho matematychnoho analizu v silskohospodarskykh doslidzhenniakh*. *Metodychni rekomendatsii*. [Basics of applied mathematical analysis in agricultural research. Guide lines]. Kyiv. [in Ukrainian].

УДК 639.515.082

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.2.4>

ВПЛИВ ФІЗИЧНИХ ТА ХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ВОДИ НА ПРОДУКТИВНІ ЯКОСТІ РАКІВ РІЗНИХ ВИДІВ

Слюсар М. В. – к. с.-г. н.,

Світельський М. М. – к. с.-г. н.,

Ковальчук І. І. – к. вет. н.,

Мамченко В. Ю. – к. с.-г. н.,

Іщук О. В. – к. с.-г. н.,

Житомирський державний університет імені Івана Франка,

Slusar_nv@ukr.net

У статті подано результати досліджень щодо визначення оптимального рівня оксигену в середовищі існування членистоногих, що безпосередньо впливає на швидкість їх росту, збереження та інші відтворні якості раків різних видів.

Дослідження проводили впродовж червня–липня 2024 року, на базі лабораторії аквакультури Поліського національного університету (Житомирська область, м. Житомир).

Для експерименту були відібрані статевозрілі особини деструктора (*Cherax destructor*) та флоридського (*Procambarus clarkii*) раків. Піддослідних особин утримували в маточнику. Раціон був однотипний для всіх піддослідних груп. Кожен акваріум ємністю 150 літрів був оснащений автономною системою очищення, регулювання температури і вмісту кисню, з постійною заміною води. Дослідження проводили в три етапи. На першому етапі досліджували вплив температури на прирости раків обох видів (протягом 15 діб вимірювали прирости особин, знижуючи температуру води кожні 5 днів на 5 °С). На другому етапі дослідження знижували рН води на 1 °Т через 5 днів протягом 15 діб. На третьому етапі знижували вміст O₂ протягом 15 днів з 8 мг/л до 5 мг/л. Впродовж всього експерименту щоденно проводили зважування кожної піддослідної особини.

Коливання температури в межах 15–25 °С не мали істотного впливу на розвиток деструкторів та флоридських раків. Коливання кислотності між 6 і 8 °Т не вплинули на розвиток ракоподібних. Змін в апетиті, поведінці та приростах не спостерігали в жодній групі. При зниженні концентрації O₂ до 5 мг/л стан гіпоксії був помітний у флоридських раків. Деструктори витримували зниження рівня O₂ краще, з незначним зниженням приростів. Авторами вперше проведено комплексний аналіз параметрів води та вплив їх змін на продуктивні якості раків описаних видів. Експериментально доведено залежність продуктивних якостей раків від зміни вмісту кисню та встановлені рекомендовані його параметри.

Ключові слова: *Cherax destructor*, *Procambarus clarkii*, оксиген, кислотність, маса, продуктивність, установка замкнутого водопостачання.

Постановка проблеми. Більше половини споживаних населенням морепродуктів виробляється в аквакультурі. Розширюється спектр споживання делікатесних видів гідробіонтів, зокрема ракоподібних. М'ясо рако-

подібних є джерелом повноцінного білка, жиру мікро- та мікроелементів, вітамінів, необхідних людському організму. Щорічно їх природна популяція скорочується через ряд факторів – інфекційні захворювання, забруднення води, браконьєрство. Саме тому доцільності набуває вирощування раків у штучно створених умовах, зокрема в установках замкнутого водопостачання [1].

Новими видами аквакультури тепловодних прісноводних ракоподібних, які привернули увагу промисловців-практиків та науковців є Деструктор Яббі (*Cherax destructor*) та Флоридський червоний (*Procambarus clarkii*) раки. Найголовнішими факторами в вирощуванні всіх гідробіонтів є якісна вода, тому мета наших досліджень полягала у вивченні впливу різних показників води на продуктивні якості раків різних видів [5].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Флоридський червоний рак (*Procambarus clarkii*) – представник прісноводних раків, часто його називають «болотяним червоним». Під час утримання, для цього виду раків необхідно забезпечити доступ до поверхні води (наприклад, розміщати в акваріумі шматки туфу, високі рослини, корчі, тощо). Линька – важливий життєвий процес для флоридських раків, оскільки їх ріст відбувається лише під час линьки. Харчуючись, раки накопичують важливі для росту і розвитку речовини, згодом їх панцир розривається і тварина залишає його; рак росте, збільшуючись в розмірах, покривається хітином, поступово формується новий панцир, який з часом стає твердим. Після цього він зберігає сталі розміри до наступної линьки. Для раків характерний канібалізм. Але, якщо їх годувати збалансованим кормом, який забезпечуватиме їх фізіологічні потреби, це явище мінімізується. За недостатнього мінерального харчування у період линьки в раків спостерігається зниження процесів росту і розвитку, які призводять до їх загибелі [2, 4, 9]. Флоридські раки можуть змінювати колір свого тіла залежно від раціону. Наприклад, якщо використовується раціон з високим вмістом каротину, раки набувають переважно червоного кольору [3, 7, 10].

Яббі-деструктор (*Cherax destructor Yabby*) – це вид прісноводних ракоподібних, поширений в австралійських водоймах. Під час посухи вони можуть зариватися в мул і чекати більш сприятливих умов, період посухи може тривати 1–2 місяці. Це великий (до 15 см), неагресивний вид раків. Під час линьки вони слабкі і ховаються, поки не затвердіє хітиновий покрив. Забарвлення варіює від зелено-бежевого до синьо-сірого (залежно від умов середовища) [4, 6, 8].

Постановка завдання. Мета дослідження полягала у визначенні оптимального рівня кисню в середовищі, що найкращим чином поєднує швидкість росту, виживання та інші показники розведення раків різних видів.

Технологія промислового розведення раків в Україні відпрацьована не досконало. Важливими її елементами є підтримка оптимального рівня кисню, температури, кислотності в замкнутих системах водопостачання (УЗВ).

Підвищення або зниження температури в допустимих межах спричиняє відповідні зміни в біологічній активності водних організмів. Зокрема, підвищення температури води призводить до збільшення споживання кисню, виділення амонійного азоту, активізації обмінних процесів – поглинання розчинених речовин із довкілля, підвищення чутливості до токсичних речовин, прискорення розвитку та статевого дозрівання, посилення пошуку, споживання та перетравлення їжі [6, 10].

Рівень кисню у воді залежить від температурного режиму, рівня аерації, щільності посадки та інтенсивності годівлі гідробіонтів. Тому, взаємозв'язок між цими показниками та продуктивністю раків спонукав нас до комплексного вивчення температурних режимів, рівня кисню і кислотності води в процесі розробки технологій розведення раків в установках замкнутого водопостачання [8, 9].

З точки зору безперервного виробництва товарного продукту, незалежно від кліматичної зони аквакультури, найдоцільнішою є технологія розведення раків в установках замкнутого водопостачання. При вирощуванні раків у таких системах особливе значення мають контрольовані параметри штучної екосистеми. Вони можуть впливати на важливі функції водних організмів, їх метаболічні процеси, які пов'язані зі споживанням кисню.

Раки дихають зябрами, тому вміст кисню у воді має для них першорядне значення. Рівень кисню відіграє важливу роль у життєдіяльності організмів, він є необхідним компонентом усіх окислювальних процесів у наземних і водних тварин. Замкнуті системи водопостачання використовуються для підтримання стабільного рівня кисню, створення сприятливої мікрофлори у воді та її очищення від продуктів життєдіяльності водних організмів.

У замкнутих системах водопостачання насичення води киснем забезпечується аераторами. Це важливо, оскільки за високої щільності посадки водних організмів, концентрація кисню може впасти до критичного рівня. З підвищенням температури вода в басейні може розчиняти менше кисню. У таких випадках необхідно штучно підтримувати вміст кисню на рівні 7 мг/л. Коли вміст O_2 у воді знижується, організм починає відчувати ознаки кисневого голодування, що може призвести до задухи і смерті. У той же час деякі види здатні мешкати у водоймах з дуже низьким вмістом кисню, наприклад сом (завдяки фізіологічній особливості – кишкового дихання).

Матеріали і методи дослідження. Експериментальні дослідження проводили в лабораторії аквакультури Поліського національного університету (Житомирська область, м. Житомир).

Для експерименту були відібрані статевозрілі особини деструктора та флоридського раків. Піддослідних раків утримували в маточнику. Раціон впродовж усього дослідження був сталий для обох груп. Кожен акваріум ємністю 150 літрів був оснащений автономною системою очищення, регулюванням температури і вмісту кисню, з постійною заміною води (рисунок 1).



Рис. 1. Маточник для вирощення раків

Джерело: зроблено авторами публікації.

Всі раки були розділені на 2 групи (розподіл проведено за біологічними видами) в, кожна з яких складалася з 3 гнізд (3 самки, 1 самець) (деструктор яббі та флоридський червоний) (рисунок 2).

Експеримент проводили за рівня рН 7 °Т і насичення киснем 7 мл/л протягом 15 днів. Температуру підтримували на рівні 25 °С протягом перших 5 днів, 20 °С – наступних 6-10 днів і 15 °С наступні 11-15 днів. Схема експерименту подана в таблиці 1.



Рис. 2. Піддослідні види раків (фото Слюсар М.В.)

а – флоридський червоний; б – деструктор яббі

Таблиця 1. Схема досліду № 1.
Вплив зміни температури на прирости раків

Період проведення досліду	Термін проведення	Флоридський (1 група), t °C	Деструктор (2 група), t °C
I період	1-5 днів	25	25
II період	6-10 днів	20	20
III період	11-15 днів	15	15

У наступному експерименті рН було знижено до 6 °Т шляхом додавання бікарбонату натрію в перший період (5 днів), кислотність залишалася на рівні 7 °Т в другий період (6–10 днів) і була підвищена до 8 °Т в заключний період (11-15 днів) шляхом додавання оцтової кислоти за температури води 25 °С і насичення киснем 7 мл/л. Кислотність вимірювали рН-метром EZODO 6011. Схема досліду подана в таблиці 2.

Таблиця 2. Схема досліду № 2. Вплив зміни рН на прирости раків

Період проведення досліду	Термін проведення	Флоридський (1 група), °Т	Деструктор (2 група), °Т
I період	1-5 днів	8	8
II період	6-10 днів	7	7
III період	11-15 днів	6	6

У третьому експерименті аератором концентрацію кисню було доведено до 8 мг/л (робоча концентрація кисню) у перший період, 6 мг/л – у другий період і 5 мг/л – у третій період. Тривалість експерименту становила 15 днів за температури води 25 °С і кислотності 7 °Т. Схема експерименту подана в таблиці 3.

Таблиця 3. Схема досліду № 3. Вплив зміни вмісту кисню на прирости раків

Період проведення досліду	Термін проведення	Флоридський (1 група), мг/л	Деструктор (3 група), мг/л
I період	1-5 днів	8	8
II період	6-10 днів	6	6
III період	11-15 днів	5	5

Визначення вмісту кисню проводили за допомогою Оксиметра EZODO 7031.

Результати досліджень. Під час першого експерименту не було зафіксовано істотних змін у приростах, різниця була не достовірною, проте спостерігалось зменшення рухливості обох видів раків, тому можна зауважити, що зміна температури в межах 15–25 °С не суттєво впливає на продуктивність якості раків даних видів, а лише знижує їх фізіологічну активність.

Протягом проведення другого досліду у досліджуваних групах не спостерігали змін у поведінці, пригнічення або відсутність апетиту, зменшення приростів. Таким чином, можна зробити висновок, що коливання кислотності в діапазоні 6–8 °Т не впливають на розвиток ракоподібних. Результати досліджень впливу зміни вмісту кисню у воді на живу масу раків подані у таблицях 4–6.

Таблиця 4. Зміна живої маси ракоподібних різних видів ($O_2 = 8$ мг/л)

Період досліду	Вид раків			
	Флоридський (n=12)		Деструктор (n=12)	
	M±m, г	C _v , %	M±m, г	C _v , %
I день	59,58±0,81	12,3	65,76±0,85	12,9
II день	60,81±0,79	12,2	66,81±0,87	12,8
III день	61,26±0,75	12,3	67,58±0,86	12,9
VI день	61,52±0,73	12,2	67,98±0,85	12,7
V день	61,95±0,77	12,2	68,21±0,87	12,8

Таблиця 5. Зміна живої маси ракоподібних різних видів ($O_2 = 6$ мг/л)

Період досліду	Вид раків			
	Флоридський (n=12)		Деструктор (n=12)	
	M±m, г	C _v , %	M±m, г	C _v , %
I день	62,31±0,81	12,2	68,52±0,85	12,7
II день	62,84±0,79	12,2	69,38±0,87	12,9
III день	63,16±0,78	12,2	69,55±0,87	12,9
VI день	63,49±0,78	12,2	69,65±0,85	12,7
V день	63,87±0,77	12,1	70,14±0,86	12,8

Таблиця 6. Зміна живої маси ракоподібних різних видів ($O_2 = 5$ мг/л)

Період досліду	Вид раків			
	Флоридський (n=12)		Деструктор (n=12)	
	M±m, г	C _v , %	M±m, г	C _v , %
I день	64,15±0,79	12,2	70,19±0,85	12,6
II день	64,23±0,78	12,2	70,33±0,87	12,7
III день	64,29±0,78	12,1	70,59±0,87	12,7
VI день	64,30±0,79	12,1	70,64±0,85	12,7
V день	64,31±0,79	12,1	70,67±0,86	12,6

Проаналізувавши дану таблицю можна зазначити, що жива маса всіх видів раків збільшувалась поступово. Вкінці періоду прирости склали у флоридського – 2,37 г, деструктора – 2,45 г.

При зниженні рівня кисню до 6 мг/л спостерігали зменшення приростів у обох видів раків, які становили 1,56 г і 1,62 г відповідно.

За концентрації кисню 5 мл/л до кінця третього дня симптоми кисневого голодування проявилися в раків обох піддослідних груп. Прирости у флоридських раків значно знизилися майже до нуля, однак деструктори виявилися стійкішими до зниження рівня кисню у воді.

Висновки та перспективи подальшого розвитку. Коливання температури в межах 15–25 °С не мали істотного впливу на розвиток деструкторів та флоридських раків, проте дане питання потребує більш детально опрацювання (збільшення кількості дослідних раків та тривалість експерименту).

Проаналізувавши дану таблицю можна зазначити, що жива маса всіх видів раків збільшувалась поступово. Вкінці періоду прирости склали у флоридського – 2,37 г, деструктора – 2,45 г.

Коливання кислотності між 6 і 8 °Т не вплинули на розвиток ракоподібних досліджуваних видів жодним чином. Змін в апетиті, поведінці та наборі ваги не спостерігалось в жодній групі.

При зниженні концентрації O_2 до 5 мг/л кисневе голодування спостерігалось у флоридських раків. Деструктори витримували зниження рівня кисню краще, проте спостерігалось зниження приростів.

Подальші дослідження будуть направлені на визначення найбільш комфортних умов вирощування раків різних видів, таких як фізико-хімічних показників води, технології утримання, годівлі, що в свою чергу дасть змогу підвищити продуктивні якості та рентабельність виробництва.

INFLUENCE OF PHYSICAL AND CHEMICAL INDICATORS OF WATER ON THE PRODUCTIVE QUALITIES OF CRAZY OF DIFFERENT SPECIES

*Slyusar M. V. – Candidate of Agricultural Sciences,
Svitelsky M. M. – Candidate of Agricultural Sciences,
Kovalchuk I. I. – Candidate of Veterinary Sciences,
Mamchenko V. Yu. – Candidate of Agricultural Sciences,
Ishchuk O. V. – Candidate of Agricultural Sciences,
Zhytomyr Ivan Franko State University,
Slusar_nv@ukr.net*

The article presents the results of research on determining the optimal level of oxygen in the habitat of arthropods, which directly affects the rate of their growth, preservation and other reproductive qualities of crayfish of different species.

The study was conducted in June-July 2024 at the Aquaculture Laboratory of Polissia National University (Zhytomyr Oblast, Zhytomyr).

For the experiment, sexually mature individuals of the destroyer (*Cherax destructor*) and Florida (*Procambarus clarkii*) crayfish were selected. The experimental

animals were kept in a brooder. The diet was the same for all experimental groups. Each aquarium with a capacity of 150 litres was equipped with an autonomous system for cleaning, temperature and oxygen control, with constant water change. The study was conducted in three stages. At the first stage, the effect of temperature on the growth of crayfish of both species was studied (over 15 days, the growth of individuals was measured by lowering the water temperature by 5 °C every 5 days). At the second stage of the study, the pH of the water was reduced by 1 °T every 5 days for 15 days. At the third stage, the O₂ content was reduced from 8 mg/l to 5 mg/l over 15 days. Throughout the experiment, each experimental animal was weighed daily.

Temperature fluctuations in the range of 15–25 °C had no significant effect on the development of destructors and Florida crayfish. Fluctuations in acidity between 6 and 8 °C did not affect the development of crustaceans. No changes in appetite, behavior or growth were observed in any group. When the O₂ concentration was reduced to 5 mg/l, a state of hypoxia was noticeable in Florida crayfish. The destructors withstood the decrease in O₂ levels better, with a slight decrease in growth. For the first time, the authors conducted a comprehensive analysis of water parameters and the impact of their changes on the productive qualities of crayfish of the described species. The authors experimentally proved the dependence of crayfish productive qualities on changes in oxygen content and established its recommended parameters.

Keywords: *Cherax destructor*, *Procambarus clarkii*, oxygen, acidity, mass, productivity, closed water supply system.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гриневич Н. С., Жарчинська В. С., Світельський М. М., Хом'як О. А., Слюсаренко А. О. Перспективний об'єкт аквакультури ракоподібних *Cherax quadricarinatus*. *Водні біоресурси та аквакультура*, 2022, Вип. 1, С. 47–62. DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2022.1.4>
2. Cortes-Jacinto E. Studies on the nutrition of the freshwater crayfish *Cherax quadricarinatus* (von Martens): effect of the dietary protein level on growth of juveniles and pre-adults. *Freshwater Crayfish*, 2004. Vol. 14. 70–80.
3. Crandall K. A. Global diversity of crayfish (Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae, Decapoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 2008. Vol. 595. 295–301.
4. Francesca Gherardi, Uma Sabapathy Allen. *Cherax destructor* (yabby) CABI Compendium. 2011. URL: <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.89134>
5. Jianguo Wang. Ecological index analysis of growth and development of *Procambarus Clarkii* based on biological characteristics. *Journal of Sea Research*, 2023. vol. 192. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385110123000308>
6. King C. R. Growth and survival of redclaw hatchlings (*Cherax quadricarinatus* (von Martens)) in relation to temperature, with comments on the relative suitability of *Cherax quadricarinatus* and *Cherax destructor* for culture in Queensland. *Aquaculture*, 1994. Vol. 122. 75–80.
7. Lawrence C. *Cherax*. In: *Biology of Freshwater Crayfish*. Holdich D.M. (Ed.) – UK, Oxford: *Blackwell Science*, 2002. 635–670.

8. Meade M. E. Effects of temperature and salinity on weight gain, oxygen consumption rate, and growth efficiency in juvenile red-claw crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Journal of the World Aquaculture Society*, 2002. Vol. 33, no. 2. 188–198.
9. Niu C. Effects of temperature on food consumption growth and oxygen consumption of freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* (de Man 1879) postlarvae. *Aquacult. Res.*, 2003. 34, no 6. 501–506.
10. Romero, M. C. Effects of Reproductive Stage and Temperature on Rates of Oxygen Consumption in *Paralithodes platypus* (Decapoda: Anomura). *Journal of Crustacean Biology*, 2010. Vol. 30(3). 393–400.

REFERENCES

1. Hrynevych N. Ye., Zharchynska V. S., Svitelskyi M. M., Khom'iak O. A., Sliusarenko A. O. (2022). *Perspektyvnyi ob'iekt akvakultury rakopodibnykh Cherax quadricarinatus* [A promising object of aquaculture of the crustacean *Cherax quadricarinatus*]. *Vodni bioresursy ta akvakultura*, Vol. 1, 47–62. DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2022.1.4>. [in Ukrainian].
2. Cortes-Jacinto E. (2004). Studies on the nutrition of the freshwater crayfish *Cherax quadricarinatus* (von Martens): effect of the dietary protein level on growth of juveniles and pre-adults. *Freshwater Crayfish*, Vol. 14, 70–80.
3. Crandall K. A. (2008). Global diversity of crayfish (*Astacidae*, *Cambaridae*, and *Parastacidae*, *Decapoda*) in freshwater. *Hydrobiologia*, Vol. 595, 295–301.
4. Francesca Gherardi (2011). *Uma Sabapathy Allen. Cherax destructor* (yabby) CABI Compendium. URL: <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.89134>
5. Jianguo Wang (2023). Ecological index analysis of growth and development of *Procambarus Clarkii* based on biological characteristics. *Journal of Sea Research*, Vol. 192. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385110123000308>
6. King C. R. (1994). Growth and survival of redclaw hatchlings (*Cherax quadricarinatus* (von Martens)) in relation to temperature, with comments on the relative suitability of *Cherax quadricarinatus* and *Cherax destructor* for culture in Queensland. *Aquaculture*, Vol. 122, 75–80.
7. Lawrence C. (2002). *Cherax*. In: *Biology of Freshwater Crayfish*. Holdich D. M. (Ed.) - UK, Oxford: *Blackwell Science*, 635–670.
8. Meade M. E. (2002). Effects of temperature and salinity on weight gain, oxygen consumption rate, and growth efficiency in juvenile red-claw crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Journal of the World Aquaculture Society*, Vol. 33, no. 2, 188–198.
9. Niu C. (2003). Effects of temperature on food consumption growth and oxygen consumption of freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* (de Man 1879) postlarvae. *Aquaculture*, Vol. 34, no 6, 501–506.
10. Romero, M. C. (2010). Effects of Reproductive Stage and Temperature on Rates of Oxygen Consumption in *Paralithodes platypus* (Decapoda: Anomura). *Journal of Crustacean Biology*, Vol. 30, 393–400.

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ

UDC 582.26

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.2.5>

INTENSIVE METHODS OF PRODUCING ALGAE CULTURES

*Olifirenko V. V. – Candidate of Veterinary Sciences, Associate Professor,
Dyudyayeva O. A. – Senior Lecturer, Expert on exporting to the EU,
Kherson State Agrarian and Economic University*

This article describes an intensive culture system for unicellular marine microalgae, which are grown as food for various stages of hatchery culture of commercially valuable molluscs.

Until recently, live algae were the only source of food for bivalve larvae and juveniles. However, this is now beginning to change as a result of recent research into the development of non-live and artificial diets.

However, the production of live algae remains a critical aspect of successful hatchery management, as they can be used as a live food supplement for innovative food products.

In addition, the need for microalgae cultivation arises because the natural phytoplankton content of seawater used in hatcheries is insufficient to support optimal growth of larvae and juveniles grown at high densities.

The basic methods of algae cultivation have changed little over the years. Incubators choose either indoor, intensive culture with artificial lighting, usually external to the culture vessels, or open, extensive culture in large tanks or ponds using natural lighting.

The article describes intensive methods for obtaining algae cultures on the basis of a specialized enterprise for the propagation of European oysters Culture blue AS (Norway).

As a result of using the methods considered, the maximum yield point can be reached within a 48-hour interval, so the enterprise has introduced a system of automated nutrient medium supply.

Since the cultures may not grow, or become excessively contaminated by competing microorganisms, or will disintegrate, the article presents a number of shortcomings in the system for verification in order to determine the source of discrepancies.

Therefore, the system considered is carefully controlled and highly productive.

When used in modern mariculture, this system is quite capable of providing food for larvae, small fry and broodstock kept in artificial incubators.

Keywords: cultivation, marine microalgae, mollusc, food chain, food additive, incubator, mariculture.

Analysis of recent research and publications. Unicellular marine microalgae (Figure 1) are grown as food for various stages of hatchery culture of commercially valuable molluscs.

Until recently, live algae have been the only food source for bivalve larvae and juveniles. This is now beginning to change as a result of recent research into the development of suitable inanimate and artificial diets.

However, the production of live algae will remain a critical aspect of successful hatchery management for the foreseeable future, at least as a live food supplement to innovative food products.

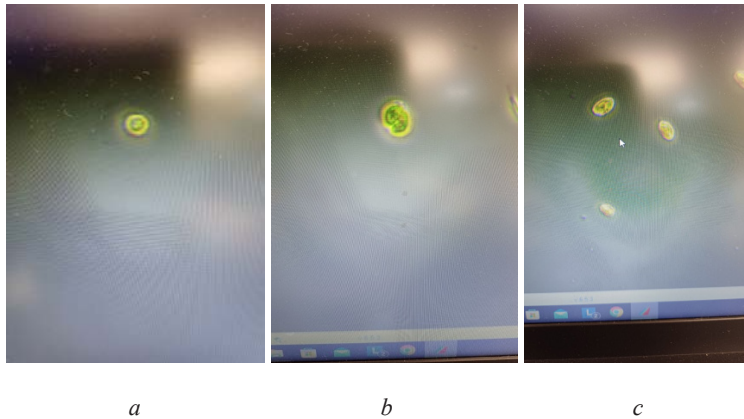


Fig. 1. Photomicrographs of algae commonly cultivated in hatcheries, Isochrysis sp. (a), Tetraselmis sp. (b) та Rhodomonas baltica (c), which show relative differences in cell size (Photo – Olifirenko V.V.)

Flagellated and diatom species, among the microalgae, are the primary producers at the base of the marine food chain. They produce organic cellular components by absorbing carbon dioxide and nutrients from seawater, using light as an energy source in a process called photosynthesis.

They are typically cultured in hatcheries in appropriately treated natural seawater enriched with additional nutrients that include nitrates, phosphates, essential trace elements, vitamins and carbon dioxide as a carbon source. Synthetic seawater can be used, but it is prohibitively expensive, except on a small laboratory scale.

The need for microalgae cultivation arises because the natural phytoplankton content of the seawater used in the hatchery is insufficient to support optimal growth of larvae and juveniles reared at high density.

In particular, in larval culture, artificial algae cultures are used to replace all natural phytoplankton. Artificially grown algae should consist of cultures of species with high nutritional value.

In this context, and in providing appropriate feed rations for breeding stock and young, only a few of the very many natural algae have good nutritional value

for bivalve molluscs, and not all of them are amenable to artificial cultivation on a sufficiently large scale.

A list of the most commonly used species in bivalve hatcheries is given in Table 1. The parameters of cell size and composition are also shown.

Table 1. Cell volume, organic mass and gross lipid content of some of the most commonly cultivated algae species used as food for bivalve larvae and spars

Type	Average cell volume (μm^3)	Organic mass ($\mu\text{g } 10^{-6}$ cells)	Lipids, %
Flagellates			
<i>Tetraselmis suecica</i>	300	200	6
<i>Dunaliella tertiolecta</i> *	170	85	21
<i>Isochrysis galbana</i> <i>Isochrysis (T-ISO)</i> <i>Pavlova lutherii</i>	40-50	19-24	20-24
Diatoms			
<i>Chaetoceros calcitrans</i>	35	7	17
<i>Chaetoceros gracilis</i>	80	30	19
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	45	22	24
<i>Skeletonema costatum</i>	85	29	13
<i>Phaeodactylum tricornerutum</i> *	40	23	12

Note: types marked * have relatively low nutritional value

Algae culture accounts for about 40 % of the cost of rearing juvenile bivalve molluscs to a shell length of about 5 mm in a hatchery.

For example, 1 million juvenile oysters with a shell length of 5 mm will consume 1400 l of high-density cultured algae daily, at an optimal rearing temperature of 24 °C. Smaller daily volumes are required for feeding broodstock and larvae.

Result and discussion. The basic methods of algae cultivation have changed little over the years.

Hatcheries choose either indoor, intensive culture with artificial lighting, usually external to the culture vessels, or outdoor, extensive culture in large tanks or ponds using natural light.

The specialist European oyster breeding company Culture blue AS (Norway) uses intensive methods to obtain algae cultures.

Intensive methods are satisfactory in terms of reliability and productivity, but are expensive in terms of capital expenditure and labour, while extensive methods are generally less reliable and sometimes not very productive.

Medium-scale cultures (usually 4 to 20 l in volume) can be used as food for larvae or to start large-scale cultures. Large cultures are usually at least 50 l in volume and are often much larger in volume. The plant uses 300-liter cultivator columns.

Starter culture management. The plant's inoculum maintenance procedures are virtually identical to standard ones. These cultures were specifically grown to provide inoculum for growing larger volumes of crops needed for food production (Figure 2).



*Fig. 2. Photographs showing typical conditions for inoculating algae cultures
(Photo – Olifirenko V.V.)*

First, a line of starter cultures was created from the stock of the desired species. Starter cultures, like rootstocks, were grown in 500 ml flasks, and later in 2000 ml of nutrient medium. Since they are needed to provide the inoculum, they must be grown quickly. They are cultivated at a temperature of 18 to 22 °C at a distance of 15-20 cm from fluorescent lamps with a power of 65 or 80 W. This gives an illumination level on the surface of the culture of 4750 to 5250 lux.

Starter cultures are grown for various periods of time before use. In the case of diatom species that have a short generation time, this period is from 3 to 5 days. For most flagellates, it is from 7 to 14 days. When the starter culture is ready for use, it is subcultured using sterile methods, as described earlier.

Between 20 and 50 ml, (depending on the type and density of the culture), is transferred to a fresh 250 ml culture to maintain the culture starter line. The remainder is used as inoculum for larger cultures (up to 25 litres) grown for feeding, or as an intermediate step in a large-scale cultivation process, where it in turn acts as an inoculum for much larger cultures.

Inoculation of larger volume crops may require larger volume starter crops. For the sake of clarity, crops with a volume of 2 to 25 litres will be referred to as medium-scale crops. For example, a 200-litre production culture first starts with

a 250 ml starter of the required algae species, which is transferred when it grows to a larger volume of 2 to 4 litres. When the 300 litre culture is concentrated, the inoculum of 2 to 4 litres is used to start a new culture of similar volume.

The company operates a medium-scale algae production culture. This is the so-called batch culture.

Batch culture involves inoculating the culture medium with the desired species of algae in plastic bags. The culture is then rapidly grown until further cell density is inhibited by insufficient light penetration into the culture, after which the culture is completely harvested, the container washed and sterilized, or simply the plastic bag is replaced and a new culture is started. Batch culture is typically used for delicate species and fast-growing diatoms (Figure 3).

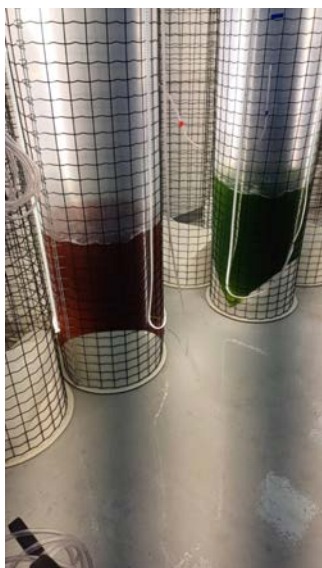


Fig. 3. Batch culture
(Photo – Olifirenko V.V.)

Batch harvesting is usually carried out at the peak of exponential growth, when the crops are entering the stationary phase.

The complexity of the cultivation operation depends on the demand for algae and the cost constraints within which the system must operate.

In its simplest form, a cultivation system can be simply a scaled-up version of a starter, using 2 litre to 25 litre glass flasks, and then transferring the algae culture to large volume columns. These are partially filled with a growth medium – in this case, sterile, nutrient-enriched seawater – and then inoculated with the required algae species.

The air is filtered through a 0.2 m pore cartridge or membrane filter to remove most airborne contaminants and competing microorganisms.

The growth medium was prepared from seawater filtered through a reverse osmosis filter.

To obtain maximum productivity from some algae species, it may be necessary to dilute seawater with clean (distilled) freshwater (or from an uncontaminated source) before filtering or autoclaving. The rate of cell growth and division *Chaetoceros calcitrans*, *Thalassiosira pseudonana* i *Skeletonema costatum* is optimal at a salinity of about 20 ppm.

The performance of many flagellates was optimal at salinities of 25 to 32 ppm.

Lighting for culture growth is provided by fluorescent lamps, usually mounted outside the culture columns. The number of lamps used is determined by the height and diameter of the culture vessels, with the aim of providing 15,000 to 25,000 lux, measured at the center of the empty culture container. Two 65 or 80 W lamps are sufficient to illuminate 3 L glass flasks with a diameter of about 18 cm, while 5 lamps of the same light output are required for vessels of about 25 l (diameter 35 cm). Optimal growth is at a temperature of 18 to 22 °C for most species.

By manipulating the culture conditions of some species, such as *Tetraselmis*, it is possible to change the size of the cells so that the cells can be more easily consumed by the larvae. Small-scale cultivation systems can be technically improved to increase their productivity by using them as chemostats. However, if the goal is solely to produce more food, a better solution would be to turn to large-scale cultivation methods.

Large-scale culture method. Commercial bivalve hatcheries must produce large volumes of high-quality, high-nutritional algae daily to sustain larval production on a sufficient scale.

Examples of some systems currently in use in Europe and North America are based on the use of polyethylene bags suspended or supported by a cylinder of plastic or galvanized steel mesh. All have in common that the culture is contained in a tall, narrow cylinder, which is the most efficient configuration.

The exception is hatcheries, mainly on the west coast of North America. They continue to use large, circular tanks illuminated by high-efficiency metal halide lamps. The highest efficiency is achieved when the lighting lamps are mounted inside the cultures (Figure 4) rather than outside in the form of a block of fluorescent lamps.

Culture blue AS uses polyethylene bags for algae cultivation. Polyethylene is available in large diameter tubes of various widths and in rolls containing convenient lengths. By cutting the appropriate length and joining the ends by heat sealing, a sterile, flexible cultivation container can be formed, either in the form of a cylinder or in the form of an oblong bag. The containers thus formed

can be reinforced by supporting them in a frame of plastic-coated steel mesh. Alternatively, the cylinders can be suspended, with or without a side support mesh, if the diameter of the bag is less than 30 cm and the height is less than 200 cm. The method used at the company is shown in Figure 5.



Fig. 4. Large-scale culture was often carried out in large, round or rectangular tanks with overhead lighting



*Fig. 5. Examples of plastic bags and algae cultivation systems
(Photo – Olifrenko V.V.)*

Bags are the least expensive way to produce large-scale cultivation containers. These containers can be used indoors with artificial lighting or outdoors to take advantage of natural light. The bags shown are formed from

10,000 mm high-strength polyethylene tubing, 90 cm wide. They are supported by welded steel mesh frames and have a capacity of 300 litres with a large surface area for light penetration. Large cultures of this type can be illuminated by vertically mounted 1.8 m long, 80 W fluorescent lamps.

The bag systems shown in the figure are made of a polymer material but are supported by a strong metal mesh.

In general, the larger the diameter of the culture tank, the lower the maximum cell density possible at a fixed light level. However, these bags outperform similarly sized rectangular, fibreglass or plastic tanks, which are sometimes still used for mass cultivation. But they are inefficient compared to indoor light cultivation.

The polyethylene bags themselves have a relatively short lifespan, as the inner surface attracts culture residue and bacteria, which together reduce light penetration and are a source of contamination. After the culture is finished, the bag must be renewed. Large diameter bags are inefficient, but bags with a diameter of about 30 cm can be effective, as the surface area to volume ratio for light penetration is improved.

The maximum yield point can be reached within a 48-hour interval, so we have implemented an automated medium supply system at the company. The solution is to work with the cultures continuously, i.e., harvest continuously. algae This solution was made possible by optoelectronic cell density monitoring. A diagram of the automated system we developed and used in production conditions is shown in Figure 6.

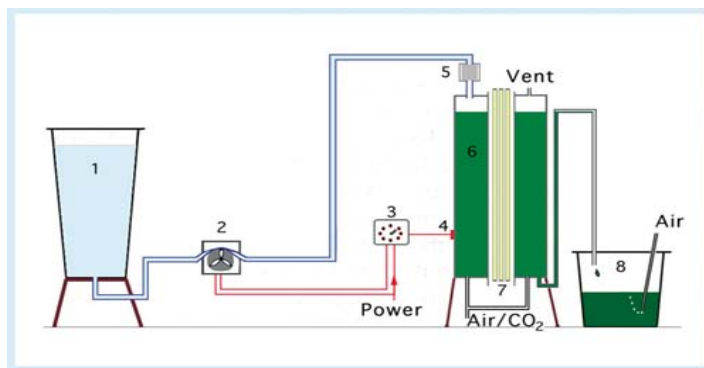


Fig. 6. Schematic of a Continuous Algae Culture System

The principle of automatic operation is not new. Chemostats or turbidostats that use external light sources to produce microalgae species have been described previously. The system described above is an updated and more efficient version of the concept (Figure 7).



*Fig. 7. System elements used in production by Culture blue AS
(Photo – Olifirenko V.V.).*

Troubleshooting an Automated Algae Cultivation System. Cultures may fail to grow, become overly contaminated with competing microorganisms, or collapse even in the best incubators. Below are a few of the system deficiencies we have identified to check to determine the source of such failures.

1. Air Supply. Is there enough air being supplied to the cultures? Are the cells settling to the bottom of the culture vessel? This can happen when cultivating certain diatoms, in which case the air flow rate should be increased. This should not happen with widely cultivated flagellates. If so, the problem lies elsewhere.

2. Temperature. Check the minimum/maximum thermometer. Has the temperature in the algae culture room increased or decreased in the past 24 hours?

Most commonly cultivated algae species cannot tolerate temperatures above 26 °C for long periods of time – or temperatures below 12 °C. Temperatures between 18 and 22 °C are ideal.

3. pH. Check CO₂ supply. Check the pH of the algae cultures with a pH probe. Is the pH too high (above 8.5). Is the pH too low (below 7.5)? Adjust the CO₂ supply accordingly.

4. Nutrients. Check records of the last time the cultures were fed nutrients. This is especially important for semi-solid cultures.

5. Fouling. The walls of the culture container, especially at the water/air interface, are visibly foaming or fouled with what appears to be detritus. If so, the culture is nearing the end of its useful life and needs to be replaced. If this is a persistent problem early in the culture cycle with a particular species, check the starter culture for signs of organism infestation and replace as necessary.

Not all types can be successfully cultured throughout the season. Some have specific “windows of opportunity” when they can be reliably grown. However, there is no consistency between hatcheries as to when a given species will grow well and when it will not. This must be learned from experience and emphasizes the importance of careful record keeping.

Conclusions. Thus, the intensive culture system described in the article is a carefully controlled and highly productive one.

When used in modern mariculture, it is quite capable of providing food for larvae, small fry and brood stock kept in artificial incubator conditions.

ІНТЕНСИВНІ МЕТОДИ ОТРИМАННЯ КУЛЬТУР ВОДОРОСТЕЙ

Оліфіренко В. В. – к.вет.н., доцент,

Дюдяєва О. А. – старший викладач,

Херсонський державний аграрно-економічний університет

У статті описана система інтенсивного культивування одноклітинних морських мікроводоростей, які вирощують як їжу для різних етапів інкубаторної культури комерційно цінних молюсків.

До недавнього часу живі водорості були єдиним джерелом їжі для личинок двостулкових молюсків і молоді. Але на даний час ситуація починає змінюватися в результаті недавніх досліджень з розробки неживих і штучних раціонів.

Проте виробництво живих водоростей залишається критично важливим аспектом успішного управління інкубаторією, так як вони можуть використовуватись в якості живої харчової добавки до інноваційних харчових продуктів.

Крім того, потреба в культивуванні мікроводоростей виникає тому, що природний вміст фітопланктону в морській воді, що використовується в інкубаторі, недостатній для підтримки оптимального росту личинок і молоді, що вирощується з високою щільністю.

Основні методи культивування водоростей мало змінилися протягом багатьох років. Інкубатори вибирають або внутрішню, інтенсивну культуру зі штучним освітленням, як правило, зовнішнє по відношенню до судин для культивування, або відкриту, екстенсивну культуру у великих резервуарах або ставках, що використовують природне освітлення.

В статті описано інтенсивні методи отримання культур водоростей на базі спеціалізованого підприємства з розмноження європейської устриці Culture blue AS (Норвегія).

У результаті використання розглянутих методів точка максимального врожаю може бути досягнута протягом 48-годинного інтервалу, тому на підприємстві запроваджено систему автоматизованої подачі живильного середовища.

Так як, культури можуть не вирости, або стати надмірно забрудненими конкуруючими мікроорганізмами або розпадутися в статті наведено низку недоліків у роботі системи для перевірки з метою визначення джерела невідповідностей.

Отже, розглянута система є ретельно контрольованою та високопродуктивною.

При використанні даної системи в сучасній марикультурі вона цілком здатна забезпечити їжею личинок, дрібну молодь та маточне поголів'я, що утримуються в штучних умовах інкубаторів.

Ключові слова: культивування, морські мікроводорості, малюск, харчоваий ланцюг, харчова добавка, інкубатор, марикультура.

REFERENCES

1. Baynes, S. M., Emerson, L. & Scott, A. P. (1979). Production of algae for use in the rearing of larvae fish. Fish. Res. Tech. Rep., MAFF Direct. *Fish. Res.*, Lowestoft, 53(3): 13–18.
2. Bourne, N., Hodgson. (1989). A Manual for Scallop Culture in British Columbia. Canadian Tech. Rep. *Fish and Aquatic Sciences*, no. 1694: 215.
3. Droop, M. R. (1975). The chemostat in mariculture. In: G. Persoone and E. Jaspers (eds). Proceedings of the 10th European Symposium on Marine Biology, Ostend, Belgium, 17–23 September, 1975. Universa Press, Wetteren, 1: 381–390.
4. Dunstan, W. M. & Menzel, D. W. (1971). Continuous culture of natural populations of phytoplankton in dilute treated sewage effluent. *Limnol. Oceanogr.*, 16: 623–632.
5. Griffith, G. W., Murphy Kenslow, M. A. & Rose, L. A. (1973). A mass culture method for *Tetraselmis* sp. – a promising food for larval crustaceans. In: J. W. Avault. Jr. (ed). Proceedings of the 4th Annual Workshop of the World Mariculture Society. Louisiana State University, Baton Rouge: 289–294.
6. Guillard, R. L. (1975). Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. In: P.B. Smith (ed) Culture of Marine Invertebrates. Plenum Press, New York. 29–60.
7. Harrison, P. J., Waters, R. E. & Taylor, F.J.R. (1980). A broad-spectrum artificial seawater medium for coastal and open ocean phytoplankton. *J. Phycol.*, 16: 28–35.

8. Helm M. M., Laing, I. & Jones, E. (1979). The development of a 200 l algal culture vessel at Conwy. *Fish. Res., Lowestoft*, 53(1): 1–7.
9. Kranck, K. & Milligan, T. (1979). The Use of the Coulter Counter in Studies of Particle Size Distributions in Aquatic Environments. Bedford Inst. Oceanography. Dartmouth, Nova Scotia. Rep. Ser. BI-R-79-7: 48.
10. Laing, I. (1979). Recommended procedures for the culture of *Chaetoceros calcitrans*. *Fish. Res. Tech. Rep., Direct. Fish. Res., Lowestoft*, 53(2): 8–12.
11. Laing, I. (1985). Growth response of *Chaetoceros calcitrans* in batch culture to a range of initial silica concentrations. *Mar. Biol.*, 85: 37–41.
12. Laing, I. (1987). The use of artificial diets in rearing bivalve spat. *Aquaculture*, 65: 243–249.
13. Laing, I. (1990). Nutritional value of dried algae diets for larvae of Manila clam, *Tapes philippinarum*. *J. Mar. Biol. Assoc., UK*, 70: 1–12.
14. Laing, I. & Ayala, F. (1987). Commercial mass culture techniques for producing microalgae. In: Akatsuka (ed) Introduction to Applied Phycology. Academic Publishing, The Hague, The Netherlands. 447–477.
15. Langdon, C. J. & Waldock, M. J. (1981). The effect of algal and artificial diets on the growth and fatty acid composition of *Crassostrea gigas* spat. *J. Mar. Biol. Assoc., UK*, 61: 431–448.
16. Laing, I. & Helm, M. M. (1981). Cost effective culture of marine unicellular algae. In: F. Vogt (Ed) Energy Conservation and Use of Renewable Energies in the Bio-Industries. Pergammon Press, Oxford: 247–259.
17. Laing, I. & Jones, E. (1988). A turbidostat vessel for the continuous culture of marine microalgae. *Aquacultural Engineering*, 7: 89–96.
18. Whyte, J.N.C. (1987). Biochemical composition and energy content of six species of phytoplankton used in mariculture of bivalves. *Aquaculture*, 60: 231–241.

КРИТЕРІЇ ОЦІНКИ ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ В УКРАЇНІ

*Алмашова В.С. – к.с.-г.н., доцент,
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
vikadiana1981@gmail.com*

Моніторинг водно-болотних угідь України завжди мав суттєве значення, щоб своєчасно виявити можливі негативні особливості впливу антропогенного фактору на флору та фауну даної території. Основною метою дослідження водно-болотних угідь і є виявлення якісного та кількісного стану рослинно-тваринного та фауністичного світу водойм, що в подальшому дозволять повноцінно розвиватися всім видам, які живуть на даній території [1]. Причини негативних змін екологічного характеру водно-болотного угіддя можна розділити на п'ять категорій зміни гідрологічного режиму; забруднення води; фізична трансформація; експлуатація біологічних ресурсів; інтродукція чужорідних видів. Відносна важливість цих причин варіює залежно від регіону, країни і навіть конкретного угіддя.

Стаття висвітлює дані наукових досліджень та їх аналіз, які стосуються сучасних проблем водно-болотних угідь Нижньодністровського національного природного парку, який знаходиться на території Одеської області. Екологічна експертиза аналізу сучасного стану водно-болотних угідь території Нижньодністровського НПП показала, що певні антропогенні чинники негативно впливають на стан якості водоймищ даного НПП, тому що протягом років досліджень було зафіксовано підвищений вміст НХР (небезпечних хімічних речовин), які перевищували ГДК скидів у річку Дністер, а вона є основним джерелом водозабезпечення парку та прилеглих міст і селищ. Також несанкціоновані рекреаційні зони масового відпочинку, випасання ВРХ (великої рогатої худоби), стихійні сміттєзвалище по береговій лінії території водно-болотних угідь теж погіршили якість водойми. На основі отриманих даних зроблено висновок, що в водоймах водно-болотних угідь НПП Нижньодністровський відбуваються процеси направлені на підвищення евтрифікації водойми, тобто збагачення біогенними елементами, що супроводжується знищенням продуктивності водойми на даній території. Якість води за видовим складом макрофітів відноситься до мезосапробної зони забруднення (II та III класу), тобто її якість є добра та місцями задовільна, тому слід постійно моніторити ГДК небезпечних речовин водно-болотних угідь.

Ключові слова: водно-болотні угіддя, фауна, водойми, річки, заплави, антропогенні чинники забруднення, Національний природний парк, якість води.

Актуальність проблеми. Категорії перераховані в Рамсарській класифікації типів водно-болотних угідь не є вичерпними з наукової точки зору, а призначені лише для того, щоб забезпечити основу для оперативного визначення основних типів середовища існування, представлених на кожному сайті, з чітким зазначенням «переважаючого типу водно-болотного угіддя». Тому сьогодні є актуальним проведення постійного моніторингу водно-болотних угідь міжнародного та державного значення для вчасного виявлення негативних процесів їх погіршення.

В системі Рамсарської конвенції виділяються сорок два типи водно-болотних угідь, які згруповані за такими категоріями: «прибережні/морські», «континентальні» та «антропогенні» водно-болотні угіддя [7]. Більш того, вищевказані причини нерідко взаємопов'язані, так що буває складно розділити наслідки впливу кожної з них. Простіше класифікувати зміни екологічного характеру не з причини, а за типом змін. Відповідно до визначення зміни екологічного характеру, зміни бувають трьох типів – біологічні, хімічні та фізичні. При складанні придатної схеми та виборі методів прогнозування змін екологічного характеру водно-болотних угідь менеджери в основному розглядають якраз типи змін. Зокрема, розглядаються негативні зміни, викликані діяльністю людини. Застосовуючи терміни та концепції «Оцінки екосистем на порозі тисячоліття», згідно з якими екологічні послуги становлять невід'ємну частину екосистеми, оновлене визначення Рамсарського «екологічного характеру» є таким.

У цьому контексті переваги екосистем визначаються відповідно до визначення «Оцінки екосистем на порозі тисячоліття», екосистемні послуги як «переваги, які люди отримують від екосистем». Більш того, параграф 2 Резолюції V, говорить, що «Договірним Сторонам пропонується перевіряти дані, які вони надали в Інформаційних листах Рамсарських водно- болотних угідь, кожні шість років, тобто до кожної другої Конференції Сторін, і при необхідності надавати оновлені листи». Крім того, в п. 2.4 сказано: «Зміна екологічного характеру угіддя, внесеного до Рамсарського переліку, має проходити оцінку в порівнянні з базовим рівнем, описаним в Інформаційному листі Рамсарського водно болотного угіддя на момент його номінації до Переліку або на момент першого подання інформаційного листа до, поряд з іншою інформацією, яка була отримана пізніше».

Велике значення для управління водно-болотними угіддями мають базові дані, які встановлюють межі природних коливань компонентів, процесів та вигід/послуг на кожному угідді в межах будь-яких заданих тимчасових рамок, в порівнянні з якими можна провести оцінку змін. Договірні Сторони вже прийняли цілу низку вказівок з виділення, оцінки та моніторингу екологічного характеру водно-болотних угідь міжнародного

значення, та інших водно-болотних угідь, а також управління ними, включаючи вказівки з оцінки факторів ризику щодо водно-болотних угідь, моніторингу [8]. Крім того, НТР взяла на себе зобов'язання з подальшої розробки ієрархічного механізму для опису екологічного характеру водно-болотних угідь. Відповідно до оновленого визначення «екологічного характеру», уточнене визначення поняття «зміна екологічного характеру водно-болотних угідь» таке: «З метою виконання Статті 3 зміною екологічного характеру вважається антропогенне порушення будь-якого компонента екосистеми, процесу та вигоди/послуги, що забезпечуються екосистемою». Посилання на Статтю 3 Конвенції, включено у визначення для роз'яснення зобов'язання з підтримки екологічного характеру водно-болотних угідь міжнародного значення, внесених до Переліку (Рамсарських угідь), що накладаються Статтею 3, а також, щоб відзначити, що визначення стосується тільки негативних змін, що сталися внаслідок антропогенної діяльності. Це узгоджується зі Статтею 3 та Рекомендацією 4 про створення Протоколу Монтре, яка була підтверджена Конференцією Сторін, що прийняла Резолюцію VIII. Для цілей Конвенції, таким чином, з даного визначення виключаються процеси природних еволюційних змін, що відбуваються в екосистемах водно-болотних угідь, а також позитивні зміни антропогенного характеру [5].

Однак необхідно відзначити, що інші дії, рекомендовані Конвенцією, наприклад, що стосуються оцінки загального стану та тенденцій зміни стану водно-болотних угідь та Рамсарських угідь, вимагають інформації про всі типи змін екологічного характеру екосистем – позитивних та негативних, природних та антропогенних. Так само Рамсарська конвенція визнає, що програми відновлення та реабілітації водно-болотних угідь можуть призвести до сприятливих антропогенних змін екологічного характеру і є ключовим аспектом заходів з управління водно-болотними угіддями.

Причини негативних змін екологічного характеру водно-болотного угіддя можна розділити на п'ять категорій: зміни гідрологічного режиму; забруднення води; фізична трансформація; експлуатація біологічних ресурсів; інтродукція чужорідних видів. Відносна важливість цих причин варіює залежно від регіону, країни і навіть конкретного угіддя. Більш того, вищевказані причини нерідко взаємопов'язані, так що буває складно розділити наслідки впливу кожної з них. Простіше класифікувати зміни екологічного характеру не з причини, а за типом змін. Відповідно до повного визначення зміни екологічного характеру, зміни бувають трьох типів – біологічні, хімічні та фізичні.

При складанні придатної схеми та виборі методів прогнозування змін екологічного характеру водно-болотних угідь менеджери в основному

розглядають якраз типи змін. Зокрема, розглядаються негативні зміни, викликані діяльністю людини. В сучасних умовах на превеликий жаль, не завжди є можливість проводити комплексні наукові дослідження, які потребують спеціалістів з даного профілю, значних матеріальних витрат, лабораторного устаткування і спеціального обладнання. В такому випадку є можливість застосування методів біоіндикації, який отримав останнім часом широке визнання та розповсюдження. Водні рослини, залежно від своєї біологічної особливості, морфології та анатомічних показників – можуть бути біоіндикаторами стану водойм та слугувати предметом глобального моніторингу водних об'єктів [4].

Наукові дослідження, які проводилися на території Нижньодністровського національного природного парку, включали в себе проведення аналізу досліджень використання водно-болотних угідь та визначення їх сучасного стану під дією антропогенних факторів. Головною метою даних досліджень було визначення загальних природних процесів забезпечення спостереження за зміною екосистеми даної території, проведення екологічного прогнозування, моніторингу водойми та спостереження за флорою та фауною [2].

Постановка завдання. Провести екологічний моніторинг водно-болотних угідь НПП Нижньодністровський, дослідити сучасний кількісний склад забруднюючих речовин в водоймах та ГДК, проаналізувати джерела антропогенного впливу на стан р. Дністер та ознайомитися з першопричинами погіршення водного режиму на території даного водно-болотного угіддя НПП.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Дослідження стосовно визначенню критерій оцінки якості водних ресурсів наведені в документі Рамсарської Конвенції. Текст Рамсарської Конвенції свідчить, що водно-болотні угіддя для переліку повинні відбиратися на підставі їх міжнародного значення з точки зору екології, ботаніки, зоології, лімнології або гідрології і вказує, що «в першу чергу до Переліку слід включати водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення як середовища існування водоплавних птахів у будь-який сезон».

Процес прийняття конкретних критеріїв для виділення водно-болотних угідь міжнародного значення розпочався в 1974 р., проте перші офіційні Критерії були узгоджені на Конференції Сторін КС-1 у 1980 р. У 1987 р. та 1990 р. Конференція Договірних Сторін додатково переглянула Критерії, і у 1996 р. були прийняті спеціальні Критерії для виділення Рамсарських угідь на основі їх значення для збереження риб. З прийняттям «Стратегічної схеми та вказівок щодо подальшого формування Переліку водно-болотних угідь міжнародного значення» (прийняті Резолюцією VII.11 1999 р. критерії були реорганізовані в дві групи – виходячи з

репрезентативності/унікальності та біологічного різноманіття, а на КС-9 був доданий 9-й Критерій, що належить до видів тварин (крім птахів), що мешкають у водно-болотних угіддях. Класифікація типів ВБУ в Україні наведено на рисунку 1.

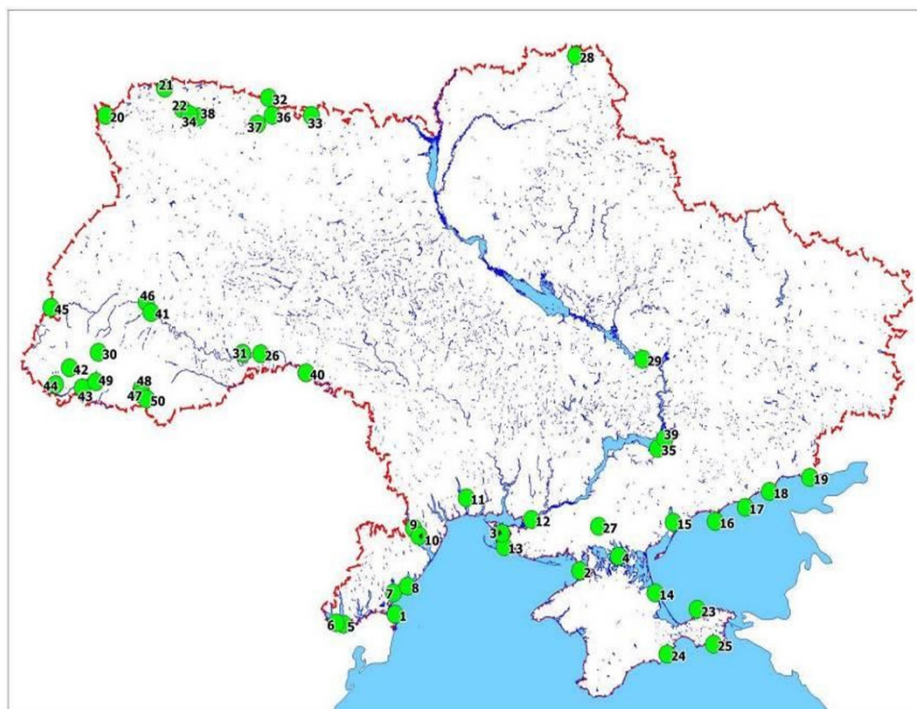


Рис. 1. Класифікація типів ВБУ в Україні
(пояснення до карти нижче по тексті)

Критерії групи А. Угіддя, які містять типові, рідкісні або унікальні типи водно-болотних угідь. Критерій 1: Водно-болотне угіддя вважається таким, що має міжнародне значення, якщо воно містить типовий, рідкісний або унікальний приклад природного або майже природного типу водно-болотного угіддя, виявленого в межах відповідного біогеографічного району.

Критерії групи В. Угіддя міжнародного значення для збереження біологічного різноманіття. Критерії, засновані на видах та екологічних угрупованнях. Критерій 2: Водно-болотне угіддя вважається таким, що має міжнародне значення, якщо воно підтримує існування видів вразливих, зникаючих або, що перебувають на межі зникнення, або екологічних угруповань, що перебувають під загрозою зникнення.

Критерій 3: Водно-болотне угіддя вважається таким, що має міжнародне значення, якщо воно підтримує популяції видів рослин та тварин, важливих для збереження біологічного різноманіття конкретного біогеографічного району.

Критерій 4: Водно-болотне угіддя вважається таким, що має міжнародне значення, якщо воно підтримує види рослин та/або тварин на критично важливій стадії їхнього життєвого циклу, або забезпечує притулок у разі настання несприятливих умов.

Критерій 5: Водно-болотне угіддя вважається таким, що має міжнародне значення, якщо воно регулярно підтримує щонайменше 20 000 водоплавних птахів.

Критерій 6: Водно-болотне угіддя вважається таким, що має міжнародне значення, якщо воно регулярно підтримує 1 % особин у популяції одного виду птахів.

Критерій 7: Водно-болотне угіддя вважається таким, що має міжнародне значення, якщо воно підтримує значну частину місцевих підвидів риб, видів або родин, етапи циклу розвитку, взаємодію між видами та/або популяціями.

Критерій 8: Водно-болотне угіддя вважається таким, що має міжнародне значення, якщо воно є важливим джерелом живлення для риб.

Критерій 9: Водно-болотне угіддя вважається таким, що має міжнародне значення, якщо воно регулярно підтримує 1 % особин у популяції одного виду чи підвиду тварин, які не належать до птахів, але залежні від зазначеного водно-болотного угіддя (таблиця 1).

Категорії, перераховані в Рамсарській класифікації типів водно-болотних угідь, не є вичерпними з наукової точки зору, а призначені лише для того, щоб забезпечити основу для оперативного визначення основних типів середовища існування, представлених на кожному сайті, з чітким зазначенням «переважаючого типу водно-болотного угіддя». В системі виділяються сорок два типи водно-болотних угідь, які згруповані за такими категоріями: «прибережні/морські», «континентальні» та «антропогенні» водно-болотні угіддя.

Таблиця 1. Критерії визначення водно-болотних угідь України

№	ID	Назва	Критерії									
			площа	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	113	Кілійське гирло	32800	+	+	+	+			+	+	
2	114	Каркінітська та Джарилгацька затоки	87000	+	+	+	+	+		+		
3	115	Центральний Сиваш	80000	+	+	+	+					
4	116	Ягорлицька затока	34000	+			+	+				
5	760	Озеро Кугурлуй	6500	+	+	+	+					

Продовження таблиці 1

№	ID	Назва	Критерії									
			площа	1	2	3	4	5	6	7	8	9
6	761	Озеро Картал	500	+	+	+		+			+	
7	762	Озеро Сасик	21000		+	+	+	+				
8	763	Система озер Шагани-Алібей-Бурнас	19000	+	+	+						
9	764	Межиріччя Дністра і Турунчука	76000	+	+	+	+					
10	765	Північна частина Дністровського лиману	20000	+			+	+	+			
11	766	Тилігульський лиман	26000	+	+	+	+		+			
12	767	Дельта Дніпра	26000				+	+				
13	768	Тендрівська затока	38000	+	+	+	+			+	+	
14	769	Східний Сиваш	165000	+	+	+	+	+	+	+	+	
15	770	Молочний лиман	22400			+	+					
16	771	Обитічна коса та Обитічна затока	2000			+	+	+				
17	772	Гирло річки Берди, Бердянська затока	1800		+	+	+			+	+	
18	773	Білосарайська коса та Білосарайська затока	2000			+	+					
19	774	Крива затока та Крива коса	1400	+	+	+		+				+
20	775	Шацькі озера	32850	+		+	+	+				
21	776	Заплава річки Прип'ять	12000	+		+	+	+	+			
22	777	Заплава річки Стохід	10000	+	+	+						
23	1393	Аквально-скельний комплекс мису Казантип	251	+	+		+		+	+	+	
24	1394	Аквально-скельний комплекс Карадагу	224	+	+		+		+	+	+	
25	1395	Аквально-прибережний комплекс мису Опук	775	+	+		+			+	+	
26	1396	Бакотська затока	1590	+	+	+	+	+	+		+	
27	1397	Великий Чапельський під	2359	+	+	+	+					
28	1398	Заплава Десни	4270	+	+	+	+					
29	1399	Дніпровсько-Орільська заплава	2560		+	+	+	+	+			
30	1400	Озеро Синевир	29	+		+	+	+				
31	1401	Пониззя річки Смотрич	1480	+	+	+	+	+	+		+	
32	1402	Болотний масив Переброди	12718			+	+		+			
33	1403	Поліські болота	2145	+		+	+	+	+			
34	2272	Черемські болота	2975,7		+	+	+	+				
35	2273	Заплава Сім маяків	2140	+			+	+				
36	2274	Болотний масив Сира Погоня	9926	+	+	+	+	+				
37	2275	Болотний масив Сомине	10852	+	+	+						
38	2281	Біле озеро та болото Коза-Березина	8036,5		+	+	+	+				
39	2282	Архіпелаг Великі і Малі Кучугури	7740	+	+	+		+				
40	2387	Лядова-Мурафа	5394,30	+	+	+	+					
41	2388	Річка Дністер	820,00	+	+	+	+		+	+	+	
42	2389	Чорне багно	15,00	+	+	+	+					
43	2390	Долина нарцисів	256,00	+	+	+	+					
44	2391	Атак-Боржавське	283,40	+	+	+	+				+	

Коди типів водно-болотних угідь наводяться у відповідності до Рамсарської системи класифікації типів водно-болотних угідь, схваленої

Рекомендацією, з поправками, внесеними Резолюцією VI.5 та Резолюцією VII.11 Конференції Договірних Сторін. Наведені нижче категорії формують узагальнену структуру для швидкої ідентифікації основних природних середовищ водно-болотних угідь, представлених у кожному угідді.

Результати дослідження свідчать, що:

– виявлено індикатори загроз екологічному характеру ВБУ України; (за документами Рамсарської Конвенції);

– проведена оцінка загроз екологічному характеру та екосистемних послуг ВБУ Нижньодністровського НПП.

Головною причиною забруднення поверхневих стоків вод Дністровського басейну були:

– з очисних споруд надходили скиди недостатньо очищених комунальних побутово-промислових стічних вод та через систему міської каналізації вони потрапляли у безпосередню саму річку Дністер;

– до води річки Дністер потрапляли з поверхневими стоками хімічні речовини від сільськогосподарських угідь (мінеральні добрива, якими обробляли прилеглу до водойми сільськогосподарську територію) також потрапляли до складу даної водної території;

– паралельно з цим спостерігалися ерозії прибережної території на водозабірній площі тобто відбувалася така собі абразія берегової лінії.

Методи проведення дослідження. Об'єктом дослідження були водно-болотні угіддя України, а головною метою було виявити основні загрози екологічному характеру водно-болотних угідь міжнародного значення (на прикладі водно-болотних угідь НПП Нижньодністровський) та проведення оцінки їх екосистемних функцій і послуг.

Методи дослідження: аналіз і виявлення основних загроз екологічному характеру водно-болотних угідь; підготовка аналітичного огляду методичних підходів до оцінки екосистемних функцій; розробка рекомендацій щодо оцінки загроз екологічному характеру.

Стосовно визначення кисню з територій поверхневих вод методикою включено в програми спостережень з метою оцінки умов існування гідробіонтів, у тому числі риб, а також як непряма характеристика оцінки якості поверхневих вод і регулювання процесу очищення стоків. Вміст кисню є суттєвим для аеробного дихання і є індикатором біологічної активності у водоймі [7].

У нормативних документах (наприклад ІСО 5667-2) наведено загальні вимоги та рекомендації, які слід використовувати для отримання репрезентативних 10 проб. Різні види водойм (водних об'єктів) зумовлюють деякі особливості відбору проб в кожному випадку. Розглянемо основні з них. Проби з річок та водних потоків відбирають для визначення якості води в басейні річки, придатності води для харчового використання,

зрошення, для водопою худоби, риборозведення, купання і водного спорту, встановлення джерел забруднення [9].

Слід зазначити, що якість води у водоймах (як озерах, так і річках) носить циклічний характер, причому спостерігається добова і сезонна циклічність. З цієї причини щоденні проби слід відбирати в один і той же час доби (наприклад, в 12:00), а тривалість сезонних досліджень повинна бути не менше 1 року, включаючи дослідження серій проб, відібраних протягом кожної пори року. Це особливо важливо для визначення якості води в річках, що мають різко відмінні режими – межень і паводок. Рівень забруднення води і клас якості (залежно від показника розчинного кисню) наведено в таблиці 2.

Таблиця 2. Рівень забруднення води і клас якості (залежно від показника розчинного кисню у водоймі)

Рівень забруднення води і клас якості	Розчинний кисень		
	літо, мг/дм ³	зима, мг/дм ³	% насичення
Дуже чисті, I	9	14-13	95
Чисті, II	8	12-11	80
Помірно забруднені, III	7-6	10-9	70
Забруднені, IV	5-4	5-4	60
Брудні, V	3-2	5-1	30
Дуже брудні, VI	0	0	0

Для визначення впливу місця скидання стічних вод і вод приток, проби відбирають вище за течією і точці, де відбулося повне змішання вод. Слід мати на увазі, що забруднення можуть бути нерівномірно поширені по потоку річки, тому зазвичай проби відбирають в місцях максимально бурхливої течії, де потоки добре перемішуються [10]. Пробовідбірники поміщають вниз за течією потоку, розташовуючи на потрібній глибині.

Результати досліджень та їх обговорення. Причини негативних змін екологічного характеру водно-болотного угіддя можна розділити на п'ять категорій:

- a. зміни гідрологічного режиму;
- b. забруднення води;
- c. фізична трансформація;
- d. експлуатація біологічних ресурсів;
- e. інтродукція чужорідних видів.

Відносна важливість цих причин варіює залежно від регіону, країни і навіть конкретного угіддя. Більш того, вищевказані причини нерідко взаємопов'язані, так що буває складно розділити наслідки впливу кожної з них. Простіше класифікувати зміни екологічного характеру не з причини,

а за типом змін. Відповідно до визначення зміни екологічного характеру (Параграф 11 Резолюції VII.10 та Параграф 9 Посібника № 16), зміни бувають трьох типів – біологічні, хімічні та фізичні. При складанні придатної схеми та виборі методів прогнозування змін екологічного характеру водно-болотних угідь менеджери в основному розглядають якраз типи змін. Зокрема, розглядаються негативні зміни, викликані діяльністю людини.

Різномічне вивчення проблем природокористування особливо актуальне для регіонів з високим ступенем господарського освоєння природних ресурсів, великою тривалістю (декілька століть) їх інтенсивної експлуатації. Саме до таких районів відноситься басейн Дністра. Дністер розташований на густозаселеній території з високим промисловим потенціалом (у верхній частині басейну) та інтенсивним розвитком сільського господарства (у середній та нижній частинах басейну). Значні коливання водного стоку, зливовий гідрологічний режим, висока інтенсивність водокористування та скид промислових, господарсько-побутових та сільськогосподарських стічних вод створюють у басейні Дністра нестабільну гідроекологічну ситуацію. Це зумовлює необхідність комплексного дослідження гідрохімічного стану басейну Дністра.

Виходячи з унікальності території по своєму біорізноманіттю, що зберігся в оточенні промислово-освоєних районів Одещини, дельта Дністра, де розташовано Нижньодністровський національний природний парк, являється природним багатством світового надбання.

Однак необхідно відзначити, що інші дії, рекомендовані Конвенцією, наприклад, що стосуються оцінки загального стану та тенденцій зміни стану водно-болотних угідь та Рамсарських угідь, вимагають інформації про всі типи змін екологічного характеру екосистем – позитивних та негативних, природних та антропогенних (як визнається в Документі 20 та Резолюції VIII.8, прийнятих КС-8). Так само Рамсарська конвенція визнає, що програми відновлення та/або реабілітації водно-болотних угідь можуть призвести до сприятливих антропогенних змін екологічного характеру і є ключовим аспектом заходів з управління водно-болотними угіддями (наприклад, Додаток до Резолюції VIII.14).

Причини негативних змін екологічного характеру водно-болотного угіддя можна розділити на п'ять категорій:

- зміни гідрологічного режиму;
- забруднення води;
- фізична трансформація;
- експлуатація біологічних ресурсів;
- інтродукція чужорідних видів.

Відносна важливість цих причин варіює залежно від регіону, країни і навіть конкретного угіддя. Більш того, вищевказані причини нерідко

взаємопов'язані, так що буває складно розділити наслідки впливу кожної з них. Простіше класифікувати зміни екологічного характеру не з причини, а за типом змін. Відповідно до визначення зміни екологічного характеру (Параграф 11 Резолюції VII.10 та Параграф 9 Посібника № 16), зміни бувають трьох типів – біологічні, хімічні та фізичні.

При складанні придатної схеми та виборі методів прогнозування змін екологічного характеру водно-болотних угідь менеджери в основному розглядають якраз типи змін. Зокрема, розглядаються негативні зміни, викликані діяльністю людини.

Основні загрози екологічному характеру ВБУ України наведено далі. Існують антропогенні та природні загрози в Україні, які мають негативний вплив на екологічний характер угіддя, як у межах самого угіддя, так і на навколишній території (включно з ширшою водозбірною територією, якщо це актуально). Сюди входять нові або змінені види діяльності/використання, великі проекти з розвитку угіддя тощо, які мали, мають чи можуть мати шкідливий вплив на природний екологічний характер водно-болотного угіддя України. Загрози екологічному характеру водно-болотних угідь України представлені на рисунку 2.

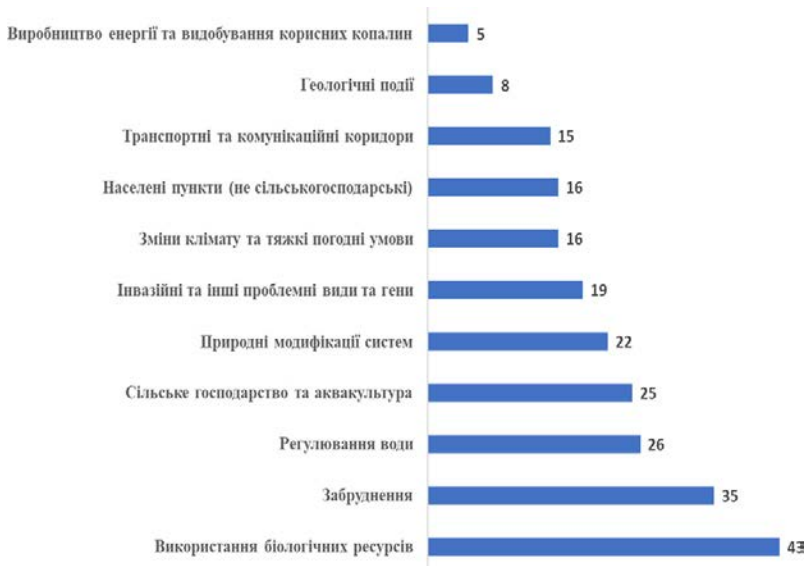


Рис. 2. Загрози екологічному характеру водно-болотних угідь України

Загрози з навколишнього середовища, що спричиняють зміни (наприклад, відведення води, осушення, меліорація, забруднення, надмірне використання як пасовища, надмірні порушення через антропогенну діяльність, надмірне полювання та рибальство тощо), а також зміни,

які виникли під дією цього чинника, та їхній вплив на угіддя (наприклад, замулення, ерозія, замори риби, зміни структури рослинності, фрагментація природних середовищ, порушення репродуктивності видів, фізичні або екологічні зміни внаслідок змін клімату тощо). Також важливо розрізнити чинники, які походять із самого угіддя та з територій за його межами, але мають чи можуть мати вплив на угіддя. Окремо необхідно вказати фактичні (ті, що відбуваються зараз) та потенційні (ті, що можуть відбутися) негативні чинники.

Серед забруднювачів потрібно приділити особливу увагу токсичним хімічним забруднюючим речовинам та їхнім джерелам. Сюди входять промислові та сільськогосподарські хімічні речовини та інші викиди. Можливо, на угіддя діє сукупність кількох чинників одночасно та дія яких посилюється в такій комбінації, що призводить до серйозних негативних змін.

Було зроблено оцінку різних типів загроз екологічному характеру Рамсарських ВБУ в Україні згідно зі схемою «Чинники (фактичні або потенційні), що негативно впливають на екологічний характер угіддя України» за наступними категоріями.

Отже, розглядаючи місцезнаходження Дністровського лиману, куди входять перелік водно-болотних угідь міжнародного значення Одеської області загальною площею Нижньодністровського національного природного парку 21, 5 га що охоплює Дельту Дніпра річки Дністер також разом з цим її заплавної озера рукави Дністровський лиман. Також сюди входять смарагдові мережі, які складаються в основному з тієї частини території, яка утворює загальну її частину та складає особливий природоохоронний комплекс призначений для довгострокового життя різноманітного виду флори та фауни, а також для збереження їх основних місць розмноження та відновлення.

Головною рослиною флори Національного природного парку «Нижньодністровський» на території водно-болотних угідь є очерет та рослини заплавної лісу, який підтримує усі різновиди рослинного та тваринного світу, що можуть перебувати під загрозою зникнення з даної території. Дослідники Нижньодністровського Національного природного парку розробляють науково обґрунтовані заходи разом з комплексами щодо мінімізації впливу антропогенних факторів на раціональне використання корисних властивостей водно-болотних угідь.

Основна частина території водно-болотних угідь НПП, а також приліманні площі плавнів складають такі ділянки, що живляться вологою від густої мережі руслових водотоків. Усю основну частину території Нижньодністровського Національного природного парку окреслює русло річки Дністер, яка характеризується значною звивистою та великою кількістю вигинів, річища, меандрів. Згодом на території даної річки у залишеному основним потоком річища утворюється стариці. Під час повені з павод-

кових вод значною частиною поповнюються річки на півдні України не винятком є і річка Дністер та притоки рукавів, які після великої кількості накопичення води утворюють одну загальну частину водного середовища.

У внутрішніх водоймах України відбуваються небажані зміни в водних угрупованнях, викликані як саморозселенням чужорідних видів по гідрографічній мережі, так і в результаті навмисних інтродукцій з так званою «рибогосподарською» метою. Як правило, навмисні інтродукції чужорідних організмів призводять до негативних наслідків як для риб, так і для інших компонентів природних екосистем [1].

Основними векторами вселення чужорідних видів у басейні є:

- навмисна або випадкова інтродукція людиною, реінтродукція видів, що раніше мешкали в водоймах басейну;
- саморозселення (часто з суміжних басейнів у зв'язку з гідробудівництвом) видів;
- саморозселення реліктових видів, які розширюють свої ареали в межах басейнів (часто внаслідок кліматичних змін та трансформації середовища існування людиною, зокрема при ліквідації порогів на річках при гідробудівництві).

У даний час найбільш важливим антропогенним вектором інвазії водних безхребетних вважається водний транспорт, тобто перенесення організмів у складі угруповань обростань корпусів суден та з водним баластом у складі тимчасових планктонних угруповань та угруповань опадів у баластних камерах [4]. Останній спосіб при сучасних темпах, масштабах та напрямках вантажопотоків судноплавства забезпечує дуже швидке і практично всевітнє поширення окремих видів. Процес інтродукції чужорідних видів з баластними водами суден набув глобального характеру і навіть отримав таку промовисту назву як “екологічна рулетка” [5]. Значення цього шляху вселення чужорідних організмів буде і далі збільшуватися в міру інтенсифікації судноплавства.

Баластні води – джерело інвазії. У наш час найбільш важливим антропогенним вектором біологічних інвазій вважається водний транспорт, тобто перенесення організмів у складі угруповань обростань корпусів суден та з водним баластом у складі тимчасових планктонних угруповань та угруповань опадів у баластних камерах [1]. Саме в баластних камерах суден, у баластній воді, в донних осадах, що накопичуються в цих камерах та в складі угруповань обростань корпусів суден відбувається масове перенесення організмів [6]. Цей спосіб при сучасних темпах, масштабах та напрямках вантажопотоків судноплавства забезпечує дуже швидке і практично всевітнє поширення окремих видів. Значення цього шляху вселення чужорідних організмів буде і далі збільшуватися в міру інтенсифікації судноплавства.

Процес інтродукції чужорідних видів з баластними водами суден набув глобального характеру. Вважається, що в даний час у результаті біологічного забруднення відбувається процес “гомогенізації” світової водної флори і фауни, і чужорідні види є головною загрозою морського навколишнього середовища.

Проблема в тому, що відсутня контрольована процедура скидання та забору баластних вод та осадів річковими суднами. Скидання баласту, як правило, непомітне візуально, його важко контролювати без спеціальних досліджень.

Біотопне різноманіття на даній території зумовлює багатство рослинного світу водного середовища. Якщо характеризувати рослинний світ в водно-болотних угідь даного НПП, то слід сказати, що масиви деревних рослин розташовані саме на прирусливих валах річки Дністер, річки Турунчук та річки Глибокий Турунчук, які вздовж північного берега Дністровського лиману ростуть корінням у водно-болотних заплавах.

При проведенні дослідження було встановлено, що негативним впливом на водну екосистему Нижньодністровського НПП є антропогенні фактори на даній території, які створюють процеси забруднення та часткової деградації водно-болотних угідь. Хочеться відзначити, що через те, що у минулому сторіччі проводилося будівництво Дубасарського водосховища та Дністровської ГЕС, то в цей період було відзначена зміна природного режиму паводкових вод. Паралельно змінювався водний режим. Через стрімкі паводкові потоки пішов інтенсивний промисел виловлювання риби та інтродукція нових видів риб з чим зросло браконьєрство на даній території.

Усі ці процеси призвели до того, що близькість Одеської промислово-міської агломерації і значна доступність до водно-болотних угідь даної території сприяли формуванню неорганізованим ділянкам рекреації та відпочинком, що призвели до засмічення значної частини території Національного природного парку.

Що стосується характеристики річки Дністер то можна сказати що сама річка у верхній частині в межах українських Карпат – це типова Гірська річка яка має вузьку та Глибоку долину а потім далі по річці Дністер вона йде широкою аж до Хотинської височини далі по своєму руслу в пониззі річка виходить на причорноморську низовину. Всередині течії річки Дністра є притоки які впадають лише з лівої сторони це Збруч. Сама ж не на Дністра особливо її район злиття Турунчука з Дністром занесені до Міжнародного переліку Рамсарської конвенції стосовно захисту водно болотних угідь. На цій території водно-болотних угідь дослідниками зареєстровано велика кількість риби під час нересту.

Води Дністра застосовують для водопостачання великої кількості населених пунктів, а також для зрошення також використовують в різних

сільськогосподарських та побутових цілях. У верхній частині Дністра, де вона бере початок, річку використовують як лісосплав. На певній території концентрація низки забруднюючих речовин вища гранично допустимих концентрацій. Це пов'язано з тим що на Дністрі розташовані такі міста, як Могильово-Подольський, Ямпіль, Кам'янка, Бендери та ряд інших міст, які недобросовісно ведуть свою господарську діяльність і очисні споруди розташовують на прибережній її території іноді скидаючи стоки побутових відходів водних саме в дану річку.

Сукупність певної групи водоростей (альгофлора), які живуть на поверхні Дністра на даний момент налічує 75 видів водоростей, з них 50 % становлять діамантові 40 % зелені та інші синьо-зелені водорості. На протязі усього вегетаційного періоду основу фітопланктону створюють діамантові та сильно-зелені водорості. Динаміка фітопланктону безпосередньо залежить від кліматичних умов сезонних характеристик та складного комплексу гідрохімічних і гідрогеологічних умов водойми. Протягом усіх чотирьох сезонів досліджування було встановлено діамантову групу водоростей на Дністрі із загальною чисельністю фітопланктонів понад 50 % була частка саме зелених водоростей. Влітку Дана видова різноманітність водоростей зменшувалася на 5 % .

Восени рівень розвитку маси фітопланктону в річці Дністер залишається достатньо високим вниз по течії річки Дністер в міру віддалення від антропогенних джерел забруднення, а також міру від надходження до нього притоки річки Старий лиман. Кількісний та якісний склад фітопланктону збагачувався тому, що він розвивався природним шляхом. На шляху розвитку природним шляхом утворювалась велика кількість органічної речовини, тому жива біомаса даного фітопланктону в майбутньому становилася їжею для великої кількості вид риб. Паводкові води значно впливають на розвиток видового складу альгофлори річки Дністер, яка під час великої кількості водойми транспортує значну кількість завислих речовин. Місця відбору зразків води з водно-болотних угідь НПП Нижньодністровський поблизу с. Маяки.

Як показали дослідження, то під час замутнення води кількість видів фітопланктону зменшувалась приблизно до 10 %, і переважали діамантові. Під час зміни з літа на осінь видова різноманітність водоростей планктону на створі біля Дністра до 30 видів, що пов'язано з пониженням температури води. Характерним явищем для значної частини річки Дністер є повені та паводкові води, кі під час паводків формують до 50 % річкового стоку. Інші відсотки це будуть стоки з природно господарських комплексів.

Висновки. За даними проведених досліджень науковцями НПП Нижньодністровський було встановлено, що на території при відборі проб води такі показники її якості, як розчинний кисень, БСК, нітрати та ніт-

рити. Регулювання якості та гідрологічного режиму річки Дністер слід контролювати щосезонно, тому що через втручання певних антропогенних факторів деякі показники погіршуються.

Екологічний стан водних об'єктів басейну річки Дністер і по сьогоднішній день є актуальною проблемою з точки зору екологічного стану тому що нераціональне застосування води в будь-якій сфері людської діяльності може призвести до негативних наслідків в даному регіоні стосовно водного середовища. Постійний моніторинг сучасної екологічної ситуації та стану басейнової території річки Дністер а також організація відповідно управління охорони та застосування водних ресурсів дає змогу нам окреслити коло більш актуальніших проблем які саме сьогодні підлягають під розглядання для нашої влади щоб в подальшому унебезпечити катастрофічний вплив антропогенного характеру на стан річки Дністер.

Одним із головних пріоритетів ведення державної водної політики та головною метою, яке б сприяло відновленню і створенню сталого функціонування річкових екологічних систем було б екологічне оздоровлення річкових басейнів.

Таким чином, для території водно-болотного простору основним фактором природних змін є динаміка водного режиму. Зниження річкового стоку призводить до замулення, ізоляції водойм від водотоків, що сприяє їх обмілінню [12]. Після таких процесів відбувається значне збільшення площ, зайнятих болотною рослинністю. Останні десятиріччю це стало помітно на прикладі лучних угруповань, що з'явилися на території поряд з переїздом Маяки–Паланка, де очерет інтенсивно займає площі, які зайняті лучною рослинністю. Такі антропогенні зміни розширення площ очеретяних зарослів та збільшення чисельності рослинності угіддя за характером є катастрофічними та несе за собою негативні наслідки.

EVALUATION CRITERIA FOR DETERMINING THE ECOLOGICAL STATUS OF WETLANDS IN UKRAINE

*Almashova V. S. – Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor,
Kherson State Agrarian and Economic University,
vikadiana1981@gmail.com*

Monitoring of wetlands of Ukraine has always been essential in order to timely identify possible negative features of the influence of anthropogenic factors on the flora and fauna of this territory. The main goal of researching wetlands is to identify the qualitative and quantitative state of the flora, fauna and fauna of water bodies, which in the future will allow the full development of all species that live on this territory [1]. The causes of negative changes in the ecological nature of wetlands can be divided into five categories of changes in the hydrological regime; water pollution; physical

transformation; exploitation of biological resources; introduction of alien species. The relative importance of these reasons varies by region, country, and even specific terrain.

This article presents the data of scientific research and their analysis concerning the current problems in the Lower Dniester National Nature Park, which is located in the Odesa region. The environmental assessment of the analysis of the current state of the wetlands of the NNP showed that certain anthropogenic factors have a negative impact on the quality of the water bodies of this NNP, as during the years of research, an increased content of hazardous chemicals (HCS) was recorded, which exceeded the maximum permissible concentration for discharges into the Dniester River, which is the main source of water supply for the park and nearby cities and towns. Also, unauthorised recreational areas, cattle grazing, and illegal dumping along the shoreline of the wetlands have also worsened the quality of the water body.

Based on the data obtained, it was concluded that in the wetlands of the Lower Dniester National Nature Park there are processes aimed at increasing eutrophication of the reservoir, i.e. enrichment with nutrients, which is accompanied by the destruction of the productivity of the reservoir in this area. The water quality, according to the species composition of macrophytes, belongs to the mesosampling zone of pollution (class II and III), i.e. its quality is good and sometimes satisfactory, so the maximum permissible concentration of hazardous substances in wetlands should be constantly monitored.

Keywords: wetlands, fauna, water bodies, rivers, floodplains, anthropogenic pollution factors, National Nature Park, water quality.

ЛІТЕРАТУРА

1. Антипенко М. Л., Шеляг-Сосонко Ю. Р. Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження, регулювання. Під ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонко. Київ. Наукова думка, 2009. 404 с.
2. Клименко М. О., Бедункова О. О. Біоіндикація стану гідроекосистем за морфологічними та цитогенетичними характеристиками гомеостазу риби. Рівне: НУВГП, 2017. 302 с.
3. Голиков А. П., Козакова Н. А., Пересадько В. А. Водна безпека людства: глобальний і регіональний виміри. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія: Міжнародні відносини. Економіка. Країнознавство. Туризм*, 2018. Випуск 7. С. 26–34.
4. Пічура В. І., Потравка Л. О., Скок С. В. Екологічний стан акваторії ріки Дніпро у зоні впливу урбосистем (на прикладі міста Херсон). *Водні біоресурси та аквакультура*, 2019. № 2. С. 19–34
5. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р., Кравчинський Р. Л., Чунар'єв О. В. Основні засади управління якістю водних ресурсів та їхня охорона : навч. посібник. Київ: ВПЦ Київський університет. 2015. 172 с.
6. Томільцева А. І., Яцик А. В., Мокін В. Б. та ін. Екологічні основи управління водними ресурсами. Київ: Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування, 2017. 200 с.
7. Auerbach D.A., et al. Beyond concrete: accounting for ecosystem services from free-flowing rivers. *Ecosystem Services*, 2014. Vol. 10. P. 1–5.

8. Gilvear D. J., Spray C. J., Casas-Mulet R. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of environmental management*, 2013. Vol. 126. 30–43. doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.026
9. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П., Яцик А. В. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Київ : СИМВОЛ. 1998. 28 с.
10. David N Ogbonna. The Impact of Untreated Sewage Wastes discharge on the Physico-chemical properties of Rivers in Port Harcourt Metropolis. *World Journal of Scientific Research and Reviews*. Vol. 2, No. 2, September 2014. 1–19.
11. Магась Н. І., Трохименко А. Г. Оцінка сучасного антропогенного навантаження на басейн річки Південний Буг. *Екологічна безпека*. 2013. Випуск 2. С. 48–52. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ekbez_2013_2_12.

REFERENCES

1. Vasenko O. H. (2015). *Integralni ta kompleksni otsinky stanu navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha* [Integral and complex assessments of the state of the environment]. Kharkiv: NUHZU, 2015. [in Ukrainian].
2. Klymenko M. O., Bedunkova O. O. (2017). *Bioindykatsiia stanu hidroekosystem za morfolohichnymy ta tsytohennychnymy kharakterystykamy homeostazu ryb* [Bioindication of the state of hydroecosystems by morphological and cytogenetic characteristics of fish homeostasis]. Rivne: NUVHP, 2017. 302. [in Ukrainian].
3. Holikov A. P., Kozakova N. A., Peresadko V. A. (2018). *Vodna bezpeka liudstva: hlobalnyi i rehionalnyi vymiry* [Human water security: global and regional dimensions]. *Visnyk Kharkivskoho natsionalnoho universytetu imeni V.N. Karazina. Seriya: Mizhnarodni vidnosyny. Ekonomika. Krainoznavstvo. Turyzm* – Bulletin of Kharkiv National University V. N. Karazina. Series: International Relations. Economy. Local lore. Tourism, Issue 7, 26–34 [in Ukrainian].
4. Pichura V. I., Shakhman I. O., Bystriantseva A. M. (2018). *Prostorovo-chasova zakonomirnist formuvannia yakosti vody v richtsi Dnipro* [Spatial-temporal regularity of water quality formation in the Dnieper river]. *Bioresursy i pryrodokorystuvanni – Bioresources and nature management*. Vol. 10, № 1-2, 44–57. [in Ukrainian].
5. Khilchevskiy V. K., Zabokrytska M. R., Kravchynskiy R. L., Chunarov O. V. (2015). *Osnovni zasady upravlinnia yakistiu vodnykh resursiv ta yikhnia okhorona* [Basic principles of water quality management and their protection]. Kyiv: VPTs Kyivskiy universytet. [in Ukrainian].
6. Tomiltseva A. I., Yatsyk A. V., Mokin V. B. et al. (2017). *Ekolohichni osnovy*

- upravlinnia vodnymy resursamy* [Ecological bases of water resources management]. Kyiv: Instytut ekolohichnoho upravlinnia ta zbalansovanoho pryrodokorystuvannia. [in Ukrainian].
7. Auerbach D.A., et al. (2014). Beyond concrete: accounting for ecosystem services from free-flowing rivers. *Ecosystem Services*, Vol. 10, 1–5.
 8. Gilvear D. J., Spray C. J., Casas-Mulet R. (2013). River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of environmental management*, Vol. 126, 30–43. doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.026.
 9. Romanenko V. D., Zhukynskyi V. M., Oksiiuk O. P., Yatsyk A. V. (1998). *Metodyka ekolohichnoi otsinky yakosti poverkhnevyykh vod za vidpovidnymy katehoriiami* [Methods of ecological assessment of surface water quality by relevant categories]. Kyiv : Symvol. [in Ukrainian].
 10. David N. Ogbonna (2014). The Impact of Untreated Sewage Wastes discharge on the Physico-chemical properties of Rivers in Port Harcourt Metropolis. *World Journal of Scientific Research and Reviews*, Vol. 2, no. 2, 1–19.
 11. Magas N. I., Trokhimenko A. G. (2013). Estimation of modern anthropogenic load on the Southern Bug River basin. *Ecological safety*, Issue 2, 48–52. URL://nbuv.gov.ua/UJRN/ekbez_2013_2_12/. [in Ukrainian].

УДК 502.51(282.247.322)

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.2.7>

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ТА РІЗНОМАНІТТЯ ФІТОБІОТИ МАЛОЇ РІЧКИ ПУТИЛІВКА (БАСЕЙН ГОРИНИ)

Гроховська Ю. Р. – д. с.-г. н.,

Кононцев С. В. – д. т. н., доцент,

Халімончук О. М. – студент II курсу магістратури

Навчально-наукового інституту агроекології та землеустрою,

Національний університет водного господарства та природокористування,
y.r.grokhovska@nuwm.edu.ua

Актуальність досліджень екологічного стану малих річок полягає в тому, що серед основних завдань Європейського Зеленого курсу (2020) є збереження і відновлення біорізноманіття екосистем і зменшення забруднення до «нульового» рівня. Відомо, що екосистеми малих річок України перебувають у переліку найуразливіших об'єктів довкілля впродовж останніх 40-50 років, а основною загрозою для них досі залишається антропогенний вплив. Метою роботи було оцінити сучасний екологічний стан малої річки Путилівка (довжина – 57 км, площа водозбору – 506 км²) за гідрохімічними показниками та біорізноманіттям її рослинного покриву та проаналізувати зміни, що відбулися за останнє десятиліття. Для гідроекологічної оцінки якості поверхневих вод використали дані моніторингу за 16 показниками, який проводили державні контролюючі органи у 2008-2011 і 2020-2021 роках. Гідророботанічні дослідження проводили загальноприйнятими методами протягом вегетаційного періоду в 2010-2014 і 2021-2023 роках. Еколого-біологічний аналіз флори проводили на основі характеристик з відповідних наукових джерел.

Комплексна екологічна оцінка якості за інтегральним екологічним індексом (I_c) показала, що за середніми показниками води річки чисті (II клас, 2 категорія), а за найгіршими – слабко забруднені (III клас, 4 категорія). Клас і категорія не змінилися за роки, але відбулося покращення якості води річки майже за усіма показниками трофо-сапробіологічного блоку і зниження рівня трофності за середніми значеннями від мезо-евтрофної до мезотрофної підкатегорії (переважаючий тип). Це також зафіксовано в зміні індексу (I_c) – від 2,4 до 2,0. Проте, роками спостерігається перевищення екологічних нормативів за вмістом важких металів у воді, що має геохімічне походження.

Водна флора річки налічує щонайменше 63 видів судинних рослин, що становить 59 % видового багатства Стир-Гориньської частини басейну Прип'яті. Дев'ять родин водних рослин, які є найбільшми за кількістю видів з 21, є провідними і для інших водних областей. У рослинному покриві зустрічаються рідкісні види, зокрема *Wolffia arrhiza*, *Nymphaea alba*, *N. candida*, *Nuphar lutea*, *Callitriche palustris*, *Berula erecta* занесені до «Червоного списку водних макрофітів України» (1993). Відмічено скорочення поширення адвентивного виду *Elodea canadensis*.

Ключові слова: басейн Прип'яті, мала річка, якість води, водні рослини, біорізноманіття.

Актуальність проблеми. Захист біорізноманіття та екосистем і зменшення забруднення довкілля до «нульового» рівня – серед основних завдань Європейського Зеленого курсу (2020) [1]. Відомо, що екосистеми малих річок України перебувають у переліку найуразливіших об'єктів довкілля впродовж останніх 30–40 років [2, 3]. Основною загрозою для них був і залишається антропогенний вплив, який призводить до зміни гідрологічного та гідрохімічного режиму, порушення умов життя гідробіонтів, і, в окремих випадках, до повної деградації водних екосистем. Наслідки такого впливу особливо небезпечні на тлі глобальних змін клімату, які європейською спільнотою визначено основною загрозою для довкілля. Тому дослідження екологічного стану і біорізноманіття екосистем малих річок та їх змін впродовж років дозволяє прогнозувати гідроекологічні тенденції та встановлювати загрози для біорізноманіття, зокрема фітобіоти, з метою запобігання або усунення.

Постановка завдання. Метою роботи була оцінка сучасного екологічного стану річки за гідрохімічними показниками і біорізноманіттям її рослинного покриву та аналіз змін, які відбулися за останнє десятиріччя.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Дослідженнями науковців встановлено, що мала річка Путилівка зазнає відносно незначного антропогенного впливу, на відміну від інших водотоків регіону. Проведена у 2008–2011 роках комплексна екологічна оцінка за інтегральним екологічним індексом (I_e) показала, що якість вод цієї малої річки за середніми значеннями відповідала категорії 2, і вони характеризувалася як «чисті», а за найгіршими значеннями – категорії 4, «слабко забруднені» [4]. Дослідження рослинного покриву річки у 2017 році показали, що його видовий склад в цілому подібний до видового складу фітобіоти річки Вілія [5]. Незначний антропогенний вплив та вода вищої якості, порівняно з поверхневими водами інших малих річок, зумовлюють значний інтерес до цього водотоку як еталонного водного об'єкту в басейні Горині і можливого кандидата на розширення Смарагдової мережі регіону.

Матеріали і методи дослідження. Відповідно до Водної Рамкової Директиви ЄС (2000), до якої Україна долучилася у 2006 році, басейн річки Путилівка відноситься до 16 екорегіону Європи [6]. Путилівка – це ліва притока Стубазки (басейн Горині), мала річка, довжиною 57 км і площею водозбору 506 км². Річка протікає в межах України, в Рівненській (27 км) і Волинській областях (30 км). Це типова рівнинна річка з похилом 0,9 м/км, звивистим річищем від 2–3 до 8–20 м ширини, трапецієвидною долиною завширшки до 4 км і заплавою 130–150 м [2, 7]. На берегах водотоку розташовані селища Цумань і Олика, села Бобрин, Грем'яче, Жобрин та інші. Річку використовують для господарських потреб і рекреації; зокрема, на її берегах розташований відомий санаторій «Червона калина».

Гідроекологічну оцінку здійснювали за нормативами «Екологічної класифікації якості поверхневих вод» з визначенням класів і категорій якості за окремими показниками і встановленням блокових індексів за критеріями сольового складу, трофо-сапробіологічними і токсичними речовинами. Інтегральний екологічний індекс (I_e), визначали за формулою (1):

$$I_e = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3}, \quad (1)$$

де I_1 – індекс забруднення компонентами сольового складу; I_2 – індекс трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників; I_3 – індекс специфічних показників [8].

Для оцінки використали дані моніторингу якості вод, який проводили державні контролюючі органи у 2008-2011 і 2020-2021 роках. Зокрема, дані моніторингу поверхневих вод за 16 фізико-хімічними показниками, який проводив Департамент екології та природних ресурсів Рівненської облдержадміністрації у пунктах гідрохімічного контролю біля села Жобрин у 2008-2011 роках, і дані моніторингу поверхневих вод, виконаного у 2020-2021 роках ДУ „Волинським ОЛЦ МОЗ України” у районі села Мочулки. Відбори проб води у 2008-2011 роках виконували за рекомендаціями Держкомгідромету до 4 разів на рік за гідрологічними сезонами. У 2020-2021 роках – лише раз на рік через припинення фінансування програми моніторингу. Визначення показників якості поверхневих вод виконувалося згідно з чинними керівними нормативними документами.

Гідроботанічні дослідження проводили за загальноприйнятими методами маршрутним та пробних ділянок поблизу сіл Мочулки і Жобрин у період з травня по вересень у 2010-2014 і 2021-2023 роках. Еколого-біологічний аналіз флори проводили за матеріалами власних польових досліджень рослинного покриву і за характеристикою з відповідних наукових джерел [9-18]. Зокрема, назви видів наведені за Міжнародним індексом назв рослин [9], а класифікація *Magnoliophyta* відповідно до системи, запропонованої Групою філогенезу покритонасінних (III, IV) [10, 11].

Результати досліджень та їх обговорення. Гідроекологічна оцінка показала, що якість води річки за показниками сольового блоку характеризується 1 категорією і 1 класом. Впродовж років клас і категорія залишилися без змін, а концентрація солей у поверхневих водах річки навіть дещо знизилася (таблиця 1).

За блоком трофо-сапробіологічних критеріїв у 2008-2011 роках якість води річки оцінювалася від 1-2 до 3-7 категорій. Найгірші категорії для цього блоку у 2008-2011 роках було встановлено за ХСК – 7, а також за вмістом фосфору фосфатів, азоту амонійного і нітритного – 5. У 2020-2021 роках якість води річки оцінювалася в межах від 1 (для біль-

шості критеріїв) до 4 категорії (для показника БСК₅). Зафіксовано покращення екологічного стану за показниками БСК₅ від 5 до 4 категорії і ХСК від 3-7 до 3. Отже, порівняння з даними десятирічної давнини показало значне покращення якості води практично за усіма показниками трофо-сапробіологічного блоку і зниження рівня трофності за середніми значеннями від мезоевтрофної до мезотрофної підкатегорії (переважаючий тип).

Таблиця 1. Результати фізико-хімічного аналізу й оцінка якості поверхневих вод річки за категоріями якості

Показник, мг/дм ³	Значення, мг/дм ³ (від-до)		Категорія якості	
	2008-2011	2020-2021	2008-2011	2020-2021
Сульфати	30,7-45,0	23,5-29,8	1	1
Хлориди	6,4-17,7	16,4-17,1	1	1
Сухий залишок	253-396	367-472	1	1
Завислі речовини	8,8 – 11,2	4,0	2 - 3	1
Азот амонійний	0,093-0,815	0,2	1 - 5	2
Азот нітратний	0,00-0,23	0,00-0,045	1 - 2	1
Азот нітритний	0,0006-0,033	0,00	1 - 5	1
Фосфор фосфатів	0,023-0,143	0,00-0,005	2 - 5	1
Розчинений кисень	6,84-8,88	8,65-8,7	1 - 4	1
ХСК	20,0-62,3	21,0-23,0	3 - 7	3
БСК ₅	4,95-6,28	2,7-3,0	5	4
Залізо	0,017-0,43	0,1-0,25	1	3-4
Фториди	0,04-0,21	0,02-0,03	1-4	1
Мідь	0,014-0,024	0,068	5	7
Цинк	0,011-0,03	0,016-0,054	2-4	3-5
Марганець	0,016-0,027	0,049-0,121	2-3	3-5

За критеріями вмісту специфічних речовин токсичної дії якість води з роками дещо погіршилася за більшістю показників, крім фторидів. Зокрема, за вмістом міді – від 5 до 7 категорії, а цинку і марганцю – від 3 до 5. Відомо, що висока концентрація цих важких металів у поверхневих водах регіону зумовлена геологічними чинниками, а не антропогенним впливом [19, 20]. Ймовірною причиною зростання вмісту важких металів може бути зниження водності річки в останнє десятиріччя через глобальні зміни клімату. Узагальнюючи, за критеріями цього блоку в 2020-2021 роках якість води річки відповідала II-III класам та 2-5 категоріям за середніми значеннями. За найгіршими значеннями – V класу (5 категорії).

Отже, результати фізико-хімічного аналізу і гідроекологічна оцінка якості води за критеріями сольового складу показали, що вода річки була і залишається чистою (I клас, 1 категорія), а індекс (I_1) – 1, і за середніми значеннями, і за найгіршими значеннями (таблиця 2). Станом на

2020-2021 роки, за трофо-сапробіологічними критеріями води річки оцінюються як чисті за середніми значеннями ($I_2 = 1,75$), і слабо забруднені за найгіршими ($I_2 = 4$). За критеріями вмісту специфічних речовин токсичної дії зафіксовано погіршення за індексом (I_3): від 2,8 до 3,3 за середніми значеннями, тобто якість води від досить чистої – до слабо забрудненої, і від 5 до 7 – за найгіршими значеннями, води – від помірно забруднених до дуже брудних.

Таблиця 2. Оцінка якості води річки за екологічною класифікацією

Роки досліджень	I_1		I_2		I_3		I_4		Клас якості		Ступінь чистоти	
	сер.	найг.	сер.	найг.	сер.	найг.	сер.	найг.	сер.	найг.	сер.	найг.
2008-2011	1	1	3,25	7	2,8	5	2,4	4,3	II	III	чисті	забруднені
2020-2021	1	1	1,75	4	3,3	7	2,0	4,0	II	III	чисті	забруднені

Комплексна екологічна оцінка якості за інтегральним екологічним індексом (I_c) показала, що за середніми показниками води річки чисті (II клас, 2 категорія), а за найгіршими – слабо забруднені (III клас, 4 категорія). Отже, клас і категорія якості не змінилися за роки, але спостерігається деяке покращення за середнім значенням екологічного індексу (I_c) – від 2,4 до 2,0.

За результатами **гідроботанічних досліджень** встановили, що рослинний покрив річки складають щонайменше 63 види вищих водних рослин (судинних макрофітів), які належать до 43 родів і 21 родини. Серед них один вид хвощів – хвощ річковий (*Equisetum fluviatile*) і болотяна папороть, або теліптерис болотний (*Thelypteris palustris*), які зрідка трапляються на мілководді у прибережній смузі водотоку. Решта видів – квіткові рослини (таблиця 3).

Таблиця 3. Різноманіття флори вищих водних рослин річки Путилівка

Родина	Вид	Еко-тип	Жит-тева форма	Тип стратегії	Частота трапляння
Equisetaceae	<i>Equisetum fluviatile</i> L.	E	H	CRS	1
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris palustris</i> Schott	E	H	CRS	1
Nymphaeaceae	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	FL	G	CS	2
	<i>Nymphaea alba</i> L.	FL	G	S	2
	<i>N. candida</i> J. Presl & C. Presl	FL	G	CS	1
Acoraceae	<i>Acorus calamus</i> L.	E	G	C	2
Alismataceae	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	E	H	R	3
	<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	E	G	CRS	2

Продовження таблиці 3

Родина	Вид	Еко-тип	Життєва форма	Тип стратегії	Частота трапляння
Araceae	<i>L. minor</i> L.	FF	Hy	S	3
	<i>L. trisulca</i> L.	FF	Hy	R	2
	<i>Wolffia arrhiza</i> (L.) Horkel ex Wimm	FF	Hy	R	1
	<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	FF	Hy	R	3
Butomaceae	<i>Butomus umbellatus</i> L.	E	G	CS	2
Hydrocharitaceae	<i>Elodea canadensis</i> Michx.	S	Hy	C	1
	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	FF	Hy	S	2
	<i>Stratiotes aloides</i> L.	FL	Hy	C	1
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton crispus</i> L.	S	G	R	2
	<i>P. lucens</i> L.	S	G	C	1
	<i>P. natans</i> L.	FL	G	C	1
	<i>P. nodosus</i> Poir	FL	G	S	2
	<i>P. perfoliatus</i> L.	S	G	CRS	2
	<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Böerner	S	G	C	3
	Iridaceae	<i>Iris pseudacorus</i> L.	E	G	C
Cyperaceae	<i>Carex acuta</i> L.	E	G	C	2
	<i>C. pseudocyperus</i> L.	E	H	R-S	1
	<i>C. rostrata</i> Stokes	E	G	C	1
	<i>C. vesicaria</i> L.	E	G	C	2
	<i>C. vulpina</i> L.	E	H	S	1
	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. et Schult.	E	H	C	1
	<i>E. palustris</i> (L.) Roem. et Schult.	E	H	R	1
	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	E	H	S	1
	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	E	H	C	2
	Poaceae	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	E	H	CR
<i>Catabrosa aquatica</i> (L.) P. Beauv		E	H	S	1
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.		E	H	CR	2
<i>G. maxima</i> (C. Hartm.) Holmberg		E	H	CS	4
<i>Leersia oryzoides</i> (L.) Sw.		E	H	CR	2
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.		E	H	C	4
Typhaceae	<i>Typha angustifolia</i> L.	E	G	CS	2
	<i>T. latifolia</i> L.	E	G	C	4
	<i>Sparganium emersum</i> Rehm.	E	G	S	2
	<i>S. erectum</i> L.	E	H	S	2
Ceratophyllaceae	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	S	Hy	SR	4

Родина	Вид	Еко-тип	Жит-тєва форма	Тип стратегії	Частота трапляння
Ranunculaceae	<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth.	S	G	SR	1
	<i>R. aquatilis</i> L.	S	G	S	1
	<i>Caltha palustris</i> L.	E	H	CRS	2
	<i>Ranunculus flammula</i> L.	E	H	CRS	1
	<i>R. lingua</i> L.	E	H	S	1
	<i>R. repens</i> L.	E	H	S	2
	<i>R. sceleratus</i> L.	E	H	R	1
Haloragaceae	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	S	G	SR	1
	<i>M. verticillatum</i> L.	S	G	C	1
Lythraceae	<i>Lythrum salicaria</i> L.	E	H	S	2
Brassicaceae	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Bess.	E	H	S	2
Polygonaceae	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) S.F. Gray	E	G	C	1
	<i>R. hydrolapathum</i> Huds.	E	H	S	2
Plantaginaceae	<i>Callitriche palustris</i> L.	S	Th	S	1
	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	E	H	RCS	1
	<i>V. anagalloides</i> Guss.	E	H	R	1
Apiaceae	<i>Cicuta virosa</i> L.	E	H	C	1
	<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	E	H	CR	1
	<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	E	H	C	1
	<i>Sium latifolium</i> L.	E	H	C	1

Примітка: прісноводні макрофіти (Sculthorpe, 1967; Chambers et al., 2008): E – напівзанурені, FL – з плаваючим листям, S – занурені, FF – вільно плаваючі; життєві форми рослин (Raunkiaer C., 1934): Th – терофіти, G – геофіти, Hy – гідрофіти, H – гемікриптофіти; стратегії (Grime, 1977): C – конкуренти, S – стресостійкі, R – рудерали; частота трапляння видів за даними маршрутних досліджень у 2010-2023 рр.: 1 – рідкісні (поодинокі локалітети) та спорадичні види, які виявлені менше ніж на 20% обстежених ділянок; 2 – малопоширені види, які трапляються на 20–40% ділянок; 3 – звичайні види, які зустрічаються на 40–60% ділянок; 4 – звичайні види, які зустрічаються часто, на 60–80% ділянок.

Найбагатше представлені родини осокових, або смиковцевих (*Cyperaceae*) – 9 видів, і жовтецевих (*Ranunculaceae*) – 7 видів. Досить різноманітними є рдесникові (*Potamogetonaceae*), і злакові, або тонконогові (*Poaceae*) – по 6 видів. Разом ці родини складають 44 % видового складу водної флори річки. Загалом, фіторізноманіття річки Путилівка складає 59 % видового багатства водної флори Стир-Гориньської частини басейну Прип'яті [4]. Співпадають дев'ять провідних родин вищих водних рослин річки і водних об'єктів регіону, а *Cyperaceae* і *Plantaginaceae* – за місцем у списку (таблиця 4).

Таблиця 4. Кількість видів у провідних родинях флори водних рослин Стир-Гориньської частини басейну Прип'яті та річки Путилівка

Родини	Регіон, абс.	Родини	Річка, абс.
Суперaceae	18	Суперaceae	9
Potamogetonaceae	13	Ranunculaceae	7
Роaceae	9	Potamogetonaceae	6
Ranunculaceae	8	Роaceae	6
Araceae	6	Турфaceae	4
Турфaceae	6	Araceae	4
Hydrocharitaceae	5	Аріaceae	4
Plantaginaceae	5	Plantaginaceae	3
Аріaceae	4	Hydrocharitaceae	3
Lentibulariaceae	3	Nymphaeaceae	3

Еколого-біологічний аналіз флори показав, що відповідно до системи життєвих форм прісноводних макрофітів (Sculthorpe 1967, Chambers et al., 2008) [15, 16], види розподіляються наступним чином: напівзанурені укорінені рослини, які ростуть на вкритих водою або періодично затоплюваних ґрунтах – 41 вид (65 %); макрофіти з плаваючим листям (рослини, що укорінюються на дні, з листям, що плаває на поверхні води) – 6 (9,5 %); вільноплаваючі макрофіти (рослини, які зазвичай плавають на поверхні води або в товщі – 5 (8 %), занурені макрофіти (рослини, які ростуть у воді повністю занурені, з корінням або аналогами коренів у субстраті, прикріплені до нього або тісно пов'язані з ним) – 11 (17,5 %) (рисунком 1).

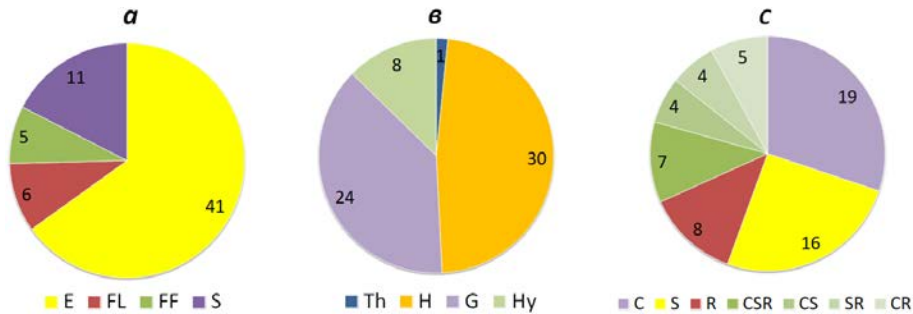


Рис. 1. Співвідношення екобіоморф водних рослин річки Путилівка за кількістю видів: *a*) спектр екотипів: E – напівзанурені, FL – з плаваючим листям, S – занурені, FF – вільноплаваючі; *б*) спектр життєвих форм рослин за Raunkiaer (1934): Th – терофіти, H – гемікриптофіти, G – геофіти, Hy – гідрофіти; *в*) спектр типів стратегій рослин в угрупованні за Grime (1977): C – конкуренти, S – стресостійкі, R – рудерали

Усі водні рослини водотоку – багаторічні, крім одного виду – виринниці болотної (*Callitriche palustris*), яка трапляється зрідка. Це терофіт

за класифікацією життєвих форм С. Raunkiaer (1934). Крім того, за цією класифікацією у складі водної флори приблизно однакова кількість видів гемікриптофітів – 30 і криптофітів – 32 (геофітів – 24 види, гідрофітів – 8).

Аналіз типів стратегій рослин в угрупованні дозволив з'ясувати, що серед судинних макрофітів річки С-стратегів – 18 видів, S-стратегів – 16, R-стратегів – 8. Решта видів – перехідні між типами.

Заростання водного дзеркала становило у середньому від 5 до 25 %, але на окремих ділянках річки досягало 80 %. Це, наприклад, угруповання з домінуванням *Ceratophyllum demersum* на малопроточній ділянці річки в межах села Жобрин.

В рослинному покриві річки трапляються рідкісні для регіону види і угруповання за участю водних рослин. Зокрема, до «Червоного списку водних макрофітів України» (1993) занесені *Wolffia arrhiza* (категорія С2); *Nymphaea alba*, *N. candida*, *Nuphar lutea*, *Callitriche palustris* (категорія С3); *Berula erecta* (категорія С4) [13]. Угруповання формацій *Nymphaeeta albae*, *Nymphaeeta candidae*, *Sagittarieta sagittifoliae* занесені до «Зеленої книги України» (2009) у статусі рідкісних [21].

Найпоширеніші види в рослинному покриві є традиційними для регіону – *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*, *Typha latifolia*, *Agrostis stolonifera*. Звичайні види – *T. angustifolia*, *Sparganium emersum*, *S. erectum*, *Alisma plantago-aquatica*, *Sagittaria sagittifolia*, *Butomus umbellatus*, *Acorus calamus*, *Iris pseudacorus*, *Carex acuta*, *C. riparia*, *C. vesicaria*, *C. vulpina*, *Scirpus sylvaticus*, *Glyceria fluitans*, *Leersia oryzoides*, *Caltha palustris*, *Ranunculus repens*, *Lythrum salicaria*. Найпоширеніші серед занурених і вільноплаваючих на поверхні води рослин – *Ceratophyllum demersum*, *Stuckenia pectinata*, *Lemna minor* і *Spirodela polyrrhiza*. До числа звичайних видів належать *Polygonum amphibium*, *Nuphar lutea*, *Lemna trisulca*, *Potamogeton crispus*, *P. nodosus*, *P. perfoliatus*. В останні роки відмічено скорочення поширення адвентивного виду *Elodea canadensis*, який раніше був звичайним видом у фітоценозах річки. Це спостерігається і в інших водних об'єктах регіону і зумовлюється вразливістю цього виду до антропогенної евтрофікації [13].

Висновки. Комплексна екологічна оцінка якості води показала, що впродовж 2008-2011 і 2020-2021 років води річки Путилівка за ступенем антропогенної забрудненості описуються як «чисті» (II клас, 2 категорія) і «слабко забруднені» (III клас, 4 категорія). За останнє десятиріччя зафіксовано зниження екологічного індексу (І) за середніми значеннями – від 2,4 до 2,0. Спостерігається покращення якості води річки майже за усіма показниками трофо-сапробіологічного блоку. Поряд з цим, впродовж досліджуваного періоду спостерігається перевищення екологічних нормативів за концентрацією важких металів, зокрема, міді, що має геохімічне походження.

Водну флору річки складає щонайменше 63 види судинних рослин, що становить 59 % видового багатства водної флори Стир-Гориньської частини басейну Прип'яті. Дев'ять родин водних рослин, які є найбільшми за кількістю видів з 21, також є провідними для інших водних об'єктів регіону.

В рослинному покриві трапляються рідкісні види і угруповання. Зокрема, виявили представників трьох категорій (С2, С3 і С4) «Червоного списку водних макрофітів України» (1993): *Wolffia arrhiza*, *Nymphaea alba*, *N. candida*, *Nuphar lutea*, *Callitriche palustris*, *Berula erecta*. Угруповання формацій *Nymphaeeta albae*, *Nymphaeeta candidae*, *Sagittarieta sagittifoliae* занесені до «Зеленої книги України» (2009) у статусі рідкісних.

Найпоширеніші види – *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*, *Typha latifolia*, *Agrostis stolonifera*, а серед занурених і вільноплаваючих на поверхні води – *Ceratophyllum demersum*, *Stuckenia pectinata*, *Lemna minor* і *Spirodela polyrrhiza*. В останні роки відмічено скорочення поширення адвентивного виду *Elodea canadensis*.

Подальші дослідження екосистеми і біорізноманіття цього водного об'єкту, зокрема дослідження багатства іхтіофауни, можуть відкрити перспективу занесення малої річки Путилівка до Смарагдової мережі України.

ECOLOGICAL STATE AND PHYTOBIOTA OF THE SMALL PUTYLIVKA RIVER (HORYN RIVER BASIN)

Grokhovska Yu. R. – Doctor of Agricultural Sciences,

Konontsev S. V. – Doctor of Technical Sciences, Associate Professor,

Khalimonchuk O. M. – 2nd year master's student

at the Educational and Scientific Institute of Agroecology and Land Management,

National University of Water and Environmental Engineering,

y.r.grokhovska@nuwm.edu.ua

Researching the ecological state of small rivers is relevant because the conservation and restoration of ecosystem biodiversity and the reduction of pollution to a "zero" level are among the main objectives of the European Green Deal (2020). It is known that the ecosystems of small rivers in Ukraine have been on the list of the most vulnerable objects for the past 40-50 years, and anthropogenic impact still remains the main threat to them.

The work aimed to assess the current ecological state of the small Putylivka River (57 km length, 506 km² catchment area) based on hydrochemical indicators and the biodiversity of its vegetation cover and to analyze the changes that have occurred over the past decade. For the hydroecological assessment of surface water quality, monitoring data for 16 indicators was used, which were conducted by the state control authorities in 2008-2011 and 2020-2021. Hydrobotanical studies were carried out using generally accepted methods during the vegetation period in 2010-2014 and 2021-2023.

Ecological and biological analysis of the flora was carried out based on characteristics from relevant scientific sources.

A comprehensive environmental assessment of the water quality using the integrated ecological index (I_c) showed that the river waters are clean (Class II, Category 2) by average indicators and slightly polluted (Class III, Category 4) by the worst indicators.

The class and category have not changed over the years, but there has been an improvement in the water quality in almost all indicators of the tropho-saprobiological block and a decrease in the trophic level in average values from the meso-eutrophic to the mesotrophic subcategory (the predominant type). This is also recorded in the decrease of the index (I_c) from 2.4 to 2.0. However, over the years, there has been an excess of environmental standards for the concentration of heavy metals of geochemical origin.

The aquatic flora of the river includes at least 63 species of vascular plants, 59 % of the species richness of the Styr-Horyn part of the Pripyat River basin. Nine families of aquatic plants, the largest in the number of species out of 21, are also leading for other water bodies of the region. The plant cover contains rare species, in particular *Wolffia arrhiza*, *Nymphaea alba*, *N. candida*, *Nuphar lutea*, *Callitriche palustris*, *Berula erecta* listed in the "Red List of Aquatic Macrophytes of Ukraine" (1993). A reduction in the distribution of the adventitious species *Elodea canadensis* has been noted.

Keywords: the Pripyat River basin, a small river, water quality, aquatic plants, biodiversity.

ЛІТЕРАТУРА

1. The European Green Deal. Striving to be the first climate-neutral continent. *European Commission*: веб-сайт. URL: https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en (дата звернення: 09.11.2024).
2. Малі річки України: довідник / Яцик А. В. та ін. ; за ред. А. В. Яцика. Київ, 1991. 296 с.
3. Романенко В. Д. Основи гідроекології. Київ: Обереги, 2001. 728 с.
4. Гроховська Ю. Р. Екологічні основи збалансованого використання ресурсів водних екосистем басейну Прип'яті : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра с.-г. наук : 03.00.16. Київ, 2017. 40 с.
5. Гроховська Ю. Р., Володимирець В. О. Видовий склад судинних рослин малих річок лісостепової частини басейну Горині. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій* : зб. наук. пр., 2015. № 12. С. 110-116.
6. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. Київ, 2006. 240 с.
7. Коротун І. М., Коротун Л. К. Географія Рівненської області. Рівне, 1996. 274 с.
8. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко та ін. Київ, 1998. 28 с.
9. The International Plant Names Index: веб-сайт. URL: <http://www.ipni.org> (дата звернення: 22.11.2024).

10. The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 2009. Vol. 161(2). P. 105–121. DOI: 10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x.
11. The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 2016. Vol. 181(1). P. 1–20. DOI: 10.1111/boj.12385.
12. Екофлора України. Т. 1–6. / Ред. Я. П. Дідух. Київ : Фітосоціоцентр, 2000–2010.
13. Prokopuk M., Zub L. Peculiarities of species of Elodea (Hydrocharitaceae) in the aquatic ecosystems of Ukraine (East Europe). *Phytologia Balcanica*, 2019. Vol. 25(3). P. 381–386.
14. European Red List of Vascular Plants / Bilz M., Kell S. P., Maxted N., Lansdown R. V. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2011. 130 p. DOI: 10.2779/8515 (дата звернення: 09.11.2024).
15. Sculthorpe C. D. The biology of aquatic vascular plants. London: Edward Arnold, 1967. 610 p.
16. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater / Chambers P. A. et al. *Hydrobiologia*, 2008. Vol. 595(1). P. 9–26. DOI: 10.1007/s10750-007-9154-6.
17. Grime J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 1977. Vol. 111, no. 982. P. 1169–1194. URL: <http://www.jstor.org/stable/2460262> (дата звернення: 26.11.2024).
18. Raunkiaer C. The life forms of plant and statistical plant geography. Oxford: Clarendon Press, 1934. 632 p.
19. Самородна мідь вулканогенних формацій світу / К. В. Руденко та ін. К.: Логос, 2017. С.26–33. URL: https://igs-nas.org.ua/images/geology/viddil_geol_kor_kop/Native_copper.pdf (дата звернення: 26.11.2024).
20. Програма розвитку та промислового освоєння мінерально-сировинних ресурсів Рівненської області на період до 2010 року. Рівненська обласна державна адміністрація. Рівне: РОДА, 2006. 21 с.
21. Зелена книга України / за ред. Я. П. Дідуха. Київ: Альтерпрес, 2009. 448 с.

REFERENCES

1. The European Green Deal. Striving to be the first climate-neutral continent. *European Commission*: website. URL: https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en (Last accessed: 09.11.2024).
2. *Mali richky Ukrainy : dovidnyk* [Small rivers of Ukraine: a guide] / Yatsyk A. V. et al.; edited by A. V. Yatsyk. Kyiv, 1991. 296. [in Ukrainian]

3. Romanenko V. D. (2001). *Osnovy hidroekolohiyi* [Fundamentals of Hydroecology]. Kyiv: Oberehy. [in Ukrainian].
4. Grokhovska Y. R. (2017). *Ekolohichni osnovy zbalansovanoho vykorystannya resursiv vodnykh ekosystem baseynu Prypyati* [Ecological bases of balanced use of the Pripjat river basin water ecosystem resources]: abstract of a diss. of D. Agricultural Sc.: 03.00.16. Kyiv. [in Ukrainian].
5. Grokhovska Y. R., Volodymyrets V. O. (2015). *Vydovyy sklad sudynnykh roslyn malykh richok lisostepovoyi chastyny baseynu Horyni* [Species composition of vascular plants of small rivers of the forest-steppe part of the Horyn basin]. *Pryroda Zakhidnoho Polissya ta prylehlykh terytoriy: zb. nauk. pr.* [Nature of Western Polissya and adjacent territories: a collection of scientific works]. Vol. 12, 110-116. [in Ukrainian].
6. Vodna Ramkova Dyrektyva ES 2000/60/EC. (2006). *Osnovni terminy ta yikh vyznachennya* [Water Framework Directive 2000/60/ EU. Key terms and their definitions]. Kyiv. [in Ukrainian].
7. Korotun I. M., Korotun L. K. (1996). *Heohrafiya Rivnens'koyi oblasti* [Geography of the Rivne Region]. Rivne. [in Ukrainian].
8. *Metodyka ekolohichnoyi otsinky yakosti poverkhnevyykh vod za vidpovidnymi katehoriyamy* [Methodology for ecological assessment of surface water quality by relevant categories] / V. D. Romanenko et al. Kyiv, 1998. [in Ukrainian].
9. The International Plant Names Index: website. URL: <http://www.ipni.org> (Last accessed: 22. 11. 2024).
10. The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 2009. Vol. 161(2), 105-121. DOI: 10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x.
11. The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 2016. Vol. 181(1), 1-20. DOI: 10.1111/boj.12385.
12. *Ecoflora of Ukraine*. Vol. 1-6/edited by Ya. P. Didukh. Kyiv: Phytosociotsentr, 2000–2010. [in Ukrainian].
13. Prokopuk M., Zub L. (2019). Peculiarities of species of Elodea (Hydrocharitaceae) in the aquatic ecosystems of Ukraine (East Europe). *Phytologia Balcanica*, Vol. 25(3), 381-386.
14. European Red List of Vascular Plants / Bilz M., Kell S. P., Maxted N., Lansdown R. V. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2011. DOI: 10.2779/8515 (Last accessed: 09.11.2024).
15. Sculthorpe C. D. (1967). *The biology of aquatic vascular plants*. London: Edward Arnold.

16. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater / Chambers P.A. et al. *Hydrobiologia*, 2008. Vol. 595(1), 9-26. DOI: 10.1007/s10750-007-9154-6.
17. Grime J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*. Vol. 111, no. 982, 1169-1194. URL: <http://www.jstor.org/stable/2460262> (Last accessed: 26.11.2024).
18. Raunkiaer C. (1934). *The life forms of plant and statistical plant geography*. Oxford: Clarendon Press.
19. *Samorodna mid' vulkanohennykh formatsiy svitu* [Native copper of volcanogenic formations of the world]. K. V. Rudenko et al. Kyiv: Logos, 2017. 26-33. URL: https://igs-nas.org.ua/images/geology/viddil_geol_kor_kop/Native_copper.pdf (Last accessed: 26.11.2024). [in Ukrainian].
20. *Prohrama rozvytku ta promyslovoho osvoyennya mineral'no-syrovynnykh resursiv Rivnens'koyi oblasti na period do 2010 roku* [Program for the Development and Industrial Development of Mineral Resources of Rivne Region for the Period Until 2010]. Rivne Regional State Administration. Rivne: RODA, 2006. [in Ukrainian].
21. *Zelena knyha Ukrainy* [Green Book of Ukraine]. Edited by Ya. P. Didukh. Kyiv: Alterpress, 2009. [in Ukrainian].

УДК 574.52

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.2.8>

ОЦІНКА ЗБИТКІВ ІХТІОФАУНИ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЗАПОРІЗЬКОЇ АЕС

*Маренков О. М. – к.б.н., доцент,
Нестеренко О. С. – доктор філософії,
Боровик І. І. – доктор філософії,*

*Науково-дослідна лабораторія гідробіології, іхтіології та радіобіології
Науково-дослідного інституту біології
Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара,
vanbor17@gmail.com*

У статті представлено результати досліджень динаміки меліоративних виловів та структури іхтіоценозу водойми-охолоджувача (ВО) Запорізької атомної електростанції (ЗАЕС). Представлено коротку характеристику ВО ЗАЕС. Наведено дані щодо потенційних збитків, які виникають унаслідок втрати видів риб через порушення гідрологічного режиму під час військової окупації станції, зміни умов експлуатації електростанції. Іхтіологічні дослідження проводили за методиками Арсана, Озінковської та Мовчана. Розрахунок збитків проводили за методикою розрахунку збитків Мінагрополітики та Міндовкілля.

У водоймі-охолоджувачі наразі нараховується 16 видів риб. З них за трофічним співвідношенням бентофаги складають – 37,5 %, хижі види – 31,3 %, планктофаги – 18,8 %, та фітофаги – 12,5 %. Наразі фіксується загибель теплолюбних видів риб (тиляпія мозамбіцька, каналний, американський та червонохвостий сом). Встановлено що загальна сума збитків, заподіяних рибному господарству внаслідок загибелі риби складає 152,898 млн. грн. Зменшення чисельності видів-біомеліораторів та повна їх втрата (теплолюбних видів) загрожує розвитком наявних біологічних перешкод та появою нових, які у свою чергу можуть призводити до аварійних ситуацій.

У зв'язку із окупацією міста Енергодару і відсутністю можливості проведення повноцінних гідроекологічних досліджень на теперішній час рекомендується використовувати «Технологічне обґрунтування застосування біологічного методу зниження кількості фітопланктону та моллюсків у гідротехнічній системі ЗАЕС...», яке діяло до 2022 року (розроблене фахівцями Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара), для забезпечення біомеліорації та боротьби з біоперешкодами у техноекосистемі ЗАЕС.

Ключові слова: іхтіофауна, водойма-охолоджувач, гідроекологія, збитки, Запорізька АЕС, біоперешкоди, фітоперифітон.

Постановка проблеми. Безперервна циркуляція води у системі охолодження та технічного водопостачання має фундаментальне значення для функціонування АЕС. Для цього у реакторних системах ВВЕР-1000 використовують технічні водопостачальні споруди [1–2]. До них відносяться

бризкальні басейни, градирні і ставки або водойми-охолоджувачі. В останніх у процесі експлуатації неминуче постає питання накопичення біомаси фітопланктону, вищої водної рослинності, бентосних видів молюсків, що у свою чергу значно впливає на якість води, та знижує здатність до охолодження. Такі проблеми можуть ускладнювати роботу техноекосистем і згодом викликати аварійні ситуації. Біомеліоративні заходи з зариблення аборигенними видами і видами-вселенцями спрямовуються на вирішення цих проблем, але і вони без відповідного, збалансованого регулювання можуть нанести шкоду водоймі-охолоджувачу шляхом біогенного замулювання.

На сьогодні моніторинг стану водойми-охолоджувача неможливий через окупацію. Дії військ країни-окупанта спричинили також ряд екологічних катастроф, які призвели до повної втрати популяцій теплолюбних видів у водоймі-охолоджувачі Запорізької АЕС.

Аналіз останніх публікацій. Водойми-охолоджувачі енергетичних об'єктів являють собою унікальні об'єкти для фундаментальних гідробіологічних досліджень. Вони є не тільки технічними водними об'єктами спеціального призначення, але і елементами ландшафтних комплексів того чи іншого регіону. Тому їх екологічний стан або екологічний потенціал згідно Водної Рамкової Директиви ЄС має бути суттєво не гіршим, ніж у водоймах на прилеглих територіях [3–5]

Водойма-охолоджувач (ВО) – один із головних елементів системи охолодження та технічного водопостачання атомної електростанції. ВО Запорізької АЕС уведена в експлуатацію в 1984 р. разом із запуском першого енергоблоку. Утворена шляхом виокремлення частини Каховського водосховища намивною піщаною греблею, і має наступні параметри: площа дзеркала за нормального підпірного рівня (НПР) – 8,2 км², об'єм за НПР – 47,05 млн м³, середня глибина за НПР – 5,87 м, максимальна глибина за НПР – 16,5 м, довжина берегової лінії – 11,2 км [5].

Основні призначення водойми-охолоджувача:

- 1) охолодження нагрітої циркуляційної води шляхом теплообміну з атмосферою за площею водного дзеркала;
- 2) підтримка проектного рівня у циркуляційній системі технічного водопостачання;
- 3) підтримка необхідної якості циркуляційної води.

Водойма-охолоджувач є технічною водоймою і не призначена для рибогосподарської діяльності як такої, але вирощування риби, зариблення та вилов риби на акваторії водойми-охолоджувача ведеться з метою біомеліорації. Оскільки техноекосистеми часто стикаються із біоперешкодами, які можуть призводити до аварійних ситуацій різного ступеня [5–6]. Особливо це стосується підприємств атомної енергетики, що мають складну систему охолодження та водовідведення, і перешкоди в роботі не можуть бути досить

швидко усунути. Тому доцільно вирощувати види, які поїдатимуть біомасу водоростей, перифітону тощо, які і створюють біоперешкоди [7].

Постановка завдання. Руйнація Каховської ГЕС призвела до стрімкого зниження рівня води у Каховському водосховищі, що вплинуло і на водойму-охолоджувач ЗАЕС. За інформацією прес-центру Енергоатома від 31 жовтня 2022 року [8] внаслідок зупинки енергоблоків ЗАЕС припинився нагрів води у водоймі-охолоджувачі, що призвело до зниження температури води до позначки +13 °С. Це призвело до масової загибелі риби у ВО. в тому числі до втрати унікальної популяції мозамбіцької тиліпії. Виходячи з цього метою нашої роботи було провести аналіз складу іхтіофауни систем охолодження та системи технічного водопостачання Запорізької АЕС, а саме водойми-охолоджувача, та оцінити збитки, заподіяні внаслідок порушення режиму експлуатації ЗАЕС в період окупації.

– проаналізувати звітні матеріали Запорізької АЕС та власних досліджень щодо структури іхтіоценозу, обсягів вилову та зариблення водойми-охолоджувача;

– розрахувати збитки, у контексті втрати біомеліоративних ресурсів важливого стратегічного об'єкту.

Матеріали та методи. Іхтіологічний матеріал збирали з контрольних знарядь лову набором ставних сіток з кроком вічка $a=30-110$ мм влітку 2021 року під час експедицій на ВО ЗАЕС. Крім того, використовували звітні матеріали ЗАЕС. Збір та обробку іхтіологічного матеріалу проводили із використанням загальноприйнятих класичних методик [9–11].

Для розрахунків збитків, нанесених рибним ресурсам ВО ЗАЕС, використовували методику розрахунку збитків Мінагрополітики та Міндовкілля [12].

Загальні збитки, заподіяні рибним ресурсам внаслідок загибелі риби та інших водних біоресурсів, складаються з прямих збитків і збитків від втрати потомства (непрямих збитків).

Прямі збитки розраховували за формулою (1):

$$N_1 = Z * n * p \quad (1),$$

де, N_1 – розмір збитків, заподіяних загибеллю особин або їх незаконним вилученням з водного середовища (тис. грн.); Z – вартість продукції, виготовленої з 1 кг сировини, за діючими роздрібними ринковими цінами регіону на момент проведення розрахунку збитків (грн.); N – кількість загиблих або незаконно добутих з водойми статевозрілих особин (шт.); P – середня маса статевозрілої особини (кг) [12].

Для розрахунку непрямих збитків використовували наступну формулу (2):

$$N_2 = \frac{n * Q * k * p * r * c}{10000} * Z \quad (2),$$

де, N_2 – розмір збитків, заподіяних втратою потомства (тис. грн.); n – кількість загиблих або незаконно добутих статевозрілих особин (шт.); Q – середня плодючість ікринок, личинок (шт.); k – коефіцієнт промислового повернення від ікри (личинок) (у відсотках); p – середня маса статевозрілої особини (кг); r – відносна частина (або доля) самок у стаді (у відсотках); s – кратність нересту (раз); Z – вартість продукції, виготовленої з 1 кг сировини, за діючими роздрібними ринковими цінами регіону на момент проведення розрахунку збитків (грн.) [12].

Статистичні розрахунки проводили з використанням пакету прикладних програм Microsoft Excel 2021.

Результати досліджень. Іхтіоценоз водойми-охолоджувача ЗАЕС представлений штучно сформованим біоценозом, який включає в себе представників різних трофічних видів: фітофаги, бентофаги, планктофаги, хижакі. Основною метою створення такої екосистеми є біомеліорація системи охолодження та технічного водопостачання ЗАЕС.

У сучасному складі іхтіофауни водойми-охолоджувача зареєстровано 16 видів риб. Із аборигенних видів, які певною мірою адаптувалися до умов технічної водойми, наявні карась сріблястий *Carassius gibelio* (Bloch, 1752), плітка *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), краснопірка *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), лящ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) тощо. Із видів, яких інтродукують задля забезпечення біомеліорації наявні білий товстолобик *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844), білий амур *Stenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844), чорний амур *Mylopharyngodon piceus* (Richardson, 1846), тиліяпія мозамбікська *Oreochromis mossambicus* (Peters, 1852), каналний сом *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818), американський сом *Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1819), червонохвостий сом *Phractocephalus hemiliopterus* (Bloch & Schneider, 1801). Також зустрічаються інвазійні види: амурський чебачок *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schegel, 1846), сонячний окунь *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758). Останні можуть стрімко нарощувати свою чисельність та біомасу в нестабільних екологічних умовах технічних водойм.

У 2021 році 44 % видів риб становили представники аборигенної іхтіофауни, а 56 % представлені чужорідними видами.

За трофічним співвідношенням 37,5 % становили бентофаги, 31,3 % – хижакі, 18,8 % – планктофаги, 12,5 % – фітофаги (рисунок 1).

За аналізом вилову крупновічковими сітками ($a \geq 70$ мм) встановлено, що 62,6–75,4 % видів припадало на карася сріблястого, тиліяпію, коропа *Suprinus carpio* (Linnaeus, 1758) та білого товстолобика. У досліджений період іхтіоценоз в основному складався із представників, що забезпечують біомеліорацію – фітопланкто-, зоопланкто-, бенто- та еврифаги, а також рослиноїдні риби. Найбільше в умовах переважали бен-

тофаги (за видовим складом – 35,6 %), представлені коропом і карасем. Дещо менший відсоток планктофагів (білий товстолобик) за чисельністю – 32,5 %, однак, за біомасою – 64,6 %.

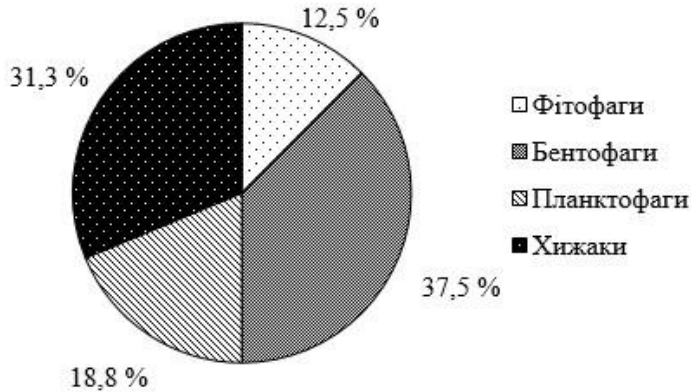


Рис. 1. Відсоткове співвідношення трофічних груп риби водойми-охолоджувача ЗАЕС

Меліоративний лов риби протягом 2010–2020 рр. базувався на наступних видах: білий товстолобик, тиляпія та канальний сом (таблиця 1).

Таблиця 1. Обсяги меліоративного вилову водних біоресурсів за 2010–2020 рр.

Вид \ Рік	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Білий товстолобик, кг	2830	2600	2730	2805	770	733	1565	1414	1618,6	1092,2	3889,25
Канальний сом, кг	250	340	0	601	641	298	372	25	10	10	10
Тиляпія, кг	706	646	1063	1143	1078	573	560	140	141,6	73,8	70,5
Всього:	3786	3586	3793	4549	2489	1604	2497	1579	1770,2	1176	3969,75

Меліоративний промисел білого товстолобика базувався на особинах 7–9 кг маси. Аналіз меліоративного вилову білого товстолобика за останні 10 років указує на значне зниження його вилучення у 2014–2016 роках, яке знаходилось в межах від 770 кг до 1565 кг. Варто зазначити, що вилов старшовікових особин білого товстолобика – це одна із головних умов вдалої утилізації органічної речовини, яка створюється фітопланктоном [7]. Якщо не вилучати старшовікових особин виду – вони загинуть та вивільнять акумульовані біогенні елементи знову до водойми, що сприятиме повторному розвитку водоростей.

Тиляпія виступає споживачем біомаси нитчастих водоростей та запобігає їх масовому обростанню на гідротехнічних спорудах. В умовах ВО ЗАЕС вид акліматизувався та утворив самовідтворювальну популяцію, особини якої розмножуються протягом усього року (якщо температура води взимку не опускається нижче +18 °С. Середньорічний багаторічний показник вилову тиляпії з водойми-охолоджувача ЗАЕС становить 376,7 кг/рік. Виходячи зі спектру живлення тиляпію можна розглядати як ефективного біомеліоратора, однак вона є конкурентом білому амуру.

За результатами іхтіологічних досліджень було розраховано запас водних біоресурсів водойми-охолоджувача ЗАЕС на 2021 рік (таблиця 2).

Таблиця 2. Оцінка запасів водних біоресурсів, 2021 р.

Види риб	Обсяг, т
Білий товстолобик <i>H.molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	279,99
Білий амур <i>C.idella</i> (Valenciennes, 1844)	73,96
Карась сріблястий <i>C.gibelio</i> (Bloch, 1752)	25,65
Короп <i>C. carpio</i> (Linnaeus, 1758)	54,63
Тиляпія мозамбіцька <i>O.mossambicus</i> (Peters, 1852)	145,05
Плітка <i>R. rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	0,29
Судак звичайний <i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	0,60
Канальний <i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818), американський <i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819) та червонохвостий <i>Phractocephalus hemiolioperus</i> (Bloch & Schneider, 1801) соми	1,84
Всього	581,99
Біопродуктивність, кг/га	709,75

З метою біомеліорації близько 30 років тому водойму-охолоджувач було зариблено теплолюбними видами риб, а саме мозамбіцькою тиляпією (еврифаг), каналним сомом та американським сомом. Риби поїдають продукцію фітопланктону, фітоперифітону та фітобентосу, тим самим забезпечуючи чистоту гідротехнічних споруд, особливо першого контуру охолодження. Через руйнацію Каховської ГЕС, зниження рівня води та припинення діяльності ЗАЕС екосистему ВО зазнала катастрофічних наслідків. Нами було розраховані величини збитків, що виникли у результаті загибелі іхтіоценозу.

Загальні збитки, заподіяні рибного господарству внаслідок загибелі риби та інших водних біоресурсів наведені в таблиці 3. Вони складаються з прямих і непрямих (від втрати потомства) збитків.

Наразі порушення гідрологічного режиму водойми-охолоджувача ЗАЕС призвело до втрати теплолюбних інтродукованих видів риб таких, як тиляпія мозамбіцька та каналний, американський і червонохвостий соми.

Таблиця 3. Збитки у разі втрати іхтіологічного складу
водойми-охолоджувача Запорізької АЕС

Вид риб	Вартість продукції (серпень 2023), грн/кг	Прямі збитки, тис. грн	Непрямі збитки, тис. грн	Загальні збитки, тис. грн
	(Z)	(N ₁)	(N ₂)	(N)
Білий товстолобик*	80	22 399,20	0	22 399,20
Білий амур*	90	6 656,40	0	6 656,40
Карась сріблястий	40	1 026,00	9 849,60	1 035,85
Короп	80	4 370,40	65 556,00	4 435,95
Судак	140	84,00	577,50	84,58
Канальний, американський та червонохвостий соми*	90	184,00	4 066,40	188,07
Тіляпія мозамбіцька	200	29 010,00	8 911,87	29 018,91
Плітка	70	20,30	186,76	20,49
Всього:		63 750,30	89 148,13	152 898,43

Примітка: * – вид у умовах водойми самостійно не відтворювався.

Загалом, за усіма втраченими видами іхтіоценозу встановлено, що загальна сума збитків складає 152,898 млн грн., з них прямих збитків – 63,750 млн грн., та непрямих збитків – 89,148 млн грн.

Також слід зазначити, що втрата видів-меліораторів призвела до погіршення стану системи охолодження ЗАЕС, що є критично важливою у штатному функціонуванні самої електростанції, та додаткових потенційних збитків, пов'язаних з її ремонтом.

Результати проведених досліджень свідчать про суттєві екологічні наслідки порушення температурного та гідрологічного режиму водойми-охолоджувача Запорізької АЕС через зупинку роботи енергоблоків. Особливу увагу приділено втратам, пов'язаним із загибеллю теплолюбних риб-біомеліораторів, зокрема мозамбіцької тіляпії, яка утворювала самовідтворювальну популяцію та була ключовим елементом у системі біомеліорації водойми.

Основною метою штучного створення та підтримки іхтіоценозу у водоймі-охолоджувачі було використання риб для контролю за розвитком фітопланктону, фітоперифітону та інших організмів, які можуть впливати на функціонування гідротехнічних споруд. Такі види, як білий товстолобик, білий амур і тіляпія, є ефективними біомеліораторами, оскільки вони активно споживають біомасу фітопланктону та перифітону, запобігаючи надмірному розвитку цих організмів, що могло б призвести до обростання технічного обладнання. Втрата теплолюбних видів через зниження температури води нижче +13°C не лише призвела до порушення балансу екосистеми, але й сприяла потенційним техніч-

ним ускладненням у системах охолодження. Втрата видів-біомеліораторів сприяє відновленню та активному зростанню біомаси водоростей та інших гідробіонтів, що може призвести до збільшення кількості біоперешкод та виникнення аварійних ситуацій.

Підрахунок збитків заподіяних екосистемі ВО ЗАЕС внаслідок загибелі риб є важливим для економічної оцінки впливу війни на водні екосистеми країни. Особливо критичною є втрата таких видів риб біомеліораторів, як: тиляпія, білий товстолобик і амур, – що також матиме довгостроковий вплив на погіршення гідроекологічного стану водойми, що може потребувати додаткових витрат на відновлення та стабілізацію екосистеми ВО ЗАЕС. Також загибель риб-біомеліораторів може сприяти накопиченню органічної речовини у водоймі, що призведе до вторинної евтрофікації водойми і розвитку водоростей (фітопланктону та фітоперефітону).

Для запобігання подальшим екологічним та економічним втратам доцільно відновити програми біомеліорації ВО ЗАЕС, зокрема шляхом повторного зариблення водойми видами, що забезпечують контроль над розвитком водоростей та інших біоперешкод. Важливо розробити нові заходи для запобігання подібним ситуаціям у майбутньому, що може включати моніторинг температури і гідрологічного режимів експлуатації систем охолодження та впровадження додаткових заходів щодо підтримки стабільності екосистеми.

Висновки з дослідження та перспективи подальшого розвитку в цьому напрямі. Порушення гідрологічного режиму водойми-охолоджувача ЗАЕС призвело до втрати теплолюбних видів-інтродуцентів і основних видів-біомеліораторів. Для запобігання проблем появи біологічних перешкод, викликаних гідробіонтами необхідно дотримуватися обсягів біомеліоративного зариблення ВО ЗАЕС, рекомендованих у «Технологічному обґрунтуванні застосування біологічного методу зниження кількості фітопланктону та молюсків у гідротехнічній системі ЗАЕС та проведення біомеліоративних робіт з використанням риб-біомеліораторів на період 2018–2022 рр.», яке надано фахівцями Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара до окупації м. Енергодару. Встановлені види риб, що загинули та могли загинути у результаті припинення діяльності ЗАЕС. Ретельний розрахунок прямих і непрямих збитків від втрат іхтіоценозу дозволив отримати обґрунтовані дані, що доцільно використовувати для розробки та впровадження ефективних заходів з відновлення та збереження біорізноманіття видів риб водойми-охолоджувача ЗАЕС.

ASSESSMENT OF DAMAGE TO ICHTHYOFAUNA OF THE ZAPORIZKA NPP COOLING RESERVOIR

Marenkov O. M. – PhD (Biology), Associate Professor,

Nesterenko O. S. – PhD (Biology),

Borovyk I. I. – PhD (Biology),

*Research Laboratory of Hydrobiology, Ichthyology and Radiobiology of the Research
Institute of Biology of Oles Honchar Dnipro National University,
vanbor17@gmail.com*

The article presents the results of studies of the dynamics of reclamation catches and the structure of the ichthyocenosis of the cooling reservoir (CR) of the Zaporizhzhia Nuclear Power Plant (ZNPP). A brief description of the ZNPP is presented. The data on potential damages arising from the loss of fish species due to violation of the hydrological regime during the military occupation of the station, changes in the operating conditions of the power station are given. Ichthyological studies were carried out according to the methods of Arsan, Ozinkovska and Movchan. The calculation of losses was carried out according to the method of calculation of losses of the Ministry of Agriculture and the Ministry of Environment.

There are currently 16 species of fish in CR. According to the trophic ratio, benthophages make up to 37.5 %, predatory species – 31.3 %, planktophages – 18.8 %, and phytophages – 12.5 %. Currently, the death of heat-loving fish species (mozambique tilapia, channel catfish, brown bullhead and red-tailed catfish) is recorded. It was established that the total amount of damages caused to the fishery as a result of the death of fish amounts to UAH 152.898 million. A decrease in the number of bioremediation species and their complete loss (heat-loving species) threatens the development of existing biological obstacles and the appearance of new ones, which in turn can lead to emergency situations.

Due to the occupation of the city of Enerhodar and the lack of the possibility of conducting full-fledged hydroecological studies at the present time, it is recommended to use the "Technological substantiation of the application of the biological method of reducing the number of phytoplankton and molluscs in the hydrotechnical system of the ZNPP...", which was valid until 2022 (developed by specialists of the Oles Honchar Dnipro National University), to ensure bioreclamation and combat bioobstacles in the ZNPP techno-ecosystem.

Keywords: ichthyofauna, cooling reservoir, hydroecology, damages, Zaporizka NPP, biological obstacles, phytoperiphyton.

ЛІТЕРАТУРА

1. Katona, T. J. Long-term operation of VVER power plants. Nuclear Power-Deployment, Operation and Sustainability, 2011, C. 152–196.
2. DeLeon P. Comparative technology and public policy: The development of the nuclear power reactor in six nations. Policy Sciences. 1980. T. 11. № 3. C. 285–307.
3. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water

policy URL: <https://web.archive.org/web/20240224231524/https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02000L0060-20141120> (дата звернення 23.10.2024).

4. Protasov A. A., Zubkova Ye. I., Silayeva A. A. Conceptual approaches to organization of hydrobiological monitoring of techno-ecosystems of thermal and nuclear power plants. *Hydrobiological Journal*, 2016, Vol. 52(2). pp. 59–70.
5. Федоненко О. В., Маренков О. М., Петровський О. О. Проблема біологічних перешкод в роботі АЕС (на прикладі експлуатації техноекосистеми Запорізької АЕС). *Ядерна та радіаційна безпека*, 2019, 2(82): 54–60.
6. Романенко, В. Д. Гідроекологічна безпека атомної енергетики в Україні. *Вісник Національної академії наук України*, 2012, 6: 41–51.
7. Yesipova, N. B., et al. Development of the regulation of hydrobiological monitoring in circulation cooling system of the Zaporizhzhia Nuclear Power Plant. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 2022, 2.10: 116.
8. Офіційний ресурс новин НАЕК «Енергоатом».: веб-сайт. URL: https://t.me/energoatom_ua/10443 (дата звернення 23.10.2024).
9. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін.; За ред. В. Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. К.: ЛОГОС, 2006. 408 с.
10. Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України / С. П. Озінковська, В. М. Єрко, Г. Д. Коханова, О. М. Тарасова, В. І. Полторацька. К., 1998. 47 с.
11. Мовчан Ю. В. Риби України: визначник-довідник Київ: Золоті ворота, 2011. 443 с.
12. Про затвердження Методики розрахунку збитків, заподіяних рибному господарству внаслідок порушень правил рибальства та охорони водних живих ресурсів: Наказ Кабінету Міністрів України від 12.07.2004 № 248/273: веб-сайт. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1446-04#Text> (дата звернення 23.10.2024).

REFERENCES

1. Katona, T. J. (2011). Long-term operation of VVER power plants. *Nuclear Power-Deployment, Operation and Sustainability*, 152–196.
2. DeLeon P. (1980). Comparative technology and public policy: The development of the nuclear power reactor in six nations. *Policy Sciences*. Vol. 11, no. 3, 285–307.
3. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. URL: <https://web.archive.org/web/20240224231524/>

- <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02000L0060-20141120> (data zvernennia 23.10.2024)
4. Protasov A. A., Zubkova Ye. I., Silayeva A. A. (2016). Conceptual approaches to organization of hydrobiological monitoring of techno-ecosystems of thermal and nuclear power plants. *Hydrobiological Journal*, Vol. 52(2), 59–70.
 5. Fedonenko, O., Marenkov, O., & Petrovsky, O. (2019). *Problema biologichnykh pereshkod v roboti AES (na prykladi ekspluatatsii tekhnоекosystemy Zaporizkoi AES)* [The Problem of Biological Obstacles in the Operation of Nuclear Power Plants (Illustrated by the Operation of Zaporizhzhya NPP Techno-Ecosystem)]. *Yaderna ta radiatsiina bezpeka*, 2 (82), 54–60. [in Ukrainian].
 6. Romanenko, V. D., ta in. (2012). *Hidroekologichna bezpeka atomnoi enerhetyky v Ukraini* [Hydro-ecological safety of nuclear energy in Ukraine]. *Visnyk Natsionalnoi akademii nauk Ukrainy* [Visnyk of the National Academy of Sciences of Ukraine], 6, 41–51. [in Ukrainian].
 7. Yesipova, N. B., et al. (2022). Development of the regulation of hydrobiological monitoring in circulation cooling system of the Zaporizhzhia Nuclear Power Plant. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 2.10: 116.
 8. Ofitsiyni resurs novyn NAEK «Enerhoatom». URL: https://t.me/energoatom_ua/10443 (data zvernennia 23.10.2024) [in Ukrainian].
 9. O. M. Arsan, O. A. Davydov, T. M. Diachenko ta in. (2006). *Metody hidroekologichnykh doslidzhen poverkhnevyykh vod* [Methods of hydroecological research of surface waters]. Za red. V. D. Romanenka. NAN Ukrainy. In-t hidrobiologii. K.: LOHOS. [in Ukrainian].
 10. S.P.Ozinkovska, V.M.Yerko, H.D.Kokhanova, O.M.Tarasova, V.I.Poltoratska (1998). *Metodyka zboru i obrobky ikhtiologichnykh i hidrobiologichnym materialiv z metoiu vyznachennia limitiv promysloвого vyluchennia ryb z velykykh vodoskhovyshch i lymaniv Ukrainy* [Methods of collecting and processing ichthyological and hydrobiological materials for the purpose of determining the limits of industrial extraction of fish from large reservoirs and estuaries of Ukraine]. Kyiv. [in Ukrainian].
 11. Movchan Yu.V. (2011). *Ryby Ukrainy* [Fish of Ukraine]. Kyiv: Zoloti vorota. [in Ukrainian].
 12. *Pro zatverdzhennia Metodyky rozrakhunku zbytkiv, zapodiianykh rybnomu gospodarstvu vnaslidok porushen pravyl rybalstva ta okhorony vodnykh zhyvykh resursiv* [On the approval of the Methodology for calculating losses caused to the fishery as a result of violations of the rules of fishing and protection of aquatic living resources]: Nakaz Kab. Min. Ukrainy vid 12.07.2004 № 248/273. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1446-04#Text> (data zvernennia 23.10.2024). [in Ukrainian].

УДК 504.064:556.551(477.75)

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.2.9>

ПРОБЛЕМНІ ПИТАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ В РОЗРІЗІ СУЧАСНОСТІ (ОГЛЯД)

*Мельниченко С. Г. – аспірантка,
асистент кафедри водних біоресурсів та аквакультури,
Гончарова О. В. – к. с.-г. н., доцент,
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
sofiya.melnichenko.98@gmail.com, anelsatori@gmail.com*

Оглядова стаття відображає різноспектрову науково-дослідну роботу, ідеї та дискусії за результатами отриманих досліджень щодо екологічного стану Тилігульського лиману, який знаходиться на межі Одеської та Миколаївської областей. Актуальність дослідження пов'язана із нагальними питаннями, які потребують вирішення в контексті збереження природного біорізноманіття лиману за умов впливу абіотичних та біотичних чинників.

Об'єкт дослідження – Тилігульський лиман. Предмет дослідження – екологічний стан Тилігульського лиману в умовах сучасних антропогенних та кліматичних змін. Під час проведення дослідження було використано наступні методи: загальні та спеціальні методи, критичного аналізу, порівняння та синтезу, збору, аналізу, обговорення опублікованої інформації.

За дослідженнями різних авторів відмічено, що більшість трансформаційних процесів сприяють зниженню видового різноманіття риб та інших гідробіонтів Тилігульського лиману. Висвітлено інформацію щодо опрацювання наявних результатів дослідження впливу сільськогосподарської та господарсько-побутової діяльності на акваторію лиману, зокрема, через забруднення стічними водами та використання пестицидів та добрив.

Представлені дані розкривають важливість розробки комплексних науково-практичних рекомендацій з вектором водоохоронних та водозберігаючих заходів, спрямованих безпосередньо на об'єкти народного господарства поблизу лиману та забезпечення сталого використання його вод з зменшенням ризиків забруднення акваторії. З огляду на те, що на території лиману наявна велика кількість несприятливих екологічних процесів, а його стан в більшості наукових робіт, авторами розцінюється як «критичний», доцільним стає використання комплексних заходів, спрямованих на стабілізацію загального стану водойми та забезпечення раціонального використання потенціалу водної екосистеми.

Здійснено акцент на агротехнічних заходах з вектором на методи обробки земель, які б запобігали ерозії поблизу акваторії лиману: культивування захисних рослин; консерваційне оброблення; контроль водостоків; збереження рослинного покриву. Гідротехнічні заходи мають бути руслоформувального, укріплювального та протиерозійного характеру.

Подальші наукові дослідження мають бути спрямовані на розробку та впровадження заходів з охорони та відновлення екосистеми Тилігульського лиману з урахуванням його унікальності. Заплановані науково-дослідні роботи доповнять існуючі уявлення та отримані результати та сприятимуть збереженню біорізноманіття та забезпеченню рибного потенціалу Південного регіону України.

Ключові слова: лиман; екологічні проблеми; раціональне водокористування; сталий розвиток.

Постановка проблеми. Лимани з прибережно-береговими територіями являють собою унікальні природні комплекси. Безумовно, як в будь-якій екосистемі, наявні трофічні відносини та функціональна система, яка забезпечує сталий розвиток всіх типових процесів. Гідрологічний режим лиманів знаходиться в кореляційному зв'язку зі стоком річок, які в них впадають з відповідним біогенними, забруднюючими речовинами, водно-сольовим балансом.

Сучасний екологічний стан Тилігульського лиману потребує скоординованого управління, збереження та розвитку водних ресурсів, раціонального використання потенціалу. Отже, один із важливих природних об'єктів, Тилігульський лиман відіграє ключову роль у збереженні унікального біорізноманіття та має цінні природні ресурси [16]. Зростання рівня антропогенної діяльності чинить значний вплив на загальний стан екосистеми. Високий рівень сільськогосподарського освоєння території, господарсько-побутова та туристична (рекреаційна) діяльність становлять значний тиск на екологічну складову акваторії Тилігульського лиману. До того ж, сучасні трансформації клімату та погодних умов значно впливають на гідрологічні умови лиману, що у майбутньому, може створити умови для значних трансформаційних змін в його водах та біорізноманітті. Підсумовуючи, відмітимо, що комплексні науково-дослідні роботи екологічного стану лиману нададуть можливість доповнити вже існуючі напрацювання та розглянути можливі кейси вирішення окреслених нагальних питань. В контексті наукового інтересу докорінного дослідження окреслених питань слід відмітити можливість розуміння головних факторів впливу екосистему лиману в цілому та розробки у подальшому заходів, націлених на стабілізацію функціонування та сталого розвитку.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Результати досліджень особливостей Тилігульського лиману, його екологічної складової представлені багатьма провідними науковцями в стратегічних планах розвитку Півдня України, в рекомендаціях поліпшення гідрологічного режиму та наукових доробках, в тому числі монографіях тощо [1–12].

Останні наукові дослідження та публікації [8] демонструють загрозу тенденції щодо екологічного стану цієї природної водойми. Результати досліджень відображають гідрологічні зміни, погіршення якості води

та численні загрози для зміни видового та чисельного стану біорізноманіття акваторії лиману [10, 12].

Аналізуючи літературні джерела за окресленою тематикою, можна відмітити, що в період з 2005 по 2015 роки дослідниками було виявлено тенденції до підвищення рівня забруднення акваторії лиману сільським господарством, стічними водами господарсько-побутового призначення та підприємствами [12, 15].

Погіршення якості вод Тилігульського лиману пов'язане, перш за все, з потраплянням сполук фосфору та азоту, а також важких металів. Як відомо, такі небезпечні речовини призводять до спалахів евтрофікації та поступового зменшення іхтіофауни, біорізноманіття водоростей та птахів [15].

Проте, до сьогоднішнього дня, відсутня достатня кількість наукових досліджень стосовно вичерпаного обґрунтування причин та факторів впливу на сучасний екологічний стан Тилігульського лиману, а також досліджень щодо розробки оптимальних стратегій стабілізації та сталого розвитку водного об'єкту.

Постановка завдання. Розглянути сучасні екологічні проблеми Тилігульського лиману, фактори, які впливають на погіршення його стану та запропонувати стратегічні заходи щодо їх вирішення. Використовувати у майбутніх дослідженнях при постановці вже практичної, науково-дослідної складової, представлений матеріал даної роботи в якості базової оглядової платформи.

Матеріали і методи дослідження. Теоретичною та інформаційною основою дослідження стали науково-дослідні, оглядові праці українських науковців щодо сучасного стану та проблем Тилігульського лиману та його водозабірною басейну.

У процесі написання роботи було використано загальні та спеціальні методи, критичного аналізу, порівняння та синтезу, збору, аналізу, обговорення опублікованої інформації.

Результати досліджень. Тилігульський лиман знаходиться на межі Одеської та Миколаївської областей в 40 км від м. Одеси. Означений водний об'єкт утворився шляхом затоплення річки Тилігул, а саме її долини морськими водами. Тилігульський лиман відокремлений від моря незначним черепашково-піщаним пересипом, довжина якого сягає приблизно 6,6 км, а ширина – коливається в межах від 3,3 до 4 км [4].

В умовах сьогодення, внаслідок значних трансформаційних кліматичних змін та антропогенного навантаження на лиман, за оцінкою більшої експертів за даною тематикою, він знаходиться в «критичному» екологічному стані. Значна народногосподарська діяльність, військовий конфлікт та недостатній рівень обґрунтованого водогосподарського управ-

ліття ще більше посилюють несприятливі екологічні явища на території лиману [18].

Одним з проблемних поточних питань по Тилігульському лимані, які виникли декілька десятків років тому, є сучасні кліматичні трансформації, які лише простимулювали, як каталізатори процеси випаровування, а в результаті, зменшення обсягу вод Тилігульського лиману. У відповідності до представлених наукових доробків авторів, річки, що живили лиман прісною водою, пересихають. Влітку процеси відбуваються більш активно, навесні цей процес забезпечується припливом паводкових вод. Таким чином, різке коливання рівня води, солоності (водно-сольовий режим) сприяє дестабілізації функціонування в цілому водної екосистеми. Зазначимо, що в період з 1999 по 2019 роки, щорічно, на окремих ділянках акваторії Тилігульського лиману спостерігалась незначна, локальна загибель риби, що безпосередньо було пов'язано в тому числі із прогресуючою евтрофікацією вод [8].

Наукові праці відображають важливість та нагальну потребу вирішення питання поступового підвищення рівня солоності вод лиману в результаті значного притоку морських вод та водночас зменшення надходження з водозабору прісних вод. Такі особливості надходження вод протягом року, особливо в літній період, який характеризується ще й високим рівнем випаровування, сприяють підвищенню рівня солоності лиману до 25–30 ‰ [3].

Зазначимо, що засолення вод Тилігульського лиману безумовно, значно впливає на його видовий склад. Так, внаслідок підвищення рівня солоності лиману, значно зменшується видове різноманіття риб, що пов'язано безпосередньо із заміною домінуючих екологічних груп риб. Так, внаслідок підвищення рівня солоності, у лимані відбувається заміна домінуючих солонуватоводних видів риб на морські види – для яких властива значно менша видова різноманітність. Фізіологічно є обґрунтованим, що адаптаційно-компенсаторні механізми в організмі гідробіонтів активізуються. За умов адаптації до нових умов існування гідробіонти можуть переходити на наступну екологічну нішу. За умов невідповідності таким умовам відбувається зміна існування або летальний випадок. Таким чином, трансформація рівня солоності вод у Тилігульському лимані призводить до збідніння видового різноманіття гідробіонтів, зменшення продуктивності, умов нагулу, відтворення гідробіонтів [7, 14].

Додатковий, негативний вплив на лиман чинить сільськогосподарська та господарсько-побутова діяльність населення. Так, випас худоби, збільшення рівня розораності території, використання великої кількості пестицидів, добрив в аграрному секторі чинить значний рівень антропогенного навантаження на акваторію лиману, особливо на прибрежну тери-

торію та водозабір. Зазвичай, протягом літнього та весняного періодів, внаслідок інтенсивних дощів та повеней, відбувається забруднення вод лиману, накопиченими внаслідок сільськогосподарської діяльності біогенних, органічних та мінеральних речовин. Відповідно, внаслідок таких забруднень на території Тилігульського лиману відбуваються процеси евтрофікації, зниження рівня прозорості води та нестача кисню у придонних шарах води на окремих його ділянках, які зазнали найбільшого антропогенного впливу [18].

Результати проведених досліджень, аналізу потенційних чинників, які впливають на загальний стан лиману, надають можливість відмітити, що протягом останніх років, поблизу Тилігульського лиману, спостерігається поступове зростання кількості та щільності населення, що додатково негативно впливає на його акваторію. Підвищення рівня концентрації населення на узбережжі лиману чинить додаткове антропогенне навантаження за рахунок не лише сільськогосподарської та промислової діяльності, але і за рахунок господарсько-побутової активності. Так, внаслідок сільського заселення території, а саме за рахунок дачних кооперативів, які знаходяться на узбережжі Тилігулу, значно зріс тиск на екологічну складову лиману. До наслідків діяльності дачних кооперативів в межах Тилігульського лиману слід віднести: збідніння та повне знищення унікальної флори та фауни акваторії та прилеглої території; утворення сміттєзвалищ на нагромадження твердих побутових відходів на прилеглий зоні; значні порушення природних екосистем, ландшафтів та біотопів; потрапляння внаслідок діяльності населення стічних забруднених вод; внаслідок господарської діяльності на дачних кооперативах потрапляння а акваторію лиману небезпечних пестицидів, добрив та органічних речовин. Зазначимо, що за оцінками різних науковців та експертів внаслідок народногосподарської діяльності в Тилігульський лиман щороку потрапляють неочищені стічні води, які значно забруднюють лиман небезпечними речовинами та відповідно, негативно впливають на його екологічний стан [16].

Ще однією, особливістю, яка має дуальний характер негативного та позитивного значення лиману є те, що водообмін з морем відбувається за рахунок штучно створеного з'єднувального каналу (30 x 0,5-1,0 м) [9]. Нерегульований водообмін лиману з морем у різні періоди відсутності або низького рівня прісноводного стоку призводить до підвищення рівня вод лиману. Зазначимо, що якщо така тенденція буде відбуватися і надалі, то Тилігульський лиман може перетворитись на гіпергалинну водойму з високим рівнем солоності. Враховуючи, що водозабезпечення Тилігульського лиману за рахунок водообміну з морем являє собою реальний механізм для стабілізації гідроекологічного стану, питання набуває практичної цінності та наукового інтересу.

Позитивною стороною в дуалізмі питання ролі з'єднувального каналу для лиману є те, що він забезпечує лиман водою у посушливі періоди, а також «стримує» його повне обміління. До того ж, канал, позитивно впливає на лиман з рибогосподарської точки зору, оскільки в нагульний період через нього до його акваторій з моря потрапляє значна кількість морських риб, за рахунок чого збільшується та оновлюється їх фауна. За рахунок таких можливостей відбувається підвищення ефективності рибогосподарського використання Тилігульського лиману. Окрім цього, штучний канал сприяє так званому «природному» очищенню забруднених вод лиману за рахунок заміщення їх морськими водами, а також забезпечує водообмін між різними, розрізненими ділянками лиману [8].

Опрацювавши доступні літературні джерела, можна відмітити, що однією з найбільших проблем Тилігульського лиману є значне зменшення поверхневого стоку, що безпосередньо пов'язано із зменшенням рівня води у річках Балайчук, Тилігул та Церега. На це вплинуло два фактори, зокрема трансформація клімату та антропогенна діяльність. Слід зауважити, що зменшення надходження прісної води до Тилігульського лиману значно вплинуло на загальний екологічний стан, зокрема, на біопродукційні можливості. Наукові дослідження провідних науковців демонструють отриманими результатами зменшення видового різноманіття гідробіонтів [17].

Крім того, кормові ресурси відповідні біолого-екологічним особливостям водних організмів також трансформуються, в залежності від гідрохімічного, гідроекологічного режиму. В тому числі за рахунок надходження до акваторії лиману органічних, мінеральних речовин на фоні кліматичних змін. Тому, одним із напрямів забезпечення балансу між біопродукційними можливостями та рибопродукційними показниками є інтродукція до водойми видів риб, які можуть відтворюватись в умовах лиману [1, 16].

Підсумовуючи, відзначимо про доцільність розробки стратегічних планів розвитку, пошуку шляхів їх вирішення, оптимізації вже існуючих пропозицій та обґрунтувань від авторів в даному спектрі. Перш за все, необхідна розробка цілісного комплексу технічних заходів та їх консолідація з врахуванням поточних та сучасних проблем з акцентом на гідротехнічних, водозберігаючих та агротехнічних прийомах.

Так, агротехнічні заходи мають бути спрямовані на методи обробки земель, які б запобігали ерозії поблизу акваторії лиману. Серед яких доцільно виділити культивування захисних рослин; консерваційне оброблення; контроль водостоків та збереження рослинного покриву [13, 15]. Гідротехнічні заходи мають бути руслоформувального, укріплювального та протиерозійного характеру. Водоохоронні та водозберігаючі заходи мають бути спрямовані безпосередньо на об'єкти народного господарства, які мають мінімізувати ризики забруднення акваторії та зменшити на неї тиск.

В наукових доробках науковців Одеського державного екологічного університету пропонується модель водно-сольового балансу Тилігульського лиману, де представлено в динаміці часу оцінка водно-сольового режиму лиману за різних варіантів. Практичної цінності набуває можливість зниження вірогідності прояву гіпоксії за рахунок інтенсивності водообміну між лиманом та морем з окремими ділянками [2].

Інший підхід, з огляду на організаційно-економічні кейси, пропонується авторами розвивати природно-господарські заходи по лиману з врахуванням потреб стейкхолдерів Півдня [6]. Автори використовують поняття трьох складових: комунікації, координації та кооперації. Базуючись на цих діях, стає можливим досягти окреслену мету: відновити та забезпечити сталий розвиток Тилігульського лиману.

Висновки. Проведений огляд екологічного стану лиману демонструє, що внаслідок антропогенного навантаження та трансформаційних кліматичних процесів Тилігульський лиман знаходиться в критичному екологічному стані. Провідні екологічні проблеми потребують комплексного підходу у вирішенні глобальних питань. Головними екологічними проблемами лиману є: велика кількість надходжень забруднюючих речовин в його акваторію внаслідок господарської діяльності; зростання рівня освоєння території та господарсько-побутового використання; наявність явища гіпоксії у придонних шарах та на окремих ділянках лиману, що призводить до загибелі гідробіонтів; підвищення рівня солоності води, що обумовлено зменшенням надходження в лиман прісної води внаслідок обміління річки Тилігул. Раціональне водокористування, гідротехнічні та агротехнічні заходи нададуть можливість стабілізувати функціонування водної екосистеми та поступово забезпечили сталий розвиток.

ENVIRONMENTAL PROBLEMS OF THE TILIGUL ESTUARY IN THE MODERN CONTEXT (REVIEW)

*Melnysenko S.H. – Ph.D, Assistant at the Department
of Aquatic Bioresources and Aquaculture,*

*Honcharova O.V. – Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor,
Kherson State Agrarian and Economic University,
sofiya.melnichenko.98@gmail.com, anelsatori@gmail.com*

The review article reflects the multidisciplinary research work, ideas and discussions based on the results of the research on the ecological state of the Tiligul Estuary, which is located on the border of Odesa and Mykolaiv regions. The relevance of the study is related to the urgent issues that need to be addressed in the context of

preserving the natural biodiversity of the estuary under the influence of abiotic and biotic factors.

The object of the study is the Tiligul Estuary. The subject of the study is the ecological state of the Tiligul Estuary in the context of modern anthropogenic and climate change. The following methods were used in the study: general and special methods, critical analysis, comparison and synthesis, collection, analysis, and discussion of published information.

According to the research of various authors, it is noted that most of the transformational processes contribute to the reduction of species diversity of fish and other aquatic organisms in the Tiligul Estuary. The article presents information on the processing of the available results of the study of the impact of agricultural and household activities on the estuary, in particular, due to wastewater pollution and the use of pesticides and fertilizers.

The presented data reveal the importance of developing comprehensive scientific and practical recommendations with a vector of water protection and water conservation measures aimed directly at the objects of the national economy near the estuary and ensuring sustainable use of its waters with reduced risks of water pollution. Given that there are a large number of unfavorable environmental processes in the estuary, and its condition is regarded as “critical” in most scientific papers, it is advisable to use comprehensive measures aimed at stabilizing the general condition of the reservoir and ensuring the rational use of the aquatic ecosystem potential.

The emphasis was placed on agrotechnical measures with a vector on land cultivation methods that would prevent erosion near the estuary: cultivation of protective plants; conservation tillage; control of drainage; and preservation of vegetation cover. Hydrotechnical measures should be of a channel-forming, reinforcing, and anti-erosion nature.

Further scientific research should be aimed at developing and implementing measures to protect and restore the ecosystem of the Tiligul Estuary, taking into account its uniqueness. The planned research work will complement the existing knowledge and results and will contribute to the conservation of biodiversity and ensure the fishery potential of the Southern region of Ukraine.

Keywords: estuary; environmental problems; rational water use; sustainable development.

ЛІТЕРАТУРА

1. Божок Ю. В. Посушливість клімату на території Тилігульського лиману у сучасних умовах та за сценарієм глобальної зміни клімату. *Лимани північно західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення*: зб. матеріалів Всеукр. наук.-практ. конф., 12-14 верес. 2012, м. Одеса, 2012. С. 75–77.
2. Гриб О. М. Моделювання водно-сольового балансу Тилігульського лиману за різних умов водообміну з Чорним морем та аналіз отриманих результатів. *Лимани північно-західного Причорномор'я: сучасний гідрологічний стан; проблеми водного та екологічного менеджменту, рекомендації щодо їх вирішення* : зб. матеріалів Всеукр. наук.-практ. конф., 1-3 жовт. 2014, м. Одеса, 2014. С. 34–36.

3. Гриб О. М. Оцінка випаровування з водної поверхні в районі Тилігульського лиману. *Вісник Одеського державного екологічного університету*, 2014. № 17. С. 173–184. Doi: [https://doi.org/10.15589/znp2019.1\(475\).35](https://doi.org/10.15589/znp2019.1(475).35)
4. Гриб О. М. Оцінка морфометричних характеристик і рельєфу дна Тилігульського лиману та їх особливості. *Вісник Одеського державного екологічного університету*, 2014. № 17. С. 185–196.
5. Губанова О. Р. Використання методології стейкхолдер-менеджменту в забезпеченні сталого розвитку Тилігульського лиману. *Вісник Одеського державного екологічного університету*, 2013. № 16. С. 18–26.
6. Губанова О. Р. Застосування принципу «три К» щодо відтворення сталості Тилігульського лиману. *Лимани північно-західного Причорномор'я: сучасний гідрологічний стан; проблеми водного та екологічного менеджменту, рекомендації щодо їх вирішення* : зб. матеріалів Всеукр. наук.-практ. конф., 1-3 жовт. 2014, м. Одеса, 2014. С. 52–54.
7. Даниленко В. Л., Наконечний І. В. Еколого-біоценотична зональність Тилігульського лиману за градієнтом солоності вод. *Науковий вісник Миколаївського державного університету імені ВО Сухомлинського. Серія: Біологічні науки*, 2014. № 2. С. 14–17.
8. Лобода Н. С., Божок Ю. В. Оцінка водних ресурсів річок басейну Тилігульського лиману в умовах змін глобального клімату. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 2014. № 1(32). С. 32–40.
9. Лобода Н. С., Гриб О. М. Оцінка перспектив функціонування Тилігульського лиману в умовах змін глобального клімату (сценарій А1В) на основі імітаційного моделювання водно-сольового балансу водойми. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія*, 2015. № 3-4. С. 417–420.
10. Муркалов О. Б., Стоян О. О. Довготривалі зміни площі озер на пересипу Тилігульського лиману (Чорне море). *Вісник Одеського національного університету. Географічні та геологічні науки*, 2021. № 26(38). С. 55–66. Doi: [https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.1\(38\).234648](https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.1(38).234648).
11. Нагаєва С. П. Екологічна оцінка якості вод річки Тилігул. *Водне господарство України*, 2017. № 5 (131). С. 39–41.
12. Наконечний І. В., Даниленко В. Л. Еколого-гідрологічні та гідрохімічні чинники циклічних сукцесій водних екосистем Тилігульського лиману. *Агроекологічний журнал*, 2014. № 4. С. 16–21.
13. Сахненко О. І., Тучковенко Ю. С. Моделювання вітро-хвильової динаміки вод прибережної морської акваторії в районі Тилігульського лиману. *Вісник Одеського державного екологічного університету*, 2014. № 17. С. 214–223.
14. Снігірьов С. М., Бушуєв С. Г., Черніков Г. Б., Ковтун О. О., Заморов В. В., Куракін О. П. Іхтіофауна Тилігульського лиману на початку

- XXI століття. *Ukrainian Journal of Ecology*, 2017. № 7(4). С. 35–45. Doi: 10.15421/2017_84.
15. Соколов Є. В. Оцінка сучасної антропогенної трансформації водозбір-ного басейну Тилігульського лиману. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія*. 2018. № 1(72). С. 50–63.
16. Тучковенко О. А., Тучковенко Ю. С. Оцінка змін характеристик гідроекологічного режиму Тилігульського лиману під дією кліматичних чинників. *Водні біоресурси та аквакультура*, 2021. № 10(2). С. 176–186. Doi: <https://doi.org/10.32851/wba.2021.2.15>.
17. Тучковенко Ю. С., Лобода Н. С., Гриб О. М. Сучасний гідроекологічний стан і рекомендації по водному та екологічному менеджменту Тилігульського лиману. *Лимани північно-західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення* : зб. матеріалів Всеукр. наук. практ. конф., 12-14 верес. 2012, м. Одеса, 2012. С. 66–71.
18. Тучковенко Ю. С., Тучковенко О. А., Богатова Ю. І. Сучасний гідрохімічний режим Тилігульського лиману. *Наукові записки тернопільського національного педагогічного університету імені В. Гнатюка. Серія: Біологія*, 2015. № 3(64). С. 660–664.

REFERENCES

1. Bozhok, Yu. V. (2012). *Posushlyvist klimatu na teritorii Tylihulskoho lymana ni u suchasnykh umovakh ta za stsenariem hlobalnoi zminy klimatu* [Climate aridity in the territory of the Tiligul Estuary under modern conditions and in the context of global climate change]. Proceedings of the *Lymany pivnichno-zakhidnoho Prychornomor'ia: aktualni hidroekologichni problemy ta shliakhy yikh vyrishennia: zb. materialiv Vseukr. nauk.-prakt. konf., (m. Odesa, 12-14 veres., 2012)*, Odesa, 75–77. [in Ukrainian].
2. Hryb, O. M. (2014). *Modeliuvannia vodno-solovoho balansu Tylihulskoho lymana za riznykh umov vodoobminu z Chornym morem ta analiz otrymanikh rezul'tativ* [Modeling the water-salt balance of the Tiligul Estuary under different conditions of water exchange with the Black Sea and analysis of the obtained results]. *Proceedings of the Lymany pivnichno-zakhidnoho Prychornomor'ia: suchasnyi hidrolohichni stan; problemy vodnoho ta ekolohichnoho menedzhmentu, rekomendatsii shchodo yikh vyrishennia: zb. materialiv Vseukr. nauk.-prakt. konf., (Odesa, 1-3 zhovt., 2014)*, Odesa, 34–36. [in Ukrainian].
3. Hryb, O. M. (2014). *Otsinka vyparovuvannia z vodnoi poverkhni v raioni Tylihulskoho lymanu* [Assessment of evaporation from the water surface in the area of the Tiligul Estuary]. *Visnyk Odeskoho derzhavnoho*

- ekolohichnoho universytetu*, no. 17, 173–184. DOI: [https://doi.org/10.15589/znp2019.1\(475\).35](https://doi.org/10.15589/znp2019.1(475).35) [in Ukrainian].
4. Hryb, O. M. (2014). *Otsinka morfometrychnykh kharakterystyk i reliefulu dna Tylihul'skoho lymanu ta yikh osoblyvosti* [Assessment of morphometric characteristics and bottom relief features of the Tiligul Estuary]. *Visnyk Odeskoho derzhavnogo ekolohichnoho universytetu*, no. 17, 185–196. [in Ukrainian].
 5. Hubanova, O. R. (2013). *Vykorystannia metodolohii steikholder-menedzhmentu v zabezpechenni staloho rozvytku Tylihul'skoho lymanu* [Utilizing stakeholder management methodology to ensure sustainable development of the Tiligul Estuary]. *Visnyk Odeskoho derzhavnogo ekolohichnoho universytetu*, no. 16, 18–26. [in Ukrainian].
 6. Hubanova, O. R. (2014). *Zastosuvannia printsypu "try K" shchodo vidtvorennia stalosti Tylihul'skoho lymanu* [Implementing the 'three Ks' principle for ensuring the sustainability of the Tiligul Estuary]. Proceedings of the *in Lymany pivnichno-zakhidnoho Prychornomor'ia: suchasnyi hidrolohichnyi stan; problemy vodnoho ta ekolohichnoho menedzhmentu, rekomendatsii shchodo yikh vyrishennia: zb. materialiv Vseukr. nauk.-prakt. konf., (Odesa, 1-3 zhovt. 2014)*, Odesa, 52–54. [in Ukrainian].
 7. Danilenko, V. L., & Nakonechnyi, I. V. (2014). *Ekoloho-biotsenotychna zonalnist Tylihul'skoho lymanu za hradientom solonosti vod* [Ecological and biocenotic zonation of the Tiligul Estuary along the salinity gradient]. *Naukovyi visnyk Mykolaivskoho derzhavnogo universytetu imeni VO Sukhomlyns'koho. Seriya: Biolohichni nauky*, no. 2, 14–17. [in Ukrainian].
 8. Loboda, N. S., & Bozhok, Yu. V. (2014). *Otsinka vodnykh resursiv richok baseinu Tylihul'skoho lymanu v umovakh zmin hlobalnoho klimatu* [Assessment of water resources of rivers in the Tiligul Estuary basin under conditions of global climate change]. *Hidrolohiia, hidrokhimiia i hidroekolohiia*, no. 1, 32–40. [in Ukrainian].
 9. Loboda, N. S., Hryb, O. M. (2015). *Otsinka perspektyv funktsionuvannia Tylihul'skoho lymanu v umovakh zmin hlobalnoho klimatu (skenarii A1B) na osnovi imitatsiinoho modeliuvannia vodno-solovoho balansu vodoymi* [Assessment of the prospects for the functioning of the Tiligul Estuary under conditions of global climate change (scenario A1B) based on simulation modeling of the water-salt balance of the water body]. *Naukovi zapysky Ternopil'skoho nacionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatiuka. Seriya: Biologiia*, no. 3-4, 417–420. [in Ukrainian].
 10. Murkalov, O. B., Stoyan, O. O. (2021). *Dovhotryvali zminy ploschi ozer na persesypu Tylihul'skoho lymanu (Chorne more)* [Long-term changes in the area of lakes on the sandbar of the Tiligul Estuary (Black Sea)]. *Visnyk Odeskoho nacionalnoho universytetu. Heohrafichni ta heolohichni nauky*, no. 26(38), 55–66. Doi: [https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.1\(38\).234648](https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.1(38).234648) [in Ukrainian].

11. Nahaieva, S. P. (2017). *Ekolohichna otsinka yakosti vod richky Tylihul* [Ecological assessment of water quality in the Tiligul River]. *Vodne hospodarstvo Ukrainy*, no. 5(131), 39–41. [in Ukrainian].
12. Nakonechnyi, I. V., Danilenko, V. L. (2014). *Ekologo-hidrolohichni ta hidrokhimichni chynnyky tsyklichnykh suktsesii vodnykh ekosystem Tylihulskoho lymanu* [Ecological-hydrological and hydrochemical factors influencing cyclic successions in the aquatic ecosystems of the Tiligul Estuary]. *Ahroekolohichniy zhurnal*, no. 4, 16–21. [in Ukrainian].
13. Sakhnenko, O. I., Tuchkovenko, Yu. S. (2014). *Modeliuvannia vitrokhvyl'ovoi dynamiky vod prybereznoi mors'koi akvatorii v raioni Tylihulskoho lymanu* [Modeling wind-wave dynamics of water in the coastal marine waters near the Tiligul Estuary]. *Visnyk Odeskoho derzhavnoho ekolohichnoho universytetu*, no. 17, 214–223. [in Ukrainian].
14. Snihiriiov, S. M., Bushuev, S. H., Chernikov, H. B., Kovtun, O. O., Zamorov, V. V., Kurakin, O. P. (2017). *Ikhtiofauna Tylihulskoho lymanu na pochatku XXI stolittia* [Ichthyofauna of the Tiligul Estuary at the beginning of the 21st century]. *Ukrainian Journal of Ecology*, no. 7(4), 35–45. Doi: 10.15421/2017_84 [in Ukrainian].
15. Sokolov, Y. V. (2018). *Otsinka suchasnoyi antropohennoyi transformatsiyi vodozbirnoho baseinu Tylihulskoho lymanu* [Assessment of contemporary anthropogenic transformation of the Tiligul Estuary watershed]. *Naukovi zapysky Ternopilskoho nacionalnoho pedahohichnoho universytetu im. V. Hnatiuka. Seriya: Biologiya*, no. 1(72), 50–63. [in Ukrainian].
16. Tuchkovenko, O. A., Tuchkovenko, Yu. S. (2021). *Otsinka zmin kharakterystyk hidroekolohichnoho rezhymu Tylihulskoho lymanu pid diieiu klimatychnykh chynnykiv* [Assessment of changes in hydroecological regime characteristics of the Tiligul Estuary under the influence of climate factors]. *Vodni bioresursy ta akvakultura*, no. 10(2), 176–186. Doi: <https://doi.org/10.32851/wba.2021.2.15> [in Ukrainian].
17. Tuchkovenko, Yu. S., Loboda, N. S., Hryb, O. M. (2012). *Suchasnyi hidroekolohichniy stan i rekomendatsii po vodnomu ta ekolohichnomu menedzhmentu Tylihulskoho lymanu* [The current hydroecological condition and recommendations for water and environmental management of the Tiligul Estuary]. Proceedings of the *In Lymany pivnichno-zakhidnoho Prychornomor'ia: aktualni hidroekolohichni problemy ta shliakhy yikh vyrishennia : zb. materialiv Vseukr. nauk. prak. konf., (m. Odesa , 12-14 veres., 2012)*, Odesa, 66–71. [in Ukrainian].
18. Tuchkovenko, Yu. S., Tuchkovenko, O. A., Bohatova, Yu. I. (2015). *Suchasnyi hidrokhimichniy rezhym Tylihulskoho lymanu* [The contemporary hydrochemical regime of the Tiligul Estuary]. *Naukovi zapysky Ternopilskoho nacionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni V. Hnatiuka. Seriya: Biologiya*, no. 3(64), 660–664. [in Ukrainian].

УДК 556.5:551.58:581.9:504:528.8

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.2.10>

КЛІМАТИЧНО-ГІДРОЛОГІЧНІ УМОВИ ФОРМУВАННЯ РОСЛИННОГО ПОКРИВУ НА ТЕРИТОРІЇ ОСУШЕНОГО КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Пічура В.І. – д. с.-г. н., професор,

Потравка Л.О. – д. е. н., професор,

Херсонський державний аграрно-економічний університет,

pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com

Руйнація російським агресором дамби Каховської ГЕС зумовило осушення водосховища та втрати третини прісноводних запасів України, катастрофічних соціально-економічних та екологічних наслідків. На сьогоднішній день значна увага спрямована дослідженням формування стану природно-рослинного покриву в межах колишнього водосховища. У зв'язку з цим, метою дослідження є встановлення закономірностей вегетації та стійкості рослинного покриву залежно від сучасних кліматично-гідрологічних умов території осушеного Каховського водосховища. Результати та висновки отримані на основі комплексних польових досліджень, калібрування та дешифрування супутникових знімків Sentinel 2 L2A в період 2023-2024 рр. В кінці вересня 2023 року площа території рослин складала 52,4 тис га. Насамперед, добрими умовами розвитку рослинності характеризуються балкові системи, частка рослинного покриву їх територій варіювала від 30,7 % до 60,3 %. Зимово-весняний період 2024 року характеризувався сприятливими кліматичними умовами, що зумовило затоплення весняними паводками до 70 % території водосховища. Це забезпечило високий рівень накопичення вологи у донних відкладах і швидкий приріст рослинної біомаси. На кінець вересня 2024 року площа рослинного покриву в межах колишнього водосховища збільшилася у 2 рази. Встановлено значну варіабельність у вегетації рослин в різних частинах водосховища. Це обумовлено неоднорідністю характеристик гідрологічної мережі і перерозподілом вологи, зв'язком із поверхневими стоками головного русла Дніпра, різним рівнем органіки у донних відкладах. Максимальна площа заростання ложа водосховища за 2023-2024 рр. склала – 135 тис. га, в тому числі 48 тис га – деревовидна рослинність (верба і тополі); 87 тис га – переважно болотна і лучна рослинність з осередками чагарників. Відсутність опадів і аномальне збільшення температури повітря у липні до історичного максимуму +40,5-42,0 °С для регіону досліджень, призвели до пришвидшення евапотранспірації та виснаження запасів вологи з водосховища. Це зумовило погіршення вегетації рослин, їх висихання та часткової деградації. Встановлено, що на кінці вересня 2024 року, 67,3 % рослинного покриву мали різну ступінь порушення вегетації. Значний рівень порушення зафіксовано на 43,5 % площі, в тому числі 19,5 % рослинності деградувало і знаходиться на межі знищення. З 27 липня по 19 серпня у верхній частині водосховища зафіксовані пожежі рослинних осередків площею 320 га. Негативні процеси зумовили зменшення площі здорової рослинності на 26,3 тис га. Доведено, що стабільні тенденції до підсилення негативних кліматичних аномалій і штучне регулюван-

ня малими об'ємами скидів з Дніпро ГЕС до території колишнього Каховського водосховища ускладнюють умови виживання рослин. В подальшому це зменшить щільності рослин з доброю вегетацією, збільшить площі деградованого покриву і сухостою, підвищить частоту пожеж, зумовить втрату стійкості новоствореної екосистеми та призведе до знищення осередків рослин.

Ключові слова: Каховське водосховище, рослинність, клімат, гідрологія, порушення, екоцид, Sentinel 2, NDVI, NDMI, NDWI.

Постановка проблеми. 6 червня 2023 року руйнація російським агресором дамби Каховської гідроелектростанції (ГЕС) стала катастрофою національного рівня [1-3]. Втрати водних ресурсів склали більше 17 км³, затоплено 600 км² прилеглих територій, значні втрати рибних ресурсів, знищення флора і фауна. До зони надзвичайної ситуації було віднесено 180 населених пунктів з чисельністю населення понад 900 тис. осіб. В результаті катастрофи більше 6,0 млн втратили доступ до водних ресурсів. Збитки від руйнації дамби склали понад 18 мільярдів доларів США [4]. Відповідно до прийнятої резолюції Генеральної Асамблеї ООН № 64/292 від 28 липня 2010 року країною-агресором було порушено право громадян України на безпечну воду та санітарію, яке є базовим правом людини, основою повноцінного життя та забезпечення всіх інших прав [5, 6].

На сьогоднішній день значна увага спрямована дослідженням та встановленню закономірностей формування стану природно-рослинного покриву в межах осушеного Каховського водосховища [3, 7, 8]. Проведені на сьогодні дослідження мають локальний характер і не мають комплексних фактичних досліджень реального стану території Каховського водосховища. Це пов'язано з обмеженим доступом до території досліджень у зв'язку з активними бойовими діями. У зв'язку з цим, актуальним є використання супутникових знімків, співставлення їх із результатами польових досліджень на доступних територіях водосховища, їх коректне дешифрування.

Практичне застосування дистанційного зондування надає можливість відстежувати реальний стан важкодоступних або недоступних територій. Джерелом актуальних даних дистанційного зондування є супутник Sentinel-2, який у вільному доступі забезпечує зображення із часовою роздільною здатністю близько п'яти діб і просторовою роздільною здатністю 10м×10м на піксель [3, 5]. Sentinel-2 входить до сімейства супутників дистанційного зондування Землі Європейського космічного агентства (<https://www.esa.int/>), які створені в рамках проекту глобального моніторингу довкілля та безпеки компанією Copernicus (<https://www.copernicus.eu/>). Sentinel-2 призначений для моніторингу земель, рослинності, лісових та водних ресурсів, застосовуються при ліквідації наслідків стихійних лих та національної безпеки.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Dovhanenko D. O. у співтворстві [9] на основі супутникових знімків Sentinel 2, Landsat 8 і 9, встановив, що просторову неоднорідну структуру ґрунтового покриву висушеного пласта водойми формують чотири типи ґрунтів: евтричні реліктиглієві флювізоли, евтричні флювіцеві флювізоли, евтричні флювікоглієві глейсоли, евтричні флювіко-субаквальні глейсоли. У ложі водосховища найпоширенішими ґрунтами виявились евтричні глейові флювізоли. Ґрунти характеризуються різноманітним гранулометричним складом (піски, супіски, суглинки, глини) і різним ступенем вологості. Визначено вплив гранулометричного складу та вологості ґрунту на інтенсивність заростання ложа водойми. Заростання відбувалося у напрямку від берегової лінії до центральної зони водосховища. Вчені відмічали, що щільне заростання прибережної лінії відбувалося вищою рослинністю. Найбільше збільшення рослинного покриву спостерігалось з кінця серпня до кінця вересня 2023 р., коли поверхня ложа водосховища характеризувалася добрим зволоженням. Активна вегетація рослин продовжувалася до початку листопада 2023 року.

У роботі [7] наведені результати польових досліджень формування стану рослинного покриву в межах балок Кам'янка і Мілове, які розташовані на правобережній частині Каховського водосховища Національного природного парку «Кам'янська Січ». Вченими було встановлено, що з 30 червня по 19 жовтня 2023 року кількість судинних рослин на територіях балок зросла майже в сім разів і склала 68 видів. Рослинність характеризувалася домінуванням верби гібриду місцевого виду *Salix alba* та давно натуралізованого чужорідного виду *Salix fragilis*. У жовтні середня висота дерев становила 190 см із середньодобовим приростом 1,7 см. Максимальна висота дерев була зафіксована на відмітці 309 см. За думкою вчених, швидке заселення вербами новоутворених субстратів відбулося завдяки збігу часу руйнування дамби та дозрівання насіння верби.

Подібні закономірності формування рослинного покриву та приросту верби було зафіксовано В. Вишневським і С. Шевчуком [8]. Вченими 21 червня 2024 року було проведено польове обстеження верхньої частини колишнього водосховища на двох прибережних ділянках біля села Малокатеринівка і села Біленьке. Встановлено, що добре зволоження ложа водосховища, сприятливі погодні умови в період з липня 2023 до червня 2024 року, сприяли швидкому приросту верби на піщаних відкладах – 1,2 см/добу, на органічних відкладах – 2,0 см/добу. Середня висота верби станом на 21.06.2024 року на органічних відкладах склала 4,5 метри. Діаметр молодих дерев на висоті 1,5 м становив близько 25 мм, щільність заростання верб сягало 30–40 шт/м². За думкою вчених, в майбутньому, зміна клімату, зменшення вологості донних відкладів, внутрішньовидова конкуренція дерев зумовить зменшення швидкості росту дерев, збільшення

частини тополь і зменшення площ верби, часткове пригнічення вегетації і висихання прибережної рослинності. Зокрема, ситуацію ускладнюють воєнні дії, які призводять до пожеж в межах осушеного водосховища. Вчені у своїх дослідженнях також використовували супутникові знімки для моніторингу стану рослинності в межах колишнього водосховища.

Постановка завдання. В результаті реконструкції історичної карти, встановлено, що лісистість території Великого Лугу становила не більше 10 % [8]. Тобто за сприятливих природно-кліматичних умов функціонування Великого Лугу, лісистість території була незначною, що спростовує припущення про можливість формування великих площ лісу в ложі водосховища. У зв'язку з цим, метою дослідження є встановлення закономірностей вегетації та стійкості рослинного покриву залежно від сучасних кліматично-гідрологічних умов території осушеного Каховського водосховища.

Матеріали та методи досліджень. Джерелом актуальних даних дослідження стану рослинного покриву в межах колишнього Каховського водосховища (рисунок 1) були польових спостереження на доступних територіях балки Кам'янка правобережної частини річки Дніпро, дані аеророзвідки водосховища на відрізку село Республіканець → місто Берислав Херсонської області. Супутникові знімки Sentinel 2 L2A використані для дешифрування і розрахунку індексів вегетації рослинності і зволоження в період 20.06.2023-22.09.2024рр. Досліджувалися безхмарні періоди.

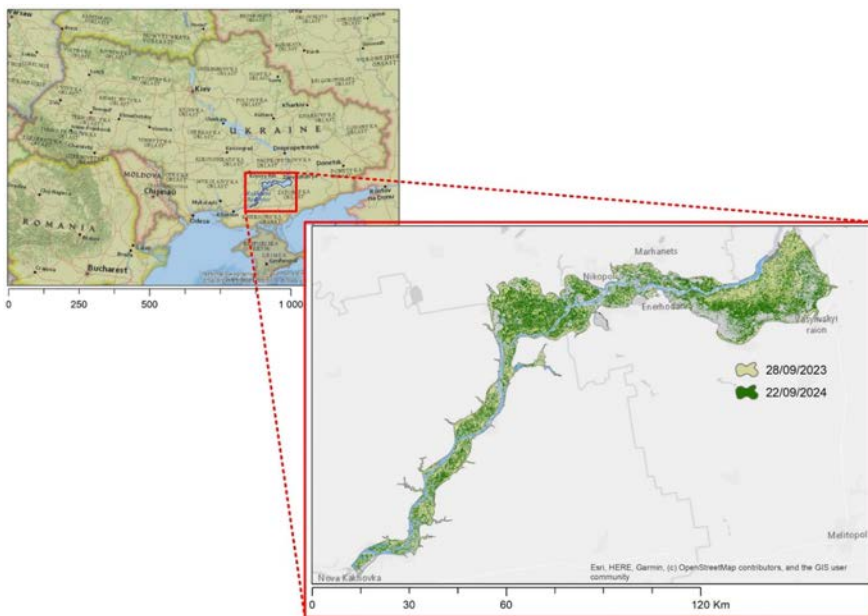


Рис. 1. Територія дослідження осушеного Каховського водосховища

Нормований індекс різниці зволоження (Normalized Difference Moisture Index, NDMI) використаний для визначення рівня зволоження рослин осушеного водосховища у відповідних діапазонах Sentinel 2 L2A [10]

$$\text{NDMI} = \frac{\text{NIR} - \text{SWIR}}{\text{NIR} + \text{SWIR}} \quad (1)$$

де, діапазони спектру NIR – ближній інфрачервоний і SWIR – короткохвильовий інфрачервоний.

Діапазон значень NDMI становить від –1 до 1. Від’ємні значення NDMI (значення, що наближаються до –1) відповідають неродючому ґрунту – без рослинності. Значення близько нуля (від –0,032 до 0,032) відповідають водному стресу. Від 0,032 до 0,24 характеризує задовільне зволоження рослинного покриву, від 0,24 до 0,80 – добре зволоження, більше 0,80 – високий рівень зволоження.

Нормований індекс різниці вегетації (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) використаний для визначення стану вегетації і здоров’я рослин осушеного водосховища у відповідних діапазонах Sentinel 2 L2A [12]:

$$\text{NDVI} = \frac{\text{NIR} - \text{Red}}{\text{NIR} + \text{Red}} \quad (2)$$

де, діапазони спектру NIR – ближній інфрачервоний і Red – червоний.

Діапазон значень NDVI становить від –1 до 1. Від’ємні значення формуються хмарами, водою та снігом, а значення, від 0 до 0,4 переважно камінням та оголеними ґрунтами. Значення NDVI більше 0,4 ідентифікує рослинність.

Враховуючи відмінності спектральних характеристик донних відкладів від типового ґрунтового покриву, нами за результатами польових досліджень здійснено калібрування супутникових знімків, що забезпечило об’єктивне розпізнавання оголених і рослиннокритих територій ложа Каховського водосховища. Зокрема, визначена класифікація характеристик вегетації і структури рослин за NDVI. Встановлено, що значення NDVI від 0 до 0,6 відповідали територіям без рослинності, які вкриті мушлями, вони характеризувалися такирами, пісками, каміннями. Значення NDVI більше 0,6 свідчить про присутність рослинності, зокрема: 0,60-0,70 – задовільна рослинність; 0,70-0,85 – добра рослинність; 0,85-1,00 – дуже добра рослинність. Визначено, що в максимальний пік вегетації, значення NDVI від 0,60 до 0,85 – переважно відповідали болотній і лучній рослинності з осередками чагарників; більше 0,85 – вказує на переважну присутність деревних рослин (переважно вербоноси і тополі).

Сезонні характеристики порушення вегетації рослин розраховані за формулою:

$$\Delta NDVI = NDVI_t - NDVI_{t-n} \quad (3)$$

де $NDVI_t$ – стан вегетації на поточну дату дослідження; $NDVI_{t-n}$ – стан вегетації на попередню дату дослідження.

Порушення вегетації рослин $\Delta NDVI$ розраховані за наступними умовами: $\Delta NDVI \geq 0$ – без змін; від 0 до $-0,1$ – низьке; від $-0,1$ до $-0,2$ – середнє, від $-0,2$ до $-0,3$ – високе; $\Delta NDVI < -0,3$ – дуже високе порушення. Дослідження були проведені за результатами дешифрування основних періодів вегетації та активного формування рослинного покриву, а саме: 28.09.2023; 09.06.2024; 14.07.2024; 22.09.2024.

Узагальнення значень порушення вегетації рослин $\Delta NDVI_{GV}$ на території осушеного водосховища здійснено станом на 22.09.2024 року відносно максимальних значень $NDVI_{max}$ (28.09.2023; 09.06.2024; 14.07.2024; 22.09.2024) за формулою:

$$\Delta NDVI_{GV} = NDVI [22.09.24] - NDVI [28.09.23; 09.06.24; 14.07.24; 22.09.24]_{max} \quad (4)$$

Растр максимальних значень $NDVI_{max}$ (28.09.2023; 09.06.2024; 14.07.2024; 22.09.2024) розраховано із використанням робочого інструменту Cell Statistics of ArcToolbox, ArcGIS.

Індекс нормалізованої різниці води (Normalized Difference Water Index, NDWI) використаний для визначення площ водних об'єктів та затоплення весняними паводками ложа колишнього водосховища [12]:

$$NDWI = \frac{\text{Green} - \text{NIR}}{\text{Green} + \text{NIR}} \quad (5)$$

де, діапазони спектру Green – зелений і NIR – ближній інфрачервоний

Вкриті водою території відповідають значенню NDWI більше $-0,2$.

Обробку зображень, картографування та просторово-часовий аналіз проводили за допомогою ArcGis 10.6.

Результати досліджень. Зневоднення Каховського водосховища призвело до оголення донних відкладів та природно-кліматичної трансформації осушеної території, яка характеризується показниками просторово-часової відмінності сезонної диференціації вологозабезпечення та фіто-кліматичних умов водосховища. Рослинна біомаса являється важливим індикатором відновлення та подальшої екологічної стійкості порушених територіальних ландшафтів, прояву опустелення, накопичення і збереження вологи, забезпечення ґрунтово-відтворюваних процесів і властивостей у донних відкладах осушеної території водосховища.

У вересень 2023 року добрими умовами розвитку рослинності характеризуються балкові системи (рисунок 2), частка рослинного покриву їх територій варіювала від 30,7 % до 60,3 %.

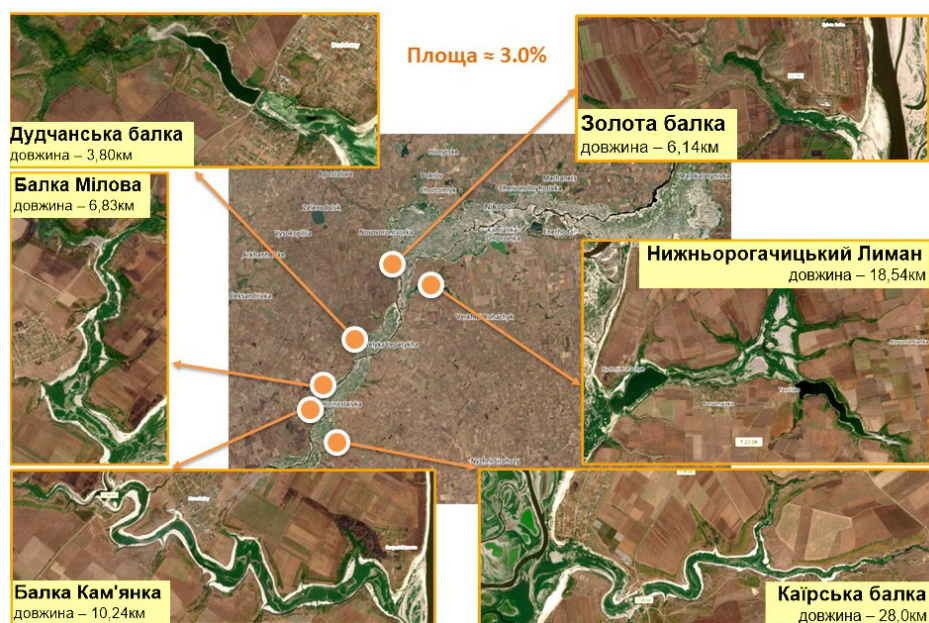


Рис. 2. Балки осушеного Каховського водосховища

Стан рослинного покриву характеризувався як задовільний, добрий і дуже добрий. Задовільний стан мали території із середньою щільністю низькорослої рослинності; добрий стан – мозаїчно-неоднорідні щільні осередки чагарників (переважно верболози) висотою до 1,0-1,3 м, дуже добрий стан – території із верболозами більше 1,3 м.

Частка територій балок (рисунок 3), вкритих верболозами, характеризувалися такими значеннями: Золота балка – 67,4%, Балка Мілова – 45,1%, Балка Кам'янка – 42,5%, Каїрська балка – 37,8%, Нижньорогачицький лиман – 34,2%, Дудчанська балка – 24,5%. В цілому, у вересні 2023 році загальна площа балок, вкритих верболозами, склала 1193 га (36,5%). Площа з низькорослою рослинністю становила 580,8 га (17,8%), територія без рослинності склала 27,1%, а водні об'єкти займали 18,6%.

На рисунку 4 представлено Балку Кам'янка станом на 21 квітня 2024 року на різних мозаїчно-неоднорідних ділянках. Більша частина території без рослинності вкрита мушлями, характеризується такирами, пісками, камінням, мілководдями. У структурі рослинності переважають верболози висотою 1,3-1,8 м. Близько 15 % площі займають верболози висотою більше 1,8 м. Варто наголосити, що за високих температур повітря у перші 4 місяці після осушення Каховського водосховища, близько 52 % рослинного покриву прибережної території (рисунок 5) втратили

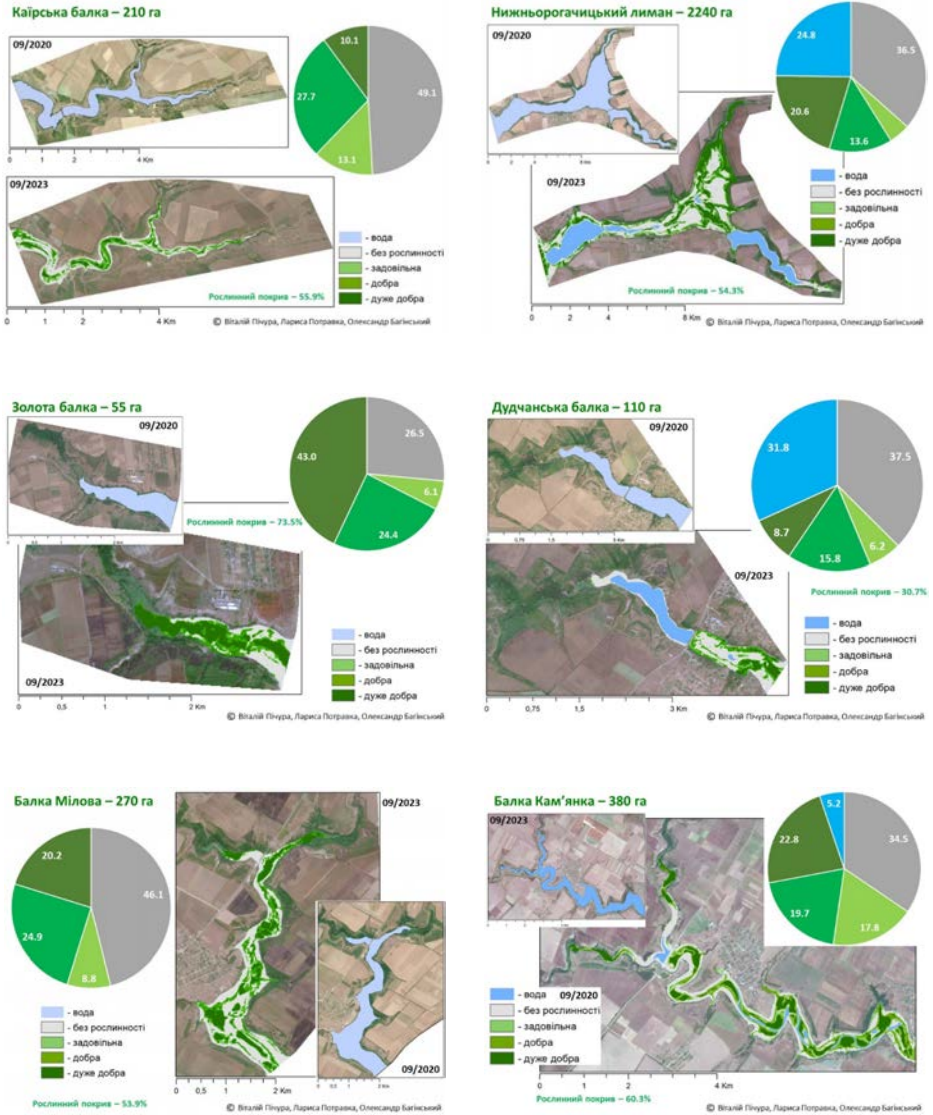


Рис. 3. Структура розподілу площ балок осушеного водосховища станом на вересень 2023 року

добрі вегетатійні властивості. На сьогоднішній день більша частка прибережної рослинності деградувала.

Слід акцентувати, що загальна площа балок складає лише 3,0 % території осушеного Каховського водосховища. Це спростовує можливість їх використання у якості індикатора сприятливості природно-кліматичних



Рис. 4. Мозаїчна неоднорідність різних ділянок балок осушеного водосховища станом на 21 квітня 2024 року

умов для формування рослинної біомаси на основній території осушеного водосховища. Тому, результати польових досліджень стану балок можуть бути корисними для характеристики видового складу флори, оцінювання змін стану рослинності на прилеглих територіях. Результати польових досліджень нами були використані для коректного дешифрування супут-

Балка Кам'янка

рослинність прибережної території, буферна зона 50 м площею 167 га



Рис. 5. Стан прибережної рослинності Балки Кам'янка станом на 21 квітня 2024 року

никових знімків, ідентифікації та дистанційного моніторингу просторово-часової мозаїчної неоднорідності рослин донних ландшафтів на всій території водосховища площею 215,5 тис. га.

За результатами польових досліджень і дешифрування супутникових знімків Sentinel 2 L2A нами були уточнені спектральні характеристики ідентифікації рослинності, динаміка вегетації та коректно визначені площі заростання території ложа водосховища за 2023-2024 рр. (рисунок 6).

В кінці вересня 2023 року площа рослинності склала 52,4 тис. га: задовільну вегетацію мали 37,0 % площі рослинності, добру – 46,7 %, дуже добру – 16,3 %. Після зимового анабіозу і завершення весняних паводків на початок червня 2024 року площа зайнята рослинами становила 78,2 тис. га, в тому числі із задовільною вегетацією 20,3 %, доброю – 38,1 %, дуже доброю – 41,6 %. Станом на 14 липня 2024 року площа вкрита рослинами збільшилася на 26 % і склала 98,5 тис. га, з них із задовільною вегетацією 21,5 %, доброю – 51,2 %, дуже доброю – вегетація 27,4 %. В третій декаді серпня площа рослинно вкритих територій становила 102,0 тис. га, зокрема із задовільною вегетацією 26,5 %, доброю – 67,0, дуже доброю – 6,5 %. В кінці вересня 2024 року площа рослинності склала 110,0 тис. га: із задовільною вегетацією 29,6 %, добру – 64,1 %, дуже добру – 6,3 %.

Швидкий приріст рослинної біомаси можна пояснити поєднанням фактору зволоження та наявності поживних елементів у донних відкладах.

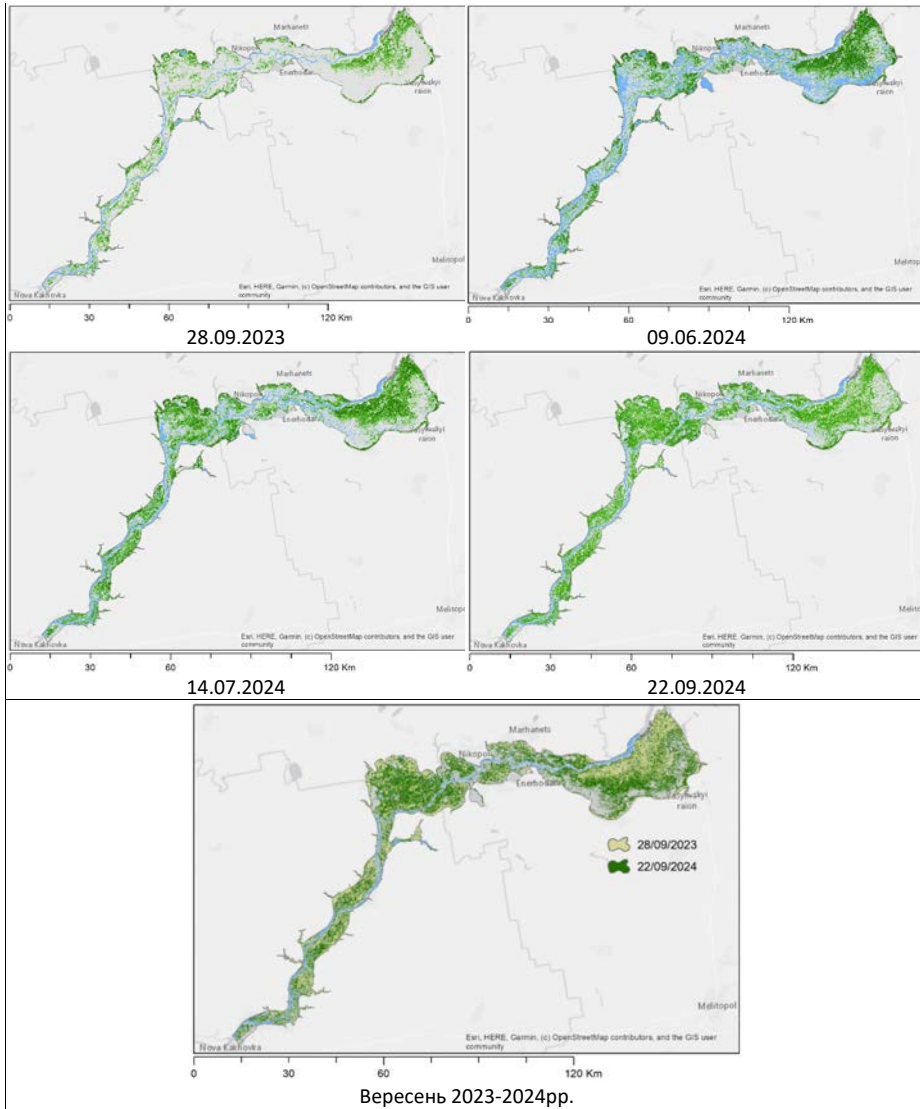


Рис. 6. Формування рослинного покриву за період вересень 2023-2024 рр.

Слід відзначити, що зимово-весняний період 2024 року характеризувався сприятливими кліматичними умовами, які за частотою проявів зволоження можна віднести до аномально сприятливих. Зокрема, схожі умови було зафіксовано у 1982 році (рисунок 7). Сумарне значення відносної вологості повітря у зимово-весняний період 2024 року на 8,8 % перевищувало статистичну норму 1982-2024 рр., у 1982 році перевищення склало 10,1 %.

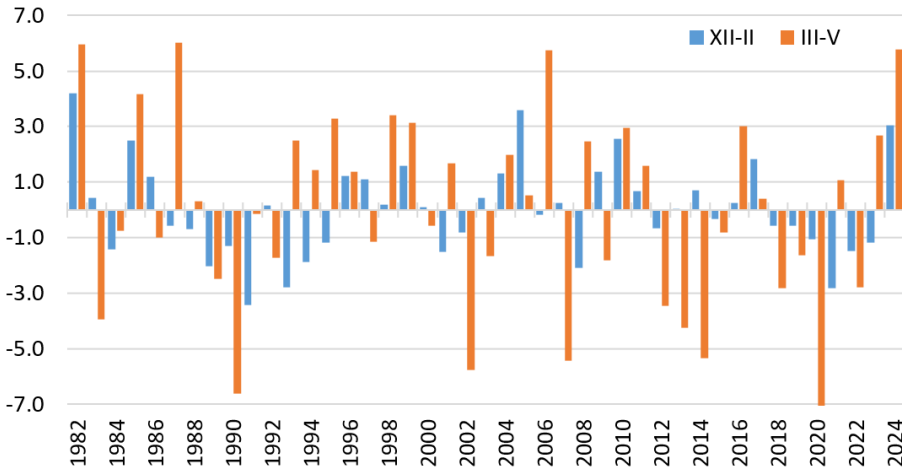


Рис. 7. Динаміка відносної вологості (%) повітря в межах Каховського водосховища за 1982-2024рр.: відхилення від статистичної норми в зимовий (79,8 % заложення) і весняний (68,6 % зволоження) періоди

Аномально високе зволоження фіксувалося на всій водозбірній території річки Дніпро, що призвело до накопичення великих об'ємів води в основному руслі річки, добрих гідрологічних умов та збільшення частоти скидів поверхневих вод з Дніпровської ГЕС до території Каховського водосховища. За даними дешифрування знімків Sentinel 2 L2A нами зафіксовано наповнення території Каховського водосховища на початку березня 2024 року, станом на 11 березня було затоплено 65,0 % території, 31 березня – 70,0 %, 30 квітня – 55,4 %, 25 квітня – 47,3 % (рисунок 8).

За дослідженнями В. Вишневського, С. Шевчука [8], в період весняної повені здійснено дві хвилі максимального попуску води через ДніпроГЕС: перша хвиля була зафіксована 15.03.2024р. – 3500 м³/с, друга хвиля спостерігалася 23.04.2024р. – 4130 м³/с. Науковці встановили, що стік води в нижній течії річки Дніпро з 1 червня 2023 року по 30 червня 2024 року, був більшим, ніж зазвичай. Середнє значення стоку попусків через ДніпроГЕС становило 1730 м³/с (54,6 км³). Тому, сформовані умови можна віднести до нетипових умов зони Степу України, які сприяли виживанню, суттєвому приросту рослин і заростання водосховища.

Для визначення просторово-часових закономірностей формування рослинного покриву з 18 червня 2023 року до 22 вересня 2024 року, нами було обрано три ділянки колишнього водосховища (рисунок 9), які різняться гідрологічною щільністю мережі і залишками органіки у донних відкладах. Представлено динаміку середньозважених значень нормо-

ваного індексу різниці зволоження (NDMI) і нормований індекс різниці вегетації (NDVI) на трьох ділянках спостережень. Зокрема, встановлено тісну залежність між значеннями NDMI і NDVI. Це дало можливість прослідити хронологію вегетації рослин залежно від просторових відмінностей умов зволоження різних частин водосховища. Слід відмітити, що у 2023 році на всіх ділянках фіксувалося високий рівень вологозапасу у донних відкладах, що стимулювало стрімкий приріст і добрий рівень вегетації рослин до початку листопада. На початку першої хвилі весняної повені 15.03.2024 року на всій території ложа водосховища фіксувалося відновлення вегетації на відкритих від води ділянках.

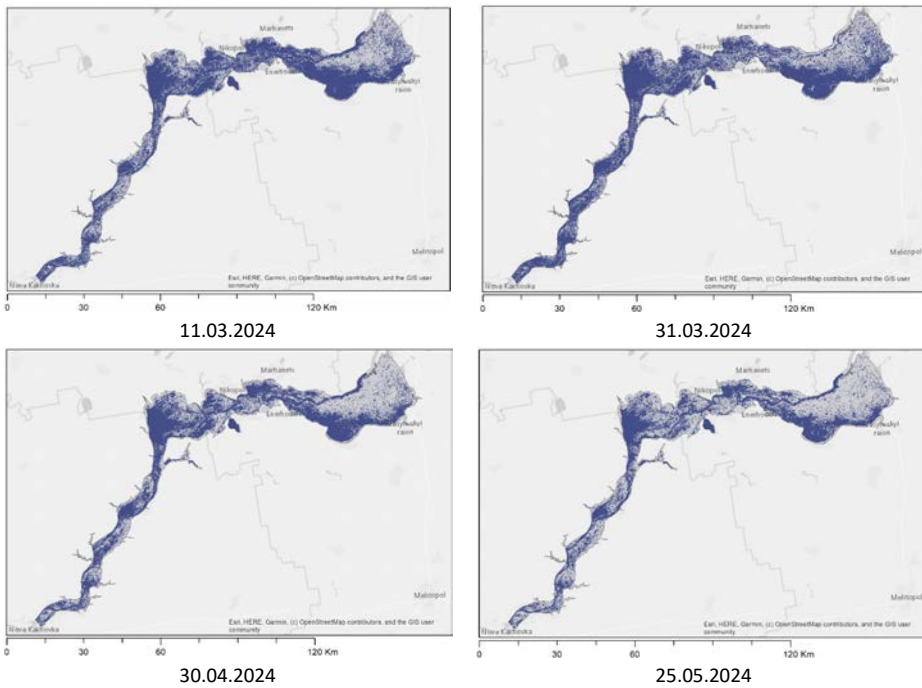


Рис. 8. Весняні паводки в межах Каховського водосховища у 2024 році

Ділянка 1 у верхній частині водосховища характеризується високим рівнем органіки у донних відкладах. До руйнації Каховської дамби ця частина водосховища переважно характеризувалася глибиною акваторії 0,7-2,5 м, містила близько 18 % об'єму води водосховища. Близько 11 % запасів води не приймали участі у регулюванні стоку, що приводило до застою у акваторії, цвітіння води, високого рівня акумуляції органіки і формуванню осередків політрофно-гіпертрофних мас води. Ділянка 1 не

має безпосереднього гідрологічного зв'язку з головним руслом Дніпра. Зволоженість території залежала від запасів вологи після руйнації дамби і весняних паводків. Води весняних паводків до ділянки надходили через природний гідрологічний рукав біля м. Енергодар (правобережна частина водосховища), далі поверхневі води надходили до пониззя ложа осушеного водосховища напроти м. Дніпрорудне, ложе затоплювалося значними об'ємами води. Ширина затопленого ложа від берегової лінії м. Дніпрорудне до ділянки 1 становила більше 14 км.

Вздовж берегової лінії вода розливалася на 65 км – від м. Енергодар до села Плавні Василівського району Запорізької області. Це забезпечувало добре живлення рослин верхньої частини водосховища. З 15 березня до 30 квітня 2024 року на ділянці 1 спостерігався значний приріст рослин. Великі об'єми попусків поверхневих вод з ДніпроГЕС, на рівні 3500-4130 м³/с (110,5-130,3 км³), зумовили підтримку високого рівня зволоження і стрімке підвищення рівня вегетації рослин у 1,6 рази (NDVI – з 0,41 до 0,65). Приріст верби склав 2,0 см/добу. З 30 квітня по 09 червня на ділянці 1 фіксувалося збереження високого рівня зволоження і збільшення значення NDVI з 0,65 до 0,71. На кінець червня висота верби сягала 4,5 м і вище.

По завершенню весняних паводків, з верхньої частини водосховища 09 липня 2024 року відбулося зворотне розвантаження води до головного русла Дніпра і зменшення вологозабезпечення рослина. В період літньо-осінньої межні частка водовкритої території в межах колишнього водосховища (рисунок 10) станом на 14.07.2024 року склала 24,3 %, 23 серпня – 18,2 %, 22 вересня – 16,2 %, 22 жовтня – 16,3 %.

Відсутність атмосферних опадів і попусків з ДніпроГЕС, аномально високі температури повітря і відсутність гідрологічного зв'язку ділянки 1 з головним руслом Дніпра призвели до виснаження вологи і погіршення доброї вегетації рослин. Таким чином, незначне зниження NDVI з 0,71 до 0,68 фіксувалося до 14 липня 2024 року. Збільшення температури повітря у липні до історичного максимуму +40,5-42,0 °С та п'ятикратне зростання частоти прояву аномально високих температур у літній період для регіону досліджень, призвели до пришвидшення евапотранспіраційних процесів, виснаження запасів вологи з ложа водосховища, стрімке погіршення вегетації та висихання рослин. Середнє значення NDVI знизилося на 21 %, з 0,68 до 0,54. Значні осередки рослин повністю втратили вегетацію. З 27 липня по 19 серпня зафіксовані пожежі у верхній частині водосховища на площі 320 га (рисунок 11).

Добрим і стабільним зволоженням характеризувалася ділянка 2 в середній частині водосховища. Ця частина ложа водосховища має добру мережу гідрологічного розвантаження і акумуляцію вод весняних паводків річки Дніпро. Зокрема, ця територія має додаткове живлення водами

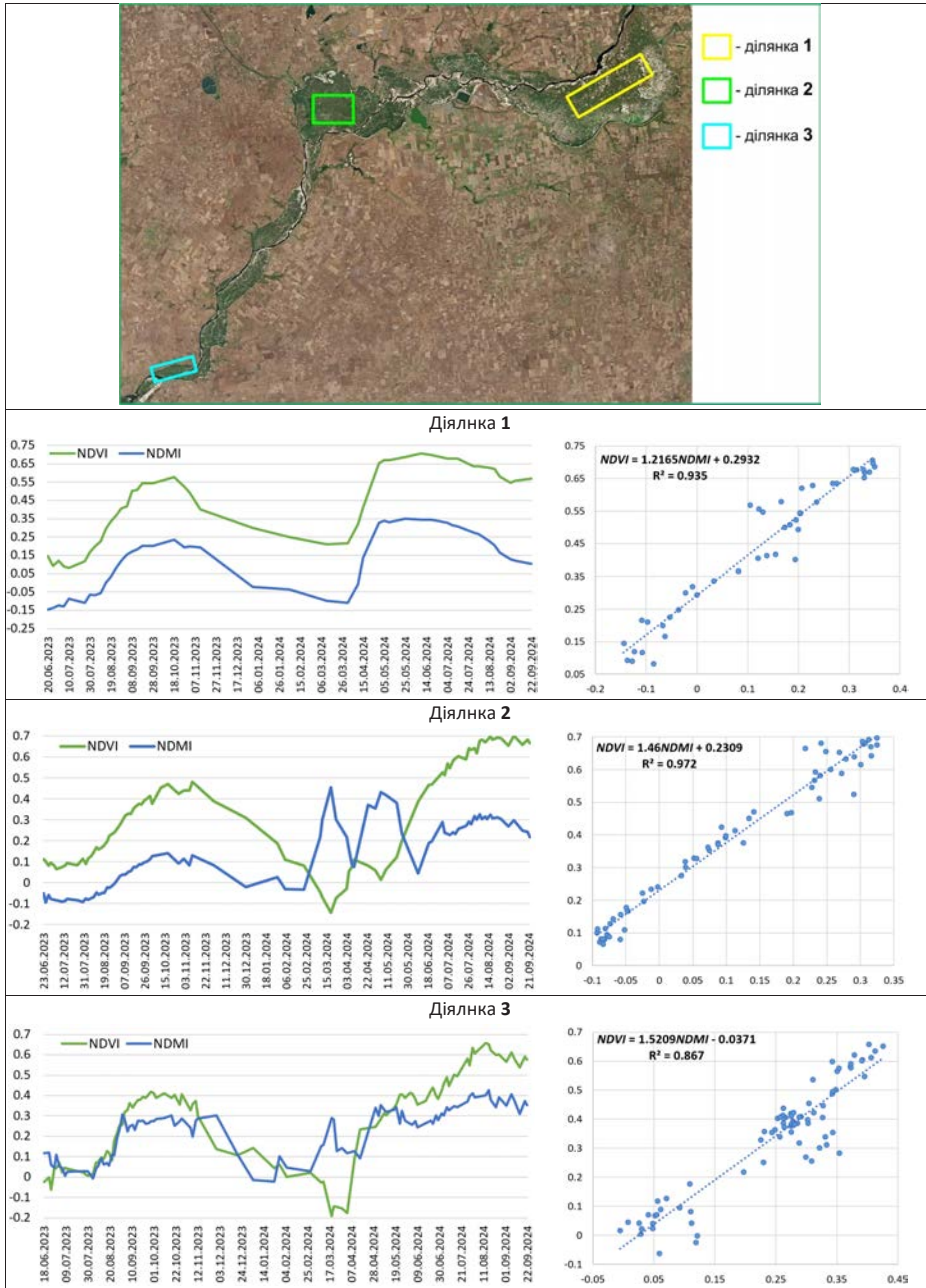


Рис. 9. Просторово-часові закономірності зволоження і вегетації рослинності на території осушеного Каховського водосховища

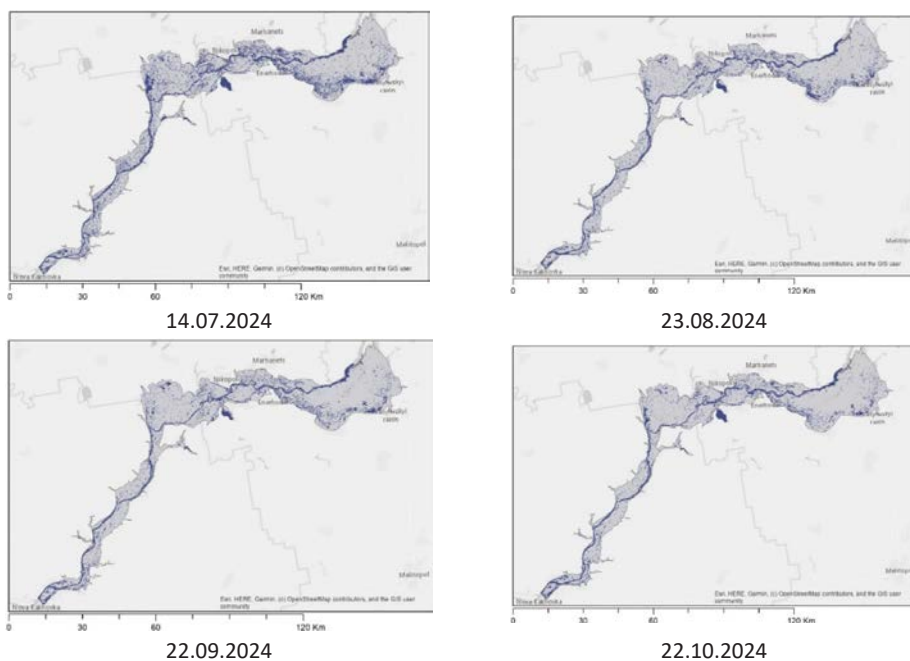


Рис. 10. Розподіл водовкритої території в межах колишнього Каховського водосховища в літньо-осінню межень

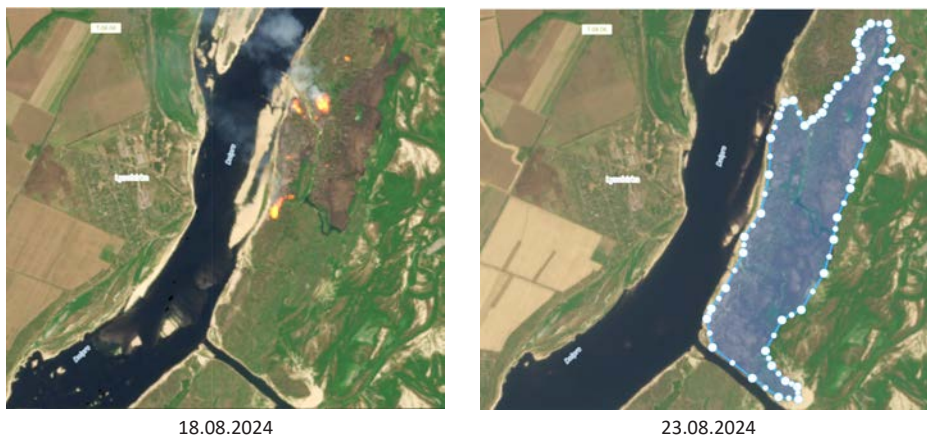


Рис. 11. Пожежі у верхній частині осушеного Каховського водосховища, за даними Sentinel 2 L2A

річки Базавлук довжиною 157 км і площею водозбору 4,2 тис. км². Річка протікає у Криничанському, Софіївському та Нікопольському районах Дніпропетровської області, права притока Дніпра.

Ділянка 2 в період весняної повені 2024 року була покрита водою. З 20 травня, після поступового сходження води до головного русла Дніпра, на цій ділянці фіксувалося відновлення вегетації рослин. Довгий період затоплення, забезпечив високий рівень насичення вологою донних відкладів. Зокрема, додаткове зволоження підтримувалося водами річки Базавлук. Це стимулювало добру вегетацію і високу стійкість рослинного покриву в період літньої спеки. Стабільна вегетація рослин фіксувалася до третьої декади серпня. Середнє значення NDVI у липні склало 0,58-0,60, у середні серпня сягало 0,70. Незначне погіршення вегетації рослин спостерігалось на кінець вересня, середнє значення NDVI знизилось з 0,70 до 0,65. Слід акцентувати, що ділянка 2 характеризується відносно стійким зволоженням і органічними донними відкладами, що зумовило стабільні умови формування рослинного покриву впродовж 2023-2024 рр.

Ділянка 3, напроти села Новоберислав і міста Берислав, розташована на неогенових вапнякових пластових відкладах у нижній частині водосховища і характеризується добрим зв'язком гідрологічної мережі із поверхневими стоками головного русла Дніпра, великою щільністю мілководних зон, значною часткою піщаних територій і низьким рівнем органічних відкладів. Тому інтенсивність розвитку рослинного покриву переважно залежить від рівня води головного русла річки, який впливає на водозабезпечення ділянки 3. З початку весняних паводків фіксувалися добрі умови зволоження цієї ділянки. Зокрема, поступове розвантаження запасів води з верхньої і середньої частин колишнього водосховища, зумовлювали систематичне водне живлення рослин у нижній частині. Тому стабільні умови вегетації і формування рослинного покриву фіксувалися від середини квітня до середини серпня. Середнє значення NDVI збільшилося у 2,9 рази – з 0,23 до 0,66. Відсутність опадів і скидів з ДніпроГЕС зумовило зниження рівня води у головному руслі річки Дніпро, обміління і часткове пересихання рукавів річки гідрологічної мережі нижньої частини осушеного водосховища, що обумовило водний стрес на ділянці 3. Це призвело, з 13 серпня по 15 вересня, до зниження середнього значення NDVI від 0,66 до 0,56. Короткочасні опади зумовили на 20 вересня часткове відновлення вегетації рослин, але на 22 вересня рівень вегетації був знову погіршений.

За умов проявів негативних змін клімату та штучного регулювання попусків з Дніпро ГЕС, важливим є дослідження стійкості вегетації рослин та формування рослинного покриву на території колишнього Каховського водосховища. У зв'язку з цим, на основі значень NDVI були проведені розрахунки сезонного порушення вегетації рослин за вересень 2023-2024рр (рисунок 12).

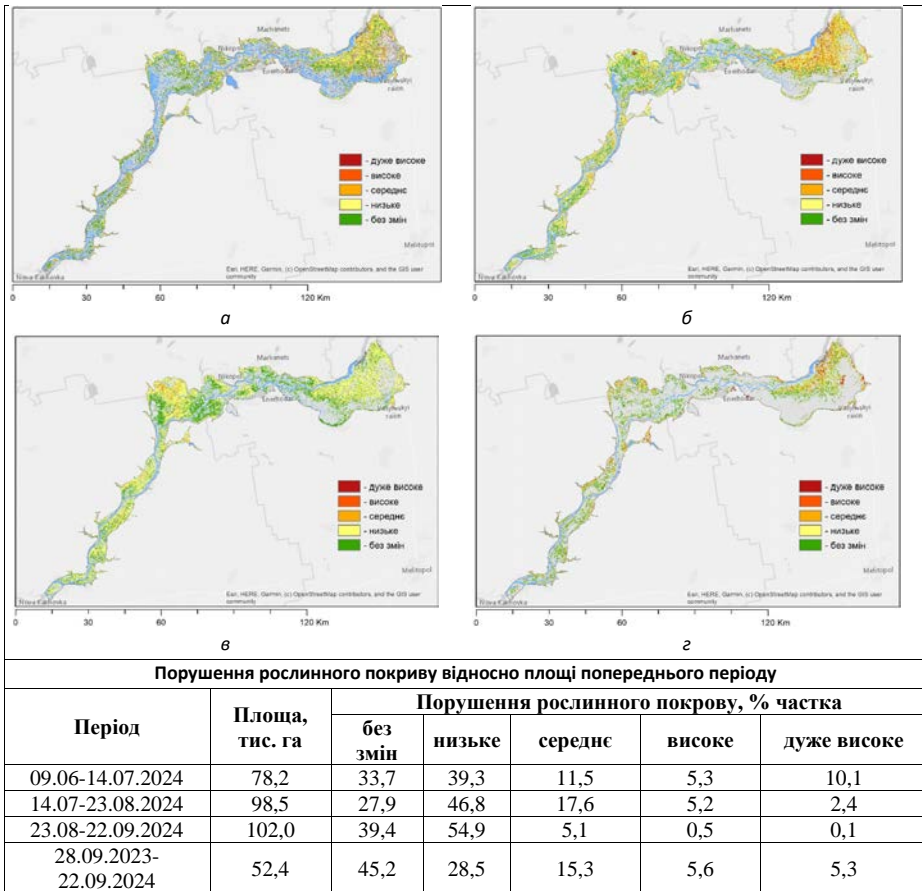


Рис. 12. Сезонні характеристики порушення вегетації рослин в ложі Каховського водосховища за вересень 2023-2024рр.: а – період 09.06-14.07.2024; б – період 14.07-23.08.2024; в – період 23.08-22.09.2024; г – період 28.09.2023-22.09.2024

Розрахунки здійснено для важливих періодів формування рослинного покриву. Межі рослинного покриву визначалися для початку кожного періоду досліджень. За результатами досліджень встановлені просторово-часові характеристики порушення сформованої рослинної біомаси залежно від сучасних кліматично-гідрологічних умов функціонування осушеного водосховища.

Встановлено, що найбільший водний і температурний стрес рослини мали в періоди 09.06-14.07.2024 і 14.07-23.08.2024. В перший період відбулося сходження вод весняного паводка і осушення території водосховища. Це призвело до перших проявів стресу і втрати добрих умов вегетації у рослин верхній частині водосховища. В свою чергу, це зумовило порушення рослинного покриву в класах від середнього до дуже високого рівня.

Другий період характеризувався аномально високими температурами повітря і надзвичайним рівнем водного стресу рослин. Це обумовило погіршення вегетації більше 70 % рослинності ложа водосховища. Високий рівень порушення вегетації зафіксовано площею 25 тис. га. на донних ґрунтах, які не мали гідрологічного живлення з головного русла Дніпра.

В третій період, 23.08-22.09.2024, більше 60 % рослинності поступово втрачали добрі вегетаційні характеристики.

З метою встановлення реальної ситуації формування структури і площ рослинного пориву, розрахунку порушення вегетації, нами систематизована растрова модель рослинності із максимальними значеннями $NDVI_{max}$ (рисунок 13а) на основі растрів $NDVI$ станом на 28.09.2023 р., 09.06.2024 р., 14.07.2024 р., 22.09.2024 р. Це дало можливість встановити межі ложа водосховища, яка була покрита рослинами впродовж вересень 2023-2024 рр. Площа рослинності склала – 135 тис. га, в тому числі 48 тис га – деревовидна рослинність (верба і тополі); 87 тис га – переважно болотна і лучна рослинність з осередками чагарників.

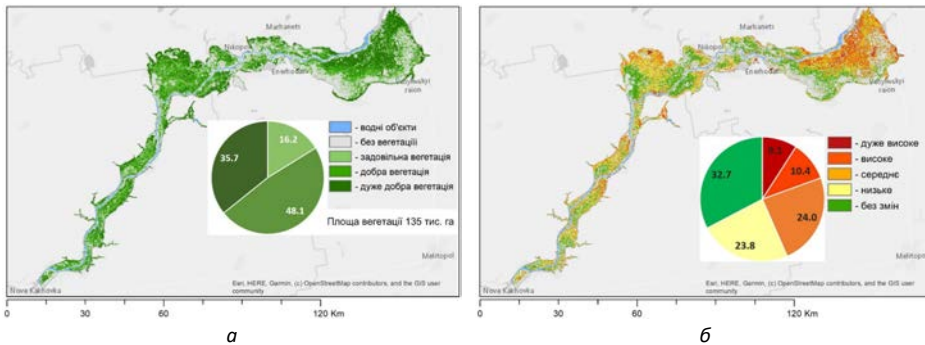


Рис. 13. Рослинний покрив ложа Каховського водосховища за вересень 2023-2024 рр.: а – структура рослинного покриву за максимально сприятливих умов вегетації, $NDVI_{max}$; б – порушення вегетації рослин, $\Delta NDVI_{GV}$

Розрахунок порушення вегетації рослин $\Delta NDVI_{GV}$ здійснено станом на 22.09.2024 рік відносно растру максимальних значень $NDVI_{max}$. Встановлено, що 32,7 % (44 тис. га) – площі рослин не зазнали порушень, 67,3 % (91 тис. га) – території мають різну ступінь порушення рослинного покриву. Значний рівень порушення зафіксовано на 43,5 % (58,7 тис. га) площі, в тому числі 19,5 % (26,3 тис. га) рослинності деградувало і знаходиться на межі знищення.

Слід акцентувати, що впродовж останніх 40 років фіксується стабільне зниження рівня відносної вологості повітря на 10-12 %, що доводить загострення водного дефіциту та підвищення температурного тиску

на територіальні екосистеми. Зокрема, за глобальними даними кліматичних досліджень Copernicus Climate Change Service (<https://atlas.copernicus.eu/atlas>), у 2024 році на території України у порівнянні із статистичною нормою 1850-1900 рр., температура повітря зросла на 2,07 °С. До 2100 року прогнозується перевищення норми середньорічного значення на 7,91 °С. Очікується, що у період 2024-2100 рр. найбільші коливання підвищення температури прогнозуються у літні та зимові періоди від 2,52 °С до 10,34 °С. Підсилення негативних кліматичних аномалій і штучне регулювання малими об'ємами скидів з Дніпро ГЕС призводить до значного водного дефіциту і порушення новоствореної рослинної екосистеми в ложі Каховського водосховища.

Висновки. За результатами комплексних польових і дистанційно-супутникових досліджень встановлені закономірності вегетації та стійкості рослинного покриву залежно від сучасних кліматично-гідрологічних умови території осушеного Каховського водосховища. В кінці вересня 2023 року площа рослинності склала 52,4 тис. га. Зимово-весняний період 2024 року характеризувався сприятливими кліматичними умовами. Такі умови сприяли високому рівню накопиченню вологи у донних відкладах і швидкому приросту рослинної біомаси. У період весняних паводків затоплення сягало 70 % території водосховища. На кінець вересня 2024 року площа рослинного покриву в межах колишнього водосховища збільшилася у 2 рази. Встановлено значну варіабельність у вегетації рослин в різних частинах водосховища. Це обумовлено неоднорідністю характеристик гідрологічної мережі і перерозподілом вологи, зв'язком із поверхневими стоками головного русла Дніпра, різним рівнем органіки у донних відкладах. Максимальна площа заростання ложа водосховища за 2023-2024 рр. склала – 135 тис. га, в тому числі 48 тис. га – деревовидна рослинність (верба і тополі); 87 тис. га – переважно болотна і лучна рослинність з осередками чагарників. Відсутність опадів і аномальне збільшення літніх температур повітря для регіону досліджень, призвели до пришвидшення евапотраспірації та виснаження запасів вологи з водосховища. Це зумовило погіршення вегетації рослин, їх висихання та часткової деградації. Встановлено, що на кінці вересня 2024 року, 67,3 % рослинного покриву мали різну ступінь порушення вегетації. Значний рівень порушення зафіксовано на 43,5 % площі, в тому числі 19,5 % рослинності деградувало і знаходиться на межі знищення. Зокрема, у верхній частині водосховища зафіксовані пожежі рослинних осередків площею 320 га. Негативні процеси зумовили зменшення площі здорової рослинності на 26,3 тис. га. Доведено, що стабільні тенденції до підсилення негативних кліматичних аномалій і штучне регулювання малими об'ємами скидів з Дніпро ГЕС до території колишнього Каховського водосховища ускладнюють умови виживання рослин.

В подальшому це зменшить щільності рослин з доброю вегетацією, збільшить площі деградованого покриву і сухостою, підвищить частоту пожеж, зумовить втрату стійкості новоствореної екосистеми та призведе до знищення осередків рослин.

Подяки. Дослідження здійснюється за підтримки Канадського інституту українських студій (КІУС) Альбертського університету. Грант – «Просторово-часове дослідження наслідків російської збройної агресії в басейні Нижнього Дніпра».

Проект підтримано програмою Documenting Ukraine Інституту наук про людину IWM у Відні. Грант – «Дослідження наслідків руйнування Каховської дамби та осушення водосховища для населення України».

CLIMATIC AND HYDROLOGICAL CONDITIONS OF THE FORMATION OF VEGETATION COVER ON THE TERRITORY OF THE DRAINED KAKHOVKA RESERVOIR

*Pichura V.I. – Doctor of Agriculture, Professor,
Potravka L.O. – Doctor of Economics, Professor,
Kherson State Agrarian and Economic University,
pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com*

The destruction of the Kakhovka HPP dam by the Russian aggressor led to the draining of the reservoir and the loss of a third of Ukraine's fresh water reserves, with catastrophic socio-economic and ecological consequences. Now, considerable attention is directed to the study of the formation of the state of the natural vegetation cover within the former reservoir area. In this regard, the purpose of the study is to establish the regularities of vegetation and its stability depending on the current climatic and hydrological conditions of the territory of the drained Kakhovka Reservoir. The results and conclusions were obtained on the basis of complex field research, calibration and decoding of Sentinel 2 L2A satellite images during the period of 2023-2024. At the end of September 2023, the area of the territory with plants was 52.4 thousand hectares. First of all, beam systems are characterized by good conditions for the development of vegetation, the share of vegetation cover in their territories varied from 30.7 % to 60.3 %. The winter-spring period of 2024 was characterized by favorable climatic conditions, which caused up to 70 % of the reservoir's territory to be flooded by spring floods. This ensured a high level of moisture accumulation in bottom sediments and a rapid increase in plant biomass. By the end of September 2024, the area of plant cover within the area of former reservoir has doubled. Significant variability of plant vegetation in different parts of the reservoir was established. This was due to the heterogeneity of the characteristics of the hydrological network and the redistribution of moisture, the connection with the surface runoff of the main channel of the Dnipro, bottom sediments with different levels of organic matter. The maximum overgrown

area of the reservoir bed during 2023-2024 amounted to 135,000 hectares, including 48,000 hectares of wood vegetation (willow and poplars); 87,000 hectares are mostly swamp and meadow vegetation with patches of shrubs. The lack of precipitation and an abnormal increase in air temperature in July to a historical maximum for the research region of +40.5-42.0 °C led to the acceleration of evapotranspiration and depletion of moisture reserves from the reservoir. This led to deterioration of plant vegetation, their drying and partial degradation. It was established that at the end of September 2024, 67.3 % of the plants had varying degrees of vegetation disturbance. A significant level of disturbance was recorded on 43.5 % of the area, including 19.5 % of vegetation degraded and on the verge of destruction. From July 27 to August 19, burning of plants on the area of 320 hectares was recorded in the upper part of the reservoir. Negative processes led to a decrease in the area of healthy vegetation by 26.3 thousand hectares. It has been proven that the stable tendencies to strengthening negative climatic anomalies and the artificial regulation of small volumes of discharges from the Dnipro HPP to the territory of the former Kakhovka reservoir complicate the conditions for plant survival. In the future, this will reduce the density of plants with good vegetation, increase the areas of degraded cover and dryness, increase the frequency of fires, cause the loss of stability of the newly created ecosystem and lead to the destruction of plant centers.

Keywords: Kakhovka reservoir, vegetation, climate, hydrology, disturbance, ecocide, Sentinel 2, NDVI, NDMI, NDWI.

Acknowledgments. The research is supported by the Canadian Institute of Ukrainian Studies (CIUS) of the University of Alberta. Grant – “A Spatial-Temporal Study of the Consequences of russian armed aggression in the Lower Dnipro Basin”.

The project was supported by Documenting Ukraine, a program of the Institute for Human Sciences, IWM Vienna. Grant – “Research into the consequences of the Kakhovka dam destruction and the reservoir drainage for the population of Ukraine”.

ЛІТЕРАТУРА

1. Vyshnevskiy V., Shevchuk S., Komorin V., Oleynik Yu., Gleick, P. The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water International*. 2023. DOI: 10.1080/02508060.2023.2247679.
2. Vyshnevskiy V., Shevchuk S. The destruction of the Kakhovka dam and the future of the Kakhovske reservoir. *International Journal of Environmental Studies*. 2024. DOI: 10.1080/00207233.2024.2320033.
3. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Bahinskiy O. Natural and climatic transformation of the Kakhovka Reservoir after the destruction of the dam. *Journal of Ecological Engineering*, 2024. Vol. 25(7). 82–104. DOI: 10.12911/22998993/187961.
4. Hapich H., Onopriienko D. Ecology and economics of irrigation in the south of Ukraine following destruction of the Kakhov reservoir. *International Journal of Environmental Studies*. 2024. DOI: 10.1080/00207233.2024.2314859.
5. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Hyrlya L. The impact of the russian armed aggression on the condition of the water area of the Dnipro-Buh

- estuary system. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 2024. Vol. 25(11). 58–82. DOI: 10.12912/27197050/192154.
6. Пічура В. І., Потравка Л. О., Багінський О. С. Вплив війни на стан акваторії Дніпровсько-Бузької естуарної системи та Чорного моря. *Водні біоресурси та аквакультура*, 2024. № 1(15). С. 105–136. DOI: 10.32782/wba.2024.1.9.
 7. Kuzemko A., Prylutskiy O., Kolomytsev G., Didukh Y., Moysiyyenko I., Borsukevych L., Chusova O., Splodytel A., Khodosovtsev O. Reach the bottom: plant cover of the former Kakhovka Reservoir, Ukraine. *Research Square*, 2024. DOI: 10.21203/rs.3.rs-4137799/v1.
 8. Vyshnevskiy V. I., Shevchuk S. A. Natural Processes in the Area of the Former Kakhovske Reservoir After the Destruction of the Kakhovka HPP. *Journal of Landscape Ecology*, 2024. Vol. 17(2). 147–164. DOI: 10.2478/jlecol-2024-0014.
 9. Dovhanenko D. O., Yakovenko V. M., Brygadyrenko V. V., Boyko O. O. Characteristic of the dried-up zone formed as a result of the breach of the Kahovka dam. *Biosystems Diversity*, 2024. Vol. 32(2). 285–295. DOI: 10.15421/012431.
 10. Gao B.-C. NDWI – A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 1996. Vol. 58. 257–266. DOI: 10.1016/S0034-4257(96)00067-3.
 11. Pichura V., Potravka L., Domaratskiy Y., Drobitko, A. Water balance of winter wheat following different precursors on the Ukrainian steppe. *International Journal of Environmental Studies*. 2024. 1–18. DOI: 10.1080/00207233.2024.2314891.
 12. Ashok A., Rani H.P., Jayakumar K.V. Monitoring of dynamic wetland changes using NDVI and NDWI based landsat imagery. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 2021. Vol. 23. 100547. DOI: 10.1016/j.rsase.2021.100547.

REFERENCES

1. Vyshnevskiy V., Shevchuk S., Komorin V., Oleynik Yu., Gleick, P. (2023). The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water International*. DOI: 10.1080/02508060.2023.2247679.
2. Vyshnevskiy V., Shevchuk S. (2024). The destruction of the Kakhovka dam and the future of the Kakhovske reservoir. *International Journal of Environmental Studies*. DOI: 10.1080/00207233.2024.2320033.
3. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Bahinskyi O. (2024). Natural and climatic transformation of the Kakhovka Reservoir after the destruction of the dam. *Journal of Ecological Engineering*, Vol. 25(7), 82–104. DOI: 10.12911/22998993/187961.

4. Hapich, H., Onopriienko D. (2024). Ecology and economics of irrigation in the south of Ukraine following destruction of the Kakhov reservoir. *International Journal of Environmental Studies*. DOI: 10.1080/00207233.2024.2314859.
5. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Hyrlya L. (2024). The impact of the russian armed aggression on the condition of the water area of the Dnipro-Buh estuary system. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, Vol. 25(11), 58–82. DOI: 10.12912/27197050/192154.
6. Pichura V., Potravka L., Bahinskyi O. (2024). *Vplyv viiny na stan akvatorii Dniprovsko-Buzkoi estuarnoi systemy ta Chornoho moria*. [Impact of the war on the state of the Dnipro-Buh estuary system and the Black sea]. *Water Bioresources and Aquaculture*, no. 1(15), 105–136. DOI: 10.32782/wba.2024.1.9. [in Ukrainian].
7. Kuzemko A., Prylutskyi O., Kolomytsev G., Didukh Y., Moysiyenko I., Borsukevych L., Chusova O., Splodytel A., Khodosovtsev O. (2024). Reach the bottom: plant cover of the former Kakhovka Reservoir, Ukraine. *Research Square*. DOI: 10.21203/rs.3.rs-4137799/v1.
8. Vyshnevskiy V. I., Shevchuk S. A. (2024). Natural Processes in the Area of the Former Kakhovske Reservoir After the Destruction of the Kakhovka HPP. *Journal of Landscape Ecology*, Vol. 17(2), 147–164. DOI: 10.2478/jlecol-2024-0014.
9. Dovhanenko D. O., Yakovenko V. M., Brygadyrenko V. V., Boyko O.O. (2024). Characteristic of the dried-up zone formed as a result of the breach of the Kahovka dam. *Biosystems Diversity*. Vol. 32(2), 285–295. DOI: 10.15421/012431.
10. Gao B.-C. (1996). NDWI – A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 58, 257–266. DOI: 10.1016/S0034-4257(96)00067-3.
11. Pichura V., Potravka L., Domaratskiy Y., Drobitko A. (2024). Water balance of winter wheat following different precursors on the Ukrainian steppe. *International Journal of Environmental Studies*, 1–18. DOI: 10.1080/00207233.2024.2314891.
12. Ashok A., Rani H. P., Jayakumar K. V. (2021). Monitoring of dynamic wetland changes using NDVI and NDWI based landsat imagery. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, Vol. 23, 100547. DOI: 10.1016/j.rsase.2021.100547.

УДК 504:658

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.2.11>

ОЦІНКА РИЗИКУ ЗАБРУДНЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ В НАВЧАЛЬНИХ ЗАКЛАДАХ СІЛЬСЬКИХ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТИВ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я ДИТЯЧОГО НАСЕЛЕННЯ

Романчук Л. Д. – д.с.-г.н., професор,

Валерко Р. А. – к.с.-г.н., доцент,

Герасимчук Л. О. – к.с.-г.н., доцент,

Державний університет «Житомирська політехніка»,

valerko_ruslana@ukr.net

У статті досліджено якість питної води, отриманої із джерел нецентралізованого водопостачання в Житомирській області, з акцентом на вміст заліза та марганцю, які при тривалому впливі навіть у низьких концентраціях, можуть мати шкідливий вплив на здоров'я, включаючи розвиток неврологічних і серцево-судинних захворювань.

Метою дослідження була оцінка ризику для здоров'я дітей внаслідок споживання питної води із підвищеним вмістом заліза та марганцю. Було проаналізовано 114 зразків питної води, відібраних із колодязів та свердловин у дошкільних і шкільних закладах Бердичівського, Житомирського, Коростенського та Новоград-Волинського районів. Для оцінки ризику використовували методологію US EPA, розраховуючи середньодобову дозу надходження хімічних речовин (EDI) та коефіцієнт небезпеки (HQ).

Результати дослідження показали, що середній вміст заліза у питній воді коливався від 1,0 до 2,8 мг/дм³. Максимальна концентрація заліза (10,6 мг/дм³) зафіксована в шахтному колодязі школи села Мала П'ятигірка. Марганець у середньому відповідав нормативам, але поодинокі перевищення виявлено у 9–19 % зразків, зокрема максимальний вміст (1,95 мг/дм³) виявлено у Новоград-Волинській гімназії.

Аналіз ризику для здоров'я дитячого населення показав, що величина ризику для дітей, навіть за умов підвищеного вмісту заліза й марганцю, не перевищувала допустимих значень (HQ < 1), що свідчить про низький рівень небезпеки. У сумарному ризику перше місце посідає залізо (внесок 12–28 %), тоді як частка марганцю не перевищувала 10 %. Найвища величина ризику була характерна для дітей віком 6–12 років, найменша – для немовлят.

Відзначено, що рівень ризику внаслідок забруднення залізом і марганцем є низьким. Проте запропоновано розширити дослідження, включивши оцінку ризику від споживання нітратів, які також є потенційно небезпечними для здоров'я дитячого населення. Отримані результати можуть бути використані для розробки заходів з покращення екологічної безпеки водопостачання та мінімізації ризиків для здоров'я населення у сільських громадах.

Ключові слова: питна вода, ризик, залізо загальне, марганець, екологічна безпека.

Постановка проблеми. Забруднення питної води, що надходить із джерел нецентралізованого водопостачання, важкими металами і нітрами є проблемою для сільських селітебних територій, а оскільки від її якості залежить стан здоров'я населення, то питання оцінки ризику для людини внаслідок постійного споживання неякісної води, залишається гострою проблемою та набуває все більшої актуальності.

У сільській місцевості, яка не оснащена системами централізованого водопостачання та водовідведення, мешканці домогосподарств використовують неочищені підземні води невідомої якості, не розуміючи можливих наслідків для власного здоров'я, а тому, оцінка ризику для здоров'я людини, особливо дитячого населення, внаслідок споживання питної води, забрудненої важкими металами, є питанням досить гострим та актуальним [1].

Серед широкого спектру забруднювачів ґрунтових вод, серйозну стурбованість викликає забруднення важкими металами, більшість з яких є токсичними для здоров'я людини, особливо при перевищенні концентрацій їх нормативів та накопиченні протягом тривалого часу. Залізо і марганець є найбільш розповсюдженими важкими металами, які можуть впливати на людину навіть при низьких концентраціях. Перевищення вмісту заліза і марганцю у питній воді може бути пов'язано із такими небезпечними явищами як хвороби Паркінсона, Хантінгтона, Альцгеймера, серцево-судинні захворювання, гіперкератоз, цукровий діабет, зміни пігментації, захворювання нирок, печінки, респіраторних та неврологічних розладів [2, 3]. Найбільш важливим забруднювачем води є марганець, вміст якого у питній воді може викликати нейротоксичність, а розлади шлунково-кишкового тракту і дисфункції багатьох органів можуть виникати через споживання води з підвищеними кількостями заліза [4].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Наразі, оцінка якості питної води джерел нецентралізованого водопостачання та її вплив на здоров'я населення описані у багатьох працях українських [5-9] та зарубіжних учених багатьох країн світу, зокрема: Індії [10], Бангладеш [11], Ірану [12], Пакистану [13], Кенії [14], Румунії [15] тощо. Однак, оцінці ризику для здоров'я дитячого населення, що мешкає у межах сільських селітебних територій та є найбільш вразливою категорією до дії забруднюючих речовин, які можуть надходити із питною водою і продуктами харчування, приділено, на нашу думку, недостатньо уваги [16], зокрема й у межах Житомирської області [17].

Формулювання цілей статті. Отже, метою дослідження є оцінка ризику для здоров'я дитячого населення, пов'язаного із впливом заліза і марганцю, що надходять із питною водою. Результати даного дослідження можуть бути використані усіма зацікавленими особами для запо-

бігання потенційним ризикам для здоров'я дитячого населення сільської місцевості.

Матеріали і методи дослідження. Дослідження проходили у межах Житомирської області, на території сільських населених пунктів Бердичівського, Житомирського, Коростенського та Новоград-Волинського районів. Зразки води відбирали із колодязів та свердловин, які розташовані на території закладів дошкільної та шкільної освіти. Загалом було відібрано 114 зразків питної води. Аналітичні дослідження води на вміст заліза та марганцю здійснювали у сертифікованій Вимірювальній лабораторії Поліського національного університету за загальноприйнятими методиками.

Для оцінки небезпеки здоров'ю дитячого населення різних вікових груп використовували методику оцінки ризику US EPA [18]. Для оцінки можливих неканцерогенних ризиків для здоров'я людини використовують показники добового надходження (EDI) та коефіцієнт небезпеки (HQ).

Середньодобову дозу надходження хімічної речовини протягом життя людини разом з питною водою розраховували за формулою 1:

$$EDI = C \times IR / BW, \quad (1)$$

де EDI – середньодобова доза надходження хімічної речовини протягом життя, мг/кг х доба; C – концентрація речовини у питній воді, мг/дм³; IR – величина споживання води; BW – маса тіла людини, кг.

Ризик можливого розвитку неканцерогенних ефектів оцінювали за показниками коефіцієнтів небезпеки (HQ), який є відношенням середньодобової дози хімічної речовини до її безпечного (референтного) рівня впливу, та розраховується за формулою 2:

$$HQ = EDI / RfD, \quad (2)$$

де EDI – середньодобова доза надходження хімічної речовини протягом життя, мг/кг х доба; RfD – порогова (референтна) доза, мг/кг х доба.

Значення факторів експозиції, що рекомендовано як стандартні, приймалися відповідно даної методики (таблиця 1).

Таблиця 1. Стандартні фактори експозиції [18]

Фактори експозиції	Верстви населення			
	Немовлята, віком до 2-х років	Діти, віком від 2 до 6 років	Підлітки, віком від 6 до 16 років	Дорослі, віком від 16 до 18 років
Споживання питної води, дм ³ /добу	0,08	0,85	2	2,5
Маса тіла, кг	10	15	50	70
Порогова (референтна) доза, мг/кг х доба (залізо)	0,3			
Порогова (референтна) доза, мг/кг х доба (марганець)	0,14			

Результати досліджень. У результаті дослідження було встановлено, що середній вміст заліза загального у питній воді, яка відібрана у закладах освіти на території Житомирської області коливався від 1,0 до 2,8 мг/дм³, відсоток проб із перевищенням його вмісту варіював від 41 до 53,3 %. Середній вміст марганцю знаходився у межах нормативу, проте поодинокі випадки перевищення його концентрації зафіксовано у Житомирському, Коростенському та Новоград-Волинському районах.

Середній вміст заліза загального у питній воді закладів освіти Бердичівського району становить 2,8 мг/дм³, що перевищував норматив майже у 3 рази. Максимальний його вміст на рівні 10,6 мг/дм³ зафіксовано у шахтному колодязі загальноосвітньої школи села Мала П'ятигірка. Загалом майже у 43 % відібраних зразків виявлено перевищення вмісту заліза. Стосовно марганцю, то в жодному із випадків не встановлено перевищення нормативу, а його середній вміст зафіксовано на рівні 0,1 мг/дм³ (рисунок 1).

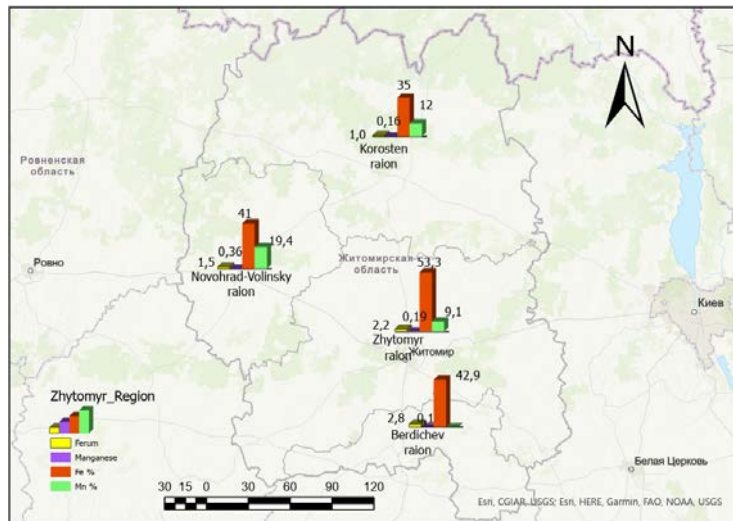


Рис. 1. Середній вміст заліза загального та марганцю у питній воді закладів освіти Житомирської області, мг/дм³ та відсоток проб із перевищенням нормативу, %

Середня концентрація заліза загального у питній воді закладів освіти, що розташовані на території Житомирського району становив 2,2 мг/дм³, а максимальний його вміст на рівні 9,8 мг/дм³ зафіксовано у свердловині Вертокиївської загальноосвітньої школи. Перевищення проб води із наднормативним вмістом заліза становило 53 %. Середній вміст марганцю встановлено на рівні 0,2 мг/дм³, проте у 9 % відібраних зразків було зафіксовано перевищення нормативу, а максимальний його вміст на рівні 1,61 мг/дм³, що перевищує норматив у 3,2 рази, виявлено у свердловині Садківської загальноосвітньої школи.

У питній воді закладів освіти сільських населених пунктів, розташованих на території Коростенського району вміст заліза загального встановлено на рівні 1 мг/дм³, що відповідає нормативу. Загалом у 35 % відібраних зразків виявлено перевищення вмісту заліза, а максимальний його вміст був зафіксований у сільському водогоні, що забезпечує водою Ігнатпільський дошкільний навчальний заклад на рівні 5,5 мг/дм³. Вміст марганцю у середньому не перевищував дозволений норматив і становив 0,16 мг/дм³. Перевищення вмісту марганцю зафіксовано у 12 % відібраних проб, а найбільша його концентрація на рівні 0,84 мг/дм³ виявлена у свердловині дошкільного навчального закладу сільського населеного пункту Радовель.

Вміст заліза загального на території Новоград-Волинського району у середньому зафіксовано на рівні 1,5 мг/дм³. Максимальний вміст заліза на рівні 10,6 мг/дм³ виявлено у свердловині харчоблоку загальноосвітньої школи села Несолонь. У цілому ж перевищення вмісту заліза встановлено у 41 % відібраних зразків. Середній вміст марганцю не перевищує норматив і становить 0,36 мг/дм³, проте у 19 % проб зафіксовано перевищення його нормативного вмісту. А максимальний вміст на рівні 1,95 мг/дм³, що перевищує норматив майже у 4 рази, виявлено у питній воді водогону Новоград-Волинської гімназії.

На основі отриманих даних щодо вмісту у воді заліза та марганцю були розраховані величини середньодобових доз надходження заліза і марганцю (таблиця 2).

Таблиця 2. Результати оцінки перорального надходження заліза і марганцю з питною водою для дитячого населення Житомирської області

Райони	Залізо загальне			Марганець		
	Діти, віком від 2 до 6 років	Підлітки, віком від 6 до 16 років	Дорослі, віком від 16 до 18 років	Діти, віком від 2 до 6 років	Підлітки, віком від 6 до 16 років	Дорослі, віком від 16 до 18 років
Бердичівський	0,16	0,11	0,1	0,006	0,004	0,003
Житомирський	0,12	0,09	0,08	0,01	0,008	0,007
Коростенський	0,06	0,04	0,04	0,009	0,006	0,006
Новоград-Волинський	0,09	0,06	0,05	0,02	0,01	0,02

Оцінка ризику для здоров'я людини внаслідок забруднення питної води залізом та марганцем проходила з використанням коефіцієнту небезпеки. Величина ризику для дитячого населення внаслідок постійного споживання води, навіть із вмістом заліза, що є більшим за норматив, не перевищує одиницю, що свідчить про зневажливо малий рівень ризику. Установлено також, що величина ризику є більшою для дітей, ніж для підлітків (рисунки 2).

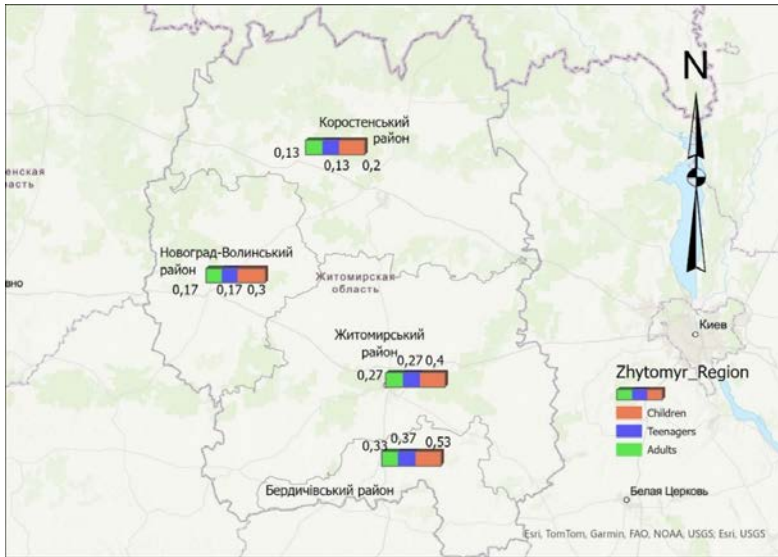


Рис. 2. Величина ризику для дитячого населення залежно від вмісту заліза у питній воді

Аналогічною є ситуація із марганцем, оскільки розрахований коефіцієнт небезпеки, зумовлений вмістом марганцю, у жодному випадку не перевищував 1 навіть при його максимальних концентраціях у воді, що свідчить про низький ризик виникнення шкідливих ефектів (рисунок 3).

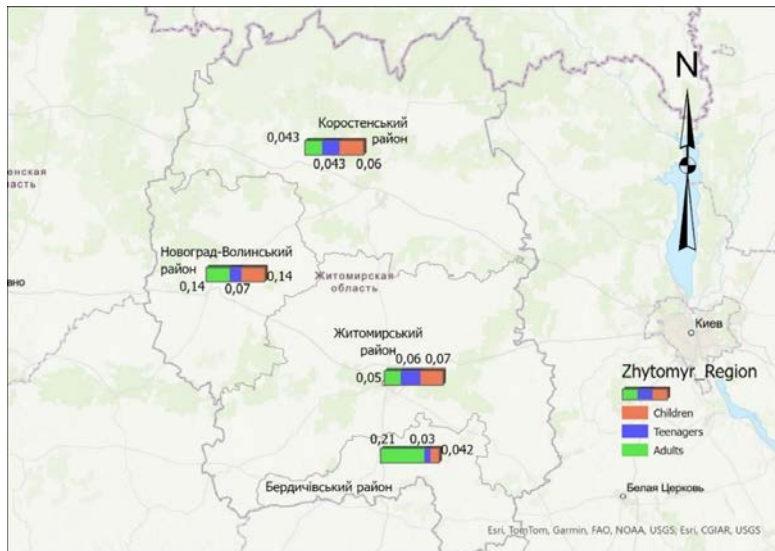


Рис. 3. Величина ризику для дитячого населення залежно від вмісту марганцю у питній воді

У величині сумарного ризику для здоров'я дітей перше місце займає залізо загальне, величина внесення якого варіює у межах 12–28 %. Найменшою часткою внесення характеризується марганець: від 2 % у Бердичівському до 10 – у Новоград-Волинському районі.

Висновки. За середнього вмісту заліза та марганцю, величина ризику для дітей не перевищувала 1, що свідчить про зневажливо малий рівень ризику. Найбільша сумарна величина ризику від комбінованого впливу забруднювачів спостерігалась для дітей 6-12 років, найменша – для немовлят. Найбільший внесок у сумарний ризик робить залізо (12-28 %), а найменший – марганець (2-10 %). У перспективі подальших досліджень слід здійснити оцінку ризику для здоров'я дитячого населення від надходження нітратів із питною водою.

RISK ASSESSMENT OF DRINKING WATER POLLUTION IN EDUCATIONAL INSTITUTIONS OF RURAL SETTLEMENTS OF ZHYTOMYR REGION FOR THE HEALTH OF CHILDREN

*Romanchuk L. D. – Doctor of Agricultural Sciences,
Valerko R.A. – Candidate of Agricultural Sciences,
Herasymchuk L.O. – Candidate of Agricultural Sciences,
Zhytomyr Polytechnic State University*

The article examines the quality of drinking water obtained from sources of non-centralized water supply in Zhytomyr region, with an emphasis on the content of iron and manganese, which, with prolonged exposure even in low concentrations, can have a harmful effect on health, including the development of neurological and cardiovascular diseases.

The aim of the study was to assess the health risk to children from drinking water with an increased content of iron and manganese. 114 samples of drinking water taken from wells and boreholes in preschool and school institutions of Berdychiv, Zhytomyr, Korosten and Novohrad-Volyn districts were analyzed. The US EPA methodology was used to assess the risk, calculating the average daily dose of chemical substances (EDI) and the hazard coefficient (HQ).

The results of the study showed that the average iron content in drinking water ranged from 1.0 to 2.8 mg/dm³. The maximum concentration of iron (10.6 mg/dm³) was recorded in the mine well of the school in the village of Mala Pyatihirka. Manganese on average met the standards, but individual exceedances were found in 9–19% of samples, in particular, the maximum content (1.95 mg/dm³) was found in the Novograd-Volyn gymnasium.

The analysis of the risk to the health of the child population showed that the risk value for children, even with increased iron and manganese content, did not exceed the permissible values (HQ < 1), which indicates a low level of danger. In the total risk, iron takes first place (contribution 12–28 %), while the share of manganese did not exceed

10 %. The highest risk value was characteristic of children aged 6–12, the lowest – for infants.

It was noted that the level of risk due to iron and manganese contamination is low. However, it is proposed to expand the study to include an assessment of the risk from nitrate consumption, which is also potentially dangerous for the health of the child population. The results obtained can be used to develop measures to improve the environmental safety of water supply and minimize risks to public health in rural communities.

Keywords: drinking water, risk, total iron, manganese, environmental safety.

ЛІТЕРАТУРА

1. Valerko R., Herasymchuk L., Pitsil A., Palkevich J. GIS-based assessment of risk for drinking water contamination to children's health in rural settlements. *Ekológia (Bratislava)*, 2022. Vol. 41, No. 4. P. 312–321. DOI: 10.2478/eko-2022-0032.
2. Farina M., Avila D. S., Da Rocha J. B. T., Aschner M. Metals, oxidative stress and neurodegeneration: a focus on iron, manganese and mercury. *Neurochem. Int.*, 2013. Vol. 62. P. 575–594. DOI: 10.1016/j.neuint.2012.12.006.
3. Kell D. B. Towards a unifying, systems biology understanding of large-scale cellular death and destruction caused by poorly liganded iron: Parkinson's, Huntington's, Alzheimer's, prions, bactericides, chemical toxicology and others as examples. *Arch. Toxicol.*, 2010. Vol. 84. P. 825–889. DOI: 10.1007/s00204-010-0577-x.
4. Heming N., Montravers P., Lasocki S. Iron deficiency in critically ill patients: highlighting the role of hepcidin. *Crit. Care.*, 2011. Vol. 15. P. 210.
5. Herasymchuk L., Romanchuk L., Valerko R. Water quality from the sources of non-centralized water supply within the rural settlements of Zhytomyr region. *Ekologia (Bratislava)*, 2022. Vol. 41, No. 2. P. 126–134. DOI: 10.2478/eko-2022-0013.
6. Romanchuk L. D., Valerko R. A., Herasymchuk L. O., Kravchuk M. M. Assessment of the impact of organic agriculture on nitrate content in drinking water in rural settlements of Ukraine. *Ukrainian Journal of Ecology*, 2021. Vol. 11(2). P. 17–26. DOI: 10.15421/2021_71.
7. І. В. Гуцук та ін. Моніторинг та еколого-гігієнічна оцінка якості питної води із джерел децентралізованого водопостачання Рівненської області за 2004-2015 роки. *Environment & Health*, 2018. № 1. С. 41–46.
8. Lototska O. V., Prokopov V. O. Assessment of the risk of the consumption of drinking water with the increased content of nitrates for the health of the people of the Ternopil Region. *Environment & Health*, 2018. No. 4. С. 20–24. DOI: <https://doi.org/10.32402/dovkil2018.04.020>.
9. Валерко Р. А., Герасимчук Л. О., Пацева І. Г. Екологічна безпека питного водопостачання Черняхівської громади Житомирського району. *Водні*

- біоресурси та аквакультура*, 2023. № 2(14). С. 40–50. DOI: <https://doi.org/10.32782/wba.2023.2.4>.
10. Karunanidhi D., Aravinthasamy P., Subramani T., Manish Kumar. Human health risks associated with multipath exposure of groundwater nitrate and environmental friendly actions for quality improvement and sustainable management: A case study from Texvalley (Tiruppur region) of India. *Chemosphere*, 2021. Vol. 265. P. 129083. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129083>.
 11. Ghosh G. C., Khan M. J. H., Chakraborty T. K. et al. Human health risk assessment of elevated and variable iron and manganese intake with arsenic-safe groundwater in Jashore, Bangladesh. *Sci Rep.*, 2020. Vol. 10(1). article 5206. DOI: [10.1038/s41598-020-62187-5](https://doi.org/10.1038/s41598-020-62187-5).
 12. Qasemi M., Farhang M., Biglari H. et al. Health risk assessments due to nitrate levels in drinking water in villages of Azadshahr, northeastern Iran. *Environ Earth Sci.*, 2018. Iss. 77. article 782. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7973-6>.
 13. Khalid S., Murtaza B., Shaheen I. et al. Public Perception of Drinking Water Quality and Health Risks in the District Vehari, Pakistan. URL: <http://journals.openedition.org/vertigo/21171>. DOI: <https://doi.org/10.4000/vertigo.21171>.
 14. Nyambura C., Hasim N.O., Chege M.W., Tokonami S., Omonya F.W. Cancer and non-cancer health risks from carcinogenic heavy metal exposures in underground water from Kilimambogo, Kenya. *Groundw. Sustain. Dev.*, 2020. 10, 100315.
 15. Quality and Health Risk Assessment Associated with Water Consumption – A Case Study on Karstic Springs / Moldovan A., Hoaghia M. A., Kovacs E. et al. *Water*, 2020. Vol. 12(12). article 3510. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12123510>.
 16. Human Health Risk Assessment Applied to Rural Populations Dependent on Unregulated Drinking Water Sources: A Scoping Review / Ford L., Bharadwaj L., McLeod L., Waldner C. *Int J Environ Res Public Health*. 2017. Vol. 14(8). article 846. DOI: [10.3390/ijerph14080846](https://doi.org/10.3390/ijerph14080846).
 17. Валерко Р. А., Герасимчук Л. О., Приходько А. П. Оцінка перорального надходження заліза і марганцю з питною водою для дитячого населення Житомирської області. *Challenges, threats and developments in biology, agriculture, ecology, geography, geology and chemistry: International scientific and practical conference (July 2–3, 2021)*. Lublin, the Republic of Poland, 2021. P. 53–57. DOI: <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-111-4-12>.
 18. US EPA. *Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories*. Washington, DC, USA, 2012, 2–6.

REFERENCES

1. Valerko, R., Herasymchuk, L., Pitsil, A., Palkevich, J. (2022). GIS-based assessment of risk for drinking water contamination to children's health in rural settlements. *Ekológia (Bratislava)*, Vol. 41, no. 4, 312–321. DOI: 10.2478/eko-2022-0032.
2. Farina, M., Avila, D. S., Da Rocha, J. B. T., Aschner, M. (2013). Metals, oxidative stress and neurodegeneration: a focus on iron, manganese and mercury. *Neurochem. Int.*, Vol. 62, 575–594. DOI: 10.1016/j.neuint.2012.12.006.
3. Kell, D. B. (2010). Towards a unifying, systems biology understanding of large-scale cellular death and destruction caused by poorly liganded iron: Parkinson's, Huntington's, Alzheimer's, prions, bactericides, chemical toxicology and others as examples. *Arch. Toxicol.*, Vol. 84, 825–889. DOI: 10.1007/s00204-010-0577-x.
4. Heming, N., Montravers, P., Lasocki, S. (2011). Iron deficiency in critically ill patients: highlighting the role of hepcidin. *Crit. Care*, Vol. 15, p. 210.
5. Herasymchuk, L., Romanchuk, L., Valerko, R. (2022). Water quality from the sources of non-centralized water supply within the rural settlements of Zhytomyr region. *Ekologia (Bratislava)*, Vol. 41, no. 2, 126–134. DOI: 10.2478/eko-2022-0013.
6. Romanchuk, L. D., Valerko, R. A., Herasymchuk, L. O., Kravchuk, M. M. (2021). Assessment of the impact of organic agriculture on nitrate content in drinking water in rural settlements of Ukraine. *Ukrainian Journal of Ecology*, Vol. 11(2), 17–26. DOI: 10.15421/2021_71.
7. Hushchuk I.V., et al. (2018). *Monitorynh ta ekoloho-hihiiienichna otsinka yakosti pytnoi vody iz dzherel detsentralizovanoho vodopostachannia Rivnenskoï oblasti za 2004–2015 roky* [Monitoring and ecological-hygienic assessment of the quality of drinking water from sources of decentralized water supply in the Rivne region for 2004–2015]. *Environment & Health*, no. 1, 41–46. [in Ukrainian].
8. Lototska, O. V., Prokopov, V. O. (2018). Assessment of the risk of the consumption of drinking water with the increased content of nitrates for the health of the people of the Ternopil Region. *Environment & Health*, no. 4, 20–24. DOI: <https://doi.org/10.32402/dovkil2018.04.020>.
9. Valerko R. A., Herasymchuk L. O., Patseva I. H. (2023). *Ekolohichna bezpeka pytneho vodopostachannia Chernyakhivskoi hromady Zhytomyrskoho raionu* [Environmental safety of drinking water supply in the Chernyakhiv community of Zhytomyr district]. *Vodni bioresursy ta akvakul'tura*, no. 2(14), 40–50. DOI: <https://doi.org/10.32782/wba.2023.2.4>. [in Ukrainian].
10. Karunanidhi, D., Aravinthasamy, P., Subramani, T., Manish, K. (2021). Human health risks associated with multipath exposure of groundwater

- nitrate and environmental-friendly actions for quality improvement and sustainable management: A case study from Texvalley (Tiruppur region) of India. *Chemosphere*, Vol. 265, 129083. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129083>.
11. Ghosh, G. C., Khan, M. J. H., Chakraborty, T. K., et al. (2020). Human health risk assessment of elevated and variable iron and manganese intake with arsenic-safe groundwater in Jashore, Bangladesh. *Sci Rep.*, Vol. 10(1), article 5206. DOI: [10.1038/s41598-020-62187-5](https://doi.org/10.1038/s41598-020-62187-5).
 12. Qasemi, M., Farhang, M., Biglari, H., et al. (2018). Health risk assessments due to nitrate levels in drinking water in villages of Azadshahr, northeastern Iran. *Environ Earth Sci.*, Issue 77, article 782. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7973-6>.
 13. Khalid, S., Murtaza, B., Shaheen, I., et al. Public perception of drinking water quality and health risks in the District Vehari, Pakistan. *Vertigo – The Electronic Journal of Environmental Sciences*. DOI: <https://doi.org/10.4000/vertigo.21171>.
 14. Nyambura, C., Hasim, N. O., Chege, M. W., Tokonami, S., Omonya, F. W. (2020). Cancer and non-cancer health risks from carcinogenic heavy metal exposures in underground water from Kilimambogo, Kenya. *Groundwater for Sustainable Development*, Vol. 10, article 100315.
 15. Moldovan, A., Hoaghia, M. A., Kovacs, E., et al. (2020). Quality and health risk assessment associated with water consumption – A case study on karstic springs. *Water*, Vol. 12(12), article 3510. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12123510>.
 16. Ford, L., Bharadwaj, L., McLeod, L., Waldner, C. (2017). Human health risk assessment applied to rural populations dependent on unregulated drinking water sources: A scoping review. *Int J Environ Res Public Health*, Vol. 14(8), article 846. DOI: [10.3390/ijerph14080846](https://doi.org/10.3390/ijerph14080846).
 17. Valerko R. A., Herasymchuk L. O., Prykhodko A. P. (2021). *Otsinka peroral'noho nadkhodzhennia zaliza i marhantsiu z pytnoi vodoiu dlia dytiachoho naseleennia Zhytomyrskoi oblasti* [Assessment of oral intake of iron and manganese with drinking water for the child population of Zhytomyr region]. *Challenges, threats and developments in biology, agriculture, ecology, geography, geology and chemistry: International scientific and practical conference* (July 2–3, 2021), Lublin, the Republic of Poland, 53–57. DOI: <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-111-4-12>. [in Ukrainian].
 18. US EPA. (2012). *Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories*. Washington, DC, USA, 2–6.

МЕТОДИ І МЕТОДИКИ

UDC 628.1(1-2)

DOI <https://doi.org/10.32782/wba.2024.2.12>

SPATIAL PATTERNS OF THE FORMATION OF DRINKING WATER QUALITY WITHIN THE ODESA URBAN SYSTEM

Breus D. S. – PhD in agriculture,

*Associate Professor at the Department of Ecology and Sustainable Development
named by prof. Yu. V. Pylypenko,*

*Kherson State Agrarian and Economic University
breusd87@gmail.com*

The article is devoted to the study of spatial patterns of the formation of drinking water quality within the Odessa urban system. The analysis was carried out taking into account the interaction of natural, anthropogenic and technogenic factors that affect the state of the water supply system, pump stations and water intake sources. It was found that the key factors of water quality deterioration are local sources of pollution, such as unauthorized discharges, deterioration of communications, proximity to sources of salt water, high level of urbanization, etc. The study focuses on the territorial differentiation of water quality, in particular the level of technical condition of water supply networks and hydrological features of the area. The aim of the article is to determine the quality of drinking water in water supply system and pump stations of the city of Odessa, as well as to model the spatial distribution of the main macrocomponents in water and its toxic pollution on the territory of the urban system of the city. For this purpose, the content of the main chemical elements in drinking water sampled at control points located throughout the city was determined. The samples were examined using portable testers with ion-selective electrodes. An experimental study was also conducted to determine the general toxicity of drinking water using the method of dividing water samples into toxicity classes based on the experiment with onion (*Allium Cepa L.*). The obtained data were interpreted using the ArcGIS program and spatial models of the patterns of formation of drinking water quality within the Odessa urban system were created. It was established that the content of the main macrocomponents in the drinking water of Odessa does not exceed the maximum permissible concentrations (MPC) established by the Ukrainian (State Sanitary Norms and Rules 2.2.4-171-10) standard for the quality of surface water intended for drinking needs. It was established that the general toxicity of drinking water in the city is mainly of medium and high levels. The obtained data have applied value for the formation of strategies for sustainable water use, optimization of water supply systems and minimization of environmental risks for the population of Odessa.

Keywords: urban system, water quality, GIS-technologies, general toxicity, spatial distribution, macrocomponents.

Statement of the task. The aim of an article is to study and to analyze the spatial heterogeneity of distribution of main macrocomponents in drinking water of Odesa and to determine the level of its toxic pollution using GIS technologies.

Analysis of recent research and publications. In present almost all large cities experience water shortages. Water consumption here is 10 times higher than in rural areas, in addition, water in cities is of worse quality, and sometimes does not meet sanitary standards, due to the lack of appropriate technologies, equipment and funds. Water is a fundamental natural resource that sustains life, ecosystems and human society. Thus, the study of the qualitative composition and toxic pollution of drinking water in the water supply systems of large cities is an important issue for the sustainable development of urbanized systems (Pichura et al., 2020). Article 4 of the Law of Ukraine "On Ensuring Sanitary and Epidemic Welfare of the Population" states that citizens have the right to drinking water that is safe for health and life.

According to article 7 of the Law of Ukraine "On drinking water and drinking water supply", the state guarantees the protection of the rights of consumers in the field of drinking water and drinking water supply by providing every person with drinking water of normative quality within the limits of scientifically based norms of drinking water supply depending on the district and living conditions and by implementing measures of organizational, scientific-technical, sanitary-epidemiological, environmental, economic and legal nature regarding the improvement of the quality of drinking water, the development of drinking water supply, the protection of sources and drinking water supply systems (Pichura et al., 2023).

Odesa is one of the major consumers of water resources in Ukraine. Here the drinking water comes from city's centralized water supply system. Its length from the source – the Dniester River, to the city is 350 km. The river flows through the territories of Ukraine and Moldova, where there are many large industrial and economic enterprises that discharge large quantities of wastewater into the river. Pump stations – is the water pumps, which are located in all districts of the city, and where people can take drinking water free of charge, is also play a significant role in the city's drinking water supply. There are 16 pumping stations in Odesa, and they have different aquifers – from 120 to 350 meters. All pumps are maintained by the utility company, according to the calculations of which, an average of 45,000 Odesa residents use the services of pumping stations every day. Water consumption on one pump is 18-20 m³ per day (Kutishchev et al., 2021).

In recent years, relevant bodies register a non-compliance of the quality of drinking water of the Dniester River with the requirements of the State Standard of Ukraine 4808:2007 "Sources of centralized drinking water supply.

Hygienic and ecological requirements for water quality and sampling rules" as for the source of drinking water supply (according to bacteriological and chemical indicators), mainly because of the discharges of wastewater upstream the water intake. Total mineralization, hardness, and chloride content increased. Bacteriological indicators in the area of the water intake, exceeds the permissible values by ten times. These changes are especially acute in winter, when the river is covered with ice, and in summer due to intense evaporation processes and low water level, which reduces its ability to self-clean (Pichura et al., 2018).

Water purification and water preparation of Dniester water for its further use for drinking purposes is carried out at the "Dniester" water station, built in 1873 in the village Bilyaivka which is 33 km from Odesa. The average daily drinking water supply today is about 700.000 m³/day. Drinking water is supplied to Odesa (75 %) and to about 50 settlements of the region, including the cities Pivdennyi, Bilhorod-Dnistrovskiyi, Illichivsk, Bilyaivka, and Ovidiopil. The number of water consumers is over a million people. The main consumers of water are the households (69 %), state enterprises (15.9 %), private enterprises (15.1 %).

The "Dniester" station carries out lighting, decolorization and disinfection of water. After that the water flows through water pipes to the city. The distribution network of the city (1,293 km long) consists of 45 % of cast iron pipes, 26 % of steel pipes, and 29 % plastic pipes. The main number of water pipes with a significantly exceeded service life. The accident rate on the pipelines is extrimly high, this leads to water losses, interruptions in normal water supply to consumers, an increase in labor costs associated with repair and reconstruction works, and most importantly, contributes to the worsening of the epidemic situation in the city. The long-term transportation of water through main water pipes and the unsatisfactory technical condition of the distribution network creates favorable conditions for the development and accumulation of microflora, the formation of biological fouling and sediments which lead to the increasing of general toxicity of water. This is also facilitated by the presence of organic substances and biogenic elements in water, that are the substrate for microflora (Fatma et al., 2018).

As a result of the vital activity and death of microorganisms, the quality of drinking water deteriorates: unpleasant odor appears, turbidity and color are increasing and sanitary and biological indicators are decreasing. According to all stated above the control under the quality of drinking water is the major question of the sustainable development of the society which has a great influence on health of the population (Pichura et al., 2022).

Materials and methods. To study the content of the main macro-components present in the water, samples were taken at control points located throughout the city (Figure 1). Samples were taken both from the centralized water supply system (6 control points) and from the pump stations used by the population for drinking needs (16 control points).

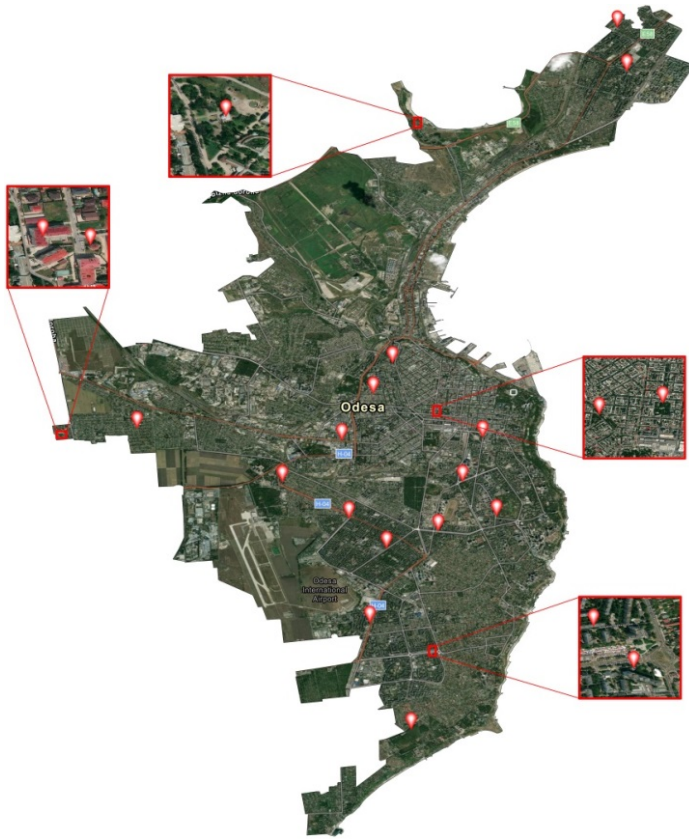


Fig. 1. Control points of water sampling

The hardness of water is one of the most important quality indicators, it negatively affects human health and has a detrimental effect on pipelines, leading to the formation of scale (Boiko et al., 2018). This indicator depends on the presence of soluble and sparingly soluble mineral salts, mainly calcium (Ca^{2+}) and magnesium (Mg^{2+}).

The water sampling was carried out in February 2024. Analysis of samples of Odesa drinking water was conducted using Horiba LAQUAtwin portable testers with ion-selective electrodes. Within the study the following parameters were measured: cations (Na^+ , K^+ , Ca^{2+}), nitrogen compound (NO_3^-), salt (NaCl), electro conductivity (Cond), pH and hardness of water. Resulting the tests performed, cartographic material of spatial heterogeneity of studied elements' distribution in water was designed (Breus et al., 2022). The maximum permissible concentrations of studied elements in drinking water according to State sanitary and chemical standards are presented in Table 1.

Table 1. Sanitary and chemical indicators of safety and quality of drinking water (MPC)

Name of indicator	Standards for drinking water according to State Sanitary Norms and Rules 2.2.4-171-10	
	Water supply system	Pump stations
Na ⁺ , mg/dm ³	≤200	≤200
K ⁺ , mg/dm ³	2 – 20	2 – 20
Ca ²⁺ , mg/dm ³	≤130	25 – 75
NO ₃ ⁻ , mg/dm ³	≤50	≤10
NaCl, g/dm ³	0.1 – 0.6	0.1 – 0.6
Cond, μS/cm	<800	<1500
pH	6.5 – 8.5	6.5 – 8.5

The measurement of water hardness has different standards; the correspondence of units is presented in Table 2.

Table 2. Correspondence of water hardness units

Hardness, mg-eq/dm ³	Calcium hardness, mg [Ca ²⁺]	Hardness, °dH	Hardness, °FH
1	20.04	2.8	5
2	40.08	5.6	10
4	80.16	11.2	20
6	120.24	16.8	30
8	160.32	22.4	40

The division of water on types according to German degrees of hardness is presented in Table 3.

Table 3. Typification of drinking water according its hardness

Water type	Hardness, °dH
Soft	0 – 3.37
Moderately hard	3.38 – 6.74
Hard	6.75 – 10.11
Very hard	≥10.12

To determine the general toxicity of the samples of drinking water, a generally accepted test method on onion (*Allium Cepa* L.) was used (Fiskesjo, 2023). For this purpose, bulbs of different sizes (n=200) were kept in a dry place in transparent glass containers (0.5 dm³) under temperature stimulation (20 ± 2.5 °C) and natural light until the leaves grew, during 14 days. Bulbs with leaves 3 ± 0.5 cm long were selected from them to form three experimental groups depending on size (d=40, 50, 60 cm). Bulbs (n=30) of each group were grown in water sampled from each test point (Tkachuk et al., 2022). Bottled purified water

"Morshinska" was used as a control. Directly before biotesting, leaves that had grown were cut to the base of the bulbs, as well as individual dry roots, young roots did not appear on the onions during leaf germination.

Germination period was 144 hours (6 days). The data collected on the fourth day was considered for the experiment; further period was not taken into account, as starting from the fifth day the length of roots and leaves and their quantity of the studied onions started to level off in almost all variants of the experiment. The length and number of roots and leaves of each bulb were measured every 24 hours. Data were entered into a table for further processing using software ArcGIS Pro (Breus et al., 2023).

During the study phytotoxic effect of solutions was calculated according to an effect of the water on the growth ability of roots and leaves (Calvelo et al., 2010):

$$PE_{(r,l)} = ((L_c - L_t) \times 100\%) / L_c, \quad (1)$$

where $PE_{(r,l)}$ – phytotoxic effect of solutions on roots and leaves respectively;

L_t – the average value of the indicator in test variant;

L_c – the average value of the indicator in control variant.

According to the obtained data, the average value of the toxicity index for each variant of tested water was calculated according to the formula:

$$TI = (PE_{(1)} + PE_{(2)} + PE_{(i)}) / n, \quad (2)$$

where TI – toxicity index for each variant of water,

$PE_{(1,2,i)}$ – phytotoxic effect calculated for each test function (length, number),

n – number of test responses involved for the water variant.

Based on obtained data resulting map with levels of toxic pollution of drinking water and its distribution throughout the city was built. The level of contamination of drinking water with toxicants is classified into 5 levels, which are presented in Table 4.

Table 4. Classification of the level of toxicity of drinking water

Water class	Value
Low toxicity	0 – 20.0
Weak toxicity	20.1 – 40.0
Average toxicity	40.1 – 60.0
High toxicity	60.1 – 80.0
Maximum toxicity	80.1 – 100

Built-in ArcGIS Pro software tools were used for mapping and geostatistical processing of the data obtained during the experiment. For the prediction of spatial distribution of the main macrocomponents in sampled water Kernel Interpolation with Barriers was used, this is a predictor that allows supplying feature barriers.

The distance between two locations is defined as the shortest sequence of straight lines that connect the two locations but do not cross a barrier. To build the resulting map of toxic pollution the deterministic interpolator “Radial Basis Function” with multiquadric kernel function was used (Skok et al., 2023).

Result and discussion. Conducted research of selected samples of drinking water in Odesa showed compliance of the water with sanitary and chemical indicators of safety and quality of drinking water, i.e. maximum permissible concentrations of elements for almost all studied indicators. The results of the tests are presented in Table 5.

Table 5. Indicators of drinking water quality in Odesa

Point	Na ⁺ , mg/dm ³	K ⁺ , mg/dm ³	NO ₃ ⁻ , mg/dm ³	Ca ²⁺ , mg/dm ³	Hardness, mg-eq/dm ³	pH	Cond, μS/cm	NaCl, g/dm ³
Pump stations								
1	110	4	24	41	2	7.6	1020	0.5
2	170	5	24	50	2	6.5	1200	0.6
3	25	4	15	100	5	7.5	520	0.3
4	70	3	14	12	1	7.5	440	0.2
5	130	4	22	25	1	7.5	810	0.4
6	24	2	9	21	1	6.4	290	0.2
7	76	3	14	12	1	7.6	475	0.2
8	91	3	16	24	1	6.7	540	0.3
9	98	3	17	21	1	6.8	630	0.3
10	100	3	18	27	1	7.0	650	0.3
11	110	3	17	16	1	6.6	635	0.3
12	150	4	22	47	2	7.4	985	0.5
13	200	5	22	23	1	7.8	1080	0.5
14	150	4	21	18	1	7.5	860	0.5
15	180	5	24	120	6	7.5	1400	0.7
16	75	4	15	50	2	6.5	520	0.3
Water supply system								
1	23	4	14	89	4	7.7	550	0.3
2	27	4	15	91	5	6.9	520	0.3
3	30	4	15	110	5	7.5	520	0.3
4	39	4	14	96	5	7,6	540	0.3
5	23	4	15	99	5	7.5	530	0.4
6	25	4	15	100	5	6.3	550	0.3
Control	25	2	12	37	2	7.1	212	0.1

Analyzing the table with data on the quality of drinking water, it is clear that according to the indicators Na⁺ and K⁺ there is no excess of the maximum permissible concentration in accordance with the State Sanitary Norms and Rules 2.2.4-171-10. Figure 2 presents the spatial models of distribution of these two macroelements within the territory of Odesa.

On the other hand, according to the indicator of the nitrate content in the water sampled from the pump stations, there is a two-fold excess of the maximum permissible concentrations at almost all sampling points. Most recent studies shows that when analyzing water for nitrates, their level is often higher in water from wells. This explained by the fact that nitrates enter the aquifer with the runoff of fertilizers from agricultural lands, and water that comes from wells directly from natural sources is not additionally purified, like water in the city's water supply system. The content of nitrates in the water sampled from water supply system is within the permissible limits which apply for drinking needs water.

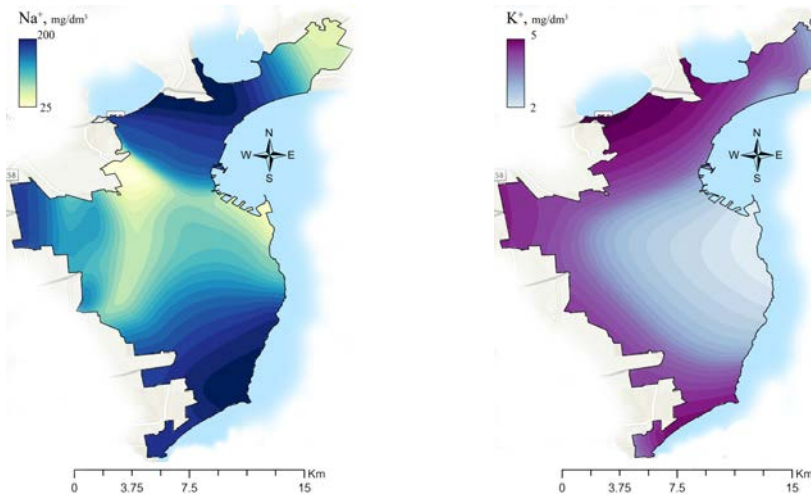


Fig. 2. Spatial models of Na^+ and K^+ distribution in drinking water, mg/l

The calcium content in the city's water supply system does not exceed the MPC. The limit concentration of this element according to norms and rules is set at the level of 130 mg/dm^3 . But its content in water is significantly high, which is explained by calcium deposits on the inner walls of the pipes, which depends on exceeding of the service life of most of the city's water supply system.

In the samples of water taken from pump stations, there was an excess of the established norms in only two variants, these pumps are located on Starokinny Market and on Lymanska Street, the last one is located in close proximity to two estuaries, Kuyalnytskyi and Khadzhibeyskyi, this leads to the possibility of estuary water get into the aquifer from which pumping station taking the water. The spatial distribution of NO_3^- and Ca^{2+} are presented on Figure 3.

The calcium content in water directly affects its hardness. According the tables of correspondence of different units of water hardness and of classification of drinking water according its hardness most of water samples taken from pump

stations are assigned to "soft" and "moderately hard" type of water, and only two samples showed "very hard" type of water.

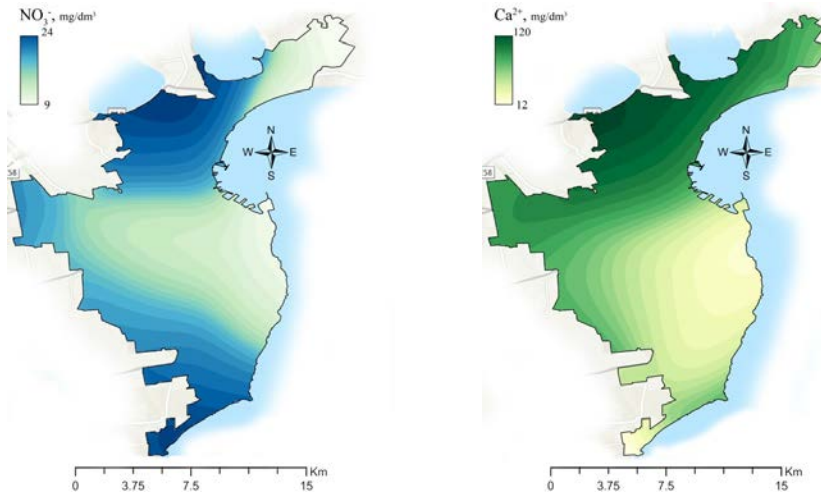


Fig. 3. Spatial models of NO_3^- and Ca^{2+} distribution in drinking water, mg/l

Analyzing the table with data on water hardness it is clear that all samples of water taken from supply system has "very hard" type. The reasons of this are an old system of water supply and poor equipment of water purification. The spatial models of the water hardness and characteristics of water pH within the territory of the city is presented on Figure 4.

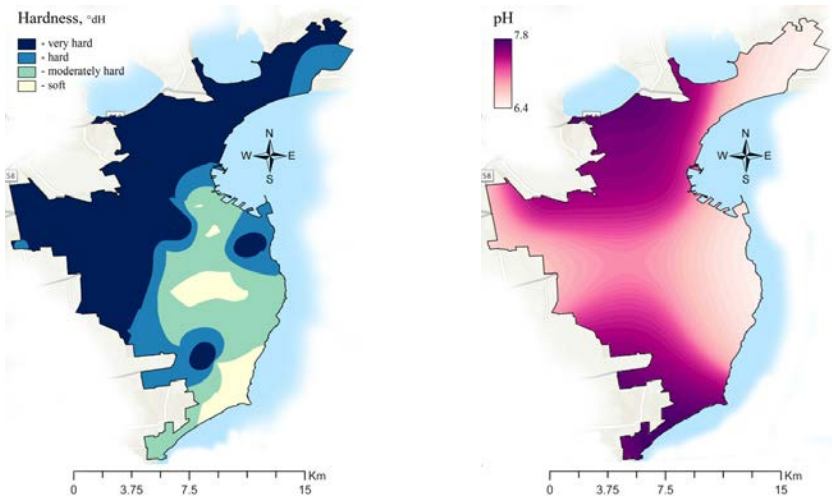


Fig. 4. Spatial model of hardness of drinking water in Odesa, dH

Water best meets the body's needs and blood pH. Blood pH norms shows that its value should range from 7.35 to 7.45, ideally the acidity of the water consumed by a person every day should be the same. As it can be seeing from the model the pH of the sampled water varies from 6.4 to 7.8. This result is within the standards established for drinking water. That is, all the water that was selected for analysis is neutral according to this indicator.

Electrical conductivity (EC) is a measurement of water's ability to conduct electricity, because dissolved salts and other inorganic chemicals conduct electricity, conductivity increases with increasing salinity. That is why these two parameters are depending on each other. According to the standards for drinking water (State Sanitary Norms and Rules 2.2.4-171-10), the water sampled both from water supply system and pump stations corresponds to the maximum permissible concentrations in drinking water. Models of spatial distribution of salt content in water and its conductivity are presented on Figure 5.

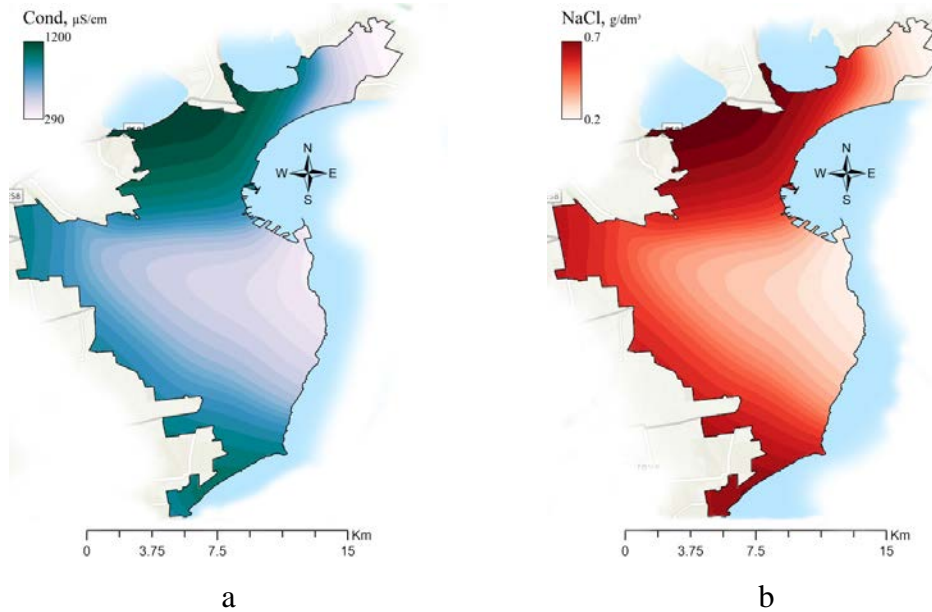


Fig. 5. Spatial models of Conductivity, $\mu\text{S/cm}$ (a) and Salt content, mg/l (b)

Analyzing models on Figure 5 the dependence between these two parameters is visually followed. Two points of water sampling from pump station has an increased concentration of salt and as a result the increased conductivity. In first case the reason of higher content of salt depends on close location of pump station to estuaries, the same as in variant with calcium content. In second case the higher level of NaCl depends on the depth of the aquifer because this

pump station has the deepest well in Odesa. Considering this fact and taking to account the geology of groundwater in the South of Ukraine it is concluded that the water for this pump station is going from Black Sea artesian basin. In the vertical section of this basin, the upper horizons of groundwater up to a depth of 100-300 m are fresh, and the deeper horizons have brackish or salt water.

The general toxicity of water sampled in the water supply system and pumping stations of Odesa was conducted on the basis of the method based on the growth properties of onion roots and leaves in water samples. The obtained results of the experiments are presented in Table 6.

Table 6. The results of toxicological testing of drinking water

Point	Average roots length, cm (96 hr)			Roots quantity, n (96 hr)			Average leaves length, cm (96 hr)			Leaves quantity, n (96 hr)			TI
	d=40	d=50	d=60	d=40	d=50	d=60	d=40	d=50	d=60	d=40	d=50	d=60	
Pump stations													
1	2,4	2,9	0,5	12	2	1	2,1	-	-	7	-	-	68
2	3,2	4,3	5,0	30	11	20	8,0	-	2,5	6	-	3	10
3	4,3	2,2	-	30	3	-	-	-	-	-	-	-	79
4	4,5	3,8	4,8	10	2	4	4,1	-	-	6	-	-	48
5	4,5	-	4,1	5	-	25	-	-	-	-	-	-	74
6	2,5	2,6	2,2	21	10	18	4,0	-	-	5	-	-	51
7	4,5	-	2,2	5	-	1	0,5	-	-	1	-	-	83
8	5,3	1,6	1,6	1	4	2	-	-	-	-	-	-	83
9	5,9	5,0	0,9	1	8	3	5,3	-	-	7	-	-	50
10	2,3	6,2	3,3	1	30	13	4,6	-	-	5	-	-	43
11	4,3	-	-	17	-	-	9,0	-	-	7	-	-	63
12	6,1	3,5	-	30	14	-	6,7	-	-	9	-	-	46
13	4,5	-	-	11	-	-	2,9	-	-	5	-	-	72
14	5,5	4,6	1,6	16	16	4	7,3	-	3,7	3	-	7	25
15	4,3	-	-	10	-	-	2,5	-	-	6	-	-	69
16	2,5	6,5	3,5	1	30	15	5	-	-	6	-	-	35
Water supply system													
1	6,1	-	4,0	30	-	15	0,4	-	-	2	-	-	63
2	4,7	4,1	1,0	30	30	1	-	0,7	-	-	1	-	65
3	5,0	3,6	1,3	18	30	2	5,3	-	-	9	-	-	43
4	2,8	2,7	4,1	4	5	8	1,0	-	-	2	-	-	70
5	-	5,0	5,9	-	30	30	-	-	-	-	-	-	60
6	4,3	-	-	10	-	-	2,5	-	-	4	-	-	74
Contr.	4,9	4,5	4,2	30	30	24	5,0	1,0	3,0	6	2	3	-

During the onion germination experiment, in all variants of the selected water samples, a regularity of suppressed growth of the root system in larger bulbs was observed. In variants with bulbs of a diameter 50 and 60 millimeters a complete absence of leaves was observed, with the exception of some variants of the test.

As a resulting of the experiment, development of the root system during germination was conditionally divided into three groups: well-developed, poorly developed and underdeveloped. Examples of formed roots are presented in Figure 6. To calculate the toxicity index the number and average length of roots and leaves were taken into account, the third group was not counted.

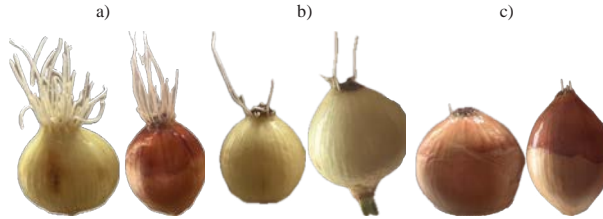


Fig. 6. Examples of the development of root system: *a* – well-developed; *b* – poorly developed; *c* – underdeveloped

The spatial model of the distribution of toxic pollution of drinking water in Odessa was built on the basis of the calculated toxicity index. The results are presented on Figure 7.

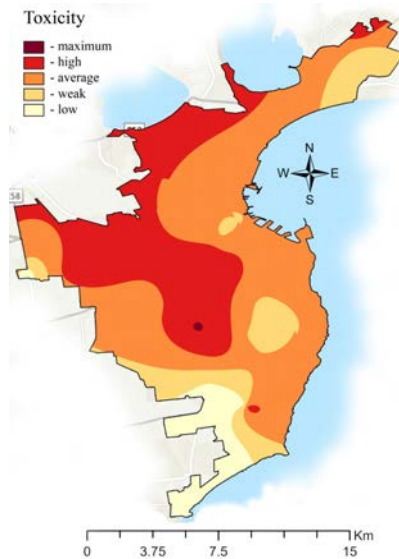


Fig. 7. Spatial distribution of toxic pollution of drinking water

The analysis of the obtained model shows that on the most cities' territory drinking water from the water supply system and pump stations belongs to the high and average class of toxic pollution.

Conclusions. As a result of spatial modeling of the formation of the drinking water quality in Odesa it was determined that the indicators of the content of the main macroelements in water which is going from water supply system are within the range of maximum permissible concentrations. Only the calcium content can cause concern, because without timely renewal of the pipes of the city's water supply system, in the future this indicator may significantly exceed regulatory standards.

The NO_3^- concentration in waters supplied by pumping stations of the city is within 15-24 mg/dm³ while the permissible concentration of nitrate in ground waters for drinking purposes according the Ukrainian standard State Sanitary Norms and Rules 2.2.4-171-10 is on the level of 10 mg/dm³.

In terms of electrical conductivity and mineralization, the water that was taken from the pumping stations in most cases does not exceed the established limit values – 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and 0.6 g/l, respectively. The worst according to these indicators was the water sampled from the pump located on the border of two estuaries (1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and 0.7 g/l). Water from the city water supply system according to these two indicators was within the range of 520-550 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and 0.3 – 0.4 g/dm³, which is the average value of the standards for drinking water (800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and 0.1 – 0.6 g/dm³ respectively).

The last stage of the research was to determine the level of general water toxicity in the city. Analyzing the obtained data, it was concluded that the water sampled in most of the studied area has a toxicity index from 40 to 60, which corresponds to average toxic pollution. Also, a significant area of the city has this indicator at the level of 60-80, which is a high level of toxic pollution.

ПРОСТОРОВІ ЗАКОНОМІРНОСТІ ФОРМУВАННЯ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ В МЕЖАХ УРБОСИСТЕМИ МІСТА ОДЕСА

*Бреус Д. С. – к.с.-г.н., доцент кафедри екології та сталого розвитку
імені професора Ю.В. Пилипенка,
Херсонський державний аграрно-економічний університет
breusd87@gmail.com*

Стаття присвячена дослідженню просторових закономірностей формування якості питної води в межах урбанізованої системи міста Одеса. Аналіз проводився з урахуванням взаємодії природних, антропогенних та техногенних чинників, що впливають на стан водопровідної мережі, бюветних комплексів та джерел водозабору. Виявлено, що ключовими факторами погіршення якості води є локальні джерела забруднення, такі як несанкціоновані скиди, зношеність комунікацій, близькість до джерел соленої води, високий рівень урбанізації та інше. Дослідження акцентує увагу на територіальній дифе-

ренціації якості води, зокрема рівня технічного стану водопровідних мереж та гідрологічних особливостей місцевості. Метою статті є визначення якості питної води в системах водопостачання та насосних станцій м. Одеси, а також моделювання просторового розподілу основних макрокомпонентів хімічного складу води та її токсичного забруднення на території урбосистеми міста. Для цього було проведено визначення вмісту основних хімічних елементів у питній воді, відібраній на контрольних пунктах, розташованих по всьому місту. Зразки досліджували за допомогою портативних тестерів з іоноселективними електродами. Також було проведено експериментальне дослідження з визначення загальної токсичності питної води за методикою розподілу проб води на класи токсичності на основі дослідів з цибулею (*Allium Cepa L.*). Отримані дані були інтерпретовані з використанням програми ArcGIS та створено просторові моделі закономірностей формування якості питної води в межах урбосистеми Одеси. Встановлено, що вміст основних макрокомпонентів у питній воді м. Одеси не перевищує гранично допустимих концентрацій (ГДК), встановлених українським (Державні санітарні норми і правила 2.2.4-171-10) стандартом якості поверхневих вод, призначених для питних потреб. Встановлено, що загальна токсичність питної води на території міста переважно середнього та високого рівнів. Одержані дані мають прикладне значення для формування стратегій сталого водокористування, оптимізації систем водопостачання та мінімізації екологічних ризиків для населення Одеси.

Ключові слова: урбосистема, якість води, ГІС-технології, загальна токсичність, просторовий розподіл, макрокомпоненти.

REFERENCES

1. Boiko T.O., Boiko P.M., Breus D.S. (2018). Optimization of shelterbelts in the Steppe zone of Ukraine in the context of sustainable development. Proc. 18-th International Multidisciplinary Scientific GeoConference. *SGEM*, 871–876.
2. Breus D., Yevtushenko O. (2022). Modeling of trace elements and heavy metals content in the steppe soils of Ukraine. *Journal of Ecological Engineering*, 23(2), 159–165.
3. Breus D., Yevtushenko O. (2023). Agroecological Assessment of Suitability of the Steppe Soils of Ukraine for Ecological Farming. *Journal of Ecological Engineering*, 24(5), 229–236.
4. Calvelo P. R., Monterroso C., Macias F. (2010). Phytotoxicity of hexachlorocyclohexane: effect on germination and early growth of different plant species. *Chemosphere*, 79(3), 326–333.
5. Fatma F., Verma S., Kamal A., Srivastava, A. (2018). Phytotoxicity of pesticides mancozeb and chlorpyrifos: correlation with the antioxidative defence system in *Allium Cepa*. *Physiology and molecular biology of plants: an international journal of functional plant biology*, 24(1), 115–123.
6. Fiskesjo G. (1985). The *Allium*-test as a standard in environmental monitoring. *Hereditas*, 102, 99–112.

7. Kutishchev P., Heina K., Honcharova O., Korzhov Y. (2021). Zooplankton Spatial Distribution in the Dnieper-Bug Estuary. *Hydrobiological Journal*, 57(6), 17–32.
8. Pichura V., Potravka L., Barulina I. (2023). Agricultural Dependence of the Formation of Water Balance Stability of the Sluch River Basin Under Conditions of Climate Change. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 24(9), 300–325.
9. Pichura V., Potravka L., Skok S., Vdovenko N. (2020). Causal Regularities of Effect of Urban Systems on Condition of Hydro Ecosystem of Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*, 47(2), 273–280
10. Pichura V., Potravka L., Ushkarenko V., Chaban V., Mynkin M. (2022). The Use of Hydrophytes for Additional Treatment of Municipal Sewage. *Journal of Ecological Engineering*, 23(5), 54–63.
11. Pichura V. I., Malchykova D. S., Ukrainskij P. A., Shakhman I. A., Bystriantseva A. N. (2018). Anthropogenic Transformation of Hydrological Regime of The Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*, 45(3), 445–453.
12. Skok S., Breus D., Almashova V. (2023). Assessment of the Effect of Biological Growth-Regulating Preparations on the Yield of Agricultural Crops under the Conditions of Steppe Zone. *Journal of Ecological Engineering*, 24(7), 135–144.
13. Tkachuk N., Zelena L. (2022). An onion (*Allium Cepa* L.) as a test plant. *Biota. Human. Technology*, 3, 50–59.

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ТА АКВАКУЛЬТУРА

Water bioresources and aquaculture

Науковий

журнал

2(16)/2024

Коректура • М. Бабич
Комп'ютерна верстка • Н. Кузнєцова

Формат 70x100/16. Гарнітура Times New Roman.
Папір офсетний. Цифровий друк. Обл.-вид. арк. 9,46. Ум. друк. арк. 9,77.
Підписано до друку 27.12.2024. Наклад 100 прим. Замовлення № 0125/013.

Видавництво і друкарня – Видавничий дім «Гельветика»
65101, м. Одеса, вул. Інглезі, 6/1
Телефон +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 7623 від 22.06.2022 р.