

ISSN 1684-1557

ІНСТИТУТ МОРСЬКОЇ БІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ

МОРСЬКИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

MARINE
ECOLOGICAL JOURNAL

Заснований у квітні 2002 р.

НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ

Виходить 1–2 рази на рік
Одеса

ТОМ XIX
НОМ. 1-2 · 2025



Видавничий дім
«Гельветика»
2025

Головний редактор

Мінічева Галина Григорівна, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, член-кореспондент НАН України, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Відповідальний секретар

Демченко Наталія Анатолівна, кандидат біологічних наук, науковий співробітник, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Члени редакційної колегії

Виноградов Олександр Костянтинівич, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Воробйова Людмила Вікторівна, доктор біологічних наук, професор, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Воровка Володимир Петрович, доктор географічних наук, доцент, Мелітопольський державний педагогічний університет ім. Б. Хмельницького.

Garian Пол, Nature Bureau Ltd (Великобританія).

Гучманідзе Арчил Симон, доктор біологічних наук, консультаційна компанія «Нектон консалтінг» (Грузія).

Демченко Віктор Олексійович, доктор біологічних наук, старший дослідник, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Ємельянов Володимир Олександрович, доктор геолого-мінералогічних наук, старший науковий співробітник, член-кореспондент НАН України, ДУ «Центр проблем морської геології, геоєкології та осадового рудоутворення НАН України».

Заморов Веніамін Веніамінович, кандидат біологічних наук, доцент, Одеський національний університет імені І. І. Мечникова.

Іваниця Володимир Олексійович, доктор біологічних наук, професор, Одеський національний університет імені І. І. Мечникова.

Квач Юрій Валерійович, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Мончева Сніжана, доктор наук (Гідробіологія), професор, Інститут океанології Болгарської академії наук (Варна, Болгарія).

Оленін Сергій Миколайович, доктор біологічних наук, професор, Інститут морських досліджень Клайпедського університету (Литва).

Сон Михайло Олегович, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Тучковенко Юрій Степанович, доктор географічних наук, професор, Одеський національний екологічний університет.

Худий Олексій Ігорович, доктор біологічних наук, доцент, Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича.

Журнал включено до Переліку наукових фахових видань України категорії Б у галузі біологічних наук (спеціальності E1 Біологія та біохімія, E2 Екологія) відповідно до Наказу МОН України від 26.11.2020 № 1471 (додаток 3).

Ресстрація суб'єкта у сфері друкованих медіа: Рішення Національної ради України з питань телебачення і радіомовлення № 1179 від 11.04.2024 року

Ідентифікатор медіа: R30-03851.

Суб'єкт у сфері друкованих медіа – Державна установа «Інститут морської біології НАН України» (вул. Пушкінська, буд. 37, м. Одеса, 65048, imb@nas.gov.ua, тел. (048) 737-82-80).

Журнал включено до міжнародної наукометричної бази Index Copernicus.

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

Мови видання: українська, англійська, польська, румунська.

Фото на обкладинці – Олександр Куракін

ISSN 1684-1557

INSTITUTE OF MARINE BIOLOGY OF THE NAS OF UKRAINE

MARINE ECOLOGICAL JOURNAL

МОРСЬКИЙ
ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

Created in April 2002

SCIENTIFIC JOURNAL

1–2 issues per year
Odesa

VOL. XIX
No. 1-2 · 2025



Publishing house
Helvetica
2025

Editor-in-Chief

Minicheva Galyna Grygorivna, Doctor of Biology, Senior Research Scientist, Corresponding Member of the NAS of Ukraine, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Executive Secretary

Demchenko Nataliia Anatoliivna, PhD in Biology, Research Scientist, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Editorial Board Members

Vynohradov Oleksandr Kostiantynovych, Doctor of Biology, Senior Research Scientist, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Vorobiova Liudmyla Viktorivna, Doctor of Biology, Professor, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Vorovka Volodymyr Petrovych, Doctor of Geography, Associate Professor, Bogdan Khmelnytsky Melitopol State Pedagogical University.

Gariap Paul, Nature Bureau Ltd (the United Kingdom).

Huchmanidze Archil Symon, Doctor of Biology, “Nekton Consulting” (Georgia).

Demchenko Viktor Oleksiiovych, Doctor of Biology, Senior Research Scientist, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Yemelianov Volodymyr Oleksandrovych, Doctor of Geology and Mineralogy, Senior Research Scientist, Corresponding Member of the NAS of Ukraine, SI “Center for Problems of Marine Geoecology and Sedimentary Ore Formation of the National Academy of Sciences of Ukraine”

Zamorov Veniamin Veniaminovich, PhD in Biology, Associate Professor, Odesa I. I. Mechnikov National University.

Ivanytsia Volodymyr Oleksiiovych, Doctor of Biology, Professor, Odesa I. I. Mechnikov National University.

Kvach Yurii Valeriiovych, Doctor of Biology, Senior Research Scientist, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Moncheva Snejana, Doctor of Sciences (Hydrobiology), Professor, Institute of Oceanology BAS (Varna, Bulgaria).

Olenin Serhii Mykolaiovych, Doctor of Biology, Professor, Marine Research Institute of Klaipėda University (Lithuania).

Son Mykhailo Olehovych, Doctor of Biology, Senior Research Scientist, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Tuchkovenko Yurii Stepanovych, Doctor of Geography, Professor, Odessa State Environmental University.

Khudyi Oleksii Ihorovych, Doctor of Biology, Associate Professor, Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University.

The journal is included in the List of scientific professional publications of Ukraine category B in the field of biological sciences (specialties E1 Biology and Biochemistry, E2 Ecology) in accordance with the Order of the Ministry of Education and Science of Ukraine from 26.11.2020 № 1471 (Annex 3).

Registration of Print media entity: Decision of the National Council of Television and Radio Broadcasting of Ukraine No. 1179 as of 11.04.2024

Media ID: R30-03851.

***Media entity – Institute of marine biology of the NAS of Ukraine
(65048, Odesa, Pushkinska Str., 37, imb@nas.gov.ua, tel. (048) 737-82-80)***

The journal is included in the scientometric database Index Copernicus.

The articles were checked for plagiarism using the software StrikePlagiarism.com developed by the Polish company Plagiat.pl.

Publication languages: Ukrainian, English, Polish, Romanian.

Cover photo by Oleksandr Kurakin

Наукові статті

- Дядичко В.Г., Кириллова Ю.В. Довгострокова динаміка угруповання зоопланктону Тилігульського лиману. 7–15
- Бушурєв С.Г., Гулак Б.С. Біологічна характеристика нерестового стада оселедця чорноморського *Alosa immaculata* (Bennet, 1835) на українській ділянці нижнього Дунаю. 16–26
- Бушурєв С.Г., Гулак Б.С., Демченко В.О., Демченко Н.А., Волошкевич О.М., Лепеха А.І., Харлов Г.В. Сучасний стан популяції річкової креветки японської *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) на українській ділянці нижнього Дунаю та пропозиції щодо організації її промислового використання. 27–40
- Мінічева Г.Г., Тучковенко Ю.С., Зотов А.Б., Соколов Є.В., Мартинюк М.О., Калашнік К.С., Маринець Г.В., Овчарук В.А. Прогнозна оцінка екологічного стану українського сектора Чорного моря на підставі зміни морфофункціональних індикаторів автотрофних угруповань під впливом кліматичних факторів і наслідків воєнних дій (Частина 1. Діагноз). 41–65
- Стадніченко С.В. Динаміка стану поселень мідії *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 у Тилігульському лимані. 66–73
- Dudliv I., Kvach Yu. Parasites of the round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) from the brackish localities of Southwestern Ukraine: indicators of fish raw material quality. 74–84

CONTENTS

Scholarly papers

- Dyadichko V.G., Kyryllova Yu.V.* Zooplankton communities of the Tylihul Estuary in 2007–2024. **7–15**
- Bushuiev S.G., Hulak B.S.* Biological characteristics of the spawning stock of pontic shad *Alosa immaculata* (bennet, 1835) in the Ukrainian part of the lower Danube. **16–26**
- Bushuiev S.G., Hulak B.S., Demchenko V.O., Demchenko N.A., Voloshkevych O.M., Lepekha A.I., Kharlov G.V.* Current status of the *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) population in the Ukrainian section of the Lower Danube and proposals for organizing its commercial fishing use. **27–40**
- Minicheva G.G., Tuchkovenko Yu.S., Zotov A.B., Sokolov Y.V., Martyniuk M.O., Kalashnik K.S., Marinets G.V., Ovcharuk V.A.* Predictive assessment of the ecological status of the Ukrainian sector of the Black Sea based on changes in morphofunctional indicators of autotrophic communities under the influence of climatic factors and the consequences of military actions (Part I. Diagnosis). **41–65**
- Stadnichenko S.V.* State of mussel settlements *Mytilus galloprovincialis* lamarck, 1819 in the Tylihul Estuary. **66–73**
- Dudliv I., Kvach Yu.* Parasites of the round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) from the brackish localities of Southwestern Ukraine: indicators of fish raw material quality. **74–84**



ДОВГОСТРОКОВА ДИНАМІКА УГРУПОВАННЯ ЗООПЛАНКТОНУ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ

Дядичко В.Г. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

wasilij@te.net.ua

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1417-4442>

Кириллова Ю.В. – доктор філософії, м.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

kyryllova_julia@ukr.net

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3665-4749>

Зв'язок Тилігульського лиману з морем здійснюється через штучний канал, який після 2017 року функціонує стабільно. У роботі були досліджені довгострокові зміни біомаси, чисельності та продукції зоопланктону Тилігульського лиману протягом трьох періодів його функціонування. Матеріалом для цієї роботи слугували проби зоопланктону, відібрані в експедиціях ДУ «Інститут морської біології НАН України» у 2007–2024 рр., та дані з літературних джерел. Таксономічний склад зоопланктону змінювався протягом історичних періодів функціонування лиману: до будівництва каналу було зареєстровано 42 таксони зоопланктону, у період нестабільного зв'язку з морем кількість таксонів зменшувалася з 37 (у 1980-х роках) до 6 (у 2010 році), а після 2010 року кількість таксонів зросла до 18 (у 2024 році). До будівництва каналу біомаса зоопланктону була відносно низькою. В останні два періоди існування зв'язку з морем важливу роль у формуванні біомаси відіграє виїдання зоопланктону желетілими організмами. Максимум біомаси спостерігався в 1981–1993 рр., коли лиман уже мав періодичний зв'язок із морем, але масового розвитку желетілих ще не було. Таким чином, формування таксономічної структури та кількісних показників зоопланктону лиману залежать від рівня стоку р. Тилігул, водообміну з прилеглою морською акваторією, коливань солоності внаслідок випаровування, розвитку фітопланктону, заморних явищ і впливу желетілих організмів. Після 2017 року, в період стабільно відкритого каналу, біомаса стала більшою, ніж до будівництва каналу. Виявлено, що у 2021–2024 рр. продукція зоопланктону поступово зменшується. Отже, сучасний зоопланктон Тилігульського лиману складається з кормових для риб організмів морського й евригалітного комплексів, значення біомаси та продукції якого є більшими, ніж у північно-західній частині Чорного моря, але меншими, ніж у Хаджибейському та Дністровському лиманах.

Ключові слова: Тилігульський лиман, зоопланктон, чисельність, біомаса, продукція.

Вступ

Тилігульський лиман відокремлений від моря пересипом шириною 5–6 км. Зв'язок лиману з морем здійснюється через штучний канал. Канал періодично заноситься піском, що обумовлено вітро-хвильовими явищами, а також відсутністю фінансування для регулярного розчищення. Після 2017 року канал функціонує стабільно. Незначна кількість опадів у зимовий період, мінімальний материковий стік навесні, зниження рівня води в лимані нижче рівня моря, а також скорочення площі лиману до 13 тис. га зумовили формування стійкої течії з моря у лиман, проте характерні для цієї ділянки узбережжя акумулятивні процеси перешкоджають вільному водообміну між лиманом і морем. Верхів'я лиману в маловодні роки не з'єднуються з річкою Тилігул

і пересихають. Унаслідок цього солоність у лимані може сильно змінюватися протягом року, що, зі свого боку, призводить до зміни біотичної складової (Адобовский 2006; Рыжко, Бушуев и Воля 1996; Тучковенко 2015; Тучковенко, Богатова и Тучковенко 2015).

Перші відомості про зоопланктон Тилігульського лиману у ХХ сторіччі (1960-ті роки) наводить Н. І. Стахорська (1970 а, б). У ці роки до складу угруповання зоопланктону лиману входило 42 види меропланктону та голопланктону. Веслоногі ракоподібні розвивались слабо. У пониззі лиману зустрічалися *Acartia clausi* Giesbrecht, 1889 та *Calanipeda aquaedulcis* Krichagin, 1873, рідко гарпактициди та морські циклопи. Значного розвитку в центральній частині та у верхів'ї лиману

досягали коловертки *Brachionus quadridentatus* Hermann, 1783 та *Brachionus plicatilis* Müller, 1786, а також личинки молюсків і баянусів. Максимальні середньомісячні показники біомаси загального зоопланктону відмічались у травні – червні (188–248,6 мг·м⁻³), мінімальні – у квітні (1,3–2,3 мг·м⁻³) (Сальников и Стахорская 1976).

У 80-х роках ХХ сторіччя у складі зоопланктону лиману було виявлено 37 таксонів (Лиманы ... 1990). Приблизно 40 % усього планктону представлено морськими формами, на прісноводних припадало трохи більше 4 %, солонуватоводних і евригалінних – 33 та 18% відповідно. Кількість загальних видів у різних частинах лиману становила майже $\frac{3}{4}$ всього складу зоопланктону. Порівняно з 60-ми роками ХХ сторіччя більшість таксонів були представлені Copepoda (46 % від загального складу). Коловертки та гіллястовусі становили відповідно 11 і 13 %, інші організми – 30 %. Серед веслоногих найбільш масовими були *A. clausi*, *C. aquaedulcis*, *Heterocope caspia* Sars G.O., 1897, *Tisbe furcata furcata* Baird, 1837 та їхні науплії. Серед гіллястовусих переважали *Diaphanasoma brachiurum* Liévin, 1848 і *Pleopis polyphemoides* Leuckart, 1859. При цьому середньорічні коливання біомаси були дуже значними, хоча й перебували в межах одного порядку: від 3716 (1983 р.) до 9904 мг·м⁻³ (1981 р.) (Лиманы ... 1990).

У подальшому, після відкриття каналу, угруповання зоопланктону Тилігульського лиману зазнали суттєвих змін. Видова різноманітність знизилася; зникли практично всі види прісноводних гідробіонтів, які раніше відігравали значну роль у формуванні кормової бази лиману. В середині 90-х років ХХ ст. знизилася показники чисельності та біомаси зоопланктону, що було пов'язано з поступовим вимиранням прісноводних і солонуватоводних форм і слабким розвитком морських та евригалінних організмів (Рыжко, Бушуев и Воля 2002). Середня чисельність зоопланктону в 1991–1993 рр. становила 390 тис. екз.·м⁻³, а біомаса – 6900 мг·м⁻³. У 1994–1995 рр. змінились якісний склад (із солонуватоводного комплексу на морський збіднений тип) і кількісні показники зоопланктону лиману внаслідок сильного зниження прісноводного стоку та підвищення солоності до 18–23 ‰, а також впливу медузи *Aurelia aurita* Linnaeus, 1758 (Рыжко, Бушуев и Воля 1996). Морські види почали переважати, формуючи до 90 % видового складу. Чисельність зоопланктону в 1994 та 1995 роках становила відповідно 120 та 17 тис. екз.·м⁻³, що в середньому в 6 разів нижче, ніж спостерігалось у 80-х роках ХХ ст. Щоправда, за даними тих самих авторів, у 1997 та 1998 роках дещо збільши-

лася чисельність зоопланктону та змінився його фауністичний склад (Адобовский и др. 2006; Актуальные ... 2012).

У різні сезони 2002 та 2003 років у лимані було зареєстровано понад 20 таксонів. При цьому в липні 2002 р. в структурі угруповання зоопланктону з'явився новий для Чорного моря вид веслоногих *Acartia tonsa* Dana, 1849. Середня чисельність зоопланктону лиману становила 68 591 екз.·м⁻³, біомаса – 412 мг·м⁻³. У зоопланктоні були відсутні представники коловерток, характерних для 60-х і 80-х років ХХ ст., а також гіллястовусих, типових для періоду 80-х років. Найбільш високі показники чисельності та біомаси відзначалися в південній та центральній частинах лиману, де переважали *A. clausi* та частково *C. aquaedulcis*, а також їх науплії. З весни по осінь 2003 р. середня чисельність зоопланктону північної частини лиману становила 30 4367 екз.·м⁻³, а біомаса – 762,322 мг·м⁻³ (у 1981–1983 рр. середня чисельність – 110,03 тис. екз.·м⁻³, біомаса – 3650,5 мг·м⁻³) (Адобовский и др. 2006; Актуальные ... 2012; Кошелев 2003). Як і в літній період 2002 р., у структурі угруповань були відсутні гіллястовусі, які в окремі сезони 80-х років ХХ ст. становили від 3 до 93 % біомаси (переважно завдяки розвитку *P. polyphemoides*). Не зустрічалася також *H. caspia* – один із масових видів весняного планктону 80-х років. Найбільшого розвитку досягали личинки молюсків (43 % за чисельністю, 73 % за біомасою). Особливо високі значення цих показників спостерігалися восени. Загалом у 80-х роках ХХ ст. спостерігалися найвищі значення чисельності та біомаси зоопланктону в Тилігульському лимані. Збільшення загальної біомаси зоопланктону відбувалося від весни до осені, переважно завдяки наупліям веслоногих і личинок молюсків (Адобовский и др. 2006; Актуальные ... 2012; Кошелев 2003).

Таким чином, угруповання зоопланктону Тилігульського лиману мають майже півсторічну історію дослідження, яку продовжує і наша робота.

Метою дослідження було встановлення таксономічного складу зоопланктону, визначення показників чисельності, біомаси та продукції на сучасному етапі розвитку екосистеми Тилігульського лиману.

Матеріали та методи досліджень

Проби зоопланктону відбиралися й оброблялися за загальноприйнятими методиками (Александров и Харитоновна 2019; Салазкин, Иванова и Огородникова 1984). Схему станцій наведено на рисунку 1. Кількість і сезон відбору проб представлені в таблиці 1.

Визначення видового складу зоопланктону проводили за визначниками (Мордухай-Болтовской 1968; 1969; 1972). Назви таксонів наведені згідно

з базою World Register of Marine Species (2024). Обчислення значень продукції (P) виконували для кожної станції за формулою:

$$P = \left(\frac{B1}{N1} + \frac{B2}{N2} + \dots + \frac{Bi}{Ni} \right) / i * (N1 + N2 + \dots + Ni) / i,$$

де:

B – загальна біомаса зоопланктону в пробі;
N – чисельність зоопланктону в пробі; i – кількість відібраних проб.

Результати та обговорення

У липні 2007 року якісний склад зоопланктону Тилігульського лиману налічував 15 таксонів (табл. 3). Середня чисельність організмів становила 20 788,89 екз.·м⁻³, за біомасою 44,37 мг·м⁻³, їхню основу формували науплії веслоногих ракоподібних. У жовтні 2007 року зареєстровані організми 10 таксонів. Середня чисельність зоопланктерів у лимані становила 1200 екз.·м⁻³, середня біомаса – 13,64 мг·м⁻³, тобто була дуже низькою. Основу чисельності та біомаси зоопланктону формували науплії *Soropoda*, *A. clausi*, *Harpacticoida* та личинки *Polychaeta*.

У липні 2010 року у складі зоопланктону Тилігульського лиману відмічені організми 6 таксонів.

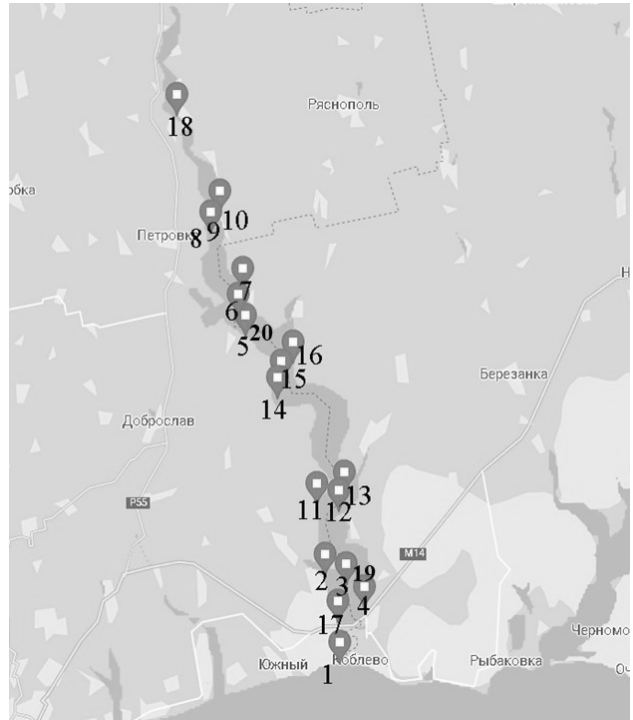


Рис. 1. Карта-схема станцій відбору зоопланктону в Тилігульському лимані в 2007, 2010, 2020–2024 рр.

Таблиця 1

Кількість та сезон відбору проб зоопланктону в Тилігульському лимані у 2007, 2010, 2020–2024 роках

Рік	Місяці відбору	Номера станцій	Кількість зібраних проб (усього)
2007	Липень	1–4	9
2010	Липень	1–5	5
2020	Червень	4, 5, 7, 8, 10, 11	56
2021	Березень	1, 2, 4, 11, 13, 17, 19, 20	92
	Квітень	1, 2, 3, 4, 11, 13, 17, 19, 20	
	Травень	1, 2, 3, 4, 11, 13, 17, 19, 20	
	Червень	1, 2, 3, 4, 11, 13, 17, 19, 20	
	Липень	1, 2, 3, 4, 11, 13, 17, 19, 20	
	Вересень	1, 2, 3, 4, 11, 13, 17, 19, 20	
2022	Жовтень	1, 2, 3, 4, 11, 13, 17, 19, 20	22
	Червень	8	
	Липень	18	
	Серпень	2, 5, 11, 14	
	Вересень	2, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 15, 16	
2023	Жовтень	2, 19	39
	Березень	2, 19	
	Квітень	2, 19	
	Травень	2, 19	
	Червень	2, 3, 5, 6, 8, 10, 12, 15, 16, 19	
	Липень	2, 19	
	Серпень	2, 19	
	Вересень	2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 13, 15, 16	
2024	Жовтень	2, 19	42
	Березень	2, 19	
	Квітень	2, 19	
	Травень	2, 3, 5, 6, 7, 9, 11, 12, 13, 15, 16, 19	
	Червень	2, 19	
	Липень	2, 19	
	Серпень	2, 19	
Вересень	2, 3, 5, 6, 7, 9, 11, 12, 13, 15, 16, 19		
Жовтень	2, 19		
Загальна кількість проб			321

Найбільша чисельність зоопланктону відмічена на станції 1 – 36 780 екз. \cdot м⁻³, найменша чисельність – 7030,67 екз. \cdot м⁻³ відмічена на станції 5. Максимальна біомаса зоопланктону спостерігалася на станціях 2 та 3 (829,29 мг \cdot м⁻³), мінімальна – на станції 5 (139,04 мг \cdot м⁻³). Середня чисельність зоопланктону становила 23 923,94 екз. \cdot м⁻³, середня біомаса – 563,52 мг \cdot м⁻³. Основу кількісних показників на всіх станціях утворювала *A. clausi*.

У червні 2020 року зареєстровані організми 9 таксонів. Найбільші чисельність та біомаса зоопланктону відмічені на станції 10 (127 440 екз. \cdot м⁻³ та 267,04 мг \cdot м⁻³), найменші (3030 екз. \cdot м⁻³ та 32,05 мг \cdot м⁻³) – на станції 11. Основу кількісних показників зоопланктону на всіх станціях формували представники меропланктону та веслоногі ракоподібні.

У 2021 році зареєстровані організми 13 таксонів. Максимальна біомаса та продукція зоопланктону спостерігалася восени, мінімальна – навесні. У середній і верхній частинах лиману кількісні показники та продукція зоопланктону були більшими, ніж у пониззі. Того ж року зареєстровані найбільші значення біомаси зоопланктону після встановлення постійного зв'язку з морем.

У 2022 році зареєстровані організми 10 таксонів. Максимальна біомаса зоопланктону спостеріга-

лась у липні (52 630 мг \cdot м⁻³), мінімальні значення – у жовтні (5840 мг \cdot м⁻³). У вересні в середній і верхній частинах лиману кількісні показники та продукція зоопланктону були більшими, ніж у пониззі.

У складі зоопланктону Тилігульського лиману 2023 року зареєстровані організми 12 таксонів. Максимальна біомаса зоопланктону спостерігалася навесні (353 439 мг \cdot м⁻³), мінімальна – улітку. Найімовірніше, менші (порівняно з 2021 роком) значення біомаси влітку 2023 року пов'язані з виїданням мезозоопланктону желетілими організмами.

У складі зоопланктону Тилігульського лиману 2024 року зареєстровані організми 18 таксонів. Максимальна біомаса зоопланктону спостерігалася восени, мінімальна – навесні. Найнижча чисельність спостерігається у вересні (965,05 екз. \cdot м⁻³), найвища – у липні (49 260 екз. \cdot м⁻³). Найменша біомаса зафіксована в березні (5,2 мг \cdot м⁻³), найбільша – у жовтні (296,78 мг \cdot м⁻³).

Багаторічні коливання чисельності та біомаси зоопланктону Тилігульського лиману представлені на рисунках 2 та 3.

Отже, в усі роки максимальна чисельність припадає на літній період (липень), а максимальна біомаса – на осінь (жовтень).

У період стабільного зв'язку лиману з морем тенденції сезонних і міжрічних змін біомаси

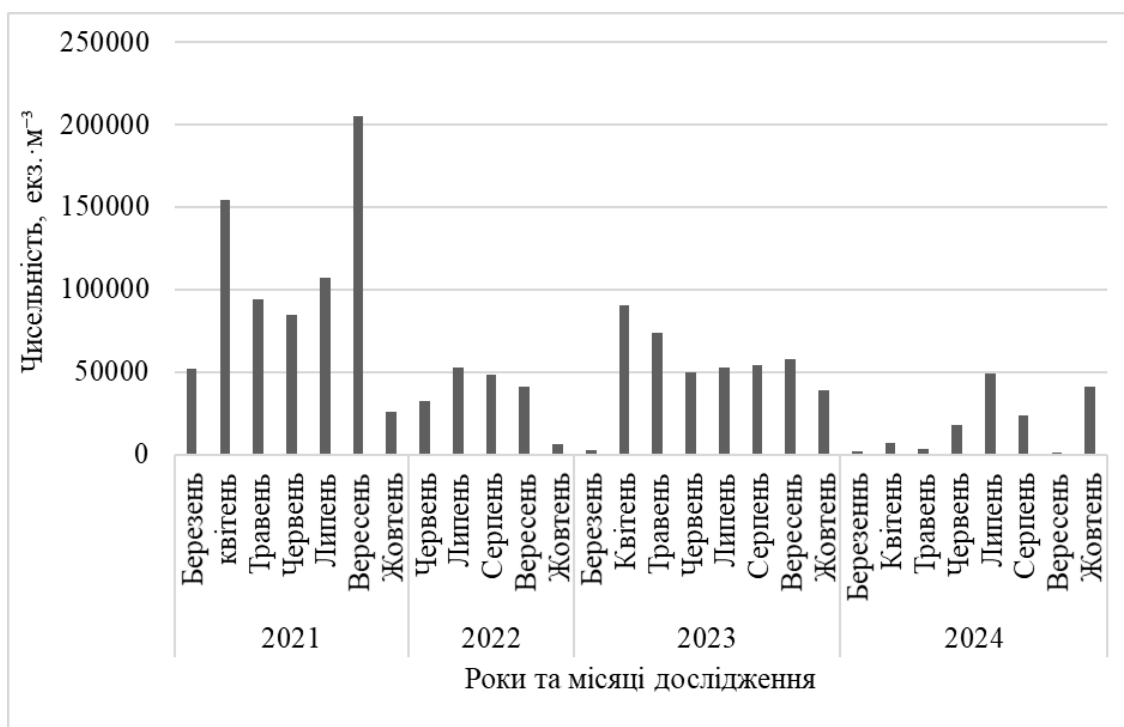


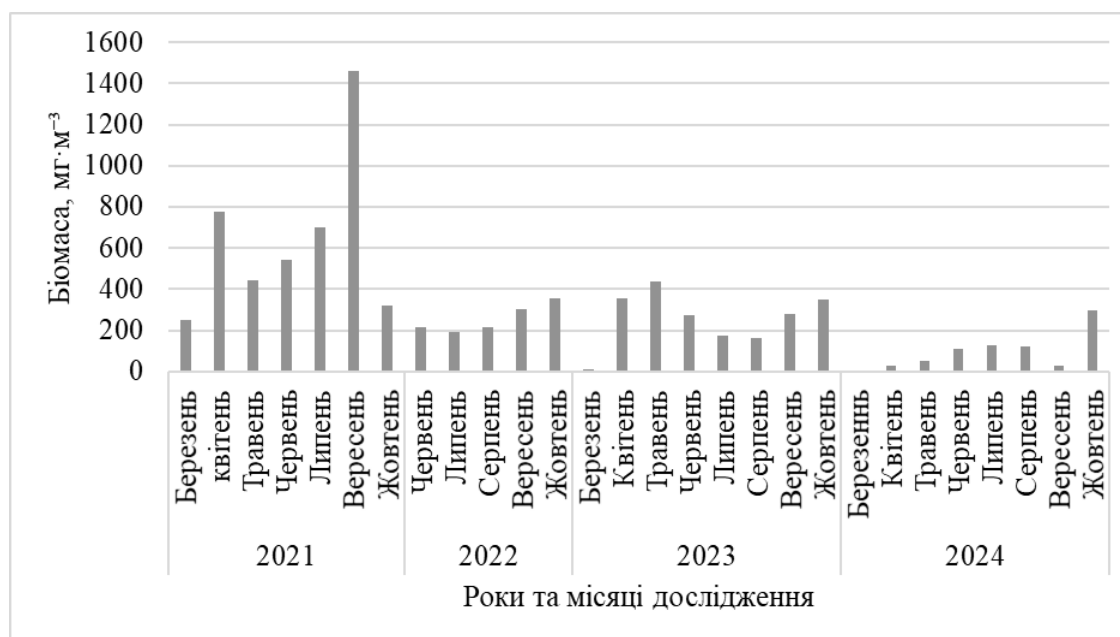
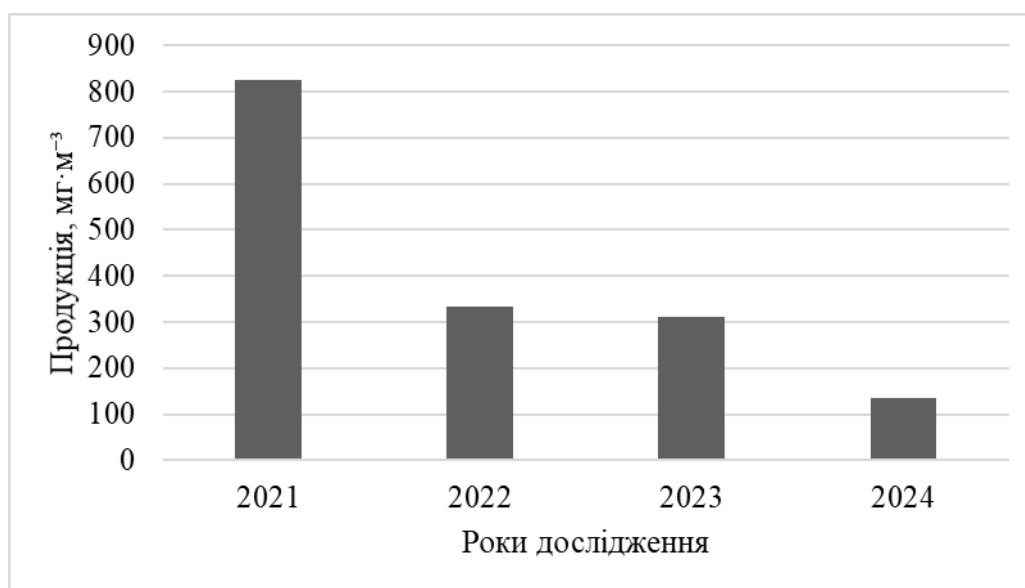
Рис. 2. Чисельність (екз. \cdot м⁻³) зоопланктону Тилігульського лиману у 2021–2024 роках

Таблиця 3

Таксономічний склад зоопланкtonу Тилігульського лиману у 2007, 2010, 2020–2024 роках

№	Таксон	2007		2010		2020		2021		2022		2023		2024	
		N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B
1	<i>Acartia clausi</i> Giesbrecht, 1889	1658,89	6,42	20 765,28	550,1	5856,82	94,72	2403,86	39,67	2662,22	46,5	4570	56,97	14 901,71	217,87
2	<i>Amphipoda</i> g. sp.	–	–	–	–	–	–	30,83	3,08	17,5	19,75	–	–	–	–
3	<i>Balanus</i> , nauplii	4716,67	42,45	–	–	2169	19,52	4650,63	41,86	5574,14	4,79	820	7,38	14 314,17	181,37
4	<i>Bivalvia</i> g. sp., larvae	2777,78	8,33	1846,89	5,54	4541,67	13,63	14 875,79	44,63	952,22	2,85	1168	3,5	26 158,67	80,24
5	<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1776	–	–	–	–	640	4,48	–	–	–	–	–	–	–	–
6	<i>Chydorus sphaericus</i> O.F. Müller, 1776	100	2,5	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
7	<i>Copepoda</i> g.sp., nauplii	12 291,67	11,06	113,06	0,1	21 380,95	19,24	25 540	22,99	2732,5	2,45	20 910	18,82	43 790,33	45,2
8	<i>Cumacea</i> g. sp.	600	66	–	–	–	–	–	–	50	5	–	–	5852,73	573,57
9	<i>Cyclopoida</i> g. sp.	1000	98	–	–	943,64	92,48	430,9	42,23	746,92	73,2	–	–	–	–
10	<i>Decapoda</i> g. sp., larvae	–	–	–	–	81	9,4	38,18	4,43	9,4	38,18	–	–	–	–
11	<i>Eudiaptomus gracilis gracilis</i> Sars G.O., 1863	–	–	–	–	696,15	38,95	435	26,88	38,95	435	–	–	–	–
12	<i>Foraminifera</i> g.sp.	66,67	0,04	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
13	<i>Gastropoda</i> g. sp. larvae	–	–	160	1,12	–	–	–	–	400	2,8	–	–	–	–
14	<i>Harpacticoida</i> g. sp.	537,5	17,74	22,28	0,74	1223,08	40,36	178,82	5,9	610	20,13	371,43	12,26	1135,33	37,46
15	<i>Idotea baltica</i> Pallas, 1772	16,67	1,67	–	–	–	–	–	–	–	–	10	1	315,38	31,54
16	<i>Isopeoda</i> g. sp.	–	–	–	–	–	–	40	4	108	10,8	–	–	–	–
17	<i>Nematoda</i> g.sp.	141,67	0,03	–	–	–	–	–	–	–	–	20	0,004	–	–
18	<i>Noctiluca scintillans</i> (Macartney) Kofoid & Swezey, 1921	26 000	1404	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3440	13,76
19	<i>Oithona davisae</i> Ferrari F.D. & Orsi, 1984	–	–	–	–	–	–	–	–	1026,87	6,08	–	–	6000	36
20	<i>Ostracoda</i> g.sp.	256,67	1,67	–	–	–	–	–	–	625	4,06	–	–	–	–
21	<i>Ova pisces</i>	16,67	8,33	–	–	–	–	–	–	–	–	220	110	550	275
22	<i>Pleopsis polyphaemoides</i> Leuckart, 185	–	–	–	–	–	–	–	–	900	8,3	–	–	10 280	61,68
23	<i>Polychaeta</i> g. sp., larvae	1887,5	13,21	1309,33	9,17	4880,8	34,17	14 379,49	100,6	2149,3	14,4	1275	8,3	19 532,7	134,92
24	<i>Rotatoria</i> g. sp.	–	–	–	–	–	–	–	–	1139,05	4,55	–	–	–	–
25	<i>Synchaeta</i> sp.	–	–	–	–	–	–	21120	42,24	2040	4,08	–	–	63 800	127,6

Примітка: * – дані відсутні.

Рис. 3. Біомаса зоопланктону (мг·м⁻³) Тилігульського лиману у 2021–2024 рокахРис. 4. Річна продукція зоопланктону (мг·м⁻³) Тилігульського лиману у 2021–2024 роках

зоопланктону майже не змінилися. Водночас із зростанням солоності слід очікувати нових змін у таксономічній структурі угруповання, подальшого зростання частки евригалінних зоопланктерів, повного зникнення в середній і нижній частинах лиману оліго- та мезогалінних організмів.

У 2021–2024 рр. продукція поступово зменшувалася від 824,78 мг·м⁻³ до 135,57 мг·м⁻³ (рис. 4).

У 2022–2024 рр. максимальна продукція зоопланктону спостерігалася восени, мінімальна – навесні. У середній та верхній частинах лиману кількісні показники та продукція зоопланктону були більшими, ніж у пониззі.

В узагальненому вигляді багаторічні зміни біомаси зоопланктону наведені на рисунку 5.

Таким чином, формування таксономічної структури та кількісних показників мезозоопланктону лиману залежать від рівня стоку р. Тилігул, водообміну з прилеглою морською акваторією, коливань солоності внаслідок випаровування, розвитку фітопланктону, заморних явищ, пресінгу з боку желе-тих організмів. Останній фактор, найімовірніше, є головним на сучасному етапі. Таксономічний склад зоопланктону Тилігульського лиману є біднішим за північно-західну частину Чорного моря (ПнЗЧМ), Хаджибейського та Дністровського лиманів.

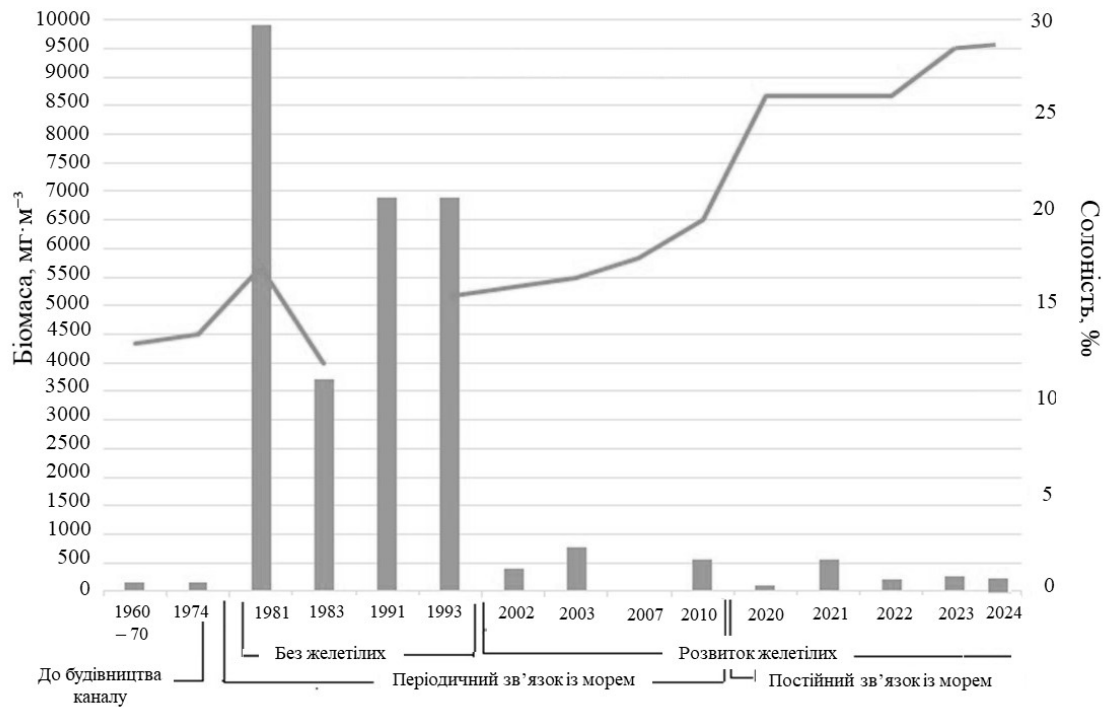


Рис. 5. Багаторічна динаміка середньої біомаси зоопланктону та солоності Тилігульського лиману. По вертикалі – середньорічна біомаса та солоність Тилігульського лиману; по горизонталі – історичні періоди розвитку Тилігульського лиману

Примітка: враховані дані для біологічного літа (20 травня – 20 вересня).

На сучасному етапі розвитку екосистеми мезозоопланктон лиману складається з кормових для риб організмів морського й евригалінного комплексів, значення біомаси та продукції є більшими, ніж у ПнЗЧМ, але меншими, ніж у Хаджибейському та Дністровському лиманах. Біомаса зоопланктону зазнає дуже сильних міжрічних коливань. Максимум біомаси спостерігався в 1981–1993 рр., коли лиман уже мав періодичний зв'язок із морем, але масового розвитку желетілих ще не було. Після 2017 року, в період стабільно відкритого каналу, солоність продовжує зростати, а біомаса коливається в межах 100–500 мг·м⁻³, тобто є дещо більшою, ніж до будівництва каналу.

Висновки

1. В історії функціонування екосистеми Тилігульського лиману в ХХ–ХХІ сторіччях можна виділити три періоди й умови, які впливають на структуру угруповань зоопланктону: до будівництва каналу, коли лиман був повністю ізольований від моря (до 1974 року), період нестабільного зв'язку з морем (1975–2017 роки) та період постійного зв'язку з морем (після 2017 року).

2. Довгострокова динаміка таксономічного складу зоопланктону Тилігульського лиману змінювалася таким чином: до будівництва каналу було зареєстровано 42 таксони зоопланктону (до 1974 року),

у період нестабільного зв'язку з морем кількість таксонів зменшувалася з 37 (у 80-х роках ХХ сторіччя) до 6 (у 2010 році). Тільки після 2010 року відбулося зростання кількості таксонів до 18 (у 2024 році).

3. До будівництва каналу біомаса зоопланктону була відносно низькою (менше ніж 200 мг). В останні два періоди існування зв'язку з морем важливу роль у формуванні біомаси відіграє виїдання мезозоопланктону желетілими організмами. Максимум біомаси (приблизно 9500 мг) спостерігався в 1981–1993 рр., коли лиман уже мав періодичний зв'язок із морем, але масового розвитку желетілих ще не було. Після 2017 року, в період стабільно відкритого каналу, біомаса коливається в межах 100–500 мг·м⁻³, тобто стала дещо більшою, ніж до будівництва каналу.

4. У 2021–2024 рр. продукція зоопланктону лиману поступово зменшувалася від 824,78 мг·м⁻³ до 135,57 мг·м⁻³. У 2022–2024 рр. максимальна продукція спостерігалася восени, мінімальна – навесні.

5. Сучасний мезозоопланктон Тилігульського лиману складається з кормових для риб організмів морського й евригалінного комплексів, значення біомаси та продукції якого є більшими, ніж у північно-західній частині Чорного моря, але меншими, ніж у Хаджибейському та Дністровському лиманах.

Список використаних джерел

1. Адобовский В.В. и др. Тилигульский лиман. *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология* / под ред. Ю.П. Зайцева, Б.Г. Александрова, Г.Г. Миничевой. Киев, 2006. С. 358–370.
2. Актуальные проблемы лиманов северо-западного Причерноморья: коллективная монография / ред. Ю.С. Тучковенко, Е.Д. Гопченко. Одесса : ТЭС, 2012. 223 с.
3. Александров Б.Г., Харитоновна Ю.В. Керівництво з моніторингу зоопланктону морських вод України та визначення їх екологічного стану за стандартами Директиви ЄС про Морську стратегію. Проект нормативного документу, переданий до розгляду у Міністерство екології України 29.07.2019. Одеса, 2019. 33 с.
4. Кошелев А.В. Зоопланктон эфемерных солоноватых водоемов северо-западного Причерноморья. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон*. 2003. С. 284–288.
5. Лиманы Северного Причерноморья / Полищук В.С., Замбриборш Ф.С., Тимченко В.М. и др. / ред. О.Г. Миронов. Киев : Наукова думка, 1990. 204 с.
6. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Определитель фауны Черного и Азовского морей: Свободноживущие беспозвоночные. Т. 1. Простейшие, губки, кишечнополостные, черви, щупальцевые. Киев : Наукова думка, 1968. 739 с.
7. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Определитель фауны Черного и Азовского морей: Свободноживущие беспозвоночные. Т. 2. Ракообразные. Киев : Наукова думка, 1969. 535 с.
8. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Определитель фауны Черного и Азовского морей: Свободноживущие беспозвоночные. Членистоногие (кроме ракообразных), моллюски, иглокожие, щетинкочелюстные, хордовые. Т. 3. Киев : Наукова думка, 1972. 340 с.
9. Рыжко В.Е., Бушуев С.Г., Воля Е.В. Некоторые аспекты изменений экосистемы Тилигульского лимана в условиях сложившейся тенденции к осолонению. *Труды ЮГНИРО*. 1996. С. 263–267.
10. Рыжко В.Е., Бушуев С.Г., Воля Е.Г. Изменение ихтиокомплекса Тилигульского лимана в условиях неустойчивого солевого режима. *Морская рыбохозяйственная наука Украины (история, состояние и перспективы, посвященная 80-летию ЮГНИРО: материалы науч.-практ. конф. Керчь, 2002*. С. 102–104.
11. Салазкин А.А., Иванова М.Б., Огородникова В.А. Зоопланктон и его продукция. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Ленинград : ГосНИОРХ, 1984. 33 с.
12. Сальников Н.Е., Стахорская Н.И. Новые данные о зоопланктоне Тилигульского лимана. *Труды Всесоюзного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии*. 1976. С. 24–31.
13. Стахорская Н.И. Зоопланктон соленых лиманов и лагун северо-западной части Черного моря : автореф. дис. канд. биол. наук. Одесса, 1970 а. 23 с.
14. Стахорская Н.И. К изучению биологии соленых лиманов и лагун северо-западного Причерноморья. *Охрана рыбных запасов и увеличение продуктивности водоемов южной зоны* : материалы межвузовского совещ. Кишинев, 1970 б. С. 115–117.
15. Тучковенко Ю.С. Оценка влияния условий водообмена с морем на изменчивость уровня и солености воды в Тилигульском лимане. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2015. № 16. С. 232–241. DOI: 10.31481/uhmj.16.2015.30
16. Тучковенко Ю.С., Богатова Ю.І., Тучковенко О.А. Сучасний гідрохімічний режим Тилигульського лиману. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія: Біологія*. 2015. № 3–4 (64). С. 660–664.
17. World Register of Marine Species. 2024. URL: <http://www.marinespecies.org>.

References

1. Adobovskiy, V.V., Bogatova, Yu.I., Bolshakov, V.N., Volya, Ye.G., Vorobyeva, L.V., Garkavaya, G.P., et al. (2006). Tiligulskii liman [Tiligulsky estuary]. *Severo-zapadnaya chast Chernogo morya: biologiya i ekologiya – Northwestern part of the Black Sea: biology and ecology* (pp. 358–370). Kiev: Naukova Dumka [in Russian].
2. Adabovsky, V.V., Bolshakov, V.N., Gopchenko, E.D., Grib, O.N., Loboda, N.S., et al. (2012). *Aktualnye problemy limanov severo-zapadnogo Prichernomor'ya [Current problems of the estuaries of the northwestern Black Sea region]*. Odessa: TES [in Russian].
3. Alexandrov, B.G., & Kharytonova, Y.V. (2019). *KeryvnystvotzmonitorynhuzooplanctonumorskikhvodUkrayiny ta vyznachennia yikh ekolohichnoho stanu za standartamy Dyrektyvy YES pro Morsku stratehiuu [Guidelines for monitoring zooplankton of marine waters of Ukraine and determining their ecological status according to the standards of the EU Directive on Marine Strategy]*. The project of the regulatory document submitted for consideration to the Ministry of Ecology of Ukraine. Odesa [in Ukrainian].
4. Koshelev, A.V. (2003). *Zooplankton efemernykh solonovatykh vodoemov severo-zapadnogo Prichernomor'ya [Zooplankton of ephemeral brackish water bodies of the northwestern Black Sea region]*. *Ekologicheskaya bezopasnost pribrezhnoi i shelfovoi zon – Environmental safety of coastal and shelf zones*, 284–288 [in Russian].
5. Polishuk, V.S., Zambriborsh, F.S., Timchenko, V.M., Novikov B.I., Gilman V.L., Zhuravleva L.A., et al. (1990). *Limany Severnogo Prichernomor'ya [Limans of the Northern Black Sea Coast]*. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].
6. Mordukhai-Boltovskoi, F.D. (1968). *Opredelitel fauny Chernogo i Azovskogo morey: Svobodnozhivushchie bespozvonochnye [Key to the fauna of the Black and Azov Seas: Free-living invertebrates. Protozoa, sponges, coelenterates, worms, tentacles]*. Vol. 1. Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].
7. Mordukhai-Boltovskoi, F.D. (1969). *Opredelitel fauny Chernogo i Azovskogo morey: Svobodnozhivushchie bespozvonochnye [Key to the fauna of the Black and Azov Seas: Free-living invertebrates. Crustaceans]*. Vol. 2. Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].
8. Mordukhai-Boltovskoi, F.D. (1972). *Opredelitel fauny Chernogo i Azovskogo morey: Svobodnozhivushchie bespozvonochnye [Key to the fauna of the Black and Azov Seas: Free-living invertebrates. Arthropods (except crustaceans), mollusks, echinoderms, chaetognaths, chordates]*. Vol. 3. Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].
9. Ryzhko, V.E., Bushuev, S.G., & Volya, E.V. (1996). *Nekotorye aspekty izmeneniya ekosistemy Tiligul'skogo limana v usloviyakh slozhivsheysya tendentsii k osoloneniyu [Some aspects of changes in the ecosystem of the Tiligul estuary in the context of the current trend towards salinization]*. *Trudy YUGNIRO – Proceedings of the SSIFO*, 263–267 [in Russian].

10. Ryzhko, V.E., Bushuev, S.G., & Volya, E.G. (2002). *Izmenenie ikhtiokompleksa Tiligul'skogo limana v usloviyakh neustoiichivogo solevogo rezhima* [Changes in the ichthyocomplex of the Tiligul estuary under conditions of unstable salt regime]. Proceedings from: *Nauchno-prakticheskaya konferentsiya "Morskaya rybokhozyaistvennaya nauka Ukrainy (istoriya, sostoyanie i perspektivy, posvyashchennaya 80-letiyu YugNIRO Kerch, Krym, Ukraina)" – Scientific and practical conference "Marine fisheries science of Ukraine (history, status and prospects, dedicated to the 80th anniversary of YugNIRO Kerch, Crimea, Ukraine)"* (pp. 102–104). Kerch: YugNIRO [in Russian].
11. Salazkin, A.A., Ivanova, M.B., & Ogorodnikova, V.A. (1984). *Zooplankton i ego produktsiya: Metodicheskie rekomendatsii po sboru i obrabotke materialov pri gidrobiologicheskikh issledovaniyakh na presnovodnykh vodoyemakh* [Zooplankton and its products. Methodological recommendations for collecting and processing materials during hydrobiological studies of freshwater bodies]. Leningrad: GosNIORH [in Russian].
12. Salmikov, N.E., & Stakhorskaya, N.I. (1976). *Novye dannye o zooplanktone Tiligul'skogo limana* [New data on zooplankton of the Tiligul estuary]. *Trudy Vsesoyuznogo nauchno-issledovatel'skogo instituta morskogo rybnogo khozyaistva i okeanografii – Proceedings of the All-Union Scientific Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography*, 24–31 [in Russian].
13. Stakhorskaya, N.I. (1970). *Zooplankton solenykh limanov i lagun severo-zapadnoi chasti Chernogo morya* [Zooplankton of salty estuaries and lagoons of the northwestern part of the Black Sea]. *Extended abstract of candidate's thesis*. Odessa [in Russian].
14. Stakhorskaya, N.I. (1970). *K izucheniyu biologii solenykh limanov i lagun severozapadnogo Prichernomorya* [To the study of the biology of salty estuaries and lagoons of the northwestern Black Sea region]. Proceedings from: *Mezhvuzovskoye soveshchaniye "Okhrana rybnykh zapasov i uvelichenie produktivnosti vodoemov yuzhnoi zony" – Interuniversity meeting "Protection of fish stocks and increasing the productivity of reservoirs in the southern zone"*. Chisinau, Oct 1969 (pp. 115–117) [in Russian].
15. Tuchkovenko, Yu.S. (2015). *Otsenka vliyaniya uslovii vodoobmena s morem na izmenchivost urovnya i solenosti vody v Tiligul'skom limane* [Assessment of the influence of water exchange conditions with the sea on the variability of water level and salinity in the Tiligul Liman]. *Ukrainskii gidrometeorologichnii zhurnal – Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 16, 232–241 [in Russian].
16. Tuchkovenko, Yu.S., Bogatova, Yu.I., & Tuchkovenko O.A. (2015). *Suchasniy gidrokhimichnii rezhim Tiligul'skogo limanu* [Current hydrochemical regime of the Tiligul estuary]. *Naukovi zapysky Ternopil'skoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu. Seriya: Biolohiya – Scientific Issue Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University. Series: Biology*, 3–4 (64), 660–664 [in Ukrainian].
17. *World Register of Marine Species*. 2024. Retrieved from: <http://www.marinespecies.org>.

ZOOPLANKTON COMMUNITIES OF THE TYLIHUL ESTUARY IN 2007–2024

Dyadichko V.G., PhD, Senior Researcher

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine, wasilij@te.net.ua

Kyryllova Yu.V., PhD, Junior Researcher

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine, kyryllova_julia@ukr.net

The Tylihul Estuary is connected to the sea through an artificial channel that has been stably functioning since 2017. In this article we investigated long-term changes of the biomass, abundance and production of zooplankton in the Tylihul Estuary during three periods of its functioning. Zooplankton samples were taken by the Institute of Marine Biology expeditions in 2007–2024. The taxonomic composition of zooplankton in the Tylihul Estuary changed significantly during the historical periods of the estuary functioning. A total of 42 zooplankton taxa were registered before the building of the channel. During the period of unstable connection the number of zooplankton taxa decreased from 37 (in 1980) to 6 (in 2010). However after 2010 it increased to 18 (in 2024). Zooplankton biomass was relatively low before the building of the channel. In the last two periods of the connection with the sea gelatinous organisms played an important role in shaping zooplankton biomass through their predation on mesozooplankton. The maximum biomass was observed in 1981–1993, when the estuary already had a periodic connection with the sea, but there were no mass jellyfish blooms. Thus the formation of the taxonomic structure and quantitative indicators of zooplankton in the estuary depend on the level of the Tylihul River runoff, water exchange with the adjacent marine aquatoria, salinity fluctuations due to evaporation, phytoplankton development, oxygen deficiency and the influence of gelatinous organisms. After 2017 during the period when the channel was stably open the biomass became larger than before the building of the channel. It was found that zooplankton production showed a gradual decline from 2021 to 2024. Therefore the current zooplankton of the Tylihul estuary consists of food organisms for fish of the marine and euryhaline complexes, the values of biomass and production of which are bigger than in the northwestern part of the Black Sea, but smaller than in the Khadzhibey and Dniester estuaries.

Key words: Tylihul estuary, zooplankton, abundance, biomass, production.

Дата першого надходження рукопису до видання: 06.10.2025

Дата прийнятого до друку рукопису після рецензування: 10.11.2025

Дата публікації: 05.12.2025

**БІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА НЕРЕСТОВОГО СТАДА ОСЕЛЕДЦЯ
ЧОРНОМОРСЬКОГО *ALOSA IMMACULATA* (BENNET, 1835)
НА УКРАЇНСЬКІЙ ДІЛЯНЦІ НИЖНЬОГО ДУНАЮ**

Бушуєв С.Г. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

bsg1956@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7649-6853>

Гулак Б.С. – PhD, н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

gulak.bogdan94@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5991-3715>

Метою дослідження було уточнення біологічних параметрів нерестового стада оселедця чорноморського *Alosa immaculata* (Bennet, 1835) в українській частині нижнього Дунаю. Збір матеріалів проводився у 2017–2024 рр. на ділянці Кілійського гирла нижче 24 км та Соломонового рукава (3–1 км). Обстежено 112 уловів з плавних оселедцевих сіток із вічком 30–32 мм. Визначено ключові популяційні параметри: статеву, вікову, розмірно-масову структуру, коефіцієнти вгодованості, темпи росту, природну та промислову смертність. Співвідношення самців і самиць у вибірках становило 1 : 2,36 ($p < 0,05$), із переважанням самиць (68,5 %). Віковий склад стабільний, із домінуванням 3–4-річних особин (85,3 %), при цьому старші вікові групи (6–7 років) представлені виключно самицями. Середня тотальна довжина оселедця варіювала від 29,3 до 32,13 см (середнє $30,6 \pm 2,6$ см), самиці були більшими за самців ($p < 0,05$). Індекс вгодованості за Фультоном коливався в межах 1,15–1,36 (середнє $1,23 \pm 0,16$), що свідчить про доволі стабільні нагульні умови в Чорному морі. Рівняння росту Бергаланфі оцінено як $L_{\infty} = 41,74$ см, $k = 0,322$, $t_0 = -0,51$, із швидшим ростом самиць порівняно із самцями ($B = 2,83$, $p < 0,05$), що відповідає негативній алометричній моделі росту. Коефіцієнти смертності: загальна (Z) – 1,72, природна (M) – 0,83 (0,51 для 3–4+ років), промислова (F) – 0,89. Коефіцієнт експлуатації ($E = 0,517$) близький до оптимального ($E = 0,5$), що вказує на відносно стійкий рівень експлуатації популяції. Зміни у статевій та віковій структурі частково зумовлені селективністю промислу, зокрема збільшенням розміру вічка сіток до 32 мм, що вплинуло на зменшення частки дрібніших самців. Отримані дані можуть бути використані для прогнозування динаміки популяції та розроблення науково обґрунтованих підходів до управління рибальством, сприяючи раціональному використанню та збереженню виду.

Ключові слова: оселедець чорноморський, Дунай, структура популяції, параметри росту, природна смертність, коефіцієнт експлуатації.

Вступ

Оселедець чорноморський (*Alosa immaculata* Bennet, 1835) – практично єдиний прохідний вид риби Азовсько-Чорноморського басейну, що не втратив свого промислового значення за останні декілька десятиріччів. У північно-західній частині Чорного моря прохідний оселедець для розмноження заходить у річки: Дністер, Південний Буг, Дніпро і Дунай. Остання з них є основним місцем для нересту цього виду в чорноморському басейні. У зв'язку із зарегулюванням стоку внаслідок будівництва гребель ГЕС на цих річках у другій половині 20-го сторіччя чисельність дністровського, дніпровського та бузького стад оселедця суттєво скоротилася. На тлі загального зниження чисельності цього

виду в регіоні стан дунайського стада видається відносно благополучним. Раніше оселедець піднімався вгору по Дунаю для нересту до Будапешта – 1650 км (Bănărescu 1964). Зараз основні місця нересту оселедця чорноморського розташовані в Дунаї на відстані 180–743 км від гирла (Kolarov 1985; Schmutz 2006). Личинки оселедця скочуються в море на ранніх стадіях розвитку. Нагульними акваторіями для личинок і мальків оселедця є прісні та солонуваті ділянки авандельти Дунаю. Тут основна маса молоді нагулюється, після чого відкочовує в південно-західну частину моря (Владимиров 1953а; 1953б). Сприятливою обставиною для збереження дунайської частини популяції оселедця стало те, що після зарегулювання стоку Дунаю греблями в Залізних

Воротах (863 км) основні місця його нересту не постраждали, на відміну від інших річок регіону, які в пониззі були зрегульовані греблями.

A. immaculata внесений до списків видів, що охороняються Бернською конвенцією і МСОП (VU). У Болгарії занесений у Червону книгу як вразливий вид (VU), а в Румунії перебуває під захистом відповідно до Надзвичайного урядового розпорядження 57/2007 (Navodaru, and Nastase 2014; Rozdina et al. 2025).

Промисел *A. immaculata* в р. Дунай традиційно здійснюється нижньодунайськими країнами – Румунією, Україною та Болгарією, а в Чорному морі (поряд з іншими видами роду *Alosa*) – Румунією, Україною, Болгарією і Туреччиною. На українській ділянці р. Дунай цей вид є найбільш важливим об'єктом промислу – на його частку в останні роки припадає близько 70 % загального обсягу вилову. Лов оселедця відіграє важливу роль у господарській діяльності населення нижньої ділянки річки. На р. Дунай припадає в середньому 88 % загального вилову *A. immaculata* на чорноморському басейні в межах України, на Дністер і Дністровський лиман – 9 %, Чорне море – 3 % (Промисловий вилов 2025).

Промисел оселедця чорноморського базується на плідниках, що йдуть з моря в річку навесні для розмноження. Інтенсивний нерестовий хід починається в березні та триває до початку червня (іноді захід невеликих груп оселедця може тривати і в липні). Основна маса оселедця дозріває в трирічному віці. Нерестове стадо складається переважно з трьох-і чотирирічок, які вперше йдуть на нерест. Величина поколінь у цього виду залежить від багатьох факторів, основним з яких є виживання молоді в перші місяці її життя. Чисельність нерестового стада оселедця, що заходить у річку, відчуває досить значні коливання під впливом різних абіотичних і біотичних факторів (рівень і обсяг стоку води в річці, температурний режим, вітровий режим, умови зимівлі в море, врожайність окремих поколінь, інтенсивність промислу тощо). У зміні величини нерестового стада оселедця чорноморського виявлені цикли різної тривалості: від 3–4 до 7 і 11 років (Kolarov 1985). Коливання чисельності й уловів оселедця найбільше визначаються динамікою змін обсягу водного стоку та гідрологічного режиму Дунаю (Navodaru 1997; Smederevac-Lalić et al. 2018).

Основні біологічні особливості оселедця чорноморського, його нерестові міграції і пов'язане з ними рибальство досить добре вивчені (Владимиров 1953а; 1953б; Павлов 1953; Ляшенко 1953; Мороз 1969; Мороз, и Кротов 1969; Сердюк 1979; Бушуев 1996, 2006). В останні роки було опубліковано низку робіт, у яких на підставі досліджень структури й основних біологічних параметрів популяції цього виду було зроблено висновки про його надмірну експлуатацію промислом у межах Румунії (Ibanescu et al. 2017; Tiganov et al. 2018; Mocanu et al. 2021; Leonov et al. 2023; Stroe et al. 2024). Однак сучасні дані щодо популяційної структури цього виду для української частини дельти уривчасті або практично відсутні.

Метою цього дослідження є уточнення біологічних параметрів нерестового стада оселедця чорноморського *Alosa immaculata* (Bennet, 1835) в українській частині нижнього Дунаю, зокрема вікової та розмірно-масової структури, коефіцієнта вгодованості, темпів росту й коефіцієнтів смертності шляхом аналізу уловів за 2017–2024 рр.

Матеріали та методи досліджень

Матеріали для досліджень стану популяції оселедця чорноморського відбирали з промислових уловів та з наукових ловів під час виконання науково-дослідних програм ДП Одеського центру Південного науково-дослідного інституту морського рибного господарства та океанографії та Інституту морської біології НАН України впродовж 2017–2024 рр. Лови проводили під час нерестової міграції оселедця з травня по липень на ділянках 24–15 км Кілійського гирла та 3–1 км Соломонова рукава річки Дунай. Було обстежено 112 уловів з плавних оселедцевих сіток із вічком 30–32 мм, висотою 4–6 м, які традиційно є основним видом знарядь лову цього виду (табл. 1).

Вимірювання риб проводили за допомогою лінійки з точністю 1 мм. Зважування виконували на електронних вагах з точністю 0,1 г. Стать риби визначали за гонадами, а вік – підраховуючи кількість нерестових кілець на лусці (Lagler et al. 1977). Статистичну обробку проводили за загальноприйнятими методиками з використанням програм Microsoft Excel 2016 та Statistica 2010. Для оцінки нормальності розподілу даних використано критерій Шапіро – Уїлка, для порівняння двох незалежних

Таблиця 1

Обсяг матеріалу, зібраного в період 2017–2024 рр.

Вид аналізу	Рік	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Усього
	Проміри довжини та маси, екз.		568	1054	388	100	313	112	31	325
Визначення статі та віку, екз.		247	173	329	-	59	69	31	188	1096
Кількість проаналізованих уловів, од.		18	20	25	2	19	9	5	14	112

вибірок із ненормальним розподілом застосовано критерій Манна – Уїтні, а для порівняння кількох груп використано критерій Краскала – Уолліса (Hollander et al. 2014). Розрахунки середніх значень довжини й маси особин для окремих вікових груп, для кожної статі проводили шляхом зіставлення вибірок статевого, розмірного та вікового складу риб за допомогою методики побудови розмірно-вікових ключів (Ailloud and Hoening 2019).

Вгодованість риб визначали за індексом Фультона (Ricker 1975). Значення природної смертності визначали за методом Гісласона (Gislason et al. 2010). Обчислення цього параметра проводили на основі значень коефіцієнтів темпів росту рівняння Берталанфі (Bertalanffy 1934), для розрахунку якого використовувався R-скрипт (Martiradonna 2012). Також використовували методики Тенна (Then et al. 2015) та Хьонінга (Hoening 1983). Загальну (Z) і промислову (F) смертність, а також коефіцієнт експлуатації (E) розраховували за методами, описаними В. Е. Рікером (Ricker 1975).

Результати досліджень та їх обговорення

Оскільки для оцінки стану популяцій промислових видів зазвичай потрібно враховувати статеві відмінності за їх темпами росту, розмірним і віковим складом, то аналіз цих показників для оселедця чорноморського проводили окремо для кожної статі. Самиці переважали в пробах упродовж всіх років досліджень, їхня частка коливалась у межах 55–79 %, а за узагальненими даними всіх років вона становила 68,5 % (рис. 1).

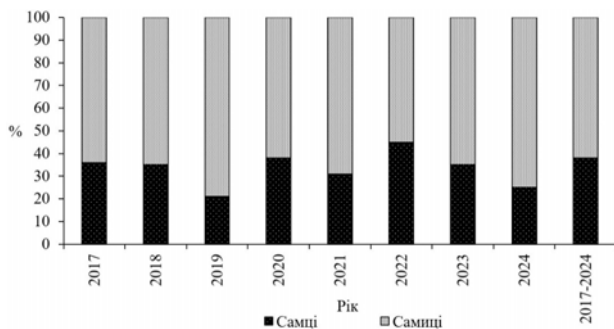


Рис. 1. Статевий склад оселедця чорноморського в р. Дунай у 2017–2024 рр.

Співвідношення самців і самиць у сіткових уловах у 2017–2024 рр. становило 1 : 2,36, різниця χ^2 була достовірною, $p < 0,05$. Отримані нами результати загалом збігаються з результатами інших дослідників цього виду. Переважання самиць спостерігалось як під час нерестового ходу в р. Дунай, так і у водах Чорного моря, де оселедець проводить майже все своє життя (Yilmaz and Polat 2011; Yankova 2014; Tiganov et al. 2016; Mocanu et al. 2021; Stroe et al. 2024).

Віковий склад особин оселедця чорноморського, які заходять на нерест у р. Дунай, був доволі стабіль-

ним і майже не змінювався за роками. Улови були представлені 6 віковими групами – від 2 до 7 років. Здебільшого в уловах домінували риби 3–4-річного віку, які становили від 71 до 89 %, а за узагальненими даними всіх років досліджень – 85,3 % (рис. 2).

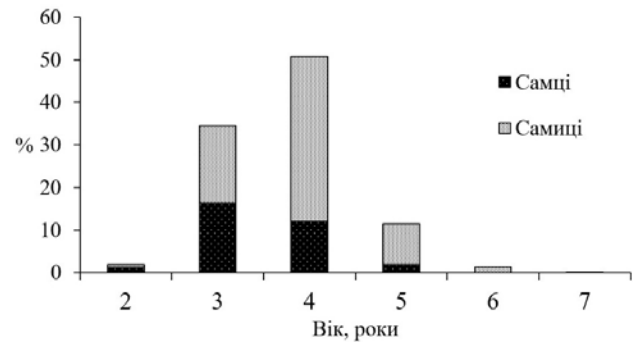


Рис. 2. Віковий склад оселедця чорноморського в р. Дунай у 2017–2024 рр.

Серед риб 2–3-річного віку співвідношення статей було майже однаковим. З віком частка самців ставала дедалі меншою. Особини 6–7-річного віку були представлені лише самицями. Подібний віковий склад оселедця в уловах зябрових сіток із вічком 30–36 мм спостерігався і румунськими дослідниками як у р. Дунай, так і вздовж морського узбережжя Румунії (Tiganov et al. 2018; Mocanu et al. 2021).

Розмірні характеристики оселедця упродовж років досліджень мали тенденцію до щорічних змін. Протягом 2017–2024 рр. нами відмічалися коливання середньої довжини риб в уловах у межах 29,3–32,13 см (рис. 3). Порівняння вибірок за критерієм Краскала – Уолліса показало наявність між ними статистично значимих відмінностей ($p = 0,00001$).

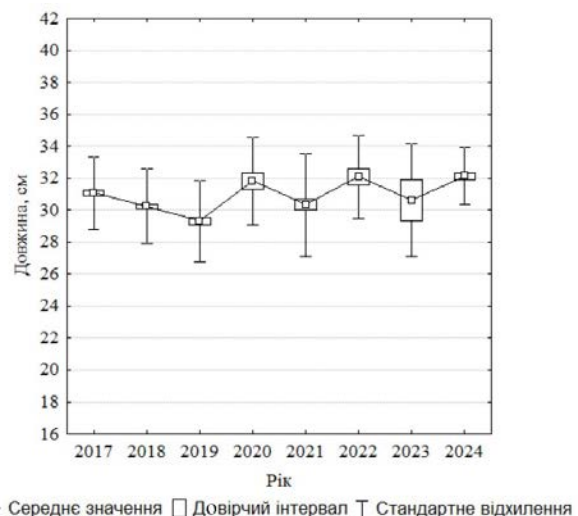


Рис. 3. Динаміка середнього розміру оселедця чорноморського в р. Дунай у 2017–2024 рр.

Таблиця 2

Середні показники довжини та маси особин оселедця чорноморського в р. Дунай за узагальненими даними за період 2017–2024 рр.

Стать	Кількість (N)	Маса, г	Промислова довжина (SL), см	Тотальна довжина (TL), см
Самці	910	216,70 ± 41,10	25,70 ± 2,04	29,30 ± 2,31
Самиці	1981	252,00 ± 54,81	27,10 ± 2,22	30,99 ± 2,51
Обидві статі	2891	240,90 ± 53,52	26,70 ± 2,30	30,47 ± 2,58

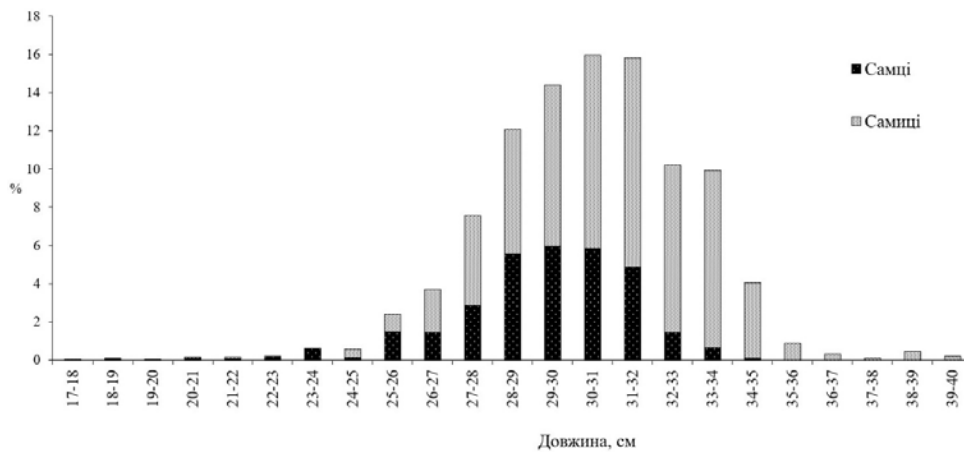


Рис. 4. Розмірний склад оселедця чорноморського в р. Дунай у 2017–2024 рр.

Упродовж 2017–2024 рр. в уловах зустрічалися риби довжиною 17–40 см. Більша частка (86 %) була представлена рибами довжиною 27–34 см. Середній розмір оселедця чорноморського протягом усіх років досліджень становив 30,47 ± 2,58 см. Самиці були представлені більш крупними особинами, ніж самці (табл. 2, рис. 4).

Залежність маси особин оселедця від довжини виявилася доволі високою ($r = 0,97$, $R^2 = 0,79$). Відповідне рівняння залежності представлено на рисунку 5.

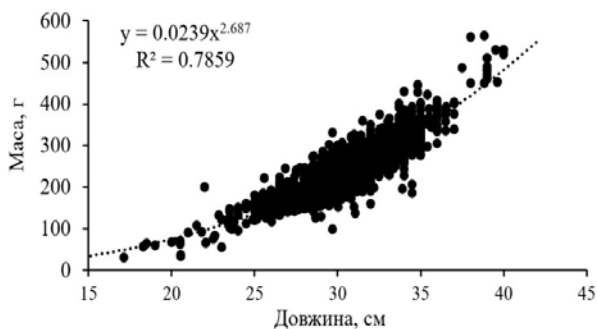


Рис. 5. Залежність маси від довжини оселедця чорноморського в р. Дунай у 2017–2024 рр.

Для оцінки міжрічної динаміки фізіологічного стану оселедця чорноморського нами був застосований індекс вгодованості за Фультоном, який, на відміну від середніх значень маси риб в уловах, краще відобра-

жує фізіологічний стан риб. Значення індексу розраховували індивідуально для кожної особини і в подальшому визначали середній рівень вгодованості риб за роками. У 2017–2024 рр. значення індексу Фультона коливалося в межах 1,15–1,36 і в середньому становило 1,23 ± 0,16 (рис. 6). Порівняння вибірок за критерієм Краскела – Уолліса показало наявність між ними статистично значимих відмінностей ($p = 0,00001$).

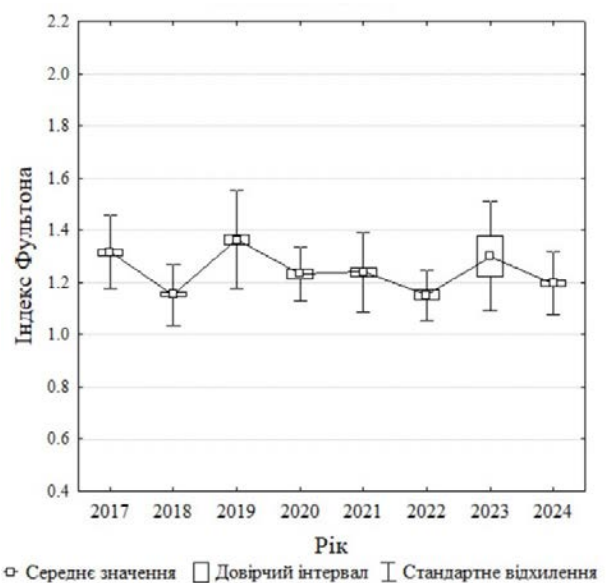


Рис. 6. Середні значення індексу Фультона для оселедця чорноморського в р. Дунай у 2017–2024 рр.

Таблиця 3

Середні значення довжини та маси особин оселедця чорноморського в р. Дунай за узагальненими даними за період 2017–2024 рр.

Показники і критерії	Вікові групи					
	2	3	4	5	6	7
Довжина самців, см	22,5 ± 1,69	28,4 ± 1,47	30,8 ± 1,2	32 ± 1,28	–	–
Мін. – макс., см	18,1–25,0	25,2–31,3	28,1–33,9	31,2–34,8	–	–
Критерій Шапіро – Уїлка, р	0,021	0,0001	0,0002	0,012	–	–
Маса самців, г	105,4 ± 26,57	199,2 ± 23,02	244 ± 25,65	269,6 ± 29,83	–	–
Мін. – макс., г	37,1–201,3	99,0–285,1	190,5–310,2	220,4–321,9	–	–
Критерій Шапіро – Уїлка, р	0,008	000,5	0,0001	0,009	–	–
Кількість самців, екз.	35	475	347	53	–	–
Довжина самиць, см	23,4 ± 2,26	28,4 ± 1,48	31,5 ± 1,52	33,5 ± 1,45	36,5 ± 2,09	39,6 ± 0,01
Мін. – макс., см	17,2–25,6	25,1–33,9	28,3–34,8	30,1–36,7	34,2–39,0	40,1–39,5
Критерій Шапіро – Уїлка, р	0,028	0,001	0,00001	0,0003	0,042	–
Маса самиць, г	127,3 ± 39,93	198,8 ± 24,4	259,6 ± 33,81	304,9 ± 34,43	412,7 ± 83,64	502,7 ± 0
Мін. – макс., г	31,4–164,1	148,2–335,9	204,8–370,7	207,9–404,6	187,6–562,0	530,2–530,9
Критерій Шапіро – Уїлка, р	0,046	0,0002	0,00001	0,0002	0,004	–
Кількість самиць, екз.	18	521	1123	279	37	3
Відмінності довжини за критерієм Манні – Уїтні						
Статистика (U)	208,5	112 345,5	162 345,5	5634,5	-	-
p-значення	0,036	0,042	0,00001	0,002	-	-
Відмінності маси за критерієм Манна – Уїтні						
Статистика (U)	196,0	112 678,0	161 987,0	5589,0	-	-
p-значення	0,021	0,048	0,00001	0,001	-	-

Як видно з наведеної діаграми, вгодваність оселедця чорноморського змінювалась за роками, не маючи загального тренду. Це свідчить про відносну стабільність нагульних умов цього виду в Чорному морі в останнє десятиріччя.

Базуючись на узагальнених даних, зібраних за період досліджень, із використанням середніх значень довжини та маси особин оселедця (табл. 3), нами була проведена оцінка темпу росту для обох статей виду. У всіх вікових групах, крім риб трирічного віку, самиці характеризувалися дещо більшими показниками довжини та маси. Відмінності за обома показниками для всіх вікових груп виявились статистично достовірними ($p < 0,05$).

Розраховані на основі розмірно-вікового складу коефіцієнти темпів росту Бергаланфі свідчили про те, що самиці характеризуються швидшим темпом росту, ніж самці (табл. 4).

Теоретичні криві росту, побудовані на основі отриманих коефіцієнтів, також свідчили про те, що темп росту самиць дещо вищий, ніж у самців. Найближчими за значеннями до емпіричних показників (див. табл. 2) довжини виявились показники росту для трирічних особин (рис. 7).

Таблиця 4
Параметри росту Бергаланфі та коефіцієнти рівняння залежності довжина – маса (a, B) для оселедця чорноморського в р. Дунай у період 2017–2024 рр.

Стать	Показники				
	L_{∞} , cm	k	t_0	a	B
Самці	36,6	0,422	-0,33	0,02743	2,65325
Самиці	41,74	0,318	-0,54	0,01752	2,79116
Обидві статі	41,74	0,322	-0,51	0,01501	2,83444

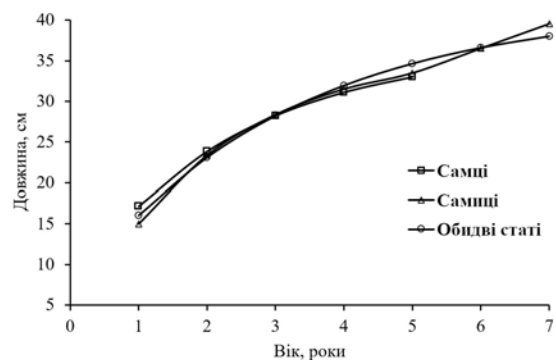


Рис. 7. Криві росту Бергаланфі оселедця чорноморського в р. Дунай у 2017–2024 рр.

Розраховані за методом Гісласона, на основі коефіцієнтів рівняння Бергаланфі, значення природної смертності (M) у самців із всіх вікових груп виявилися вищими, ніж у самиць (табл. 5).

Таблиця 5
Коефіцієнти природної смертності за Гісласоном для різних вікових груп оселедця чорноморського в р. Дунай у період 2017–2024 рр.

Вік	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+
Самці	2,832	1,549	0,844	0,624	0,526	0,475	–	–
Самиці	2,235	1,342	0,755	0,549	0,451	0,396	0,362	0,341
Обидві статі	2,344	1,381	0,767	0,555	0,455	0,399	0,365	0,344

Середній коефіцієнт природної смертності для обох статей оселедця становив 0,83, а для вікових груп, які є основою промислу (3, 4+) – 0,51. Коефіцієнти природної смертності розраховані за максимальним віком риб у популяції (Hoenig 1983) також вказували на більш високу смертність самців. Середнє значення (M) для них становило 0,847, а для самиць та риб обох статей – 0,603.

Розраховані коефіцієнти промислової смертності (F) для риб обох статей у 2–3-річному віці виявились однаковими. Зростання цього показника з віком риб пояснюється зменшенням їх частки в популяції і водночас більш високим потраплянням у знаряддя лову через їх більш великі розміри (табл. 6). Середнє значення коефіцієнта F для всіх вікових груп обох статей оселедця становило 0,89.

Таблиця 6
Коефіцієнти промислової смертності для різних вікових груп оселедця чорноморського в р. Дунай у період 2017–2024 рр.

Вік	2+	3+	4+	5+	6+	7+
Самці	0,200	0,200	1,032	1,032	–	–
Самиці	0,200	0,200	0,789	0,789	1,417	1,911
Обидві статі	0,200	0,200	0,807	0,807	1,514	1,834

Значення загальної смертності (Z), яка дорівнює сумі коефіцієнтів природної та промислової смертності, становило 1,72. Обчислений коефіцієнт експлуатації E дорівнював 0,517.

Вивчення біологічних особливостей *A. immaculata* та оцінка ключових популяційних параметрів (L_{∞} , k, Z, M, F, E) її нерестового стада, яке становить основу експлуатаційного запасу, що видобувається промислом, є важливим для забезпечення раціонального використання та збереження цього виду.

Для розуміння багаторічної динаміки статевої та вікової структури й розмірно-масових характеристик оселедця також важливо враховувати, якою мірою на неї впливали особливості організації та селективність промислу.

Оскільки в оселедця чорноморського самці дрібніші за самиць і дозрівають раніше (Павлов 1953; Navodaru 1997), за зміни кроку вічка в плавних сітках в уловах може значно варіювати співвідношення статей і розмірно-вікових груп. За нашими даними, у вибірках з уловів у Кілійській дельті Дунаю у 2017–2024 рр. у середньому спостерігалося помітне переважання самиць. Співвідношення самців і самиць становило 1 : 2,36, що відповідає результатам інших досліджень останніх років. Проте раніше співвідношення статей в уловах оселедця в тому самому районі лову було значно іншим. Тоді, навпаки, у вибірках переважали самці. У 1946–1950 рр. це співвідношення становило 1 : 0,77 (Павлов 1953), а 1994–1995 рр. – 1 : 0,70 (Бушуев 1996). У ці періоди частки трирічних та чотирирічних особин у стаді були приблизно рівними і становили в середньому: 3 – 47 %, 4 – 48 % (Павлов 1953) та 3 – 42 %, 4 – 43 % (Бушуев 1996). Останнім часом домінування 4-річних риб в уловах виражене набагато чіткіше. У середньому у 2017–2024 рр. частка особин віком 4 роки в середньому становила 51 %, а 3-річних риб – 34 %. Правилами промислового рибальства (2023) встановлено мінімальний допустимий розмір вічка в оселедцевих сітках – 28 мм. Раніше такі сітки широко застосовувалися в промислі, однак з початку 2000-х років рибалки від них поступово відмовилися через складності збуту дрібного оселедця. З 2020 року щорічними Режимми промислу встановлюється подальше підвищення мінімального допустимого розміру вічка до 32 мм. Перехід на більший крок вічка вплинув на зміни статевої та вікової структури уловів.

У Румунії та Болгарії в оселедцевих сітках зараз застосовується крок вічка 30–32 мм. І помітного переважання чотирирічних особин над трирічними в більшості досліджень останніх років не спостерігається (Navodaru and Nastase 2014; Tiganov et al. 2018; 2023; Leonov et al., 2023; Nastase et al. 2018), за винятком однієї роботи (Stroe et al. 2024), у якій повідомляється про незвичайну вікову структуру стада оселедця зі значною перевагою чотири- та п'ятирічників (46,4 та 38,4 % відповідно). Загалом динаміка статевої та вікової структури в популяції оселедця визначається складною взаємодією між навколишнім середовищем і розвитком окремих поколінь і відчуває досить значні коливання під впливом різних абіотичних та біотичних факторів (Navodaru 1997).

Статистика регресії для залежності довжини від маси оселедця чорноморського зафіксувала величини коефіцієнта B – 2,65 для самців, 2,79 – для самиць і 2,83 для обох статей. При цьому значення були достовірно меншими за три ($p < 0,05$), що характерно для негативної аллометричної моделі росту, що характеризується значеннями нижче за 3,00 (Ricker 1975).

Отримане значення коефіцієнта B відносно близьке до значень, зазначених румунськими авторами (від 2,31 до 2,72) для оселедця в річці Дунай (Navodaru 1997; Ibănescu et al. 2017; Leonov et al. 2023; Stroe et al. 2024). Для оселедця, виловленого біля чорноморського узбережжя Румунії, були зареєстровані вищі значення B (від 2,879 до 3,134) (Tiganov et al. 2018; 2023).

У нашому дослідженні визначено такі параметри росту Берталанфі для обох статей: асимптотична довжина $L_{\infty} = 41,74$ см, коефіцієнт зростання $k = 0,322$, $t_0 = -0,51$. Отримані значення можна порівняти зі значеннями інших науковців. При цьому в низці публікацій спостерігається широкий розмах значень коефіцієнта k – від 0,10 до 0,87. Розраховані за методом Гісласона коефіцієнти природної смертності (M) у самців з усіх вікових груп виявилися вищими, ніж у самиць. Середній коефіцієнт природної смертності для обох статей оселедця становив 0,83, а для вікових груп, що становлять основу промислу (3, 4+), – $M = 0,51$. Розрахунок цього коефіцієнта ($M \approx 0,78$) за формулою Тена (Then et al. 2015) дає близьку оцінку за значення максимального віку 7 років. Дані значення природної смертності оселедця узгоджуються з розрахунками інших дослідників (Mocanu et al. 2021; Leonov et al. 2023; Tiganov et al., 2023; Stroe et al. 2024).

Загальна смертність (Z), промислова смертність (F) і показник експлуатації (E) були оцінені як 1,72, 0,89 та 0,517 відповідно. Слід зазначити, що отримані нами значення (F) та (E) нижчі, ніж наводяться в більшості публікацій останніх років: F – від 1,07 до 1,87, E – від 0,625 до 0,68 (Navodaru 1997; Tiganov et al. 2018; Stroe et al. 2024). Найбільш близькі до наших значень (F) та (E) були отримані також і іншими науковцями (Ibănescu et al. 2017; Leonov et al. 2023). За нашими розрахунками, промислова смертність (F) *A. immaculata* лише трохи перевищує природну смертність (M). А величина показника експлуатації ($E = F/M$) досить близька до оптимального значення ($E = 0,5$) (Gulland, and Holt 1959), що свідчить про відносно стійкий рівень експлуатації популяції оселедця.

Для тривожних заяв про надмірний вилов *A. immaculata*, очевидно, немає достатніх підстав. За останні 100 років організація промислу оселедця в річці Дунай мало змінилася (за винятком покращення якості сіткових матеріалів, що призвело до підвищення уловистості сіток). Основним знаряддям лову, як і раніше, є плавні сітки. Лов здійснюється на певних ділянках гирл Дунаю – оселедцевих тонях. Число тонь та їх пропускна здатність протягом десятиліть змінюються незначно. Можливості подальшої інтенсифікації промислу оселедця невеликі. Збільшення промислових зусиль (числа човнів, знарядь лову, часу ведення лову) після певної межі стає неможливим чи нерентабель-

ним. На українській ділянці Дунаю за сто років матеріальна база оселедцевого промислу (кількість сіток) залишалася практично колишньою (Бушуєв 2006). Крім того, в останні чотири роки промислове навантаження на оселедця, який мігрує українською ділянкою Дунаю, знизлося вдвічі через запровадження обмежень воєнного часу, що призвело до різкого зниження уловів Україною (табл. 7).

Таблиця 7

Динаміка уловів оселедця чорноморського Україною в річці Дунай

Рік	Виллов (т)	Рік	Виллов (т)
1998	160,6	2012	205,5
1999	18,0	2013	317,9
2000	78,9	2014	98,5
2001	141,3	2015	115,5
2002	218,1	2016	341,7
2003	145,5	2017	328,4
2004	194,4	2018	126,6
2005	352,5	2019	393,4
2006	208,5	2020	197,0
2007	237,1	2021	385,8
2008	417,9	2022	42,5
2009	369,3	2023	102,2
2010	434,1	2024	125,1
2011	381,8	2025	129,2

Отримані дані (L_{∞} , k , Z , M , F , E) можуть бути використані для побудови моделей популяційної динаміки (VPA , YPR) та в біологічних обґрунтуваннях допустимих уловів із метою ефективного управління промислом.

Висновки

1. Аналіз уловів нерестового стада оселедця чорноморського *Alosa immaculata* (Bennet, 1835) в українській частині нижнього Дунаю за 2017–2024 рр. показав стабільне переважання самиць (68,5 %, співвідношення самців до самиць 1 : 2,36, $p < 0,05$), що відповідає даним інших останніх досліджень. Віковий склад був стабільним, із домінуванням 3–4-річних особин (85,3 %), причому старші вікові групи (6–7 років) представлені суто самицями. Зміни у співвідношенні статей та віковій структурі порівняно з даними попередніх досліджень на українській ділянці Дунаю частково зумовлені селективністю промислу, зокрема збільшенням розміру вічка сіток до 32 мм, що вплинуло на зменшення частки дрібніших самців в уловах.

2. Середня довжина оселедця чорноморського *A. immaculata* в уловах коливалась у межах 29,3–32,13 см, із середнім значенням $30,6 \pm 2,6$ см, причому самиці були більшими за самців ($p < 0,05$). Індекс вгодованості за Фультоном (1,15–1,36, середнє $1,23 \pm 0,16$) вказує на стабільні нагульні умови оселедця в Чорному морі. Параметри росту

Бергаланфі ($L_{\infty} = 41,74$ см, $k = 0,322$, $t_0 = -0,51$) підтверджують швидший ріст самиць порівняно з самцями, що відображає негативну аллометричну модель росту ($B = 2,83$, $p < 0,05$).

3. Коефіцієнти природної смертності вищі у самців, ніж у самиць. Середній коефіцієнт природ-

ної смертності M для обох статей оселедця становив 0,83, для вікових груп 3–4+ років – 0,51. Промислова смертність ($F = 0,89$) лише незначно перевищує природну, а коефіцієнт експлуатації ($E = 0,517$) близький до оптимального ($E = 0,5$), що свідчить про відносно стійкий рівень експлуатації популяції.

Список використаних джерел

1. Бушуев С.Г. Современные данные о состоянии нерестового стада дунайской сельди *Alosa kessleri pontica* (Eichw.) в 1994–1995 годах. *Труды ЮгНИРО*. 1996. Т. 42. С. 254–258.
2. Бушуев С.Г. Перспективы промысла дунайской сельди в связи с возобновлением глубоководного судового хода «Дунай – Черное море». *Рыбное хозяйство Украины*. 2006. № 1–2. С. 18–24.
3. Владимиров В.И. Основные задачи и итоги изучения дунайской сельди. *Труды Института гидробиологии АН УССР. Выпуск: Дунайская сельдь и биологические основы ее промысла*. 1953а. № 28. С. 5–8.
4. Владимиров В.И. Биология личинок дунайской сельди и их выживаемость. *Труды Института гидробиологии АН УССР. Выпуск: Дунайская сельдь и биологические основы ее промысла*. 1953б. № 28. С. 30–66.
5. Ляшенко А.Ф. Биология молодежи дунайской сельди и ее количественный учет. *Труды Института гидробиологии АН УССР. Выпуск: Дунайская сельдь и биологические основы ее промысла*. 1953. № 28. С. 85–117.
6. Мороз В.Н. Характеристика состояния нерестового стада дунайской сельди (*Alosa kessleri pontica* Eichwald) в 1963–1967 гг. *Вопросы ихтиологии*. 1969. Т. 9. Вып. 4 (57). С. 640–650.
7. Мороз В.Н., Кротов А.В. Характеристика нерестового стада сельди (*Alosa kessleri pontica* Eichwald) в Дунай. *Вопросы экологии и физиологии промысловых рыб и беспозвоночных Азово-Черноморского бассейна*. 1969. Вып. 26. С. 80–87.
8. Павлов П.И. Биологическая и промысловая характеристика нерестового стада дунайской сельди. *Труды Института гидробиологии АН УССР. Выпуск: Дунайская сельдь и биологические основы ее промысла*. 1953. № 28. С. 118–173.
9. Правила промыслового рыбальства в бассейні Чорного моря. Київ, 2023. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1253-23#Text>.
10. Промисловий вилов водних біоресурсів у водах України. 2025. URL: https://darg.gov.ua/_vilov_0_1023_menu_0_1.html. Дата звернення 06.05.2025.
11. Сердюк А.В. Дунайская сельдь / Сырьевые ресурсы Черного моря. Сб. научн. трудов. Москва : Пищевая промышленность, 1979. С. 215–223.
12. Ailloud L.E., Hoenig J.M. A general theory of age-length keys: combining the forward and inverse keys to estimate age composition from incomplete data. *ICES Journal of Marine Science*. 2019. Vol. 76. Iss. 6. P. 1515–1523. DOI: 10.1093/icesjms/fsz072
13. Bănărescu P. Fauna of Romanian Popular Republic. Pisces-Osteichthyes. Bucharest : Romanian Academy Publishing House, 1964. 962 p.
14. Bertalanffy L. von. Untersuchungen über die Gesetzlichkeit des Wachstums. I. Allgemeine Grundlagen der Theorie; mathematische und physiologische Gesetzlichkeiten des Wachstums bei Wassertieren. *Wilhelm Roux' Archiv für Entwicklungsmechanik der Organismen*, 1938. Bd. 131. H. 3. S. 613–652.
15. Gislason H., Daan N., Rice J.C., Pope J.G. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish and Fisheries*. 2010. Vol. 11. P. 149–158. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2009.00350.x
16. Gulland J.A., Holt S.J. Estimation of Growth Parameters for Data at Unequal Time Intervals. *ICES J. Mar. Sci.* 1959. 25. P. 47–49.
17. Hoenig J.M. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin*. 1983. Vol. 81. Iss. 4. P. 898–903.
18. Hollander M., Wolfe D.A., Chicken E. Nonparametric Statistical Methods. 3rd ed. Hoboken : John Wiley & Sons, 2014. 848 p.
19. Ibănescu D.C., Popescu A., Nica A. Estimation of growth and mortality parameters of the Pontic shad (*Alosa immaculata* Bennett, 1835) in Romanian section of the Danube River. *Lucrări Științifice-Universitatea de Științe Agricole și Medicină Veterinară, Seria Zootehnie*. 2017. Vol. 67. P. 285–289.
20. Kolarov P. Biological Characteristics and Population Dynamic of Anadromous Fish Species: Ph.D. Thesis, Institute for Fish Resources. Varna, Bulgaria, 1985. 419 p.
21. Lagler K.F., Bardach J.E., Miller R.R., Passino D.M. Ichthyology. New York; London : John Wiley & Sons, 1977. 506 p.
22. Leonov C.M., Stroe M.D., Dima F.M., Vidu L., Nicolae C.G. Assessment of growth and mortality parameters of *Alosa immaculata* (Bennet, 1835) from the Danube Delta. *Scientific Papers. Series D. Animal Science*. 2023. Vol. 66. No. 1. P. 596–601.
23. Martiradonna A. Modelli di Dinamica Delle Popolazioni Ittiche: Stima dei Fattori di Incremento e Decremento Dello Stock. Tesi di Laurea Magistrale, Dipartimento di Matematica, Università di Bari. 2012.
24. Mocanu M., Oprea L., Crețu, M. Estimation of growth parameters and mortality rate of Pontic shad (*Alosa immaculata*, Bennett, 1835) in the Romanian sector of the Danube River, km 169–km 197. *Scientific Papers. Series D. Animal Science*. 2021. Vol. 64. P. 448–453.

25. Năstase A., Năvodaru I., Cernisencu I., Tiganov G., Popa L. Pontic shad (*Alosa immaculata*) migrating upstream the Danube River and larval drift downstream to the Black Sea in 2016. *Scientific Annals of the Danube Delta Institute*. 2018. Vol. 23. P. 57–68. DOI: 10.7427/DDI.23.08
26. Năvodaru I. The Evolution of the Pontic Shad Populations in the New Ecological Conditions of the River and Measures to Maintain Them : Ph.D. Thesis, Dunărea de Jos, University of Galat, Galat, Romania, 1997.
27. Navodaru I., Nastase A. New data on presence of the great anadromous migratory fishes in Black Sea – Marine zone of Danube delta biosphere reserve. Part I. New data on pontic shad (*Alosa immaculata* Bennet, 1835) migration and drifting larvae in Danube River. *Deltaica*, 3: Tulcea, 2014. 48 p.
28. Ricker W.E. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*. 1975. Vol. 191. P. 1–382.
29. Rozdina D., Stoyanova Y., Terziyski G., Studenkov S., Karakushev B., Delov V., Mihaylov K., Kozuharov D., Kutsarov Y., Kolev N., Nedyalkov N., Natchev N. Mapping the Distribution and Population Status of *Alosa immaculata* and *Alosa tanaica* (Teleostei, Clupeidae) in the Bulgarian Black Sea Area. *Diversity*. 2025. Vol. 17. Iss. 1(38). DOI: 10.3390/d17010038
30. Schmutz S. Assessment of the Potential Transboundary Effects of the Construction of the Bystre Deep-Water Navigation Channel on Fish and Fisheries. Report to the ESPOO Inquiry Commission Vienna. 2006. 56 p.
31. Smederevac-Lalić M., Kalauzi A., Regner S., Navodaru I., Višnjic-Jeftić Ž., Gacic Z., Lenhardt M. Analysis and forecast of Pontic shad (*Alosa immaculata*) catch in the Danube River. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*. 2018. Vol. 17. P. 443–457.
32. Stroe D.M., Cretu M., Tenciu M., Dima F. M., Patriche N., Tiganov G., Dediu L. Age, Growth, and Mortality of Pontic Shad, *Alosa immaculata* Bennett, 1835, in the Danube River, Romania. *Fishes*. 2024. Vol. 9. Iss. 4. DOI: 10.3390/fishes9040128
33. Then A.Y., Honeig J.M., Hall N.G., Hewitt D.A. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES Journal of Marine Science*. 2015. Vol. 72. P. 82–92. DOI: 10.1093/icesjms/fsu136
34. Ţiganov G., Grigoraş D., Năstase A., Păun C., Galaţchi M. Assessing of Pontic Shad (*Alosa immaculata*, Bennett 1835) Stock Status from Romanian Black Sea Coast. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2023. Vol. 23. Iss. 3. DOI: 10.4194/TRJFAS23217
35. Tiganov G., Mihailov M.E., Danilov C.S., Oprea L. Analysis of the Danube shad (*Alosa immaculata* Bennett, 1835) along the romanian Black Sea coast during 2014. *16th International Multidisciplinary Scientific Geo Conferences SGEM: Proceedings*. Albena, 30 June – 6 July 2016, Albena, Bulgaria, 2016. P. 703–710.
36. Tiganov G., Nenciu M.I., Danilov C.S., Nita V.N. Estimates of the population parameters and exploitation rate of pontic shad (*Alosa immaculata* Bennett, 1835) in the Romanian Black Sea coast. *Agriculture for Life, Life for Agriculture: Proceedings*. Bucharest, 7–9 June 2018. Bucharest, Romania, 2018. P. 162–167.
37. Yankova M. Preliminary estimates of the population parameters of four species in the Bulgarian Black Sea coast. *International Journal of Latest Research in Science and Technology*. 2014. Vol. 3. Iss. 5. P. 46–52.
38. Yilmaz S., Polat N. Length-weight relationship and condition factor of Pontic shad, *Alosa immaculata* (Pisces: Clupeidae) from the southern Black Sea. *Research Journal of Fisheries and Hydrobiology*. 2011. Vol. 6. Iss. 2. P. 49–53.

References

1. Bušuev, S.G. (1996). Sovremennye dannye o sostojanii nerestovogo stada dunajskoj seldi *Alosa kessleri pontica* (Eichw. v 1994–1995 godah) [Current data on the state of the spawning stock of Danube herring *Alosa kessleri pontica* (Eichw.) in 1994–1995]. *Trudy YugNIRO – Proceedings of YugNIRO*, 42, 254–258 [in Russian].
2. Bušuev, S.G. (2006). Perspektivy promysla dunajskoj seldi v svjazi s vozobnovleniem glubokovodnogo sudovogo hoda “Dunaj – Chornoe more” [Prospects for the Danube Herring Fishery in Connection with the Resumption of the Danube-Black Sea Deep-Sea Shipping Passage]. *Rybnoe hozjajstvo Ukrainy – Fisheries of Ukraine*, 1–2, 18–24 [in Russian].
3. Vladimirov, V.I. (1953a). Osnovnye zadachi i itogi izuchenija dunajskoj seldi [Main objectives and results of the study of Danube herring]. *Trudy Instituta gidrobiologii AN USSR. Dunajskaja seld i biologicheskie osnovy ee promysla – Proceedings of the Institute of Hydrobiology of the Academy of Sciences of the Ukrainian SSR. Issue: Danube herring and the biological basis of its fishery*, 28, 5–8 [in Russian].
4. Vladimirov, V.I. (1953b). Biologija lichinok dunajskoj seldi i ih vyzivaemost [Biology of Danube herring larvae and their survival rate]. *Trudy Instituta gidrobiologii AN USSR. Dunajskaja seld i biologicheskie osnovy ee promysla – Proceedings of the Institute of Hydrobiology of the Academy of Sciences of the Ukrainian SSR. Issue: Danube herring and the biological basis of its fishing*, 28, 30–66 [in Russian].
5. Ljashenko, A.F. (1953). Biologija molodi dunajskoj seldi i ee kolichestvennyj ucet [Biology of juvenile Danube herring and its quantitative census]. *Trudy Instituta gidrobiologii AN USSR. Dunajskaja seld i biologicheskie osnovy ee promysla – Proceedings of the Institute of Hydrobiology of the Academy of Sciences of the Ukrainian SSR. Issue: Danube herring and the biological foundations of its fishery*, 28, 85–117 [in Russian].

6. Moroz, V.N. (1969). Charakteristika sostojanija nerestovogo stada dunajskoj seldi (*Alosa kessleri pontica* Eichwald) v 1963–1967 gg. [Characteristics of the state of the spawning stock of Danube herring (*Alosa kessleri pontica* Eichwald) in 1963–1967]. *Voprosy ihtiologii – Questions of Ichthyology*, 9 (4), 640–650 [in Russian].
7. Moroz, V.N., & Krotov, A.V. (1969). Charakteristika nerestovogo hoda seldi (*Alosa kessleri pontica* Eichwald) v Dunaj [Characteristics of the spawning run of herring (*Alosa kessleri pontica* Eichwald) in the Danube]. *Voprosy ekologii i fiziologii promyslovih ryb i bespozvonocnyh Azovo-Chernomorskogo bassejna – Issues of ecology and physiology of commercial fish and invertebrates of the Azov-Black Sea basin*, 26, 80–87 [in Russian].
8. Pavlov, P.I. (1953). Biologicheskaja i promyslovaja harakteristika nerestovogo stada dunajskoj seldi [Biological and commercial characteristics of the spawning stock of Danube herring]. *Trudy Instituta gidrobiologii AN USSR. Dunajskaja seld i biologicheskie osnovy ee promysla – Proceedings of the Institute of Hydrobiology of the Academy of Sciences of the Ukrainian SSR*, 28, 118–173 [in Russian].
9. Pravila promyslovogo rybolovstva v baseyni Chernogo morya [Rules of commercial fishing in the Black Sea basin] (2023). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1253-23#Text> (in Ukrainian).
10. Promyslovij vylov vodnyh bioresursiv u vodah Ukrainy [Industrial fishing of aquatic biological resources in the waters of Ukraine] (2025) (n.d.). *darg.gov.ua*. Retrieved from https://darg.gov.ua/_vilov_0_1023_menu_0_1.html [in Ukrainian].
11. Serdyuk, A.V. (1979). Dunajskaya seld [Danube herring]. *Syrjevyje resursy Chernogo morya – Raw materials of the Black Sea*. Moscow: Pishchevaya promishlennost.
12. Ailloud, L.E., & Hoenig, J.M. (2019). A general theory of age-length keys: Combining the forward and inverse keys to estimate age composition from incomplete data. *ICES Journal of Marine Science*, 76 (6), 1515–1523.
13. Bănărescu, P. (1964). Fauna of Romanian Popular Republic: Pisces-Osteichthyes. Bucharest, Romania: Romanian Academy Publishing House.
14. Bertalanffy, L. (1934). Untersuchungen Über die Gesetzmäßigkeit des Wachstums: I. Teil: Allgemeine Grundlagen der Theorie; Mathematische und physiologische Gesetzmäßigkeiten des Wachstums bei Wassertieren. *Wilhelm Roux'Archiv für Entwicklungsmechanik der Organismen*, 131 (4), 613–652.
15. Gislason, H., Daan, N., Rice, J.C., & Pope, J.G. (2010). Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish and Fisheries*, 11 (2), 149–158.
16. Gulland, J.A., Holt, S.J. (1959). Estimation of Growth Parameters for Data at Unequal Time Intervals. *ICES J. Mar. Sci.* 25, 47–49.
17. Hoenig, J.M. (1983). Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin*, 81 (4), 898–903.
18. Hollander, M., Wolfe, D.A., & Chicken, E. (2013). *Nonparametric statistical methods*. Hoboken: John Wiley & Sons.
19. Ibănescu, D.C., Popescu, A., & Nica, A. (2017). Estimation of growth and mortality parameters of the Pontic shad (*Alosa immaculata* Bennett, 1835) in Romanian section of the Danube River. *Lucrări Științifice-Universitatea de Științe Agricole și Medicină Veterinară, Seria Zootehnie*, 67, 285–289.
20. Kolarov, P. (1985). Biological characteristics and population dynamics of anadromous fish species (Unpublished doctoral dissertation). Institute for Fish Resources, Varna, Bulgaria.
21. Lagler, K.F., Bardach, J.E., Miller, R.R., & Passino, D.M. (1977). *Ichthyology*. New York – London: John Wiley & Sons.
22. Leonov, C.M., Stroe, M.D., Dima, F.M., Vidu, L., & Nicolae, C.G. (2023). Assessment of growth and mortality parameters of *Alosa immaculata* (Bennet, 1835) from the Danube Delta. *Scientific Papers: Series D. Animal Science*, 66 (1), 596–601.
23. Martiradonna, A. (2012). Modelli di dinamica delle popolazioni ittiche: Stima dei fattori di incremento e decremento dello stock. Unpublished master's thesis. Dipartimento di Matematica, Università di Bari, Bari, Italy.
24. Mocanu, M., Oprea, L., & Crețu, M. (2021). Estimation of growth parameters and mortality rate of Pontic shad (*Alosa immaculata*, Bennett, 1835) in the Romanian sector of the Danube River, km 169–km 197. *Scientific Papers. Series D. Animal Science*, 64 (1), 448–453.
25. Năstase, A., Năvodaru, I., Cernisencu, I., Tiganov, G., & Popa, L. (2018). Pontic shad (*Alosa immaculata*) migrating upstream the Danube River and larval drift downstream to the Black Sea in 2016. *Scientific Annals of the Danube Delta Institute*, 23, 57–68.
26. Năvodaru, I. (1997). The evolution of the Pontic shad populations in the new ecological conditions of the river and measures to maintain them. Unpublished doctoral dissertation. Dunărea de Jos University of Galați, Galați, Romania.
27. Năvodaru, I., & Năstase, A. (2014). New data on presence of the great anadromous migratory fishes in Black Sea – Marine zone of Danube Delta Biosphere Reserve. Part I. New data on Pontic shad (*Alosa immaculata* Bennett, 1835) migration and drifting larvae in Danube River. Tulcea, Romania: Deltaica.
28. Ricker, W.E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 191, 1–382.
29. Rozdina, D., Stoyanova, Y., Terziyski, G., Studenkov, S., Karakushev, B., Delov, V., et al. (2025). Mapping the distribution and population status of *Alosa immaculata* and *Alosa tanaica* (Teleostei, Clupeidae) in the Bulgarian Black Sea area. *Diversity*, 17, 1 (38).
30. Schmutz, S. (2006). Assessment of the potential transboundary effects of the construction of the Bystre deep-water navigation channel on fish and fisheries. Vienna, Austria: ESPOO Inquiry Commission.

31. Smederevac-Lalić, M., Kalauzi, A., Regner, S., Năvodaru, I., Višnjić-Jeftić, Ž., Gačić, Z., et al. (2018). Analysis and forecast of Pontic shad (*Alosa immaculata*) catch in the Danube River. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 17 (2), 443–457.
32. Stroe, D.M., Crețu, M., Tenciu, M., Dima, F.M., Patriche, N., Tiganov, G., et al. (2024). Age, growth, and mortality of Pontic shad, *Alosa immaculata* Bennett, 1835, in the Danube River, Romania. *Fishes*, 9 (4).
33. Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G., & Hewitt, D.A. (2015). Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES Journal of Marine Science*, 72 (1), 82–92.
34. Țiganov, G., Grigoraș, D., Năstase, A., Păun, C., & Galațchi, M. (2022). Assessing of Pontic shad (*Alosa immaculata*, Bennett 1835) stock status from Romanian Black Sea coast. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 23 (3).
35. Tiganov, G., Mihailov, M.E., Danilov, C.S., & Oprea, L. (2016). Analysis of the Danube shad (*Alosa immaculata* Bennett, 1835) along the Romanian Black Sea coast during 2014. Proceedings from: *16th International Multidisciplinary Scientific Geo Conferences SGEM* (pp. 703–710). Albena, Bulgaria: SGEM.
36. Tiganov, G., Nenciu, M.I., Danilov, C.S., & Niță, V.N. (2018). Estimates of the population parameters and exploitation rate of Pontic shad (*Alosa immaculata* Bennett, 1835) in the Romanian Black Sea coast. In *Agriculture for Life, Life for Agriculture Conference Proceedings* (pp. 162–167). Bucharest, Romania: University of Agronomic Sciences and Veterinary Medicine.
37. Yankova, M. (2014). Preliminary estimates of the population parameters of four species in the Bulgarian Black Sea coast. *International Journal of Latest Research in Science and Technology*, 3 (5), 46–52.
38. Yilmaz, S., & Polat, N. (2011). Length-weight relationship and condition factor of Pontic shad, *Alosa immaculata* (Pisces: Clupeidae) from the southern Black Sea. *Research Journal of Fisheries and Hydrobiology*, 6 (2), 49–53.

BIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF THE SPAWNING STOCK OF PONTIC SHAD *ALOSA IMMACULATA* (BENNET, 1835) IN THE UKRAINIAN PART OF THE LOWER DANUBE

Bushuiev S.G. PhD, Senior researcher

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine, bsg1956@gmail.com

Hulak B.S. PhD, researcher

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine, gulak.bogdan94@gmail.com

The aim of the study was to clarify the biological parameters of the spawning stock of the of pontic shad *Alosa immaculata* (Bennet, 1835) in the Ukrainian part of the lower Danube. Materials were collected in 2017–2024 in the area of the Kiliya estuary below 24 km and Solomon’s Arm (3–1 km). We examined 112 catches from shad driftnets with a mesh size of 30–32 mm. The key population parameters were determined: sex, age, size and weight structure, fatness coefficients, growth rates, natural and fishing mortality. The ratio of males to females in the samples was 1 : 2.36 ($p < 0.05$), with a predominance of females (68.5%). The age composition is stable, with the dominance of 3–4-year-old individuals (85.3%), while older age groups (6–7 years) are represented exclusively by females. The average total length of shad ranged from 29.3 to 32.13 cm (mean 30.6 ± 2.6 cm), females were larger than males ($p < 0.05$). Fulton’s fatness index ranged from 1.15–1.36 (mean 1.23 ± 0.16), indicating stable feeding conditions in the Black Sea. The Bertalanffy growth equation was estimated as $L_{\infty} = 41.74$ cm, $k = 0.322$, $t_0 = -0.51$, with faster growth of females compared to males ($B = 2.83$, $p < 0.05$), which corresponds to a negative allometric growth model. Mortality coefficients: total (Z) – 1.72, natural (M) – 0.83 (0.51 for 3–4+ years), fishing (F) – 0.89. The exploitation rate ($E = 0.517$) is close to the optimal one ($E = 0.5$), indicating a relatively stable level of population exploitation. Changes in the sex and age structure are partly due to the selectivity of the fishery, in particular, an increase in the mesh size of the nets to 32 mm, which reduced the proportion of smaller males. The data obtained can be used to predict population dynamics and develop science-based approaches to fisheries management, contributing to the rational use and conservation of the species.

Key words: pontic shad, Danube, population structure, growth parameters, natural mortality, exploitation rate.

Дата першого надходження рукопису до видання: 07.10.2025

Дата прийнятого до друку рукопису після рецензування: 10.11.2025

Дата публікації: 05.12.2025



**СУЧАСНИЙ СТАН ПОПУЛЯЦІЇ РІЧКОВОЇ КРЕВЕТКИ ЯПОНСЬКОЇ
MACROBRACHIUM NIPPONENSE (DE HAAN, 1849) НА УКРАЇНСЬКІЙ ДІЛЯНЦІ
НИЖНЬОГО ДУНАЮ ТА ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО ОРГАНІЗАЦІЇ
ЇЇ ПРОМИСЛОВОГО ВИКОРИСТАННЯ**

¹Бушуєв С.Г. – к.б.н., ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7649-6853>

¹Гулак Б.С. – к.б.н., ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5991-3715>

¹Демченко В.О. – д.б.н., с.д., ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0225-3207>

¹Демченко Н.А. – к.б.н., ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6469-760X>

²Волошкевич О.М. – к.б.н., ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-5971-4379>

¹Лепеха А.І. – аспірантка, ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-8461-7025>

¹Харлов Г.В. – інж. 1 кат., ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-0546-6334>

¹ДУ «Інститут морської біології НАН України»

bsg1956@gmail.com

²Дунайський біосферний заповідник НАН України

Дані про статеву та розмірно-масову структуру популяції річкової креветки японської *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) отримані на основі аналізу 739 екз. з 21 улову креветкових пасток у 2024–2025 рр. Креветка в уловах була представлена особинами довжиною 23–106 мм, масою від 0,07 до 12,7 г. Протягом сезону в уловах спостерігається швидке зростання середніх значень довжини тіла та маси особин від березня–квітня до серпня, а потім зниження цих параметрів до листопада. Сезонні зміни середніх значень довжини та маси обох статей відбуваються синхронно. Більшу частину року в уловах домінували самці. Більшість самиць відзначалася тільки в липні – 71,9% та в жовтні – 70,7%. Уточнені терміни проходження нересту річкової креветки японської у пониззі р. Дунай. Перші самиці з ікрою були відзначені в уловах 15 травня, а останні – 18 листопада. У червні–вересні понад 50% самиць несли ікру на плеоподах. У серпні частка самиць із ікрою сягала 85%.

Для розроблення рекомендацій щодо організації промислу річкової креветки японської у 2022–2025 рр. на українській ділянці нижнього Дунаю було досліджено улови 121 креветкової пастки (ятеру) з вічком 5 мм та 10 мм. Визначено сезонну динаміку уловів креветки та приловів інших гідробіонтів у період з лютого по грудень. Оптимальні для промислу розмірно-масові характеристики креветок спостерігаються з червня до вересня, коли середня довжина однієї особини перевищує 60 мм, а маса – 3 г. Пік уловів креветки на зусилля (СПУЕ) припадає на липень – близько 500 г на одну пастку. У приловах зареєстровано присутність 24 видів риб та 1 виду ракоподібних. У середньому для всіх розглянутих вибірок частка приловів становила 9,08% за кількістю і 30,4% за масою. Частка приловів мінімальна в період із червня по жовтень, що дозволяє рекомендувати здійснення промислу річкової креветки японської у цей термін. Порівняльний аналіз уловів пасток з вічком 5 мм і 10 мм показав, що середня маса однієї особини креветки в уловах пасток з вічком 5 мм становила 2,59 г, а пасток з вічком 10 мм – 6,73 г. Середня маса улову креветки на зусилля (СПУЕ) пастки з вічком 5 мм була в 3,8 раза вищою, ніж пастки з вічком 10 мм. Однак середня величина прилову в пастках з вічком 10 мм була в 5 разів нижчою за чисельністю і в 2,4 раза меншою за масою. Оптимальним рішенням може бути встановлення мінімального кроку вічка в креветкових пастках – 8 мм. Регулювання видобутку *M. nipponense* має здійснюватися шляхом обмеження допустимої кількості дозволених знарядь лову. Наступного року доцільно обмежити кількість креветкових пасток на рівні 3000 одиниць.

Ключові слова: річкова креветка японська, *Macrobrachium nipponense*, структура популяції, р. Дунай, пропозиції з організації промислу, прилови.

Вступ

Поширення інтродукованих гідробіонтів залишається однією з найбільш значних загроз біорізноманіттю та стійкості водних екосистем (Bij de Vaate et al. 2002; Leppäkoski et al. 2002). Серед ракоподібних особливу увагу привертають представники роду *Macrobrachium*, частина яких стала як цінними об'єктами рибальства та аквакультури, так і джерелом біологічних інвазій (Thresher, and Kuris 2004; Çinar et al. 2014). Річкова креветка японська *Macrobrachium nipponense* (De Naan, 1849) – один з таких видів, він поєднує високу пластичність і значний промисловий потенціал (Yu, and Miyake 1972; Cai, and Ng 2002).

У природному ареалі, що охоплює Японію, Тайвань, Китай, Корею, північний В'єтнам та М'янму, *M. nipponense* здавна використовується в рибальстві та інтенсивно вирощується у ставковій та інтенсивній аквакультурі (Kutty, and Weimin 2010; Hongtuo, and Jin 2018). У 2010–2018 рр. світове виробництво цієї креветки в аквакультурі сягало 190–245 тис. т на рік (FAO 2020). Вид відрізняється швидким темпом росту, стійкістю до коливань солоності та температури, а також високими смаковими якостями, що зумовило його широке господарське використання (Huang et al. 2019; Carter, and Codabaccus 2022).

За межами нативного ареалу *M. nipponense* неодноразово інтродуковалася в різні водойми південної Азії, Близького Сходу, Європи, сходу США (De Grave, and Ghane 2006; Salman et al. 2006; Gorgin, and Sudagar 2008; Procopio, and Daniel 2025). Її знахідки зафіксовані в басейнах Тигра та Євфрату, в Ірані, Азербайджані, на Північному Кавказі та в нижньому Дону. У Європі креветку реєстрували в Білорусі, Болгарії, Іспанії, Молдові, Німеччині, Румунії, Угорщині та Україні (Vladimirov et al. 1989; Surugiu 2022; Kutsarov et al. 2023; Munjiu et al. 2023; Carvalho-Souza et al. 2025; Vlaha et al. 2025). Перші спроби цілеспрямованої акліматизації в Україні відносяться до 1980-х років, коли креветку заселили в Кучурганське водосховище (Владимиров та ін. 1989). З кінця 2010-х років відзначено її швидку експансію в басейнах рр. Дністер та Дунай (Stepanok 2014; Son et al. 2020; Zhmud et al. 2022; Bushuiev et al. 2023).

Останніми роками *M. nipponense* утворила стійкі популяції в українській частині дельти р. Дунай, включаючи озера та притоки (Bushuiev et al. 2023; Nekrasova et al. 2024). Вид демонструє високу репродуктивну активність: самиці здатні до кількох нерестів за сезон, а личинки успішно розвиваються за широкого діапазону солоності і температури (Ogasawara et al. 1979; Imai et al. 2001). Завдяки рухливості та біотурбаційній активності креветка залучена у трансформацію органічної речовини та стала значущою ланкою

у трофічних ланцюгах (Hou et al. 2020; Zhang et al. 2020). Якщо раніше риби використовували переважно молодь, то зараз відзначається споживання й дорослих особин багатьма хижими гідробіонтами, що свідчить про формування нових зв'язків у екосистемах (Bushuiev et al. 2023).

Висока щільність популяції на українській ділянці р. Дунай відкрила можливості для промислу цього нового об'єкта. Місцеві рибалки вже освоїли її вилов дрібновічковими пастками (ятерами), і, за експертними оцінками, він може перевищувати 100 т у 2025 році. Проте офіційно затверджений правилами рибальства регламент її видобутку наразі відсутній, що підвищує ризик неконтрольованого вилучення та прилову молоді риб і інших організмів. Міжнародний досвід підказує, що комерційне використання може бути ефективним інструментом регулювання чисельності інвазійних популяцій за умови розробки щадних методів лову та квотування (Lafferty, and Kuris 1994; Gardner et al. 2020). Тому для регіону важливим є створення правил здійснення видобутку та легалізація промислу *M. nipponense*, що дозволить підтримувати зайнятість рибалок у літньо-осінній період та знижувати антропогенне навантаження на традиційні об'єкти рибальства.

Таким чином, *M. nipponense* стала новим масовим компонентом гідробіоценозів нижнього Дунаю. Для забезпечення раціонального використання та мінімізації можливих екологічних ризиків потрібно уточнити сучасний стан її популяції, особливості біології та розробити науково обґрунтовані рекомендації щодо організації промислу.

Мета роботи – на підставі матеріалів досліджень 2022–2025 рр. оцінити сучасний стан популяції *M. nipponense* в українській частині нижнього Дунаю та підготувати пропозиції щодо ведення раціонального та екологічно безпечного промислу.

Матеріал та методи досліджень

Матеріал для досліджень був зібраний з використанням дослідницьких дрібновічкових знарядь лову – пасток (ятерів) типу «гармошка» з вічком 5 мм і 10 мм завдовжки від 3 до 5 м (рис. 1). Лови проводили в районі м. Вилкове на ділянці нижнього Дунаю від 13 до 22 км, у Кілійському, Старостамбульському гирлах, каналі ПМК та рукавах Прямий і Соломонів (рис. 2).

За період з червня 2022 р. по липень 2025 р. проаналізовано результати 83 уловів пасток з вічком 5 мм та 38 уловів пасток з вічком 10 мм. Для вивчення сезонної динаміки уловів пастки виставляли у період із лютого по грудень. Пастки встановлювали під берегом на глибині від 0,5 м до 2 м. Усі особини *M. nipponense* з уловів перераховували та зважували. Інші види гідробіонтів зі складу прилову визначали до виду, вимірювали та зважували.

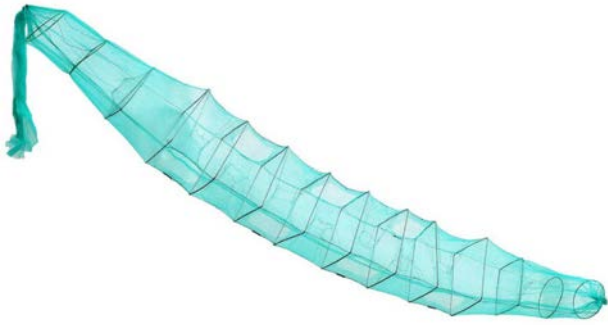


Рис. 1. Зовнішній вигляд пастки (ятера) типу «гармошка» (фото з Internet)

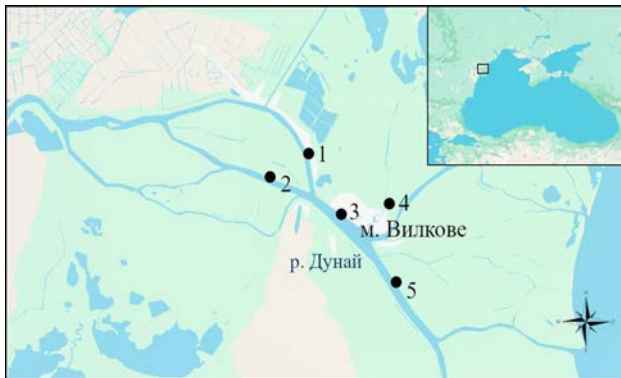


Рис. 2. Карта-схема місць збору матеріалу в дельті р. Дунай: 1 – Соломонів рукав; 2 – Прямий рукав; 3 – Кілійське гирло; 4 – канал ПМК; 5 – Старостамбульське гирло

Таблиця 1

Обсяг матеріалу уловів пасток

Об'єкт вилову	Крок вічка у пастках	Кількість уловів	п, екз.	т, г
<i>M. nipponense</i>	5 мм	83	7894	20431
	10 мм	38	367	2470
	Всього	121	8261	22901
Прилов	5 мм	83	758	8414
	10 мм	38	67	1591
	Всього	121	825	10005

Визначення видів риб проводили у польових умовах за визначником М. Kottelat, J. Freyhof (2007). Вилов *M. nipponense* за період спостережень становив 8261 екз. загальною масою 22,901 кг. Прилов інших гідробіонтів становив 825 екз. масою 10,005 кг (табл. 1). Додатково (за наявності можливості) оглядали знаряддя лову та улови рибалок, які займаються промислом креветки.

Проведено біологічний аналіз 739 екз. *M. nipponense* з 21 улову у 2024–2025 рр. Довжину особин вимірювали від початку роstrumu до кінця тельсона. Вимірювання проводили штангенциркулем з точністю до 0,1 мм, масу визначали на електронних терезах з точністю до 0,1 г. Визначення

статі креветок проводили за сукупністю статевих морфологічних ознак, у дрібних особин за наявності (у самців) або відсутності (у самиць) на другій парі плеопод придатку *appendix masculina* (Shen et al. 2020). Статистичну обробку отриманих даних проводили за загальноприйнятими методиками з використанням програм Microsoft Excel 2016.

Результати та їх обговорення

Розмірно-масові характеристики *M. nipponense*

Як відомо, у зоні інтродукції, в нижньому Дунаї, річкова креветка японська (*M. nipponense*) характеризується швидким темпом росту, раннім досягненням статевої зрілості та високою репродуктивною активністю. Темпи росту цього виду залежать від умов середовища, причому найбільших розмірів особини досягають у р. Дунай та прилеглих придунайських озерах (Bushuiiev et al. 2023). Характерною ознакою виду є видовжені другі переоподи з численними щетинками, що особливо помітно у статевозрілих особин. З настанням статевої зрілості проявляється виражений статевий диморфізм: самці ростуть швидше, досягаючи більших розмірів і маси порівняно із самицями. Довжина другої пари переопод у самців може в 1,5 раза перевищувати довжину тіла, досягаючи 153 мм, тоді як у самиць цей показник не перевищує 80 мм (Bushuiiev et al. 2023). У пробах, зібраних у 2024–2025 рр. із пасток з вічком 5 мм, довжина тіла самців варіювала від 47 до 106 мм, маса – від 0,6 до 12,7 г, тоді як у самиць довжина становила 38–94 мм, а маса – 0,64–9,5 г. Залежність між довжиною та масою тіла креветок на українській ділянці Дунаю була описана у попередніх дослідженнях з допомогою рівнянь лінійної регресії: для самців $y = 6E-06x^{3,1356}$, для самиць $y = 2E-05x^{2,845}$ (Lepkha et al. 2025). При цьому коефіцієнт детермінації (R^2) для самиць у р. Дунаї вищий (0,95–0,96), ніж у природному ареалі (0,64–0,83), що вказує на кращу адаптацію виду до умов інтродукції (Aye 2020; Lepkha et al. 2025).

Виявлено, що розмірно-масовий склад креветки в уловах визначається насамперед характеристиками знарядь лову. Пастки з вічком 10 мм селективно відловлюють найбільших особин, серед яких переважають дорослі самці, оскільки останні досягають істотно більших розмірів та маси, ніж самиці. Значна частина невеликих статевозрілих самиць і майже вся молодь виходять з таких знарядь лову. В уловах пасток з вічком 5 мм частка самиць помітно зростає, збільшується і частка молоді, хоча найдрібніша молодь ними також не обловлюється. Найменший екземпляр річкової креветки японської зареєстрований в улові пасток з вічком 5 мм мав довжину 23 мм та масу 0,07 г.

Оскільки в умовах нижнього Дунаю річкова креветка японська, вірогідно, нереститься не менше трьох

разів за сезон, у популяції завжди присутні особини різних поколінь – попередніх і поточного сезонів. Крім того, це спостерігається через наявність певної сезонної просторової диференціації розподілу особин різної статі, різної величини та різних вікових груп *M. nipponense* залежно від глибини, характеру ґрунту та рослинності (Bushuiev et al. 2023). У зв'язку з впливом цих факторів зазвичай спостерігається значний розкид як величини уловів різних знарядь, так і їх статевої, вікової та розмірно-масової структури. Тим не менш у сезонному аспекті проявляється чітка тенденція зростання середніх значень довжини тіла та маси особин від березня–квітня до серпня, а потім зниження цих параметрів до листопада (рис. 3).

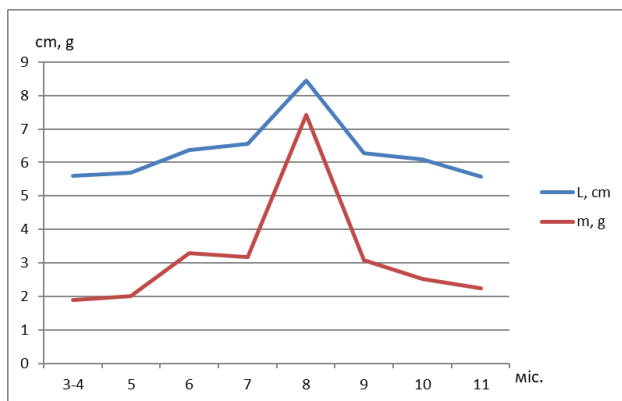


Рис. 3. Сезонна динаміка середніх значень довжини тіла та маси однієї особини *M. nipponense* в уловах пасток з вічком 5 мм

Розмірно-масові характеристики обох статей протягом сезону змінювалися синхронно. Очевидно, до серпня спостерігається інтенсивний ріст усіх поколінь *M. nipponense*, а починаючи з вересня відбувається поступова елімінація старших вікових груп, що призводить до зниження середніх значень довжини і маси. Графік, що відображає сезонну динаміку середніх уловів креветки в розрахунку на одну пастку (CPUE), навпаки, має вигляд ламаної лінії з трьома вершинами у квітні, липні та жовтні (рис. 4).

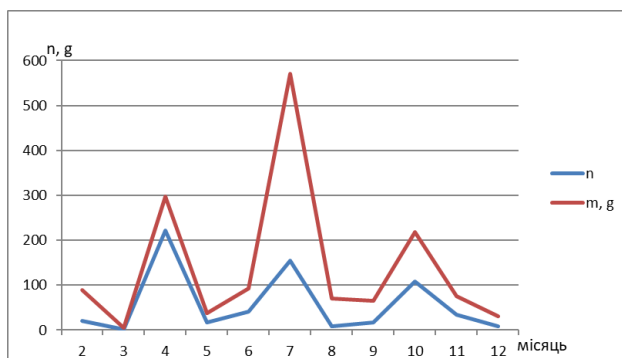


Рис. 4. Сезонна динаміка середніх значень числа (n) особин *M. nipponense* та їх маси (m) в уловах на промислове зусилля (CPUE)

Пік середніх значень уловів спостерігається у липні. Ймовірно, падіння величини середніх уловів у травні та вересні може бути пов'язане з періодами линяння креветки, але може також пояснюватись недостатньою кількістю спостережень у ці місяці.

Статева структура уловів *M. nipponense*

Більшу частину року в уловах домінували самці, що цілком збігається з даними інших досліджень у цьому регіоні (Lepexha et al. 2025; Zorina-Sakharova et al. 2025). Частка самців у складі вибірок за місяцями варіювала від 11% до 70%. Більшість самиць відзначалася в липні – 71,9% і в жовтні – 70,7% (рис. 5). При цьому обидві статі в пастках з вічком 5 мм були представлені в основному дрібними молодими особинами (довжина самців – 50–70 мм, самиць – 40–60 мм), які в 2022 р. в уловах пасток з вічком 10 мм були вкрай нечисленними (Bushuiev et al. 2023).

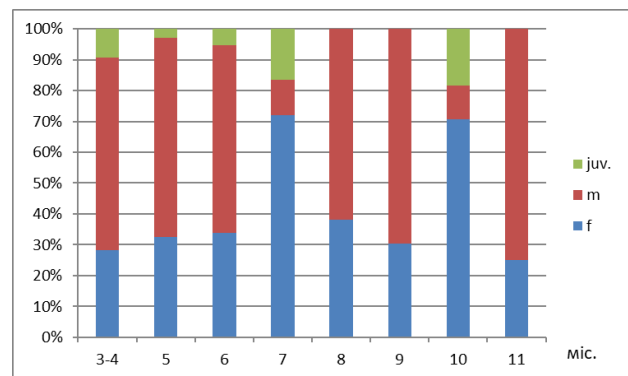


Рис. 5. Динаміка статевої структури *M. nipponense* в дельті р. Дунай за місяцями

У 2024–2025 рр. порівняно з 2022–2023 рр. було відзначено помітне зниження розмірно-масових характеристик самиць, що нерестяться. Найменша зареєстрована довжина самиці з ікрою на плеоподах у р. Дунай у 2022 р. становила 63 мм при масі 4,5 г (Bushuiev et al. 2023). У червні 2025 р. було спіймано самицю з ікрою довжиною 48 мм і масою 1,34 г. У червні–липні 2024–2025 рр. близько половини самиць завдовжки від 50 до 60 мм несли ікру на плеоподах. Проведені дослідження дозволили уточнити терміни проходження нересту річкової креветки японської у пониззі р. Дунай. Найбільш ранні самиці з ікрою були відзначені в уловах 15 травня 2025 р., а пізні – 18 листопада 2024 р. Тобто тривалість нересту *M. nipponense* у новому ареалі становить півроку, тоді як в Японії у нативних умовах сезон відкладання ікри відзначається у червні–вересні з піком у липні (Ogawa et al. 1991).

Зміна частки самиць, що виношують ікру, від загальної кількості самиць у вибірках свідчить про дуже інтенсивний нерест *M. nipponense* у р. Дунай (рис. 6). Пік нересту припадав на липень, коли частка самиць з ікрою становила 85%. З червня до

вересня ця частка не опускалася нижче 53%. Слід зазначити, що у цей період ще 10–30% самиць перебували у післянерестовій стадії (відразу після скидання ікри). Такі самиці цілком могли взяти участь у черговому нерестовому циклі того ж сезону.

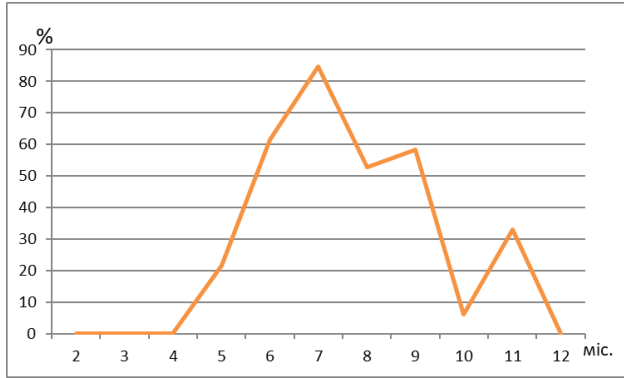


Рис. 6. Співвідношення (%) частки самиць з ікрою на плеоподах в уловах у дельті р. Дунай за місяцями

Вплив лову річкової креветки японської на інших гідробіонтів

Очевидно, що застосування дрібновічкових знарядь лову для річкової креветки японської пов'язане з неминучим приловом різних видів гідробіонтів і може негативно вплинути на водні біоценози.

У попередньому дослідженні (Bushuiev et al. 2023) у приловах пасток (крім *M. nipponense*) було зареєстровано присутність 10 видів риб і 1 виду ракоподібних. За даними дослідження 121 лову креветкових пасток з вічком 5 мм і 10 мм у 2022–2025 рр. у приловах було відзначено трапляння 24 видів риб та 1 виду ракоподібних – вузькопалого річкового раку *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) (табл. 2).

Крім зазначених видів, у пастках досить часто траплялися хижий жук плавунець облямований *Dytiscus marginalis* (Linnaeus, 1758) і в поодиноких випадках – вуж водяний *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768). Сумарно для всіх розглянутих ловів частка

Таблиця 2

Видовий склад приловів дрібновічкових пасток у р. Дунай у 2022–25 рр.

Родина	Вид		Загальна кількість		Загальна маса	
	Лат.	Укр.	n	%	g	%
Astacidae	1. <i>Astacus leptodactylus</i> (Eschscholtz, 1823)	Вузькопалий річковий рак	155	18,78	4261	42,58
Коропові	2. <i>Blicca bjoerkna</i> (L., 1758)	Плоскирка європейська	104	12,61	1116	11,15
	3. <i>Abramis brama</i> (L., 1758)	Лящ звичайний	108	13,09	675	6,75
	4. <i>Rutilus rutilus</i> (L., 1758)	Плітка звичайна	80	9,70	683	6,83
	5. <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L., 1758)	Краснопірка звичайна	10	1,21	349	3,49
	6. <i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Гірчак європейський	94	11,39	142	1,42
	7. <i>Alburnus alburnus</i> (L., 1758)	Верховодка звичайна	3	0,36	32	0,32
	8. <i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Карась сріблястий	2	0,24	11	0,11
	9. <i>Aspius aspius</i> (L., 1758)	Білизна європейська	1	0,12	9	0,09
	10. <i>Cyprinus carpio</i> (L., 1758)	Короп звичайний	1	0,12	4	0,04
	Бичкові	11. <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Бичок-кругляк	96	11,64	608
12. <i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)		Бичок-бабка	37	4,48	173	1,73
13. <i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)		Бичок-гонець	15	1,82	112	1,12
14. <i>Ponticola kessleri</i> (Gunther, 1861)		Бичок-головач	12	1,45	109	1,09
15. <i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)		Бичок-цуцик західний	5	0,61	7	0,07
16. <i>Benthophilus nudus</i> (Berg, 1898)		Пуголовка гола	1	0,12	2	0,02
Окуневі	17. <i>Perca fluviatilis</i> (L., 1758)	Окунь звичайний	74	8,97	800	7,99
	18. <i>Zingel zingel</i> (L., 1766)	Чіп звичайний	3	0,36	182	1,82
	19. <i>Gymnocephalus cernuus</i> (L., 1758)	Йорж звичайний	1	0,12	8	0,08

Продовження таблиці 2

Родина	Вид		Загальна кількість		Загальна маса	
	Лат.	Укр.	n	%	g	%
Центрархові	20. <i>Lepomis gibbosus</i> (L., 1758)	Сонячний окунь	4	0,49	116	1,16
Сомові	21. <i>Silurus glanis</i> (L., 1758)	Сом європейський	4	0,49	300	3,00
Щукові	22. <i>Esox lucius</i> (L., 1758)	Щука звичайна	4	0,49	274	2,74
Головеш-кові	23. <i>Percottus glenii</i> (Dybowski, 1877)	Ротань-головешка	5	0,61	21	0,21
Голкові	24. <i>Syngnathus nigrolineatus</i> (Eichwald, 1831)	Іглиця пухлоцока	5	0,61	8	0,08
В'юнові	25. <i>Cobitis taenia</i> (L., 1758)	Щипавка звичайна	1	0,12	3	0,03
Всього прилов			825	100,0	10005	100,0

приловів становила 9,08% за чисельністю та 30,4% за масою.

Риби в приловах були представлені дев'ятьма родинами. З родини корошових зафіксовано 10 видів, бичкових – 6, окуневих – 3 види. Інші шість родин були представлені по одному виду з кожної. Також зафіксовано три види вселенця: ротаня-головешку *Percottus glenii*, сонячного окуня *Lepomis gibbosus* і карася сріблястого *Carassius gibelio*. Лише один вид із зазначених у приловах креветкових пасток має охоронний статус – чіп звичайний *Zingel zingel* занесений до охоронного переліку (Про затвердження переліків ... 2021). Його було зареєстровано лише один раз у липні 2022 р.

Найчастіше у приловах відзначався річковий рак *Astacus leptodactylus*. Його частка в приловах (без урахування вилову цільового об'єкта – *M. nipponense*) становила 18,8% за чисельністю та 42,6% за масою. Довжина раків варіювала від 6,3 см до 11,5 см за середнього значення 9,6 см, маса – від 8 до 49 г за середнього значення 30,7 г. З промислових видів риби помітну частку в приловах становили плоскирка *Blicca bjoerkna*, лящ *Abramis brama*, плітка *Rutilus rutilus*, окунь *Perca fluviatilis* (рис. 7). Практично всі промислові види риби були представлені нестатевозрілою молоддю, за винятком окремих статевозрілих екземплярів плоскирки, плітки та окуня.

Випадки загибелі ракоподібних та риби у дрібно-вічкових пастках у разі своєчасного огляду цих знарядь (від 12 годин до 3 діб) були вкрай нечисленними. Практично всі особини видів, які не є дозволеними об'єктами промислу, були випущені в природне середовище у живому вигляді із мінімальними пошкодженнями. Лише невелика частина молоді риби у пастках іноді була травмована хижими рибами та жуками плавуницями. Оскільки прилов не має жодної комерційної цінності, рибалки зацікавлені у якнайшвидшому його випуску. Проте, враховуючи можливі

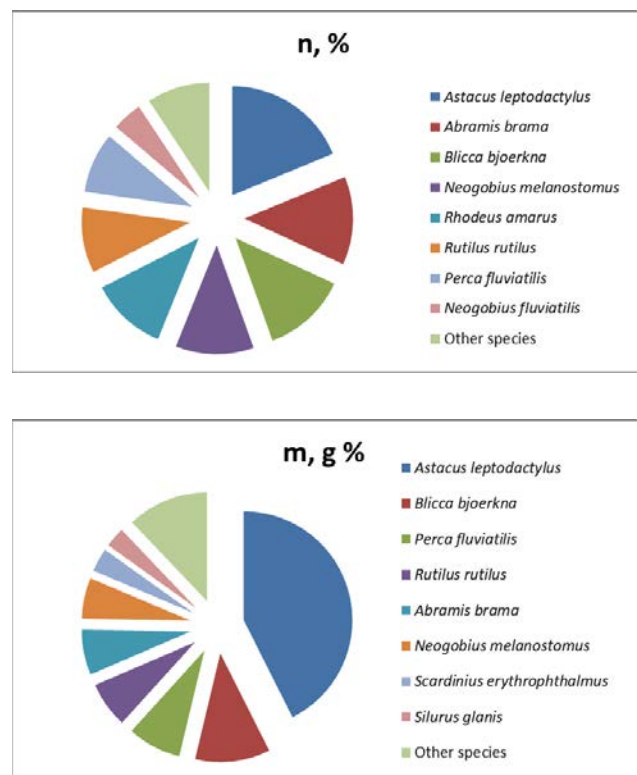


Рис. 7. Співвідношення чисельності та маси інших гідробіонтів у приловах дрібно-вічкових пасток у дельті р. Дунай у 2022–2025 рр.

пошкодження випущених риби, небажаний прилов має бути мінімізований. При цьому особливу увагу слід приділити частоті переборки пасток. Знаряддя лову не повинні залишатися у воді на тривалий час без нагляду. Важливо також визначити оптимальні терміни лову річкової креветки японської, коли прилов інших гідробіонтів у пастки відносно невеликий. На рисунку 8 представлений графік сезонних змін співвідношення чисельності та маси приловів до загального улову (включаючи *M. nipponense*).

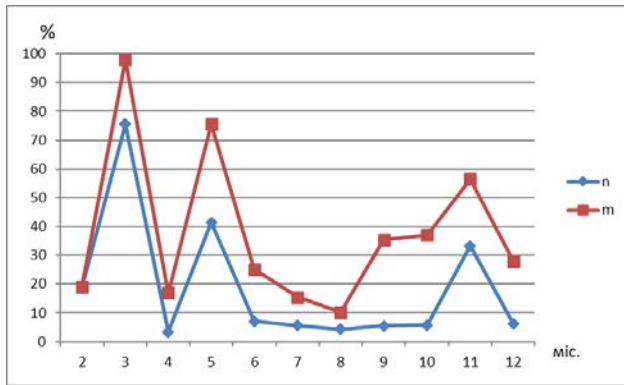


Рис. 8. Співвідношення частки приловів у пастках з вічком 5 та 10 мм у дельті р. Дунай за місяцями (чисельність, n % і маса, m %)

Визначено, що періоди з лютого по травень та з листопада по грудень характеризуються нестабільністю уловів креветки та значними коливаннями частки приловів. Тоді як у літньо-осінній період (із червня по жовтень) спостерігається відносно зниження чисельності та маси приловів за досить високих і відносно стабільних уловів креветки.

Порівняння структури уловів креветкових пасток з вічком 5 мм та 10 мм

Вибір оптимальних характеристик знарядь лову вкрай важливий для організації раціонального використання промислового ресурсу річкової креветки японської за умови мінімізації негативного впливу на інших гідробіонтів. Натепер для лову *M. nipponense* рибалки використовують пастки (ятері) типу «гармошка» різної довжини (від 3 до 10 м) з трьома розмірами вічка – 5 мм, 8 мм і 10 мм. Пастки з вічком 8 мм стали використовуватися відносно недавно – з 2023 року. При цьому в районі м. Вилкове застосовуються переважно пастки з вічком 5 мм. Вище за течією, в районі міст Кілія та Ізмаїл, до минулого року використовували пастки з вічком 10 мм, які пізніше стали замінювати на вічко 8 мм. Перевага вічка 5 мм пояснюється більш високими уловами креветки за рахунок можливості вилучення молодших особин, а вічка 8 і 10 мм – кращими розмірно-масовими характеристиками особин, у разі переваги в уловах великих самців. На жаль, на цьому етапі робіт інформація про структуру уловів пасток з вічком 8 мм обмежена, і слід проводити додаткові наукові лови такими знаряддями. Порівняльний аналіз 83 уловів пасток з вічком 5 мм і 38 уловів пасток з вічком 10 мм у районі м. Вилкове показав, що середня маса однієї особини річкової креветки японської в уловах пасток з вічком 5 мм становила 2,59 г, а в 10 мм – 6,73 г, тобто у 2,6 раза вище. Ця відмінність стійко зберігалася протягом усього сезону промислу (рис. 9).

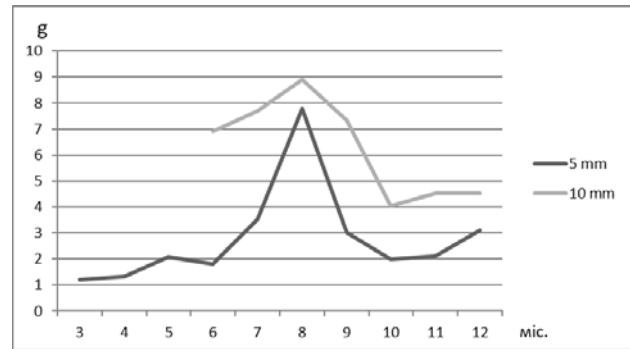


Рис. 9. Динаміка середньої маси 1 екземпляра *M. nipponense* у пастках з вічком 5 мм та 10 мм за місяцями

Середня кількість особин креветки в улові однієї пастки з вічком 5 мм (CPUE) становила 95,1 екз., середня маса улову – 245,1 г, тоді як для пастки з вічком 10 мм ці показники становили лише 9,7 екз. та 65 г. Таким чином, середня маса улову креветки на зусилля пастки з вічком 5 мм була в 3,8 раза вищою, ніж пастки з вічком 10 мм. Цим пояснюється, чому рибалки в районі м. Вилкове перейшли на використання знарядь лову пастками з вічком 5 мм. Рибалки з районів вище р. Дунай також дійшли висновку про недостатню ефективність пасток з вічком 10 мм, але замінили їх на пастки з вічком 8 мм, вважаючи, що вища продажна вартість великої креветки робить їх застосування доцільним.

Середні показники прилову нецільових об'єктів на зусилля (CPUE) пасток з вічком 5 мм становлять 9,1 екз. та 101,4 г, а 10 мм – 1,8 екз. та 41,9 г (рис. 10). Тобто середня величина прилову в пастки з вічком 10 мм у 5 разів нижча за чисельністю та в 2,4 раза менша за масою.

Очевидно, що діапазон вічка в пастках від 5 до 10 мм є оптимальним для лову річкової креветки японської. Застосування дрібнішого вічка призведе до зниження середнього розміру і маси особин креветки і до збільшення частки приловів, а більшого – до різкого зниження уловів цільового об'єкта. З інших параметрів знарядь лову на їх уловистість впливають довжина пасток (від 2,5 до 10 м), число секцій із входами (від 8 до 24), розміри дротяного каркаса (від 20x25 см до 30x40 см). У міру набуття досвіду лову рибалки відмовилися від пасток великої довжини, які складніше обробляти. Найчастіше зараз застосовуються пастки завдовжки від 3 до 5 м.

Для підвищення уловів багато рибалок використовують приманку, що приваблює креветок. Є безліч рецептів приманки – від свіжої риби до кавунових кірок. Однак найпоширенішим є застосування сухого комбікорму для собак. Деяка частина рибалок вважає, що застосування приманки робить процес лову більш фінансово затратним, але не дає

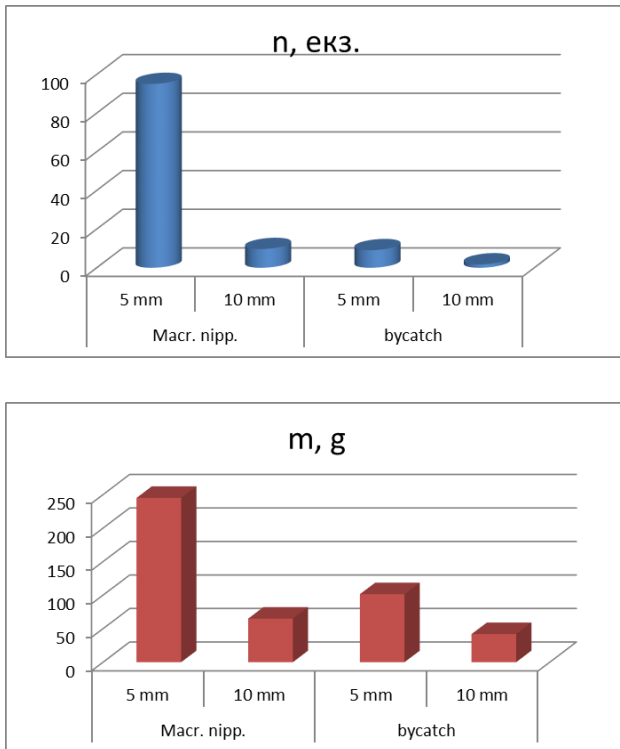


Рис. 10. Середні значення величини уловів *M. nipponense* та приловів нецільових об'єктів (bycatch) на зусилля (CPUE) креветкових пасток з вічком 5 мм та 10 мм

значного ефекту для збільшення вилову. Тому дослідження щодо ефективності застосування різних типів приманки є важливим питанням для підвищення ефективності такого виду лову.

Визначено, що розмір уловів істотно залежить від місця встановлення пасток. Має значення крутість прибережного схилу, глибина, склад ґрунту, наявність та характер підводної рослинності, проточність та швидкість течії та якість води. Необхідно також враховувати наявність факторів занепокоєння та судноплавства, відстань між встановленими пастками та регулярність їх переборки. Вплив таких різних обставин визначає значний розкид величини та структури уловів креветки та приловів залежно від місця, часу та гідрометеорологічних умов.

Рекомендації щодо організації промислу *M. nipponense*

Починаючи з 2021 року, коли чисельність виду в басейні р. Дунай суттєво зросла, місцеві рибалки почали освоювати її лов дрібновічковими знаряддями різних конструкцій. Натепер основним знаряддям лову в р. Дунай стала ставна секційна пастка типу «гармошка» з множинними входами (від 8 до 24) та вічком 5–10 мм (на українському ринку рибальських снастей реалізується під назвою «раколовка»). Це знаряддя лову принципово відрізняється від ятерів для лову креветки роду *Palaemon*, які використовую-

ються в Чорному морі і солоних причорноморських лиманах. Згідно з Правилами рибальства (2023) морські креветкові ятери мають мінімально допустимий розмір вічка в бочці 8 мм, лійці – 6 мм і крило довжиною до 50 м. Застосування ятерів подібної конструкції в р. Дунай неможливе. Щоб уникнути плутанини, тип знаряддя для лову *M. nipponense* в прісних водоймах пропонується називати «креветкова пастка». Фактично вилов креветки протягом останніх п'яти років проводиться нелегально, оскільки в басейнах річок Дунай та Дністер використання дрібновічкових пасток не передбачено Правилами рибальства (2023). Легалізації промислу річкової креветки японської також перешкоджає відсутність оцінки її запасів у басейні р. Дунай та, відповідно, затвердженого ліміту вилову, як того вимагає українське законодавство (ЗУ «Про рибне господарство...» 2021). Однак завдання виконання об'єктивної оцінки запасів *M. nipponense* є складним, відповідно, встановлення ліміту обсягу вилову недоцільне. Насамперед це зумовлено відсутністю будь-яких науково обґрунтованих підходів до прогнозування рівня чисельності цього короткоциклічного виду із необхідною завчасністю. Крім того, чисельність та біомаса популяції *M. nipponense* навіть протягом одного сезону змінюється дуже значно. Гідрометеорологічні умови та інші фактори, які можуть сильно впливати на рівень смертності та відтворення популяції креветки, також не можуть бути заздалегідь прогнозовані. До того ж завдання збереження чисельності нового потенційно небезпечного інвазійного виду, що здійснює експансію в басейні р. Дунай, навряд чи може вважатися актуальним.

У зв'язку з цим регулювання вилову річкової креветки японської має здійснюватися шляхом обмеження допустимої кількості дозволених знарядь лову та визначення загального регламенту ведення її раціонального екологічно безпечного промислу. В даний час «тіньовий» вилов креветки в Дунаї досяг значних масштабів. За експертними оцінками в літній період кількість пасток, що виставляються, досягає декількох тисяч одиниць. Річний вилов креветки може становити 100–150 т. Останніми роками, коли рибний промисел у Придунав'ї через обмеження воєнного часу суттєво скоротився, обсяги вилову креветки стали порівняними з величиною уловів оселедця, історично найважливішого об'єкта рибальства на українській ділянці р. Дунай. Крім того, промисел креветки починається в червні, коли закінчується оселедцева путина, і може тривати до жовтня, що дозволяє забезпечити зайнятість рибалок упродовж літньо-осіннього сезону. Очевидно, що подальше збереження промислу креветки в «тіні» завдає шкоди не лише природним ресурсам, а й економіці регіону. Проведені дослідження

M. nipponense дозволили розробити загальні рекомендації щодо ведення промислу річкової креветки японської в р. Дунай:

1. *Знаряддя лову, їх параметри* – ставні секційні пастки типу «гармошка» з множинними входами. Вічко – від 5 мм до 10 мм, довжина – не більше 10 м.
2. *Використання приманки* – не обмежується.
3. *Дозволена кількість знарядь лову* – 3000 одиниць; на один човен – не менше ніж 30 одиниць. З урахуванням специфіки видобутку пропонується під час проведення щорічних аукціонів на право вилову ВБР формувати окремі лоти для лову креветки.
4. *Терміни промислу* – червень–жовтень.
5. *Промисловий розмір* – не встановлюється.
6. *Заходи з охорони інших гідробіонтів* – здійснювати огляд пасток не рідше, ніж через 2–3 доби. Весь прилов, не дозволений до вилучення, випускати в живому вигляді в природне середовище негайно. Про випадки прилову гідробіонтів, занесених до охоронного переліку, інформувати органи рибоохорони та екологічної інспекції, під час проведення лову на території природно-заповідного фонду – установи ПЗФ.

Висновки

1. Упродовж сезону в уловах спостерігається швидке зростання середніх значень довжини тіла та маси річкової креветки японської *Macrobrachium nipponense* (De Naan, 1849) від березня–квітня до серпня, а потім зниження цих параметрів до листопада. Сезонні зміни середніх значень довжини та маси обох статей відбуваються синхронно. До серпня йде інтенсивне зростання всіх поколінь, а починаючи з вересня відбувається поступова елімінація старших вікових груп, що призводить до зниження середніх значень довжини та маси. Оптимальні для промислу розмірно-масові характеристики особин спостерігаються з червня до вересня, коли середня довжина однієї особини перевищує 60 мм, а маса – 3 г.

2. Сезонна динаміка середніх уловів креветки в розрахунку на одну пастку (CPUE) має вигляд ламаної лінії з трьома вершинами у квітні, липні та жовтні. Пік середніх значень уловів спостерігається у липні (понад 500 г на одну пастку). Падіння величини середніх уловів у травні та вересні може бути пов'язане з періодами линяння креветки.

3. У 2024–2025 рр. порівняно з початковим періодом спостережень було відзначено помітне зниження розмірно-масових характеристик самиць, що нерестяться. Найменша зареєстрована їх довжина з ікрою на плеоподах у р. Дунай у 2022 р. становила 63 мм при масі 4,5 г. У червні 2025 р. було спіймано самицю з ікрою довжиною 48 мм і масою 1,34 г.

4. Проведені дослідження дозволили уточнити терміни проходження нересту річкової кре-

ветки японської у пониззі р. Дунай. Перші самиці з ікрою були відзначені уловами 15 травня, а останні – 18 листопада. Тобто тривалість нересту *M. nipponense* у новому північному ареалі становить понад пів року. У червні–вересні понад 50% зрілих самиць несли ікру на плеоподах. У серпні їх частка з ікрою сягала 85%. Все це може свідчити про інтенсифікацію процесу розмноження як реакції у відповідь на зростаючий прес з боку хижаків і промислове вилучення.

5. Порівняльний аналіз уловів пасток з вічком 5 мм і 10 мм показав, що середня маса однієї особини річкової креветки японської в уловах пасток з вічком 5 мм становила 2,59 г, а пасток з вічком 10 мм – 6,73 г. Ця різниця зберігалася протягом усього сезону промислу. Середня маса улову креветки на зусилля (CPUE) пастки з вічком 5 мм була в 3,8 раза вищою, ніж пастки з вічком 10 мм. Однак середня величина прилову в пастки з вічком 10 мм була в 5 разів нижчою за чисельністю і в 2,4 раза меншою за масою. Ймовірно, найкращим рішенням для отримання оптимального співвідношення величин вилову цільового об'єкта *M. nipponense* і небажаного прилову інших гідробіонтів був би перехід на застосування в пастках кроку вічка 8 мм. Для оцінки ефективності пасток з вічком 8 мм потрібні додаткові дослідження.

6. Застосування дрібновічкових знарядь для лову річкової креветки японської пов'язані з неминучим приловом різних видів гідробіонтів і може негативно вплинути на водні біоценози. У 2022–2025 рр. у приловах було відзначено траплення 24 видів риб та 1 виду ракоподібних. З них лише один вид риб має охоронний статус – чіп звичайний *Zingel zingel* (Linnaeus, 1766), який занесений до охоронного переліку. Випадки загибелі ракоподібних та риб у дрібновічкових пастках у разі своєчасного огляду цих знарядь нечисленні. Практично всі особини видів, які не є дозволеними об'єктами промислу, можуть бути випущені в природне середовище у живому вигляді. Проте, враховуючи можливі пошкодження випущених риб, небажаний прилов та викид (discard) мають бути мінімізовані. При цьому особливу увагу слід приділити частоті оглядання. Знаряддя лову не повинні залишатися у воді тривалий час без нагляду терміном понад 3 доби. Сумарно для всіх розглянутих вибірок частка приловів становила 9,08% за чисельністю і 30,4% за масою. Відповідно до Правил промислового рибальства лов *M. nipponense* знаряддями з вічком 5–10 мм відповідає критерію здійснення спеціалізованого лову, за якого частка в уловах цільового об'єкта видобутку перевищує 50% за масою.

7. Чисельність та біомаса *M. nipponense* протягом одного сезону змінюється в широких межах.

Зважаючи на відсутність науково обґрунтованих підходів до прогнозування чисельності цього короткоциклічного виду з необхідною завчасністю, встановлення ліміту допустимого вилучення річкової креветки японської є недоцільним. Регулювання її видобутку має здійснюватися шляхом обмеження допустимої кількості дозволених знарядь лову та визначення загального регламенту ведення її раціонального екологічно безпечного промислу. Наступного року доцільно обмежити кількість креветкових пасток на рівні 3000 одиниць. У разі виявлення негативного впливу видобутку

креветок на водні біоценози як додатковий охоронний захід може вводитися заборона здійснення промислу на певних ділянках річки.

8. Річкова креветка японська в нижньому Дунаї досягла високої чисельності і нині де факто є об'єктом нелегального видобутку. Збереження наявної ситуації не виправдане. Легалізація промислу дозволить певною мірою впливати на чисельність цього виду-вселенця, мінімізувати вплив на водних гідробіонтів у процесі видобутку, забезпечити одержання цінної продукції та додаткових доходів для населення регіону.

Список використаних джерел

1. Владимиров М.З., Тодераш И.К., Чорик Ф.П. Восточная речная креветка (*Macrobrachium nipponense* De Haan), новый элемент гидрофауны Кучерганского водохранилища. *Известия АН МССР. Серия: биология*. 1989. Вып. 1. С. 77–78.
2. Правила промислового рибальства в басейні Чорного моря. Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України 15 червня 2023 року № 1284. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 25 липня 2023 р. за № 1253/40309.
3. Про затвердження переліків видів тварин, що заносяться до Червоної книги України (тваринний світ), та видів тварин, що виключені з Червоної книги України (тваринний світ) : Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України № 29 від 19.01.2021 р. URL: <https://mepr.gov.ua/nakaz-mindovkillya-29-vid-19-01-2021/>
4. Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів : Закон України (2012, у редакції від 15.11.2024). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3677-17>
5. Aye S.S. Population structure and growth characteristics of oriental river prawn, *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in Soon Lun Reservoir, Mandalay Region, Myanmar. *8th International Fisheries Symposium: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Songkhla, Thailand, 18–21 November 2018. 2018. 416. 012012. DOI:10.1088/1755-1315/416/1/012012
6. Bij de Vaate A., Jazdzewski K., Ketelaars H., Gollasch S., Van der Velde G. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2002. 59. PP. 1159–1174. DOI:10.1139/f02-098
7. Blaha M., Schrottenbaum A., Weiperth A., Hammerschmid U., Graf W., Csanyi B., Patoka J., Kouba A. *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) continues to spread in the Danube: first records in Germany and Hungary. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 2025. 426. 9. DOI:10.1051/kmae/2025004
8. Bushuiev S., Snigirov S., Son M.O., Sokolov I., Kharlov G., Kvach Y. Expansion of the alien East Asian river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in southwestern Ukraine and assessment of its commercial usage prospects. *Aquatic Invasions*. 2023. 18(2). PP. 231–246. DOI:10.3391/ai.2023.18.2.104092
9. Cai Y., Ng P.K.L. The freshwater palaemonid prawns of Myanmar (Crustacea: Decapoda: Caridea). *Hydrobiologia*. 2002. 487. PP. 59–83. DOI:10.1023/A:1022991224381
10. Carter C.G., Codabaccus M.B. Feeding in hatcheries. In: *Feed and Feeding Practices in Aquaculture*. Oxford: Woodhead Publishing, 2022. PP. 355–398. DOI:10.1016/B978-0-08-100506-4.00013-1
11. Çinar M.E., Arianoutsou M., Zenetos A., Golani D. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions*. 2014. 9(4). PP. 391–423. DOI: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.4.01>
12. De Carvalho-Souza G., Cuesta J., Gonzalez-Ortegon E. A new non-native species detected through citizen science: the presence of a *Macrobrachium* species (Decapoda, Palaemonidae) in the Guadalquivir River estuary (SW Spain), with an overview of its global spread. *Estuarine Management and Technologies*. 2025. 2. PP. 71–86. DOI:10.3897/emt.2.165887
13. De Grave S., Ghane A. The establishment of the oriental river prawn, *Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849) in Anzali Lagoon, Iran. *Aquatic Invasions*. 2006. 1. PP. 204–208. DOI 10.3391/ai.2006.1.4.2
14. Gardner C., Watson R.A., Jayanti A.D., Suadi J., Al Husaini M., Lovrich G., Thiel M. Crustaceans as fisheries resources: general overview. *Fisheries and Aquaculture*. 2020. Vol. 9. PP. 1–19.
15. Gorgin S., Sudagar M. Distribution of *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in Iran. *Crustaceana*. 2008. 81. PP. 943–948. DOI:10.1163/156854008X354984
16. Hongtuo F., Jin S. Culture of the oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense*). In: *Aquaculture in China: Success Stories and Modern Trends*. Hoboken: John Wiley & Sons, 2018. PP. 218–225.
17. Hou Y., Li B., Feng G., Zhang C., He J., Li H., Zhu J. Responses of bacterial communities and organic matter degradation in surface sediment to *Macrobrachium nipponense* bioturbation. *Science of the Total*

- Environment*. 2020. 759. 143534. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143534>
18. Huang Y.H., Zhang M., Li Y.M., Wu D.L., Liu Z.Q., Jiang Q.C., Zhao Y.L. Effects of salinity acclimation on growth performance of *Macrobrachium nipponense*. *Aquaculture Research*. 2019. 50. PP. 685–693. <https://doi.org/10.1111/are.13950>
 19. Imai T., Akiyama N., Kosaka M. Allowable salinity for survival of three types of *Macrobrachium nipponense* larvae. *Suisanzoshoku*. 2001. 49(1). PP. 35–40.
 20. Kottelat M., Freyhof J. *Handbook of European freshwater fishes*. Berlin, Germany, 2007. 646 p.
 21. Kutsarov Y., Raykov V.S., Atanasov V., Valkova E., Yakimov K. The first record of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* in the Bulgarian part of the Lower Danube. *Nature Conservation*. 2025. 58. PP. 153–163. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.58.142047>
 22. Kutty M.N., Weimin M. Culture of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense*. In: *Freshwater Prawns: Biology and Farming*. Wiley-Blackwell, 2010. PP. 475–484. DOI:10.1002/9781444314649.ch21
 23. Lafferty K.D., Kuris A.M. Potential uses for biological control of alien marine species. In: *Proceedings of the Conference and Workshop on Nonindigenous Estuarine and Marine Organisms*. NOAA, Washington, DC, 1994. PP. 97–102.
 24. Lepekha A., Bushuiev S., Hulak B., Leonchik Y., Kvach Y. Morphological features of the Oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849)) at different localities in Ukraine. *BioInvasions Records*. 2025. 14(1). PP. 93–106. DOI:10.3391/bir.2025.14.1.09
 25. Leppäkoski E., Gollasch S., Olenin S. *Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management*. Dordrecht: Springer, 2002. 584 p. DOI:10.1007/978-94-015-9956-6
 26. Munjiu O., Şubneţkii I., Bulat D., Toderaş I. Distribution of *Macrobrachium nipponense* in the Republic of Moldova. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*. 2023. 25(1). PP. 41–54. DOI:10.2478/trser-2023-0003
 27. Nekrasova O., Lepekha A., Pupins M., Skute A., Ceirans A., Theissinger K., Georges J.-Y., Kvach Y. Prospects for the spread of the invasive oriental river prawn *Macrobrachium nipponense*: potentials and risks for aquaculture in Europe. *Water*. 2024. 16. 2760. <https://doi.org/10.3390/w16192760>
 28. Ogasawara Y., Koshio S., Taki Y. Responses to salinity in larvae from three local populations of *Macrobrachium nipponense*. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*. 1979. 45(8). PP. 937–943.
 29. Ogawa Y., Hashimoto H., Kakuda S., Gushima K. On the growth and life span of the population of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan) in the Ashida river [Hiroshima, Japan] [1991]. *Journal of the Faculty of Applied Biological Science Hiroshima University*. 1994. 30(1). PP. 43–53.
 30. Procopio J., Daniel W.M. *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849): U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=3596>
 31. Salman S.D., Page T.J., Naser M.D., Yasser A.G. The invasion of *Macrobrachium nipponense* into the Southern Iraqi marshes. *Aquatic Invasions*. 2006. 1. PP. 109–115. DOI 10.3391/ai.2006.1.3.2
 32. Shen S.Q., Li J.W., Xu H.J., Yang J.S., Ma W.M., Qian G.Y. Sexual characteristic, development and sex identification of juvenile prawns, *Macrobrachium rosenbergii*. *Aquaculture Research*. 2020. 51(9). PP. 1–11. DOI:10.1111/are.14721
 33. Son M.O., Morhun H., Novitskyi R.O., Sidorovskiy S., Kulyk M., Utevsky S. Occurrence of two exotic decapods, *Macrobrachium nipponense* and *Procambarus virginalis*, in Ukrainian waters. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 2020. 421. 40. DOI:10.1051/kmae/2020032
 34. Stepanok N.A. Oriental river prawn of the genus *Macrobrachium* in the lower reach of the Dniester River. *Hydrobiological Journal*. 2014. 50(4). PP. 87–98. DOI:10.1615/HydrobJ.v50.i4.130
 35. Surugiu V. The spread of the alien oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) (Decapoda: Palaemonidae) in the lower Danube, with the first record from Romania. *BioInvasions Records*. (2022). Vol. 11. Issue 4. P. 1056–1066.
 36. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action*. Rome: FAO, 2020.
 37. Thresher R.E., Kuris A.M. Options for managing invasive marine species. *Biological Invasions*. 2004. 6(3). PP. 295–300.
 38. Yu H.-P., Miyake S. Five species of the genus *Macrobrachium* (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) from Taiwan. *Ohmu*. 1972. Vol. 3. PP. 45–55.
 39. Zhang M., Li N., Gu B., Li Y., Wang Y., Dong W., Nie G. Trophic Ecology and Ecological Function for Oriental River Prawn (*Macrobrachium nipponense*) in the South-to-North Canal System. *Wetlands*. 2020. 40. PP. 1207–1216. DOI:10.1007/s13157-020-01272-x
 40. Zhmud M.Y., Yuryshynets V.I., Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Y., Abramiuk I.I. The first record of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849 [in De Haan, 1833-1850]) (Decapoda: Palaemonidae) in the Ukrainian part of the Danube Delta. *BioInvasions Records*. 2022. 11. PP. 192–198. <https://doi.org/10.3391/bir.2022.11.1.19>
 41. Zorina-Sakharova K.Ye., Hoshka K.I., Liashenko A.V., Liashenko V.A. Population Structure of the Eastern Prawn, *Macrobrachium nipponense* (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae), in the First Years of Its Introduction into the Kiliya Delta of the Danube. *Zoodiversity*. 2025. Vol. 59. No. 3. PP. 217–230. DOI: <https://doi.org/10.15407/zoo2025.03.217>

References

- Vladimirov, M.Z., Toderas, I.K., & Chorik, F.P. (1989). Vostochnaya rechnaya krevetka (*Macrobrachium nipponense* De Haan), novyy element gidrofauny Kucherganskogo vodokhranilishcha [Oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense* de Haan) – the new element of the Kuchurgan reservoir hydrofauna]. *Izvestiya AN MSSR Seria Biologia – News AS MSSRepublic*, 1, 77–78 [in Russian].
- Pravyla promyslovoho rybal'stva v baseyni Chornoho morya [Rules of Commercial Fishing in the Black Sea Basin]. (2023). Approved by Order of the Ministry of Agrarian Policy and Food of Ukraine dated June 15, 2023 No. 1284. Registered with the Ministry of Justice of Ukraine on July 25, 2023 under No. 1253/40309.
- On approval of lists of animal species included in the Red Book of Ukraine (Animal World) and animal species excluded from the Red Book of Ukraine (Animal World). Order of the Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine No. 29 dated January 19, 2021. Retrieved from: <https://mepr.gov.ua/nakaz-mind-ovkillya-29-vid-19-01-2021/>.
- Zakon Ukrayiny Pro rybne hospodarstvo, promyslove rybal'stvo ta okhoronu vodnykh bioresursiv [Law of Ukraine On Fisheries, Industrial Fishing and Protection of Aquatic Biological Resources]. (2012, as amended on 15.11.2024). Retrieved from: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3677-17>.
- Aye, S.S (2018). Population structure and growth characteristics of Oriental river prawn, *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in Soon Lun Reservoir, Mandalay Region, Myanmar. *Proceedings from 8th International Fisheries Symposium: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. (p. 416). Thailand.
- Bij de Vaate, A., Jazdzewski, K., Ketelaars, H., Gollasch, S., & Van der Velde, G. (2002). Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 1159–1174.
- Blaha, M., Schrottenbaum, A., Weiperth, A., Hammerschmied, U., Graf, W., Csanyi, B. et al. (2025). *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) continues to spread in the Danube: first records in Germany and Hungary. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 426, 9.
- Bushuiev, S., Snigirov, S., Son, M.O., Sokolov, I., Kharlov, G., & Kvach, Y. (2023). Expansion of the alien East Asian river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in southwestern Ukraine and assessment of its commercial usage prospects. *Aquatic Invasions*, 18(2), 231–246.
- Cai, Y., & Ng, P.K.L. (2002). The freshwater palaemonid prawns of Myanmar (Crustacea: Decapoda: Caridea). *Hydrobiologia*, 487, 59–83.
- Carter, C.G., & Codabaccus, M.B. (2022). Feeding in hatcheries. *Feed and Feeding Practices in Aquaculture*, (pp. 355–398). Oxford: Woodhead Publishing.
- Çinar, M.E., Arianoutsou, M., Zenetos, A., & Golani, D. (2014). Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions*, 9(4), 391–423.
- De Carvalho-Souza, G., Cuesta, J., & Gonzalez-Ortegon, E. (2025) A new non-native species detected through citizen science: the presence of a *Macrobrachium* species (Decapoda, Palaemonidae) in the Guadalquivir River estuary (SW Spain), with an overview of its global spread. *Estuarine Management and Technologies*, 2, 71–86.
- De Grave, S., & Ghane, A. (2006). The establishment of the oriental river prawn, *Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849) in Anzali Lagoon, Iran. *Aquatic Invasions*, 1, 204–208.
- Gardner, C., Watson, R.A., Jayanti, A.D., Suadi, J., Al Husaini, M., Lovrich, G. et al. (2020). Crustaceans as fisheries resources: general overview. *Fisheries and Aquaculture*, 9, 1–19.
- Gorgin, S., & Sudagar, M. (2008). Distribution of *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in Iran. *Crustaceana*, 81, 943–948.
- Hongtuo, F., & Jin, S. (2018). Culture of the oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense*). *Aquaculture in China: Success Stories and Modern Trends*, (pp. 218–225). Hoboken: John Wiley & Sons.
- Hou, Y., Li, B., Feng, G., Zhang, C., He, J., Li, H. et al. (2020). Responses of bacterial communities and organic matter degradation in surface sediment to *Macrobrachium nipponense* bioturbation. *Science of the Total Environment*, 759, 143534.
- Huang, Y.H., Zhang, M., Li, Y.M., Wu, D.L., Liu, Z.Q., Jiang, Q.C. et al. (2019). Effects of salinity acclimation on growth performance of *Macrobrachium nipponense*. *Aquaculture Research*, 50, 685–693.
- Imai, T., Akiyama, N., & Kosaka, M. (2001). Allowable salinity for survival of three types of *Macrobrachium nipponense* larvae. *Suisanzoshoku*, 49(1), 35–40.
- Kottelat, M., & Freyhof, J. (2007). *Handbook of European freshwater fishes*. Berlin, Germany.
- Kutsarov, Y., Raykov, V.S., Atanasov, V., Valkova, E., & Yakimov, K. (2025). The first record of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* in the Bulgarian part of the Lower Danube. *Nature Conservation*, 58, 153–163.
- Kutty, M.N., & Weimin, M. (2010). Culture of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense*. *Freshwater Prawns: Biology and Farming*, (pp. 475–484). Wiley-Blackwell.
- Lafferty, K.D., & Kuris, A.M. (1994). Potential uses for biological control of alien marine species. *Proceedings of the Conference and Workshop on Nonindigenous Estuarine and Marine Organisms*. (pp. 97–102). NOAA, Washington, DC.
- Lepekha, A., Bushuiev, S., Hulak, B., Leonchik, Y., & Kvach, Y. (2025). Morphological features of the Oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849))

- at different localities in Ukraine. *BioInvasions Records*, 14(1), 93–106.
25. Leppäkoski, E., Gollasch, S., & Olenin, S. (2002). *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts, and management*. Dordrecht: Springer.
26. Munjiu, O., Şubernetkii, I., Bulat, D., & Toderaş, I. (2023). Distribution of *Macrobrachium nipponense* in the Republic of Moldova. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, 25(1), 41–54.
27. Nekrasova, O., Lepekha, A., Pupins, M., Skute, A., Ceirans, A., Theissing, K. et al. (2024). Prospects for the spread of the invasive Oriental river prawn *Macrobrachium nipponense*: potentials and risks for aquaculture in Europe. *Water*, 16, 2760.
28. Ogasawara, Y., Koshio, S., & Taki, Y. (1979). Responses to salinity in larvae from three local populations of *Macrobrachium nipponense*. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45(8), 937–943.
29. Ogawa, Y., Hashimoto, H., Kakuda, S., & Gushima, K. (1994). On the growth and life span of the population of Oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan) in the Ashida river [Hiroshima, Japan] [1991]. *Journal of the Faculty of Applied Biological Science Hiroshima University*, 30(1), 43–53.
30. Procopio J., Daniel W.M. (2025) *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849): U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. Retrieved from: <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=3596>.
31. Salman, S.D., Page, T.J., Naser, M.D., & Yasser, A.G. (2006). The invasion of *Macrobrachium nipponense* into the Southern Iraqi marshes. *Aquatic Invasions*, 1, 109–115.
32. Shen, S.Q., Li, J.W., Xu, H.J., Yang, J.S., Ma, W.M. & Qian, G.Y. (2020). Sexual characteristic, development and sex identification of juvenile prawns, *Macrobrachium rosenbergii*. *Aquaculture Research*, 51(9), 1–11.
33. Son, M.O., Morhun, H., Novitskyi, R.O., Sidorovskiy, S., Kulyk, M., & Utevsky, S. (2020). Occurrence of two exotic decapods, *Macrobrachium nipponense* and *Procambarus virginalis*, in Ukrainian waters. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 421, 40.
34. Stepanok, N.A. (2014). Oriental river prawn of the genus *Macrobrachium* in the lower reach of the Dniester River. *Hydrobiological Journal*, 50(4), 87–98.
35. Surugiu, V. (2022). The spread of the alien Oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) (Decapoda: Palaemonidae) in the lower Danube, with the first record from Romania. *BioInvasions Records*, 11(4), 1056–1066.
36. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action*. Rome: FAO.
37. Thresher, R.E., & Kuris, A.M. (2004). Options for managing invasive marine species. *Biological Invasions*, 6(3), 295–300.
38. Yu, H.-P., & Miyake, S. (1972). Five species of the genus *Macrobrachium* (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) from Taiwan. *Ohmu*, 3, 45–55.
39. Zhang, M., Li, N., Gu, B., Li, Y., Wang, Y., Dong, W. et al. (2020). Trophic Ecology and Ecological Function for Oriental River Prawn (*Macrobrachium nipponense*) in the South-to-North Canal System. *Wetlands*, 40, 1207–1216.
40. Zhmud, M.Y., Yuryshynets, V.I., Liashenko, A.V., Zorina-Sakharova, K.Y., & Abramiuk, I.I. (2022). The first record of Oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849 [in De Haan, 1833–1850]) (Decapoda: Palaemonidae) in the Ukrainian part of the Danube Delta. *BioInvasions Records*, 11, 192–198.
41. Zorina-Sakharova, K.Ye., Hoshka, K.I., Liashenko, A.V., & Liashenko, V.A. (2025). Population Structure of the Eastern Prawn, *Macrobrachium nipponense* (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae), in the First Years of Its Introduction into the Kiliya Delta of the Danube. *Zoodiversity*, 59(3), 217–230.

CURRENT STATUS OF THE *MACROBRACHIUM NIPPONENSE* (DE HAAN, 1849) POPULATION IN THE UKRAINIAN SECTION OF THE LOWER DANUBE AND PROPOSALS FOR ORGANIZING ITS COMMERCIAL FISHING USE

¹*Bushuiev S.G.*, PhD,

¹*Hulak B.S.*, PhD,

¹*Demchenko V.O.*, Dr. Sci., Senior Researcher,

¹*Demchenko N.A.*, PhD,

²*Voloshkevych O.M.*, PhD,

¹*Lepekha A.I.*, PhD student,

¹*Kharlov G.V.*, engineer of 1st category

¹Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine, bsg1956@gmail.com

²Danube Biosphere Reserve of the NAS of Ukraine

Data on the sex and size-mass structure of the Oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) population were obtained based on the analysis of samples from 21 prawn trap catches in 2024–2025. A total of 739 specimens of *M. nipponense* were examined. The prawns in the catches were represented by individuals 23–106 mm long, weighing

from 0.07 to 12.7 g. During the season, a rapid increase in the average body length and mass of river prawn is observed in the catches from March–April to August, and then a decrease in these parameters until November. Seasonal changes in the average length and mass of both sexes occur synchronously. For most of the year, males dominated the catches, the vast majority of females was observed only in July – 71.9% and in October – 70.7%. The timing of river prawn spawning in the lower Danube was specified. The first females with eggs were caught on May 15, and the last ones on November 18. In June–September, more than 50% of females carried eggs on pleopods. In August, the proportion of females with eggs reached 85%.

To develop recommendations for the organization of the eastern river prawn (*M. nipponense*) fishery, catches of 121 shrimp traps (fyke nets) with a mesh size of 5 mm and 10 mm were studied in the Ukrainian section of the lower Danube in 2022–2025. The seasonal dynamics of prawn catches and bycatches of other aquatic organisms were determined from February to December. The optimal size and mass characteristics of prawn for fishing are observed from June to September, when the average length of one individual exceeds 60 mm and the mass is 3 grams. The peak of prawn catches per effort (CPUE) falls on July – about 500 g per trap. The presence of 24 species of fish and 1 species of crustaceans was recorded in the bycatch. On average, for all samples considered, the share of bycatches was 9.08% by number and 30.4% by mass. The share of bycatch is minimal in the period from June to October, which allows us to recommend the implementation of eastern river prawn fishing during this period. A comparative analysis of catches from traps with a mesh of 5 mm and 10 mm showed that the average weight of one individual of river prawn in catches from 5 mm traps was 2.59 g, and from traps with a mesh of 10 mm – 6.73 g. The average weight of prawn catch per effort (CPUE) of a 5 mm trap was 3.8 times higher than that of a trap with a mesh of 10 mm. However, the average bycatch in a 10 mm trap was 5 times lower in number and 2.4 times lower in weight. The optimal solution may be to establish a minimum mesh size in prawn traps of 8 mm. Regulation of the catch of *M. nipponense* should be carried out by limiting the permissible number of permitted fishing gears. Next year, it is advisable to limit the number of prawn traps (fyke nets) to 3.000 units.

Key words: Oriental river prawn, *Macrobrachium nipponense*, population structure, Danube, proposals for fishing organization, bycatch.

Дата першого надходження рукопису до видання: 14.10.2025
Дата прийнятого до друку рукопису після рецензування: 17.11.2025
Дата публікації: 11.12.2025

**ПРОГНОЗНА ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ УКРАЇНСЬКОГО СЕКТОРА
ЧОРНОГО МОРЯ НА ПІДСТАВІ ЗМІНИ МОРФОФУНКЦІОНАЛЬНИХ
ІНДИКАТОРІВ АВТОТРОФНИХ УГРУПОВАНЬ ПІД ВПЛИВОМ КЛІМАТИЧНИХ
ФАКТОРІВ І НАСЛІДКІВ ВОЄННИХ ДІЙ (ЧАСТИНА 1. ДІАГНОЗ)**

¹ *Мінічева Г.Г.* – чл.-кор., д.б.н., с.н.с., minicheva@ukr.net,

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2550-5369>

¹ *Тучковенко Ю.С.* – д.геогр.н., проф., ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3275-9065>

¹ *Зотов А.Б.* – к.б.н., с.н.с., ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8141-0009>

¹ *Соколов Є.В.* – к.б.н., ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1342-1109>

¹ *Мартинюк М.О.* – д. філос., ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1332-4907>

¹ *Калашнік К.С.* – к.б.н., ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1845-249X>

¹ *Маринець Г.В.* – м.н.с., ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-5740-9308>

² *Овчарук В.А.* – д.геогр.н., проф., ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5654-3731>

¹ ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»,

² Одеський національний університет імені І.І. Мечникова

У роботі вперше для північно-західної частини Чорного моря (ПнЗЧМ) зроблено аналіз статистично значущих зв'язків середньомісячних об'ємів річкового стоку Дунаю і Дніпра у весняні місяці (березень – червень) із морфофункціональними індикаторами фітопланктону, макро- і мікрофітобентосу, а також показником первинно-продукційного процесу – хлорофілом-*a*, на підставі даних 2000–2024 рр. Головне завдання роботи полягає в отриманні коефіцієнтів регресійних рівнянь, які відображають вплив річного стоку річок Дунай і Дніпро на перебудову структурно-функціональної організації угруповань коротко- і довгоциклічних форм водної рослинності в пелагіалі й бенталі морської екосистеми та в подальшому зможуть бути використані для надання довгострокової прогнозовної оцінки зміни екологічного стану моря в зонах річкового впливу, яку планується отримати у другій частині цієї роботи (Частина 2. Прогноз). Встановлено, що в період 2000–2024 рр. спостерігаються наявні тенденції до загального зниження об'ємів річкового стоку Дунаю і Дніпра як загалом за рік, так і у весняний період (березень – червень). Виявлено збільшення амплітуди коливань об'ємів стоку в період 2000–2024 рр. порівняно з попереднім – 1981–1999 рр., що свідчить про вплив змін сучасного клімату, які проявляються в нерівномірному розподілі кількості атмосферних опадів упродовж року, збільшенні повторюваності інтенсивних паводків і водночас посушливих періодів. У період 2000–2020 рр. середні багаторічні площі зон із високою концентрацією хлорофілу-*a* (*Chl-a*) становили приблизно 5900 км² для *Chl-a* > 2,23 мг·м⁻³ та 2300 км² для *Chl-a* > 4,63 мг·м⁻³. Збільшення сумарного річкового стоку Дунаю та Дніпра на 1 км³ у ранньовесняний період року асоціюється з розширенням площі помірно евтрофних вод (*Chl-a* > 2,23 мг·м⁻³) на 150–200 км². Аналіз синхронних впливів місячного стоку річок на показники фітопланктону у весняний період (березень – червень) виявив схожий характер зв'язків як для Дунаю, так і для Дніпра, рівень яких був максимальним для показників площі поверхні (*S*). Березневий стік обох річок формував сильні обернені зв'язки з *S*, що узгоджується з домінуючим впливом зимового типу гідродинамічних процесів до початку інтенсивного паводка. У квітні виявлено сильний прямий зв'язок з індексом поверхні (*SI*) угруповань фітопланктону, пов'язаний із впливом максимального паводка. Аналіз «віддаленого» впливу обсягів місячного стоку річок Дунай і Дніпро на показники фітопланктону в Одеському районі ПнЗЧМ підтвердив наявність «запізнення» позитивного (прямого) впливу у випадках, коли цей вплив не проявлявся в той же місяць. Для морфофункціональних показників донної рослинності – питомої поверхні флористичного складу макрофітів (*S/W_x*) і внеску епіфітного компонента (*C_e*) в Одеському районі ПнЗЧМ – були отримані діаграми розсіювання та визначені коефіцієнти апроксимаційних рівнянь, які відображають наявний статистичний зв'язок між тенденціями зміни середніх значень цих індикаторів і об'ємами місячного стоку Дунаю

і Дніпра у весняні місяці багаторічного періоду 2000–2024 рр. Показано, що зі збільшенням місячних об'ємів стоку значення вказаних показників теж зростають. Це дає можливість використовувати отримані рівняння для надання прогностичної оцінки зміни структурно-функціональної організації макро- і мікрокомпонентів бентосної рослинності, яка пов'язана з категоріями екологічного статусу (ESC) морської екосистеми. Проведений діагноз наявності кількісних зв'язків об'ємів стоку найбільших річок ПнЗЧМ з функціональною активністю й інтенсивністю функціонування автотрофних угруповань створює основу для подальшого отримання прогностичних оцінок щодо можливих довгострокових змін категорій ESC морської екосистеми українського сектора Чорного моря відповідно до існуючих сценаріїв змін об'ємів річкового стоку, викликаних кліматичними змінами.

Ключові слова: автотрофні угруповання, річковий стік, прогностичні зв'язки, екологічний стан, Чорне море, північно-західна частина.

Вступ

Структура й інтенсивність функціонування угруповань водної рослинності забезпечує базовий екологічний процес створення автохтонної органічної речовини в морських екосистемах і визначає інтенсивність її подальшої трансформації трофічними ланками. Інтенсивність первинно-продукційної функції автотрофних угруповань планктону та бентосу – це індикатори, які мають прямий зв'язок з екологічним станом морських прибережних і шельфових екосистем і за якими можна визначати категорії екологічного статусу (ESC) європейських морів відповідно до класифікації Водної рамкової директиви (WFD 2000/60/EC) та Морської стратегії (MSFD 2008/56/EC). Однак одним із найбільш вузьких місць моніторингу та прогнозування ESC за станом водної рослинності є правильність вибору індикаторів, властивістю яких повинна бути можливість відображати швидкість первинної продукційної функції, без вимірювання якої неможна успішно реалізувати такі завдання. Флористичний склад, чисельність (для одноклітинних водоростей) і біомаса – це важливі показники, які віддзеркалюють безпосередньо стан самої водної рослинності, але коли є завдання визначення екологічного стану морської екосистеми на базі стану автотрофних угруповань, постає питання про функціональні показники, які зв'язані зі швидкістю первинно-продукційного процесу й віддзеркалюють її екологічний стан. Такими функціональними індикаторами всіх життєвих форм морської рослинності є комплекс морфофункціональних показників, який надає можливість не тільки кількісно визначати екологічну активність кожної популяції водоростей, але й оцінювати інтенсивність первинно-продукційної функції морської рослинності (Мінічева 1998). Морфофункціональні показники одно- і багатоклітинних водоростей планктону та бентосу легко визначаються за розробленими алгоритмами і є чутливим інструментом моніторингу й надання прогностичних оцінок (Мінічева, Зотов і Косенко 2003). Ще однією великою перевагою морфофункціональних індикаторів морської рослинності є їхній прямий зв'язок з еко-

логічним станом морської екосистеми, що надає можливість використовувати їх для визначення категорій екологічного статусу (Ecological Status Class – ESC) відповідно до стандартів Водних директив ЄС (Minicheva 2013). У районах впливу річкового стоку на морську екосистему, який привносить із суходолу до моря поживні речовини мінеральних та органічних сполук азоту й фосфору, морфофункціональні індикатори автотрофних угруповань є чутливими до коливання метеорологічних умов року, особливостей мінливості характеристик гідрологічного режиму та різних типів антропогенного впливу на морську екосистему, а з 2022 року і наслідків воєнних дій.

Гідроекологічні процеси в північно-західній частині Чорного моря (ПнЗЧМ) та її екологічний стан значною мірою визначаються річковим стоком Дунаю, Дніпра, Південного Бугу та Дністра, який з останнього десятиріччя минулого століття перебуває під відчутним впливом змін клімату (Лобода и Тучковенко 2010; Матыгин и др. 2013; Stagl and Hattermann 2015; Didovets et al. 2020; Тучковенко та ін. 2022; Probst and Mauser 2023).

В останні десятиріччя досягнуто значного прогресу в методології отримання прогностичних оцінок глобальних і регіональних змін клімату (ENSEMBLES ... 2009; Warszawski et al. 2013; Jacob et al. 2014; Kok et al. 2015) і, як наслідок, зумовленої ними зміни річкового стоку. Модельні проєкції зміни метеорологічних характеристик клімату, отримані за допомогою чисельних моделей змін клімату, використовуються як вхідна метеорологічна інформація для оцінки зміни водних ресурсів і розрахунку характеристик річкового стоку за допомогою сучасних гідроекологічних моделей (Krysanova, Wechsung and Hattermann 2005; Mauser and Bach 2009; Schmied 2017; Probst and Mauser 2023).

Наявність для ПнЗЧМ багаторічних масивів даних щодо морфофункціональних індикаторів фітопланктону, макро- і мікрофітобентосу, а також показника первинно-продукційного процесу – хлорофілу-*a*, надає можливість здійснити пошукові

дослідження для встановлення їх зв'язку з об'ємом річкового стоку.

Загальна мета першої частини цієї роботи (Діагноз) полягала в отриманні статистично достовірних зв'язків між морфофункціональними індикаторами різних життєвих форм водної рослинності морської екосистеми Одеського району ПнЗЧМ і середньомісячними об'ємами річкового стоку Дунаю і Дніпра у весняні місяці року (березень – червень) за довгостроковий період двох останніх десятиріч. У роботі вирішувалися такі завдання:

- визначення наявності статистично значущих кореляційних зв'язків між багаторічною мінливістю об'ємів стоку найбільших річок (Дунай і Дніпро), які впадають у ПнЗЧМ, у весняний період року (максимального стоку) з морфофункціональними індикаторами планктонної, бентосної рослинності і просторовим розподілом хлорофілу-*a*;

- отримання рівнянь регресії, які апроксимують вид визначеної за результатами кореляційного аналізу статистично значущої залежності між стоком Дунаю і Дніпра та морфофункціональними показниками автотрофних угруповань;

- отримання набору рівнянь, які відображають вплив річкового стоку на перебудови структурно-функціональної організації угруповань коротко- і довгоциклічних форм водної рослинності пелагіалі та бенталі для районів впливу річок Дунаю і Дніпра та в подальшому зможуть бути використані для довгострокової прогнозування зміни екологічного статусу морської екосистеми, яку планується отримати у другій частині цієї роботи (Частина 2. Прогноз).

Матеріали та методи досліджень

У роботі використовувалися дані щодо середньомісячних витрат води р. Дунай (гідрологічний пост «Рені – гідроствор, 54 миля», у період 1981–2024 рр.) і р. Дніпро (гідрологічний пост «Каховська ГЕС», у період 1981–2021 рр.) (Державний водний кадастр 2023), а також оперативні дані з АРМ-гідро кафедри гідрології суші Одеського національного університету імені І. І. Мечникова. Указані гідрологічні пости розташовані найближче до гирла річок. Середньомісячні витрати річок у замикальних створах перерахувались у місячні об'єми стоку.

Оцінка взаємозв'язку між сумарним стоком річок Дунай і Дніпро та масштабами цвітіння фітопланктону в ПнЗЧМ виконувалася на основі оброблених даних супутникових спостережень за концентрацією хлорофілу-*a* (*Chl-a*) з набору даних СМЕМС (2025). Як індикатори розвитку цвітіння розглядалися площі акваторії моря з концентраціями хлорофілу-*a*, що перевищують порогове значення $2,23 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$, яке відповідає помірно підвищеному рівню розвитку фітопланктону, та $4,63 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$, що вказує на інтенсивні процеси розвитку евтро-

фікації. Поріг $2,23 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ було вибрано на основі екологічних стандартів для Чорного моря, які асоціюють цей рівень із початком виникнення евтрофних умов (Moncheva et al. 2010). Поріг $4,63 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ визначено як статистичну аномалію, розраховану як середнє значення концентрації хлорофілу-*a* плюс одне стандартне відхилення за період 2000–2020 рр. (Ott and Longnecker 2015). Аналіз охоплював період 2000–2020 рр. і проводився як у щомісячній, так і в агрегованій за весняні місяці (березень – червень) часовій розбивці для врахування як сезонних, так і кумулятивних ефектів впливу стоку на динаміку кількісного розвитку фітопланктону.

Для забезпечення надійності результатів дані було очищено від викидів за допомогою методу міжквартильного розмаху (IQR) із множителем 1,0 для всіх кореляцій, що забезпечує суворішу фільтрацію екстремальних значень порівняно зі стандартним множителем 1,5, зменшуючи вплив аномалій і підвищуючи точність аналізу (Tukey 1977). Ця фільтрація забезпечила включення лише найбільш репрезентативних даних, підвищивши надійність кореляційного аналізу. Тест на чутливість показав стабільність позитивного напрямку кореляції. Без фільтрації: $n = 21$, $r = 0,46\text{--}0,52$ (для *Chl-a* > $2,23$ та > $4,63$). У разі жорсткої фільтрації (IQR $k = 1,0$) вилучається 19–24 % аномалій, r падає до $0,21\text{--}0,28$, але висновок не змінюється. Обробка даних проводилася на основі синтаксису Python із використанням бібліотек Pandas, Numpy, Matplotlib і Scipy, а результати візуалізовано у вигляді діаграм розсіювання з лінійними трендами, коефіцієнтами кореляції Пірсона та p -значеннями для оцінки статистичної значущості.

Для аналізу впливу об'єму стоку річок Дунай та Дніпро на структурно-функціональні показники угруповань фітопланктону були використані масиви даних за період березень – червень 2000–2013 рр. Із загального масиву даних обробки фітопланктону за 2000–2013 рр. (805 проб) цьому періоду відповідали 208 проб фітопланктону, що характеризували десятирічний період досліджень із березня по травень, проведених у 2000–2001 та 2006–2013 рр. До аналізу залучався об'єм стоку річок за аналогічний період. У 2000–2001 рр. відбір проб фітопланктону проводився на полігоні 1, у 2006–2012 рр. – на полігоні 2, а у 2012–2013 рр. – на полігоні 3 (рис. 1).

Відбір проб на полігоні 1 проводився на п'яти станціях, розташованих в акваторії, обмеженій надводними хвилеломами (ст. 1, 2, 3) і за їхніми межами (ст. 4, 5). На полігоні 2 проби відбирали на чотирьох станціях, три з яких розташовані між берегом і підводним хвилеломом (ст. 1, 2, 3), а одна – за ним (ст. 4). На полігоні 3 проби відбирали на одній – відкритій станції (рис. 1). У 2000 і 2012 роках (полігон 2) відбір проб проводили з двотижневим інтер-

валом; у 2001, 2009 і 2011 роках – із тритижневим інтервалом; у 2006–2008 і 2010 роках – щомісяця, у 2012–2013 рр. (полігон 3) – щотижня.

Відбір проб фітопланктону проводили в поверхневому (0,5 м) шарі води. Проби об'ємом від 1,5 до 3 л фіксували 4%-м розчином формаліну й концентрували осадовим методом до об'єму 50–100 мл. У разі потреби додатково концентрували в седиментаційних циліндрах до об'єму 20 мл. Кількісну та таксономічну обробку зразків фітопланктону проводили за допомогою світлового мікроскопа Zeiss Primo Star зі збільшенням 400–1000X. Підрахунок клітин проводили у двох повтореннях у камері Нажотта (Najotta chamber) об'ємом 0,05 мл. Для додаткового підрахунку крупних клітин використовували камеру Седжвіка – Раффера (Sedgwick–Rafter chamber) об'ємом 1 мл. Вологу біомасу (B) розраховували за принципом подібності форми клітин і відповідних геометричних фігур припускаючи, що щільність клітин дорівнює 1 (Utermohl 1958). Розрахунок морфологічних показників одноклітинних водоростей (об'єму, W , і площі поверхні, S) проводили з урахуванням особливостей спеціальних морфологічних досліджень на основі закріплення за видом низки геометричних форм або вільної комбінації геоме-

тричних фігур. Внутрішньо популяційні зміни одноклітинних водоростей враховувалися шляхом виділення в популяціях природних угруповань (проб) морфологічно близьких комплексів – груп однорозмірних клітин. Під час вимірювання морфометричних параметрів клітин залежно від складності їх форми фіксувалися від 1 до 7 лінійних параметрів. На їх підставі в пробах фітопланктону виділялися групи однорозмірних клітин (*uni.c.gr*), кількість фітопланктону для яких варіювала від однієї до декількох тисяч клітин. Значення чисельності (N), біомаси (B), площі поверхні (S) і питомої поверхні (S/W), а також індексу поверхні (SI) для різних ієрархічних рівнів фітопланктону розраховувалися згідно з методикою (Мінічева, Зотов і Косенко 2003).

Матеріали емпіричних даних щодо макрофітобентосу й угруповання мікроепіфітону були отримані на станціях полігону 2 (рис. 1) у період березень – червень 2006–2024 рр. (мікроепіфітон відбирали з 2007 року). Загалом було відібрано 546 проб макрофітів і 176 проб мікроепіфітів. Проби відбиралися на бетонному субстраті берегозахисних споруд різної експозиції, а також на природних кам'янистих і черепашкових субстратах у прибережній зоні з використанням легковолодазного обладнання, перифітон-

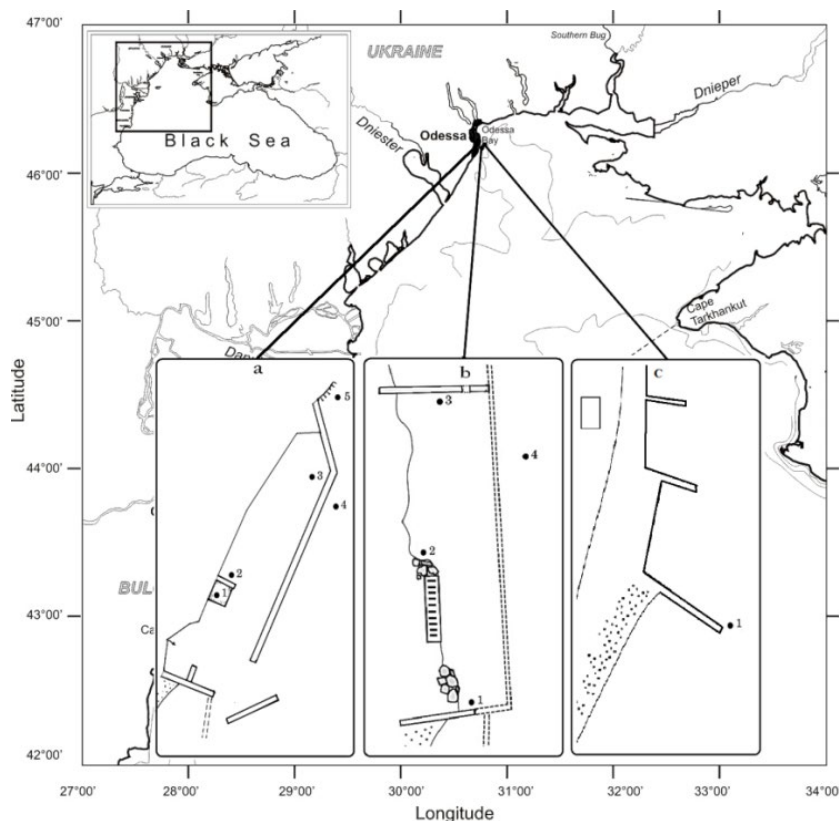


Рис. 1. Схема станцій на полігонах 1 (а), 2 (б) та 3 (с) в прибережній зоні м. Одеси (північно-західна частина Чорного моря)

ної рамки розміром (10 x 10 см), із відеофіксацією проєктивного покриття субстрату багатоклітинними водоростями і структури рослинного покриву.

Для порівняння угруповань макроводоростей, які формуються під впливом різних об'ємів річкового стоку, в роботі були використані дані спеціальних досліджень морфофункціональних індикаторів фітоперифітону штучних субстратів, виконані навесні та восени 2021 року в авандельті Дунаю (17.05, 24.10) і Дніпровсько-Бузькому лимані (21.05, 03.11) в об'ємі 125 рамок кількісного обліку.

Для відбору й аналізу проб альгологічного матеріалу використовувалися класичні методи обліку макрофітів, включно з визначенням флористичного складу, проєктивного покриття, біомаси (Зинова 1967; Громов 1973; Калугина-Гутник 1975; Еременко 1980), та мікрофітів із визначенням флористичного складу, чисельності (Гусяков 1980; Гусяков та ін. 1992).

Крім вищевказаних класичних показників структури донних водоростей, для макро- і мікроугруповань використовувався комплекс морфофункціональних індикаторів, який дає можливість на підставі морфологічних особливостей, розміру талому та клітини оцінювати екологічну активність кожного виду (S/W – питома поверхня популяції, $\text{кг}\cdot\text{м}^{-2}$) і загальну інтенсивність первинно-продукційних процесів (SI – індекс поверхні), яку реалізує альгоугруповання в конкретних умовах дії абіотичних та антропогенних факторів (Миничева 1987; Миничева, Зотов и Косенко 2003; Калашник 2013). Морфофункціональні індикатори макро- та мікрофітобентосу дають змогу за стандартами Морської стратегії (MSFD 2008) оцінювати категорії еколо-

гічного статусу морської екосистеми (GES – Good Ecological Status або NotGes) (Minicheva 2013; Kalashnik 2018).

Результати та обговорення

Мінливість річкового стоку, що надходить в ПнЗЧМ

Вплив річкових вод на північно-західну частину Чорного моря є комплексним і здебільшого залежить від водного режиму великих річок, зокрема Дунаю, Дніпра, Південного Бугу та Дністра.

На рисунках 2, 3 наведено багаторічний хід загальних річних об'ємів стоку річок Дунай і Дніпро за досліджуваний період.

Так, річний об'єм стоку р. Дунай перевищує стік р. Дніпро в середньому у 5,43 раза. Спостерігаються тенденції до загального зниження річкового стоку як для Дунаю, так і для Дніпра в період з 2000 по 2024 рік, про що свідчать спадаючі тренди. Потрібно зазначити, що в період 1981–1999 рр. такі тенденції не спостерігалися.

Середні значення річного об'єму стоку Дунаю за обидва періоди однакові і дорівнюють 201 км^3 за рахунок більших максимумів у період 2000–2014 рр. Характерно, що коефіцієнт варіації в період 2000–2024 рр. вищий ($Cv_{2000-2024} = 18,1$) за коефіцієнт варіації періоду 1981–1999 рр. ($Cv_{1981-1999} = 15,2$).

Схожа ситуація спостерігається і для р. Дніпро, але в цьому випадку середнє значення річних об'ємів стоку за поточний період 2000–2020 рр. ($36,8 \text{ км}^3$) на 10 % менше, ніж за період 1981–1999 рр. ($41,1 \text{ км}^3$). Коефіцієнт варіації поточного періоду $Cv_{2020-2024} = 26,2$ також вищий за відповідний коефіцієнт варіації попереднього періоду $Cv_{1981-1999} = 24,4$.

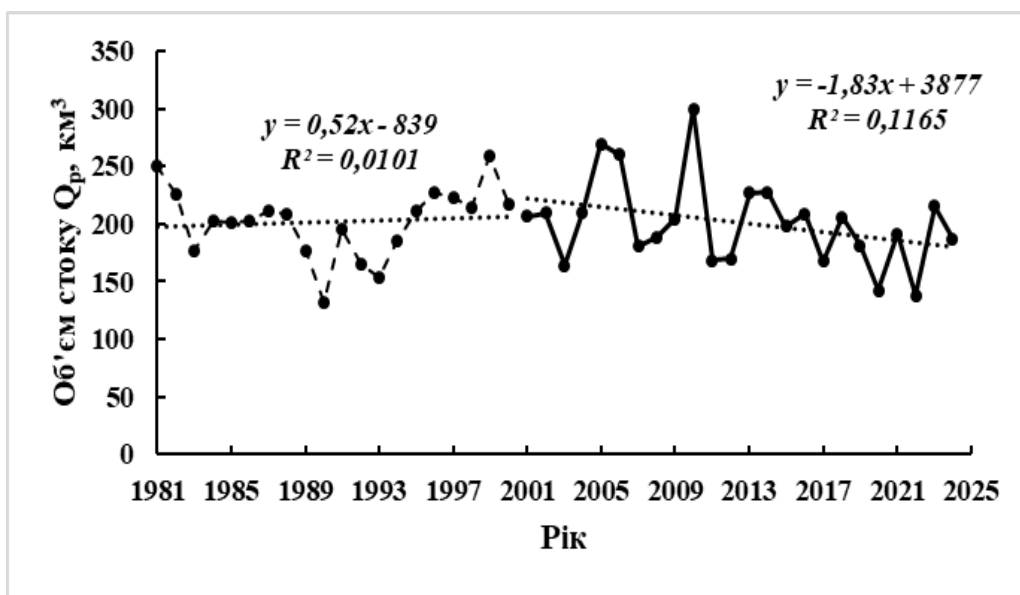


Рис. 2. Мінливість річних об'ємів стоку р. Дунай за період 1981–2024 рр.

Отже, виявлено збільшення мінливості річкового стоку одночасно зі зменшенням річного об'єму стоку кожної з річок за досліджуваний період.

За характером водного режиму р. Дніпро та р. Дунай належать до рівнинного типу річок із переважно сніговим живленням у верхній та середній частинах водозборів, отже, найбільш багатоводною фазою їх стоку є весняне водопілля. Середні дати початку весняного водопілля обох річок припадають на першу-другу декаду березня, а середні дати закінчення водопілля – на другу-третю декаду червня. Об'єм стоку за період весняного водопілля (з березня по червень) 2000–2024 рр. становить 42,8 % від річного об'єму стоку р. Дунай і 40,2 % від річного об'єму стоку р. Дніпро.

З рисунка 4 видно, що в період 2000–2024 рр. найбільші місячні об'єми стоку спостерігаються з березня по червень і припадають на період весняного водопілля для Дунаю (а) та Дніпра (б). Для обох річок характерне різке збільшення стоку в березні, з максимумом у квітні та поступовим зменшенням у травні – червні.

Найбільша мінливість стоку протягом року спостерігається саме в період весняного водопілля для обох річок – з березня по червень, найменша – у період літньо-осінньої межени з серпня по листопад. На р. Дніпро середнє та медіанне значення місячного стоку в травні більше, ніж у квітні й червні. На р. Дунай мінливість стоку в межах середньоводних років менша, ніж у квітні та червні, що, найімовірніше, є проявом регулювання стоку.

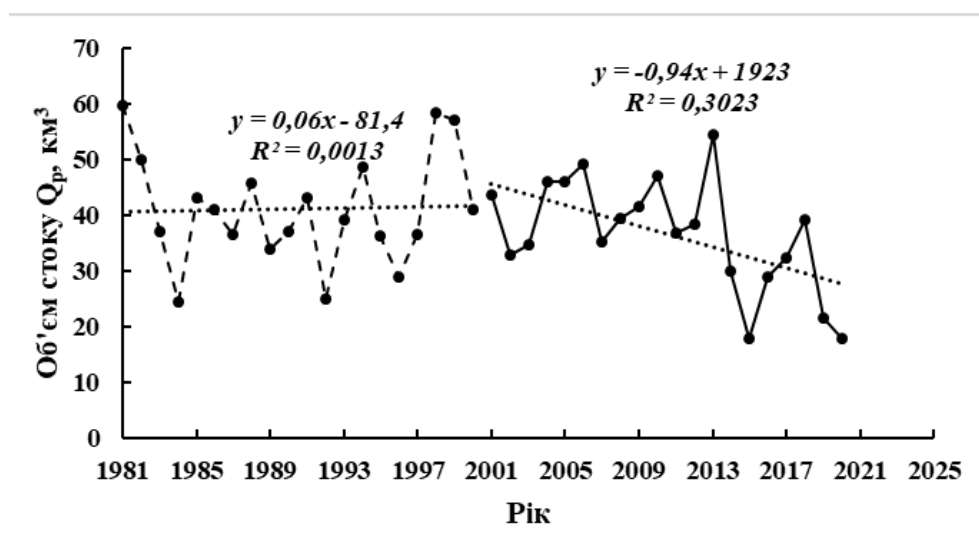


Рис. 3. Мінливість річних об'ємів стоку р. Дніпро за період 1981–2020 рр.

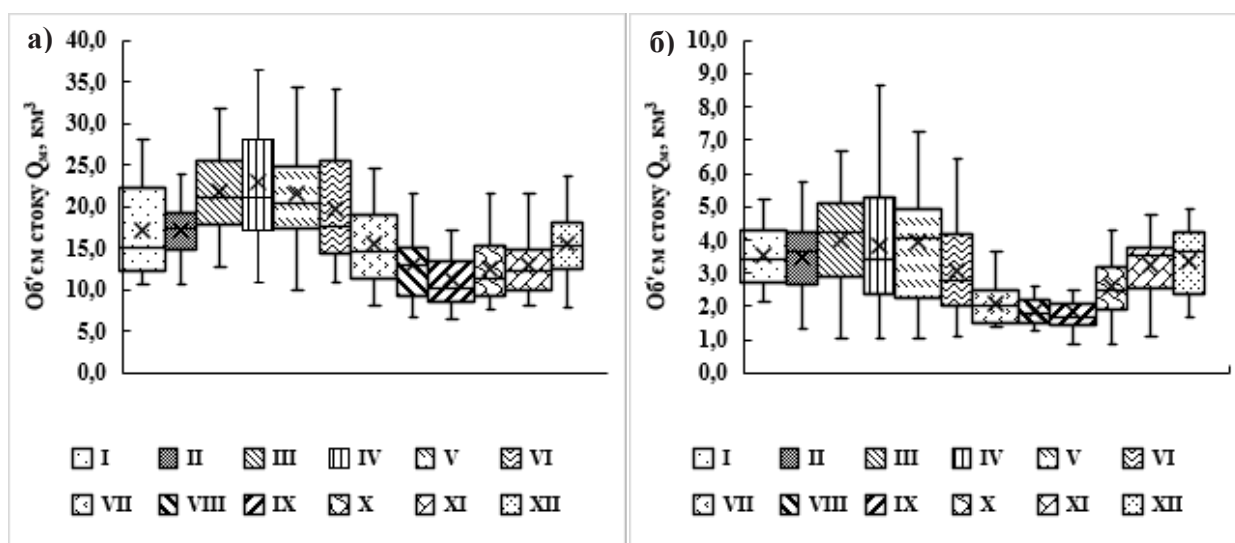


Рис. 4. Багаторічний внутрішньорічний розподіл об'єму стоку за місяцями:

а) р. Дунай – м. Рені (2000–2024 рр.); б) р. Дніпро – Каховська ГЕС (2000–2020 рр.). Наведені мінімальні, максимальні, медіанні та середні (хрестики) значення, а також значення 0,25- та 0,75-квантилей

З представленої на рисунку 5 багаторічної мінливості сумарного за період весняного водопілля об'єму стоку річок Дунай і Дніпро видно, що йому так само, як об'ємам загального за рік стоку, притаманні тенденції до зменшення в період 2000–2024 рр. Сумарний об'єм стоку р. Дунай під час весняного водопілля в цей період року у 5,8 раза більший, ніж для Дніпра. Середній об'єм стоку за весняне водопілля для р. Дунай дорівнює 86 км^3 (з мінімальним значенням $48,2 \text{ км}^3$ у 2020 р. і максимальним $135,3 \text{ км}^3$ у 2006 р.), а для Дніпра – $14,8 \text{ км}^3$ (з мінімальним значенням $4,19 \text{ км}^3$ у 2020 р. і максимальним $28,3 \text{ км}^3$ у 2013 р.).

Варто зазначити, що у всі місяці, крім березня (для р. Дунай), під час весняного водопілля місячні об'єми стоку для обох річок зменшились у період 2000–2024 рр. порівняно з 1981–1999 рр. (рис. 6). Найбільша різниця спостерігається в травні для

р. Дніпро, де місячний стік зменшився в поточний період на 38 % порівняно з попереднім періодом. Лише в одному випадку – у березні, у період 2000–2024 рр. на р. Дунай спостерігається більший місячний об'єм стоку, ніж у минулому періоді. Отже, можна стверджувати, що за поточний період початок водопілля змістився на більш ранні дати лютого – березня.

Вплив річкового стоку на екологічні умови в Одеському районі ПнЗЧМ

Згідно із сучасним районуванням Чорного й Азовського морів (Морська ... 2021) Одеський район ПнЗЧМ обмежений траверсами портів Південний і Чорноморськ, належить до Дніпровсько-Бузького району, що підтверджується низкою попередніх досліджень, оснований на аналізі даних спостережень за океанографічними й гідроекологічними характеристиками морських вод (Тучковенко и др.

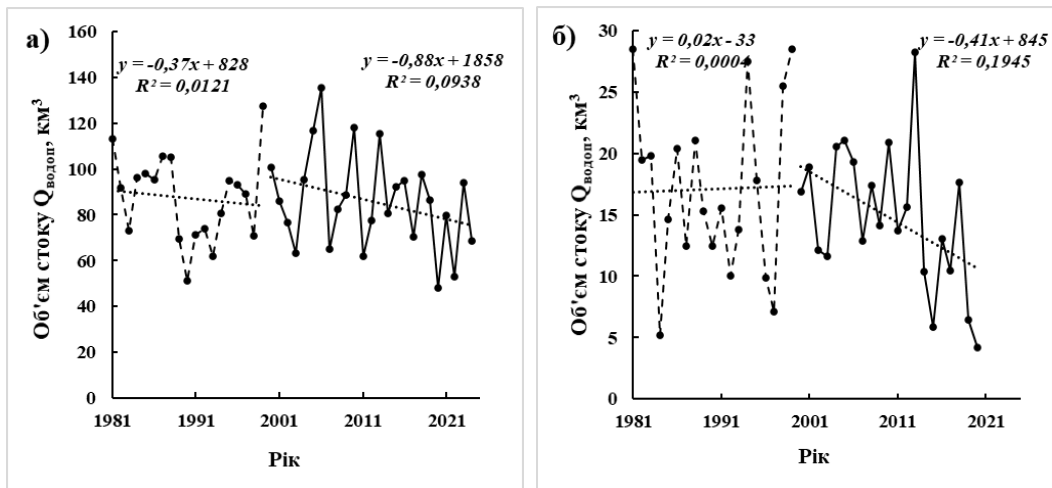


Рис. 5. Мінливість сумарного за період весняного водопілля (березень – червень) об'єму стоку за багаторічний період: а) р. Дунай; б) р. Дніпро

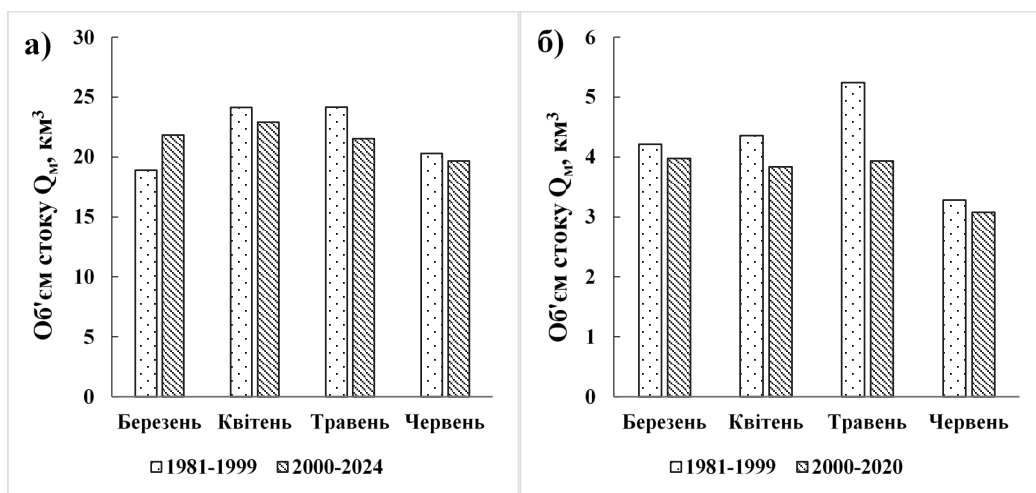


Рис. 6. Мінливість середніх за багаторічний період місячних об'ємів стоку під час весняного водопілля (березень – червень): а) р. Дунай і б) р. Дніпро

2004; Иванов и Тучковенко 2006; Гідрологічні та гідрохімічні показники ... 2008). Це означає, що Одеський район ПнЗЧМ розташований у зоні прямого впливу надходження трансформованих річкових вод Дніпра та Південного Бугу, особливо в багатоводні періоди року. Особливості поширення розпріснених вод із Дніпровсько-Бузького лиману описані в роботах В. С. Большакова (1970), В. О. Иванова та Ю. С. Тучковенка (2006).

Як трасер поширення на акваторії ПнЗЧМ трансформованих річкових вод можна розглядати солоність вод, оскільки на її просторово-часову мінливість не впливають хіміко-біологічні процеси, які відбуваються в морському середовищі. Тому для визначення впливу річкового стоку на формування гідрологічних умов в Одеському районі ПнЗЧМ було застосовано методи кореляційного аналізу між витратами річок і солоністю морської води поблизу м. Одеса.

Так, за період 1948–1982 рр. було встановлено наявність значущого парного кореляційного зв'язку річних стоків Дунаю та Дніпра із середніми річними значеннями солоності вод ($S_{\text{од}}$) на станції «Одеса-порт» (Альтман и др. 1988). Коефіцієнт кореляції солоності вод зі стоком Дніпра ($Q_{\text{дн}}$) дорівнював $-0,75$, а зі стоком Дунаю ($Q_{\text{дун}}$) – $-0,62$. Рівняння синхронної лінійної множинної регресії мало вигляд $S_{\text{од}} = 18,25 - 0,046Q_{\text{дун}} - 0,08Q_{\text{дн}}$. Коефіцієнт множинної кореляції дорівнював $0,84$. У роботі О. Н. Демидова (1991) наводиться кількісна залежність між середньою місячною солоністю води поблизу м. Одеса та середнім місячним об'ємом стоку Дніпра, отримана шляхом спільного аналізу коливань цих параметрів. Рівняння регресії має вигляд: $S_{\text{од}} = 19,67(Q_{\text{дн}} + 1)^{-0,169}e^{-0,01(Q_{\text{дн}}+1)}$. Кореляційне співвідношення зв'язку дорівнює $0,78$. Рівняння можна застосовувати у разі значень стоку Дніпра менших за $19 \text{ км}^3\text{міс}^{-1}$. Так, за даними гідрометеостанції «Одеса-порт», найбільший вплив паводка проявляється дещо пізніше, ніж в інших районах ПнЗЧМ, – у травні.

Закономірності зміни сезонних площ трансформації річкових вод у ПнЗЧМ описані Ю. П. Ільїним (2006). Зокрема, звертається увага на те, що площі опріснення, зумовлені сумарним річковим стоком Дунаю і Дніпра, зростають у березні та квітні, а у травні мають локальний мінімум (незважаючи на те, що це місяць максимального сумарного стоку), після чого зростають у червні й липні, коли сумарний стік зменшується. Пояснюється це тим, що в березні – травні відбувається зміна напрямку вітру із зимового північно-західного (дме на південний схід) на південно-східний (дме на північний захід), тобто опріснені води притискаються до узбережжя і площі зон трансформації зменшуються,

незважаючи на збільшення обсягу річкового стоку. У червні – липні знову посилюються вітри західних румбів (переважно північно-західний), тому опріснені води переносяться на схід, південний схід, а площа опріснення зростає навіть за істотного зниження обсягу прісної води, що надходить із річок.

Також у цій роботі представлені коефіцієнти кореляції солоності води в поверхневому шарі Одеського району ПнЗЧМ у липні – серпні з середньомісячними витратами річок Дунай і Дніпро + Південний Буг. Встановлені значущі коефіцієнти кореляції, які перевищують значення $0,4$, між солоністю води в липні та стоком Дунаю в травні, червні й липні, а також між солоністю води в липні та стоком Дніпро + Південний Буг у травні, червні; у серпні – зі стоком Дніпро + Південний Буг у травні – серпні (помісячно). Висунута гіпотеза, що висока кореляція між солоністю вод в Одеському районі ПнЗЧМ у липні і стоком р. Дунай у травні – липні пояснюється високою кореляцією з квітня по липень стоку річок між собою.

Отже, виникає питання, унаслідок яких гідрофізичних та гідродинамічних процесів стік р. Дунай може впливати на гідроекологічні характеристики екосистеми Одеського району ПнЗЧМ, враховуючи, що шлейф дунайських вод із поширенням уздовж західного узбережжя змішується спочатку зі стоком із Дністровського, а потім Дніпровсько-Бузького лиману. Відстань від Одеської затоки до гирлової частини р. Дунай становить понад 150 км , а до Кінбурнської протоки – близько 60 км . Тож гідродинамічне розбавлення дунайських вод на шляху до Одеського району ПнЗЧМ буде значно більшим, ніж дніпровсько-бузьких. У виняткових випадках води дунайського стоку можуть досягати району Цареградського гирла, але переважно вони не перетинають широту $45^{\circ}50'$ півн. ш. (тобто північну широту лиману Алібей) (Гідрологічні та гідрохімічні показники ... 2008).

За отриманими оцінками на основі аналізу візуальних супутникових знімків (Матвеев и Попов 2012) поширення дунайських вод має переважно південний, південно-східний напрямок у всі сезони року, з повторюваністю від $67,8 \%$ взимку до $74,3 \%$ влітку. Навесні повторюваність течій східного та північно-східного напрямків, які сприяють проникненню дунайських вод на північ, становить $25,5 \%$. Також встановлено, що східні напрямки вихідних струменів дунайської води у разі вітрів із південною складовою виникають за вітрів середньою швидкістю $3,3\text{--}5,3 \text{ м}\cdot\text{с}^{-1}$. Спрямовані на північ течії можуть виникати тільки за вітрів зі швидкостями не менше ніж $4,6\text{--}5,5 \text{ м}\cdot\text{с}^{-1}$. Отримані відносно невеликі величини коефіцієнта кореляції між напрямками поширення дунайських вод і вітру,

що за висновком авторів свідчить про істотний внесок густинної циркуляції вод у динамічно активному районі Придунайського узмор'я та прилеглих районах моря. Водночас наголошується, що тривалі вітри з південною складовою, повторюваність яких є великою у західній половині шельфу Чорного моря в тепле півріччя, можуть бути причиною припинення вздовж берегового поверхневого перенесення дунайських вод у південному напрямку та їх накопичення в центральних та північних районах ПнЗЧМ.

Відповідно до сучасних уявлень про особливості формування циркуляції вод в акваторії ПнЗЧМ, сформованих за результатами гідродинамічного моделювання, вона визначається: по-перше, потоками води через границю шельфу (ступенем проникнення на шельф Основної чорноморської течії – ОЧТ), зумовленими вітром; по-друге, сильною горизонтальною стратифікацією вод (градієнтом густини) біля західного берега, спричиненою річковим стоком. Унаслідок дії вітру поверхневі течії в ПнЗЧМ спрямовані здебільшого на південний захід, що викликає підвищення рівня моря вздовж західного берега й зумовлену цим градієнтну течію спрямовану на південь. Ця поверхнева течія компенсує надходження до ПнЗЧМ вод ОЧТ і визначається ним. Унаслідок сильної горизонтальної стратифікації, викликані стоком річок, у підповерхневому шарі (на горизонті 15–20 м) біля західного берега утворюється протитечія, спрямована на північ, яка через Одеську улоговину досягає Одеського району ПнЗЧМ. У полі середньомісячних кліматичних течій ця підповерхнева протитечія простежується цілий рік. Улітку проникнення вод ОЧТ на північно-західний шельф є мінімальним. Через це значно зменшується внесок у градієнт тиску підвищення рівня моря вздовж західного узбережжя ПнЗЧМ. У цей період року він підтримується переважно стоком річок і також обумовлює спрямовану на південь вздовжберегову течію, але значно слабшу. Водночас наявність біля західного берега прогрітих і опріснених вод (за відсутності прибережного апвелінгу) сприяє формуванню спрямованих на північ густинних течій, тобто в напрямку Одеського району ПнЗЧМ.

Описані вище процеси, що визначають циркуляцію вод в акваторії ПнЗЧМ, сприяють проникненню трансформованих дунайських вод до Одеського району ПнЗЧМ та впливу стоку р. Дунай на його гідроекологічні характеристики.

Зв'язок показників інтенсивності функціонування водної рослинності з об'ємами річкового стоку

Вплив річкового стоку на площі цвітіння фітопланктону за концентрацією хлорофілу-а. Визначалася наявність значущих статистичних зв'язків між об'ємами сумарного річкового стоку Дунаю і Дніпра

за багаторічний період і площами акваторій ПнЗЧМ, на яких середні за весняний сезон (березень – квітень) і щомісячні концентрації хлорофілу-а, визначені за супутниковими даними, перевищують встановлені для них порогові значення. Часові вікна даних уніфіковано для періоду 2000–2020 рр. із фокусом на весняно-літній сезон (березень – червень) через пікові надходження біогенів із повеннями; специфічні підперіоди (наприклад, березень – квітень) використовувалися для аналізу кумулятивного ефекту й обґрунтовані нижче. Результати аналізу представлені на рисунках 7–9.

Як і очікувалося, виявлено наявність значущого статистичного зв'язку з помірно позитивною кореляцією ($r > 0,5$, $p < 0,05$, де p – рівень статистичної значущості) (Field 2013) між середніми за сезон місячними обсягами річкового стоку в період 2000–2020 рр. і площею зон в акваторії ПнЗЧМ, на яких концентрація хлорофілу-а (*Chl-a*) перевищує обидва порогові значення – $2,23 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ та $4,63 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ (рис. 7).

Пояснюється це домінуючим впливом річкового стоку на продукцію фітопланктону в ПнЗЧМ через привнесення ним до моря значної кількості мінеральних форм біогенних речовин, які стимулюють первинне продукування органічної речовини на фоні підвищення температури води. Зауважимо, що аналогічний аналіз, обмежений періодом 2010–2020 рр., показує більш тісні кореляційні зв'язки між вказаними характеристиками ($r > 0,7$), що в першому припущенні пояснюється збільшенням прояву кліматичних змін, які відбуваються, а також підвищенням точності супутникових вимірювань і удосконаленням алгоритмів їх обробки.

Хоча і меншою мірою ($r = 0,38$, $p < 0,05$), ніж у попередньому випадку, але простежується (рис. 8а) також зв'язок між максимальними у весняний сезон кожного року значеннями місячного стоку та середньою за сезон площею перевищення аномальних значень концентрації хлорофілу-а ($> 4,63 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$). Тобто максимальний місячний об'єм стоку в один із весняних місяців року значною мірою впливає на площу цвітіння фітопланктону в акваторії ПнЗЧМ загалом за весь сезон.

Аналіз наявного зв'язку між щомісячними обсягами річкового стоку і площами зон перевищення порогових значень хлорофілу-а за багаторічний період 2000–2020 рр. показав, що найбільше він проявляється у квітні та червні (рис. 9). У травні зв'язок менш виражений через гідрологічні особливості поширення трансформованих річкових вод уздовж узбережжя, які спричинені зміною вітрових умов, що детально пояснюється в попередньому розділі цієї статті згідно з іншими даними (Ільїн 2006).

На рисунку 8б продемонстровано зв'язок між середніми місячними обсягами річкового

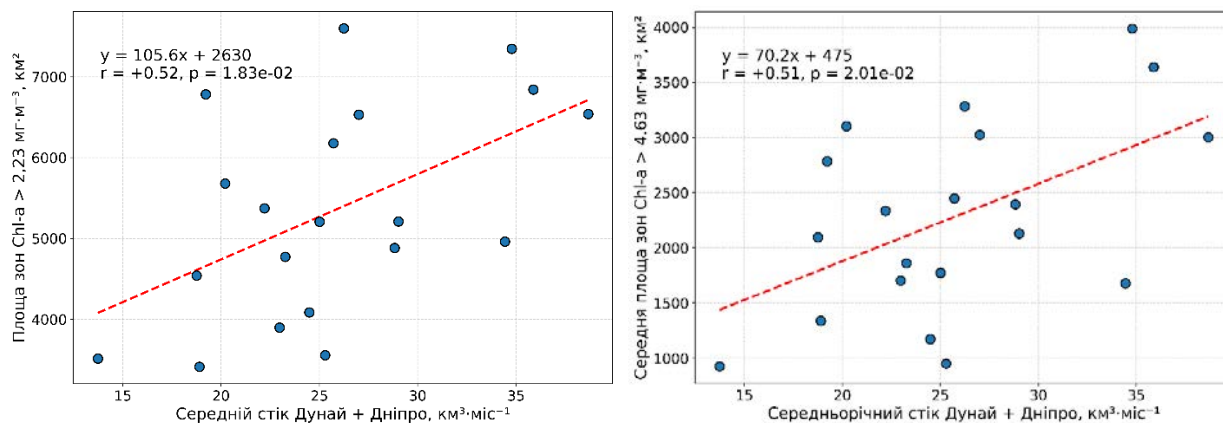


Рис. 7. Статистичний зв'язок між середніми за весняний сезон (березень – квітень) місячними об'ємами річкового стоку в період 2000–2020 рр. і площею акваторії ПнЗЧМ, на якій концентрації хлорофілу-*a* перевищували порогове значення 2,23 мг·м⁻³ (ліворуч) і 4,63 мг·м⁻³ (праворуч)

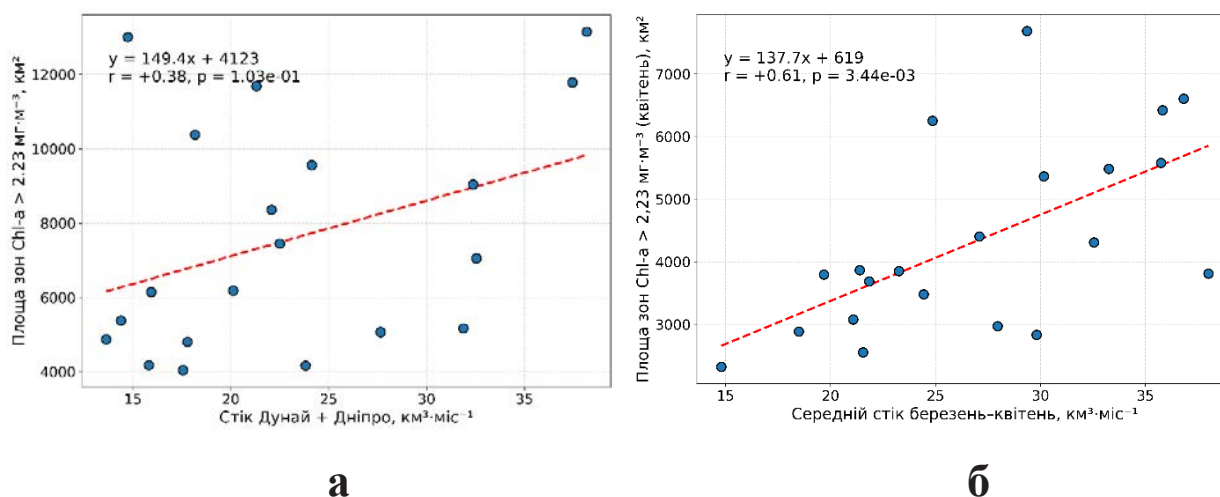


Рис. 8. Статистичний зв'язок між: а) максимальними у весняний сезон об'ємами місячного стоку та середньою за сезон площею перевищення аномально високих значень концентрації хлорофілу-*a* (> 4,63 мг·м⁻³); б) середніми місячними обсягами річкового стоку Дунаю і Дніпра в період березень – квітень із площею ділянок ПнЗЧМ, на яких концентрації хлорофілу-*a* перевищували порогове значення 2,23 мг·м⁻³ у квітні за період 2000–2020 рр.

стоку Дунаю і Дніпра в період березень – квітень за багаторічний період 2000–2020 рр. із площею ділянок ПнЗЧМ, на яких концентрації хлорофілу-*a* перевищували порогове значення 2,23 мг·м⁻³ у квітні. Отримана залежність із позитивним значущим коефіцієнтом кореляції $r = 0,61$ демонструє кумулятивний вплив річкового стоку за декілька місяців.

Результати проведеного аналізу свідчать, що річковий стік є значним чинником евтрофікації вод ПнЗЧМ, особливо у весняний період (з березня по червень), коли надходження з ним до моря поживних речовин досягає максимуму через весняні повені. Середні багаторічні площі зон евтрофованих вод ста-

новили приблизно 5900 км² для $Chl-a > 2,23$ мг·м⁻³ та 2300 км² для $Chl-a > 4,63$ мг·м⁻³.

У середньому збільшення сумарного річкового стоку Дунаю та Дніпра на 1 км³ у ранньовесняний період року асоціюється з розширенням площі евтрофних вод ($Chl-a > 2,23$ мг·м⁻³) на 150–200 км².

Отримані помірні значення коефіцієнтів лінійної кореляції зумовлені впливом інших, окрім об'ємів річкового стоку, природних і антропогенних чинників, які визначають швидкість продукування органічної речовини фітопланктоном у весняні місяці: наприклад, зміни температури води внаслідок прогріву вод, коливання вмісту в річковому стоці біогенних речовин, мінеральної і органічної зависі та інші.

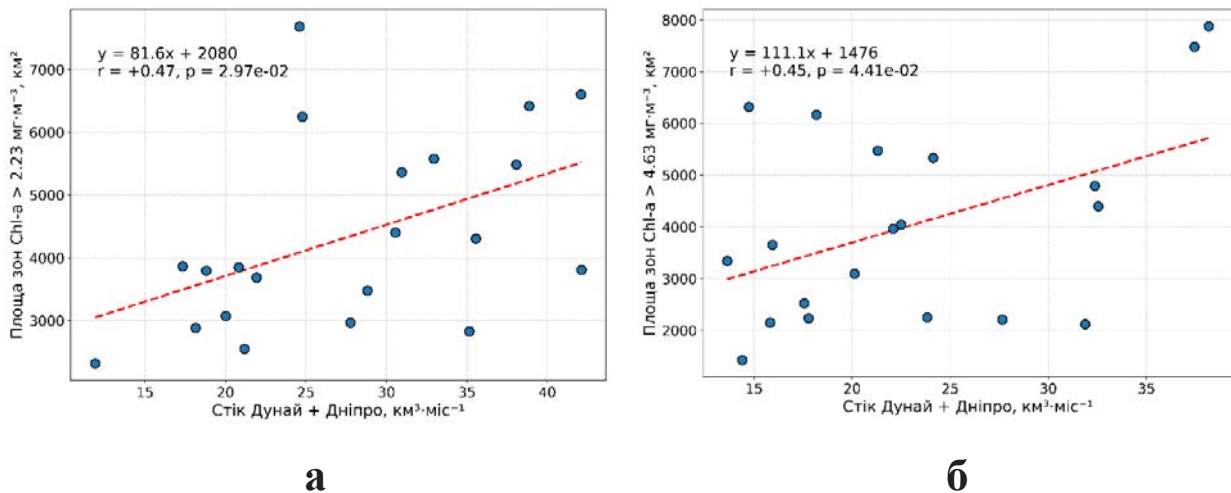


Рис. 9. Статистичний зв'язок між середніми місячними обсягами сумарного річкового стоку Дунаю і Дніпра у квітні (а) і червні (б) та площею ділянок ПнЗЧМ, на яких концентрації хлорофілу-а перевищували порогове значення 2,23 мг·м⁻³ у квітні (а) і 4,63 мг·м⁻³ у червні (б) за період 2000–2020 рр.

Вплив річкового стоку на часову мінливість угруповань фітопланктону. Мінливість середньомісячних значень показників фітопланктону Одеського регіону відповідає літературним даним про характер річної сукцесії ПнЗЧМ, пов'язаної з весняно-літньою, осінньо-зимовою і зимовою стадіями розвитку (Виноградова, Маштакова и Дерезюк 1986). Одним із головних чинників, які визначають зимову стадію сукцесії, є відсутність сезонного термокліну та збагачення вод фотичного шару біогенними речовинами внаслідок інтенсивної щільнісної конвекції і вітрового перемішування вод у період осінньо-зимових штормів. Найвищий рівень розвитку фітопланктону під час весняно-літньої стадії значною мірою визначається надходженням біогенних речовин із максимальним стоком річок у період весняного водопілля та паводків на фоні зростання температури води. При цьому на початку весни зберігається суттєвий вплив запасу біогенних речовин у фотичному шарі, сформованого внаслідок зимових гідродинамічних процесів.

Як прояв зимової стадії сукцесії із січня по березень спостерігається поступове зростання біомаси (B), площі поверхні (S) та індексу поверхні (SI) угруповань фітопланктону з незначним спадом у квітні (у період максимального стоку р. Дунай) (рис. 10). У квітні – червні в ПнЗЧМ формується активна весняна стадія сукцесії з різким зростанням показників N , B , S та SI , які в червні досягають максимуму, з подальшим поступовим спадом до вересня.

Квітневе зниження й різке травневе зростання S/W угруповань також відповідає уявленням про весняно-літню стадію сукцесії фітопланктону в ПнЗЧМ. Під час неї, на відміну від інших стадій, розвиток починається крупними формами, з низькою питомою

швидкістю росту та фотосинтезу, і закінчується дрібноклітинними високо функціональними формами (Виноградова, Маштакова и Дерезюк 1986). Запізнювання розвитку фітопланктону відносно максимумів стоку річок дає змогу припустити, що вплив цього чинника може характеризуватися поступовістю й затримкою максимальних проявів, тобто інерційністю системи. Це свідчить про доцільність аналізу не тільки синхронних, а й «віддалених» впливів. Крім того, можна припустити, що характеристики березневого стоку не матимуть визначального впливу на розвиток фітопланктону в цьому місяці внаслідок як інерційності реакції фітопланктону, так і наявності прояву інших чинників, що визначали попередню (зимову) стадію сукцесії.

Залежності, отримані для синхронних рядів даних місячного стоку річок і показників угруповань фітопланктону, відповідають теоретичним уявленням про вплив весняного водопілля на розвиток сукцесії фітопланктону. В березні, до початку активної повені, виявлені від'ємні кореляції між об'ємами стоку обох річок і сукупністю показників фітопланктону (табл. 1). Найбільш сильний обернений зв'язок у цьому місяці ($r_n = -0,78$) відзначається між $Q_{\text{Дніпро}}$ і S . Ця залежність описується степеневу регресією $S = 674127Q_{\text{Дніпро}}^{-1,214}$ з коефіцієнтом детермінації $R^2 = 0,66$, де S в мкм²м⁻³ і Q в км³міс⁻¹. Коефіцієнт кореляції оберненої степеневу залежності (r_n) між $Q_{\text{Дунай}}$ і S менший і дорівнює $-0,68$ зі значенням $R^2 = 0,57$ (табл. 1).

У квітні виявлено сильний або помірний прямий нелінійний зв'язок місячного об'єму стоку річки Дунай ($Q_{\text{Дунай}}$) з усіма показниками фітопланктону, крім S/W , позитивний зв'язок з яким є слабким (табл. 1). Максимальні значення кореляції з $Q_{\text{Дунай}}$

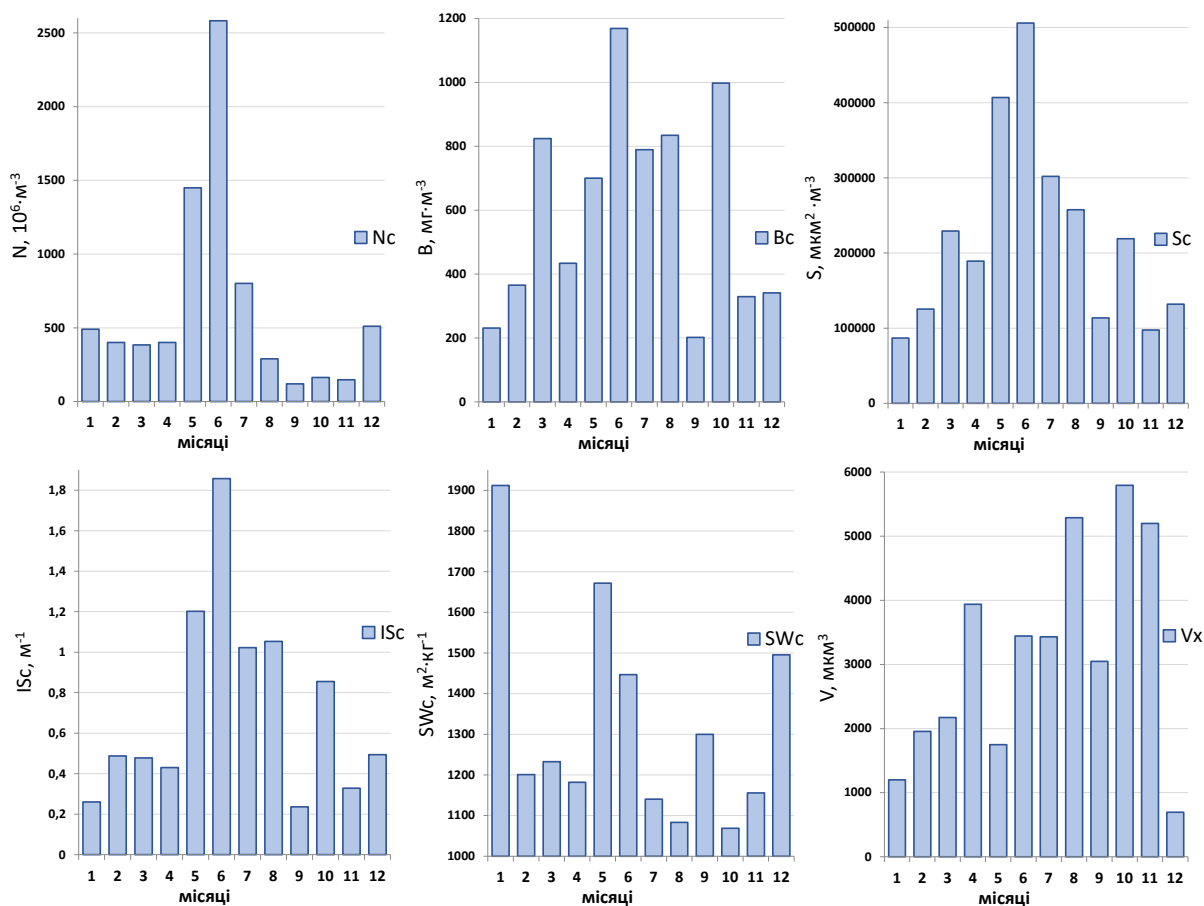


Рис. 10. Внутрішньорічна мінливість значення чисельності (N), біомаси (B), площі поверхні (S), індексу поверхні (SI), питомої поверхні (S/W) та середнього об'єму клітин (V) угруповань фітопланктону в Одеському районі ПнЗЧМ (за даними 2000–2001, 2006–2013 рр.)

Таблиця 1
Коефіцієнти нелінійної кореляції чисельності (N), біомаси (B), площі поверхні (S), індексу поверхні (SI), питомої поверхні (S/W) угруповань фітопланктону з об'ємами місячного стоку річок Дунай ($Q_{\text{Дунай}}$) та Дніпро ($Q_{\text{Дніпро}}$) в березні – червні (за даними 2000–2001, 2006–2013 рр.)

Стік річки	Місяць	N	B	S	IS	S/W
$Q_{\text{Дунай}}$	Березень	-0,58	-0,34	-0,68	-0,33	-0,49
	Квітень	0,55	0,35	0,51	0,76	0,23
	Травень	0,13	-0,03	-0,10	-0,54	-0,47
	Червень	-0,21	0,11	-0,07	0,26	0,45
$Q_{\text{Дніпро}}$	Березень	-0,37	-0,48	-0,78	-0,40	-0,33
	Квітень	0,14	0,61	0,44	0,72	-0,29
	Травень	-0,20	-0,21	-0,09	-0,50	-0,42
	Червень	0,17	0,32	0,27	0,38	0,51

виявлені для показника SI ($r = 0,76$). Квітневий об'єм стоку $Q_{\text{Дніпро}}$ також має найбільшу пряму кореляцію з SI ($r_n = 0,72$) (значення коефіцієнта нелінійної кореляції з біомасою B $r_n = 0,61$), що вказує на зростання біомаси та структурної складності угруповань. Як і обернені кореляційні залежності, цей прямий зв'язок також описується степенною регресією зі значеннями коефіцієнта детермінації (R^2) 0,59 і 0,51 для Дунаю і Дніпра відповідно (табл. 1). Ці позитивні

(прямі) зв'язки можуть бути пояснені як остаточним нівелюванням впливу фактора зимового гідрологічного перемішування, так і потужним впливом максимального квітневого паводка.

У травні об'єми стоку як Дунаю ($Q_{\text{Дунай}}$), так і Дніпра ($Q_{\text{Дніпро}}$) демонструють переважно слабкі обернені або близькі до нуля кореляції з показниками фітопланктону. Виняток становить SI , від'ємний коефіцієнт кореляції оберненого зв'язку якого

з $Q_{\text{Дунай}}$ дорівнює $-0,54$, а з $Q_{\text{Дніпро}}$ – $-0,50$ (табл. 1). Як прояв запізнювання впливу стоку річок, це узгоджується зі зростанням значень показників фітопланктону у разі зниження об'ємів стоку, тоді як внесені квітневим паводком біогенні речовини продовжують стимулювати розвиток водоростей. Крім того, у цей період стрімко зростає температура води. Вплив цього чинника на показники фітопланктону може домінувати над впливом змін річкового стоку.

У червні продовжується прояв ефекту запізнювання реакції фітопланктону на вплив весняного паводка, що зумовлює слабку кореляцію стоку річок з усіма показниками фітопланктону, крім S/W . Помірна позитивна (пряма) кореляція S/W з $Q_{\text{Дніпро}}$ ($r_n = 0,51$) і $Q_{\text{Дунай}}$ ($r_n = 0,45$) може бути пов'язана зі зниженням функціональної активності водоростей на фоні нормалізації стоку річок після завершення весняної стадії сукцесії фітопланктону.

Таким чином, незважаючи на відмінності водного режиму Дніпра та Дунаю, а також значну міжрічну варіативність об'єму стоку у весняний період різних років, реакція структурно-функціональної організації фітопланктону на зміни стоку цих річок має спільні особливості (табл. 1). Це може бути пов'язано із закономірностями розвитку сукцесійних змін на етапах перебудови структури угруповань, а також із відзначеними раніше особливостями впливу зміни вітрових умов на розповсюдження шлейфа трансформованих річкових вод уздовж узбережжя ПнЗЧМ.

Для перевірки припущення, що стік річок надає тривалий вплив на фітопланктон, були проаналізовані кореляційні зв'язки об'єму стоку певного місяця з біологічними показниками наступних місяців.

Під час сумісного аналізу березневого річкового стоку Дунаю та Дніпра і квітневих показників фітопланктону було виявлено сильний прямий зв'язок з B ($r_n = 0,71$ і $0,77$ відповідно), а для Дунаю також із SI ($r_n = 0,62$) (табл. 2).

Ці нелінійні кореляційні залежності описуються графіками поліноміальної регресії зі значеннями коефіцієнта детермінації (R^2) $0,53$ і $0,68$ відповідно (рис. 11).

Вплив березневого стоку (Q) на показники фітопланктону в травні характеризувався оберненими кореляціями: помірними для Дунаю і сильними для Дніпра (табл. 2). Максимальні кореляції з $Q_{\text{Дніпро}}$, що описуються поліноміальною регресією зі значеннями R^2 відповідно $0,72$, $0,80$ та $0,94$, були виявлені для SI ($r_n = -0,73$), S ($-0,76$) та N ($-0,75$) фітопланктону (табл. 2). Помірний обернений зв'язок з $Q_{\text{Дніпро}}$ виявлений також для S/W_c ($r_n = -0,57$).

Вплив березневого стоку Дунаю ($Q_{\text{Дунай}}$) на значення показників фітопланктону в червні був слабким, тоді як зберігався сильний обернений зв'язок $Q_{\text{Дніпро}}$ з N ($r_n = -0,71$, $R^2 = 0,85$) і помірний – з SI ($r_n = -0,61$) і S/W ($r_n = -0,64$) (табл. 2).

Таким чином, спільною рисою «віддаленої» реакції фітопланктону на вплив березневого місячного стоку $Q_{\text{Дунай}}$ і $Q_{\text{Дніпро}}$ був сильний прямий зв'язок із біомасою у квітні й обернені зв'язки з показниками у травні: помірні для $Q_{\text{Дунай}}$ і сильні для $Q_{\text{Дніпро}}$ (табл. 2). Зв'язок $Q_{\text{Дніпро}}$ з питомою поверхнею S/W характеризувався поступовим зростанням оберненої кореляції від квітня до червня зі слабкими оберненими зв'язками з $Q_{\text{Дунай}}$. Зв'язок між березневим стоком $Q_{\text{Дунай}}$ і показниками фітопланктону в червні був фактично відсутній. Для $Q_{\text{Дніпро}}$ зберігалися виражені, але недостатньо достовірні обернені зв'язки.

Зв'язок квітневого стоку $Q_{\text{Дунай}}$ і $Q_{\text{Дніпро}}$ з показниками угруповань фітопланктону в травні був слабким оберненим. Для $Q_{\text{Дніпро}}$ ця тенденція зберігалася і в червні (табл. 3). Зв'язки квітневого стоку $Q_{\text{Дунай}}$ з показниками фітопланктону в червні були прямими й досягали $0,60$ для B .

Місячний травневий стік $Q_{\text{Дунай}}$ мав помірний прямий зв'язок із червневими показниками фітопланктону (крім N і S/W) за максимальної кореляції з B ($r_n = 0,62$). Вплив травневого стоку $Q_{\text{Дніпро}}$ на показники фітопланктону в червні був слабким, окрім N і S/W , для яких зв'язок був сильнішим ($r_n = 0,40$ і $0,46$) (табл. 4).

Таким чином, стік Дунаю і Дніпра ($Q_{\text{Дунай}}$ і $Q_{\text{Дніпро}}$) надавав не тільки синхронний, але й «віддалений» вплив на розвиток фітопланктону, забезпеченість

Таблиця 2

Коефіцієнти кореляції стоку річок Дунай ($Q_{\text{Дунай}}^{-3}$) і Дніпро ($Q_{\text{Дніпро}}^{-3}$) в березні та показників угруповань фітопланктону (чисельності (N), біомаси (B), площі поверхні (S), індексу поверхні (SI), питомої поверхні (S/W)) у квітні – червні (за даними 2000–2001, 2006–2013 рр.)

Стік річки в березні	Місяць впливу	N	B	S	SI	S/W
$Q_{\text{Дунай}}^{-3}$	Квітень	0,37	0,71	0,47	0,62	-0,04
	Травень	-0,34	-0,45	-0,58	-0,43	-0,19
	Червень	-0,28	0,38	0,14	0,08	-0,28
$Q_{\text{Дніпро}}^{-3}$	Квітень	-0,18	0,77	0,25	0,42	-0,41
	Травень	-0,75	-0,54	-0,76	-0,73	-0,57
	Червень	-0,71	-0,19	-0,44	-0,61	-0,64

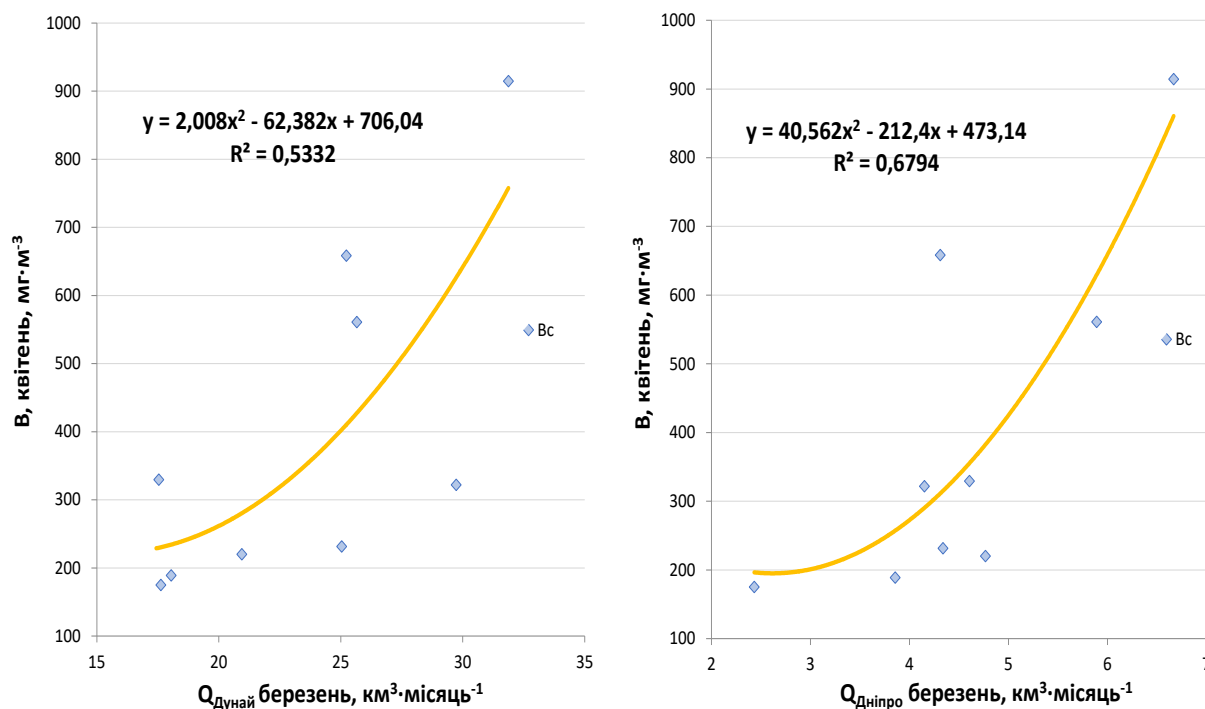


Рис. 11. Поліноміальні регресійні залежності між місячними об'ємами стоку Дунаю ($Q_{\text{Дунай}}$) і Дніпра ($Q_{\text{Дніпро}}$) у березні та індексом SI у квітні (за даними 2000–2001, 2006–2013 рр.)

Таблиця 3

Коефіцієнти кореляції стоку річок Дунай ($Q_{\text{Дунай}}^{-4}$) і Дніпро ($Q_{\text{Дніпро}}^{-4}$) у квітні та показників угруповань фітопланктону (чисельності (N), біомаси (B), площі поверхні (S), індексу поверхні (SI), питомої поверхні (S/W)) у травні – червні (за даними 2000–2001, 2006–2013 рр.)

Стік річки у квітні	Місяць впливу	N	B	S	SI	S/W
$Q_{\text{Дунай}}^{-4}$	травень	-0,00	-0,12	-0,19	-0,21	-0,15
	червень	0,07	0,60	0,50	0,46	0,07
$Q_{\text{Дніпро}}^{-4}$	травень	-0,07	-0,02	-0,17	-0,17	-0,42
	червень	-0,09	-0,01	-0,08	0,04	0,06

Таблиця 4

Коефіцієнти кореляції стоку річок Дунай ($Q_{\text{Дунай}}^{-5}$) і Дніпро ($Q_{\text{Дніпро}}^{-5}$) у травні та показників угруповань фітопланктону (чисельності (N), біомаси (B), площі поверхні (S), індексу поверхні (SI), питомої поверхні (S/W)) у червні (за даними 2000–2001, 2006–2013 рр.)

Стік річки у травні	Місяць впливу	N	B	S	SI	S/W
$Q_{\text{Дунай}}^{-5}$	червень	0,10	0,62	0,50	0,53	0,13
$Q_{\text{Дніпро}}^{-5}$	червень	0,40	-0,06	0,12	0,26	0,46

кореляційних зв'язків якого зіставна із синхронізованими (на місячному часовому масштабі) впливами. Це відповідає припущенню про «запізнення» реакції фітопланктону на вплив весняного паводка, що пов'язано як із поступовим поширенням насичених біогенними речовинами річкових вод на акваторії ПнЗЧМ, так і з поступовим розвитком процесів сукцесії фітопланктону. Загалом реакція фітопланктону на вплив обох річок мала спільні риси за складного розвитку структурно-функціональних перебудов.

Аналіз наведених результатів дає змогу розглядати весняний період розвитку фітопланктону (з березня по червень) як результат переходу від домінування чинників, пов'язаних із зимовою штормовою активністю до впливу, зумовленого збільшенням паводкового стоку річок Дунай та Дніпро і особливостями їх поширення. Аналіз показників фітопланктону Одеської затоки свідчить про можливість запізнення ефектів впливу річкового стоку на показники фітопланктону в цьому регіоні, який може проявлятися в наступні місяці.

Визначені за результатами аналізу регресійні залежності, які пов'язують місячні об'єми стоку Дунаю і Дніпра з морфофункціональними показниками фітопланктону в Одеському районі ПнЗЧМ і в подальшому можуть бути використані для отримання прогнозних оцінок зміни показників, викликаних кліматичними чинниками, наведені в таблиці 5.

Таким чином, стік Дунаю і Дніпра ($Q_{\text{Дунай}}$ і $Q_{\text{Дніпро}}$) надавав не тільки синхронний, але й «віддалений» вплив на розвиток фітопланктону, забезпеченість кореляційних зв'язків якого збігається із синхронізованими (на місячному часовому масштабі) впливами. Це відповідає припущенню про «запізнення» реакції фітопланктону на вплив весняного паводка, що пов'язано як із поступовим поширенням насичених біогенними речовинами річних вод по акваторії ПнЗЧМ, так і з поступовим розвитком процесів сукцесії фітопланктону. Загалом реакція фітопланктону на вплив обох річок мала спільні риси за складного розвитку структурно-функціональних перебудов.

Зв'язок об'єму річкового стоку з морфофункціональними індикаторами водоростей бентосу та перифітону. Серед різних життєвих форм морської рослинності макрофіти бентосу та перифітону є найбільш зручним біологічним об'єктом оцінки екологічного стану морської системи, оскільки вони мають досить тривалий життєвий цикл, є закріпленими формами, тому їх можна розглядати як найбільш надійний «біологічний прилад», що відображає інформацію про інтегральну якість морського середовища за певний проміжок часу для певної акваторії.

Також важливою складовою фітобентосу є мікроепіфітон, який розвивається на макрофітах і швидко реагує на зміни в навколишньому середовищі. На погіршення умов у водоймі епіфітний компонент реагує інтенсивним розвитком, що призводить до переважаючого його внеску. Ця закономірність дає змогу визначати екологічний стан водоймом.

Автотрофна функція створення первинної органічної речовини морською рослинністю є першим етапом у трансформації речовино-енергетичних потоків, які з часом трансформуються в наступних

трофічних ланках морських екосистем. Отже, інтенсивність функціонування автотрофних угруповань бенталі та інших твердих природних чи антропогенних субстратів, розташованих у морському середовищі, дає можливість отримувати інформацію про загальну швидкість екологічних процесів та екологічний статус акваторії. Ці особливості закріплених водоростей роблять використання їх функціональних індикаторів пріоритетними під час проведення моніторингової та прогнозної оцінки. Однак найбільш складним і відповідальним методологічним завданням є пошук та опис закономірностей впливу різних абіотичних факторів на значення морфофункціональних показників угруповань фітобентосу й фітоперифітону.

На швидкість первинно-продукційного процесу насамперед впливають такі кліматичні фактори, як фотосинтетично активна радіація, температурний режим, а також концентрація мінеральних та органічних сполук азоту й фосфору, більша частина яких надходить до морського середовища з водозбірною басейну з річковим стоком. Потік сонячної радіації і пов'язаний із ним температурний режим є досить стабільними циклічними внутрішньорічними регіональними факторами в межах кліматичного періоду та можуть розглядатися як сезонна кліматична константа для певного географічного розташування морської системи. Порівняно з потоком сонячної радіації і температурою, алохтонна поживна речовина, яка істотно інтенсифікує функцію автотрофних угруповань, є більш динамічним фактором на міжрічному часовому масштабі, оскільки залежить від антропогенних навантажень на прилеглих територіях і метеорологічних умов. Отже, якість і обсяг річкового стоку, який привносить поживні речовини в морське середовище, можна розглядати як провідний кліматично-антропогенний фактор, який формує інтенсивність функціонування морської рослинності та пов'язану із цим процесом певну категорію ESC.

Попередні дослідження свідчать (Kvach et al. 2025), що водність року, яка вимірюється річним об'ємом стоку (Q), достовірно впливає на індикатори морфофункціональної організації макрофітів

Таблиця 5

Регресійні залежності кореляційного зв'язку між стоком Дунаю ($Q_{\text{Дунай}}$) та Дніпра ($Q_{\text{Дніпро}}$) ($\text{км}^3 \cdot \text{міс}^{-1}$) і показниками фітопланктону ПнЗЧМ (біомаса (B , $\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$), індекс поверхні (SI , м^1), питома поверхня (S/W , $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$))

Місячний об'єм стоку – предиктор	Показники фітопланктону (предиктори прогнозу)	
	у квітні	у червні
Березень	$B = 2,008Q_{\text{Дунай}}^2 - 62,382Q_{\text{Дунай}} + 706,04$ $B = 40,562Q_{\text{Дніпро}}^2 - 212,4Q_{\text{Дніпро}} + 473,14$	–
Квітень	$SI = 0,0007Q_{\text{Дунай}}^2 - 0,0232Q_{\text{Дунай}} + 0,451$ $SI = 0,0045Q_{\text{Дніпро}}^2 - 0,0031Q_{\text{Дніпро}} + 0,273$	$B = 5,3024Q_{\text{Дунай}}^2 - 175,58Q_{\text{Дунай}} + 1789,4$
Травень	–	$B = 2,7771Q_{\text{Дунай}}^2 - 37,238Q_{\text{Дунай}} + 247,52$
Червень	–	$S/W = -72,894Q_{\text{Дніпро}}^2 + 753,25Q_{\text{Дніпро}} - 586,68$

(питому поверхню популяції (S/W), індекс поверхні (SI) тощо) у районах безпосереднього впливу стоку. Особливо чітка картина впливу об'єму стоку на інтенсивність функціонування макрофітів спостерігається тоді, коли на морському узбережжі зменшується антропогенне навантаження, а метеорологічні умови, які визначають річковий стік, стають головним чинником формування швидкості первинно-продукційного процесу. Така ситуація виникла під час воєнного стану в Україні, коли в найбільш маловодний за останнє десятиріччя 2022 рік (з річним об'ємом стоку Дунаю $Q = 137 \text{ км}^3 \cdot \text{рік}^{-1}$) було заборонено будь-яке цивільне використання морських акваторій через їх мінування. У цей рік значення SI фітоценозів на одеському узбережжі скоротилися практично у три рази – з 35 до 12 (од.), а категорії ESC зросли із середньої (Moderate) до високої (High) (Kvach et al. 2025). Таку залежність підтверджує зв'язок річного стоку найбільшої для північно-західної частини Чорного моря річки Дунай з морфофункціональним індикатором S/W , який відображає середню функціональну активність флористичного складу макрофітів (рис. 12). У цій залежності найбільш показовим є 2022 р., коли маловодність року і зняття антропогенного навантаження стали причиною підняття категорії ESC до високої (High). Починаючи з 2023 р., після руйнування греблі Каховського водосховища, абсолютні значення індикатора середньої питомої поверхні флористичного складу макрофітів (S/W_x) почали зростати, а категорія ESC знизилася

до середньої (Moderate) (див. рис. 12). Це є проявом хронічних наслідків Каховської екологічної катастрофи, коли поживні речовини надходять у морську екосистему не лише з водами річкового стоку, а й з донних осадових, що кваліфікується як вторинне евтрофування.

Аналіз багаторічного зв'язку морфофункціональних показників угруповань макроперифітону, що зростають на навігаційних буях підхідного каналу судового ходу «Дунай – Чорне море», зі стоком р. Дунай дав можливість отримати прогностичний зв'язок, що пов'язує річні обсяги річкового стоку ($Q_{\text{річ}}$) з 5 категоріями ESC через значення морфофункціонального індикатора макрофітів SI – індекс поверхні фітоценозів. Дані моніторингу SI показали, що в період 2004–2021 рр. в авандельті Дунаю з переходом від маловодних до багатоводних років у різні сезони року категорії ESC можуть коливатися від високої (High) до недостатньої (Poor) (Minicheva and Marinets 2023).

Пошук прогностичних зв'язків ускладнюється, коли йдеться про регіон, на який одночасно впливають кілька річкових систем. Така ситуація має місце під час оцінки українського сектора Чорного моря, включно з прибережними та відкритими районами шельфу, де на глибинах 15–50 м також масово розвиваються угруповання червоної макроводорості з роду філофора (*Phyllophora* Greville). Із чотирьох великих річок ПнЗЧМ найбільшій та вагомий річний стік мають річки Дунай та Дніпро (у середні за

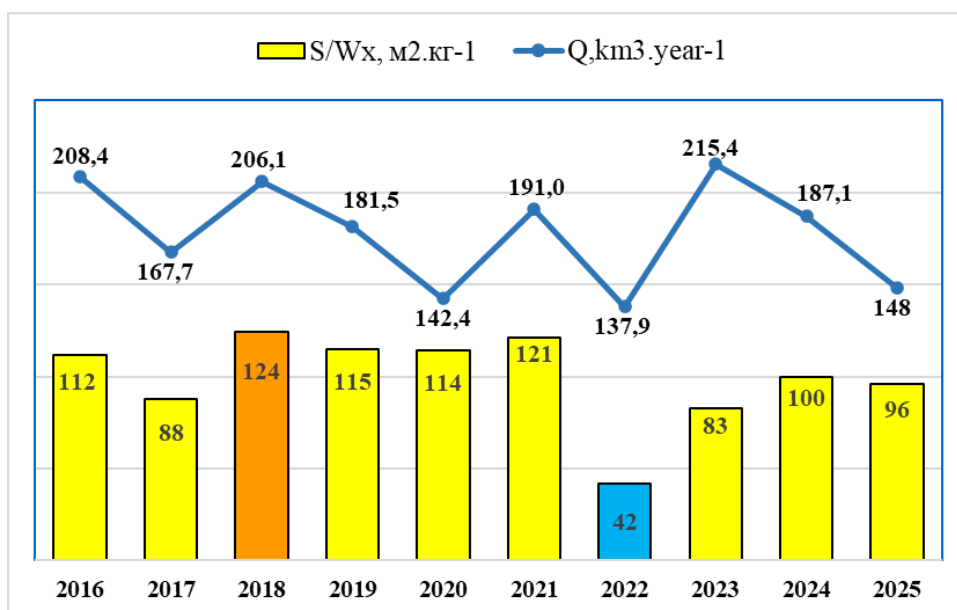


Рис. 12. Залежність середньої питомої поверхні угруповань макрофітів (S/W_x , м²·кг⁻¹) прибережної зони Дунай-Дніпровського міжріччя і відповідності цього індикатора категорії екологічного статусу (ESC) від річного об'єму стоку (Q , км³·рік⁻¹) р. Дунай: М – (Moderate) середній, жовтий; Р – (Poor) недостатній, помаранчевий; Н – (High) високий, блакитний

водністю роки за період 1981–2020 рр.: 207 км³ – для Дунаю, 40,7 – для Дніпра, 7,85 – для Дністра і 2,7– для Південного Бугу). Вочевидь, що зони впливу річок Дунай і Дніпро в українському секторі Чорного моря залежать від загального об’єму стоку та змінюються в часі та просторі залежно від особливостей формування стоку на водозборах річок, чинників, які визначають адвекцію та дифузійне розсіювання річкових вод у морському середовищі, зокрема вітрових умов, просторових градієнтів густини води.

Для з’ясування впливу стоку річок із різною інтенсивністю розвантаження у весняний та осінній періоди 2021 року було проведено спеціально змодельований експеримент із вимірами зміни морфологічних індикаторів макрофітів, які розвиваються на штучних субстратах у зоні з практично однаковим ступенем гідродинамічного розведення (трансформації) дунайських і дніпровських вод. Такі зони визначалися за схожими значеннями солоності. З’ясувалося, що річковий стік, який протягом місяця омивав субстрати з фітоперифітоном, у декілька разів змінював значення морфологічних індикаторів макрофітів залежно від місячного об’єму стоку. У весняний період 2021 року об’єм місячного стоку р. Дунай ($Q_{\text{Дунай}}$) у період із середини квітня до середини травня був у 3,9 раза вищим порівняно зі стоком р. Дніпро і сформував ценози фітоперифітону, для яких значення індикатора середньої питомої поверхні флористичного складу (S/W) було у 2,2 раза вищим. Восени (у жовтні) відповідні показники були вищими щодо Q – у 3,5 раза, а для S/W – у 3,3 раза (табл. 6).

Ці дані свідчать, що за інших сезонних регіональних факторів (освітлення, температурний режим), які впливають на формування первинно-продукційного процесу, річковий стік, який визначає інтенсивність потоків поживних речовин, стає домінуючим чинником у формуванні морфологічної організації

угруповань макрофітів і пов’язаних із нею категорій ESC морської екосистеми.

З огляду на вищенаведені факти реакції морфофункціональної організації угруповань макрофітів на об’єми стоку найбільших річок, які надходять до ПнЗЧМ, уперше було проведено спробу сумісного аналізу багаторічних даних щодо місячних об’ємів стоку річок Дунай і Дніпро та функціональних індикаторів угруповань бентосної рослинності, отриманих протягом перших десятиріччя нинішнього сторіччя (2000–2024 рр.), із метою виявлення зв’язку між ними. Для підвищення достовірності зв’язків аналізувалися дані щодо річкового стоку в березні – червні – місяцях найбільш високої біологічної активності угруповань фітобентосу (макрофітів і мікроепіфітів), які збігаються з весняним водопіллям. Для отримання прогностичних залежностей розглядалися морфологічні індикатори угруповань макрофітів і мікроепіфітів, які зростають уздовж одеського узбережжя на глибинах до 5 м.

Питома поверхня флористичного складу макроводоростей (S/W), яка відображає функціональну активність автотрофних угруповань, виявилася найбільш чутливим індикатором відгуку на надходження поживних речовин із річковим стоком. Для неї були побудовані діаграми розсіювання та визначені коефіцієнти апроксимаційних рівнянь, які відображають наявний статистичний зв’язок між середніми значеннями S/W флористичного складу макрофітів і величинами місячного стоку річок Дунай і Дніпро за багаторічний період (рис. 13).

Для визначення наявності тенденцій у змінах основних морфологічних показників макрофітів за зміни місячних об’ємів стоку річок у період весняного водопілля застосовувалась апроксимація лінійною кореляційною залежністю виду $y = bx$ (регресія $y = bx + a$ з $a = 0$, без вільного члена). У цьому випадку коефіцієнт детермінації R^2 показує частку мінливості залежної змінної (морфологічно-

Таблиця 6

Порівняльна характеристика впливу показників річкового стоку Дунаю і Дніпра на морфологічний індикатор (S/W) угруповань фітоперифітону штучних субстратів, розташованих у зонах розвантаження стоку в морську екосистему

Показник	Весна 2021 р.		Осінь 2021 р.	
	Авандельта Дунаю (17.05)	Дніпровсько-Бузький лиман (21.05)	Авандельта Дунаю (24.10)	Дніпровсько-Бузький лиман (03.11)
Солоність (S), ‰	0,4	0,34	0,43	0,4
Температура (T), °C	18,3	20	13,5	12,6
Об’єм річкового стоку (Q), км ³ (середина квітня – середина травня 2021 р.)	18,7	4,79	–	–
Об’єм річкового стоку (Q), км ³ (жовтень, 2021 р.)	–	–	9,16	2,62
Функціональна активність флористичного складу фітоперифітону (S/W), м ² ·кг ⁻¹	261,3	118,2	910,7	277,7

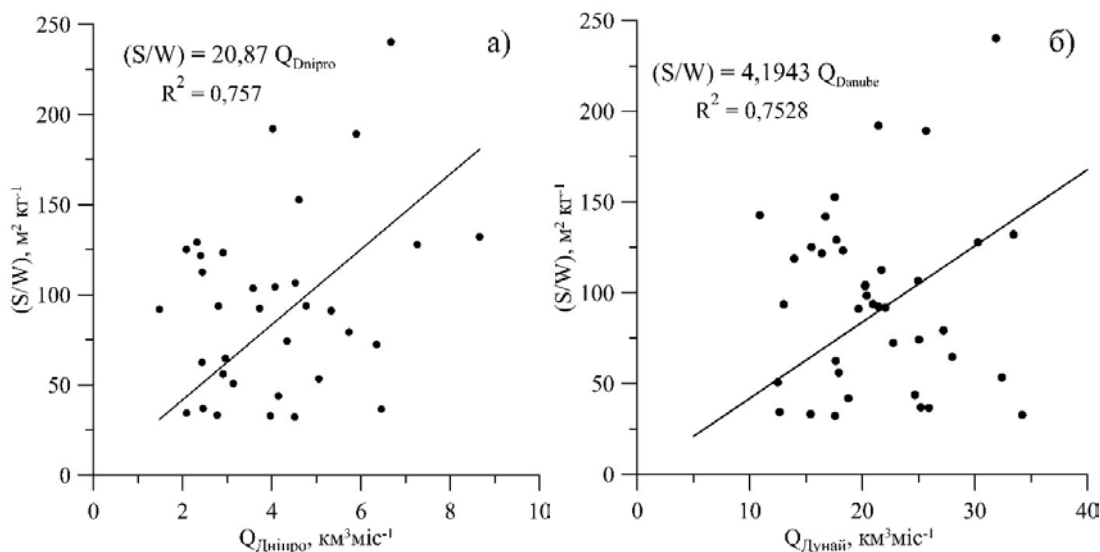


Рис. 13. Розсіювання і статистичний зв'язок між функціональною активністю флористичного складу угруповань макрофітів (S/W), $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$, з об'ємами місячного стоку Дніпра ($Q_{\text{Дніпра}}$) (а) і Дунаю ($Q_{\text{Дунай}}$) (б), $\text{км}^3 \cdot \text{міс}^{-1}$, у період весняного водопілля (березень – червень, 2000–2024 рр.)

нального параметру) від місячного стоку, яка пояснюється вибраним видом регресійної залежності. Він розраховується в інший спосіб, ніж для загального випадку лінійної регресії (Bartels 2015). Цей прогностичний зв'язок свідчить, що у разі збільшення річкового стоку, який привносить мінеральні й органічні речовини азоту та фосфору, забезпечується домінування видів із найбільш високою питомою поверхнею поглинання поживних речовин із морського середовища. Висока концентрація поживних речовин забезпечує перевагу розвитку видів водоростей із розгалуженими талломами, невеликими розмірами слані та коротким життєвим циклом, здатних до забезпечення більш високої швидкості первино-продукційного процесу.

Зауважимо, що значний розкид точок відносно ліній регресії (рис. 13) свідчить, що на морфофункціональні показники макрофітів впливають і інші природні й антропогенні чинники, крім обсягів річкового стоку, але тенденції зміни цих показників у широкому діапазоні визначаються саме річковим стоком. Більш чітко виражені прямо пропорційні лінійні залежності вказаного типу зі значно меншим розкидом точок відносно апроксимаційної прямої, отримані для інтегральної залежності питомої поверхні флористичного складу макроводоростей (S/W) у травні від об'ємів місячного стоку річок у березні – травні, тобто включно з місяцями, які передували травню. Також було встановлено добрий статистичний зв'язок у вигляді прямо пропорційної лінійної залежності між індексом поверхні фітоценозу макрофітів (SI) і стоком Дніпра у відповідні

місяці весняного водопілля (квітень – червень). Зі збільшенням об'ємів стоку Дніпра у весняні місяці SI також зростає.

Внесок епіфітного компонента (C_e) – показника, який відображає інтенсивність розвитку мікрофітів, виявився чутливим індикатором мікроепіфітону на надходження поживних речовин із річковим стоком. Для нього також були побудовані діаграми розсіювання та визначені коефіцієнти апроксимаційних рівнянь, які відображають наявний статистичний зв'язок між середніми значеннями C_e і величинами місячного стоку річок Дунай і Дніпро за багаторічний період (рис. 14).

Цей зв'язок полягає в тому, що зі збільшенням місячних обсягів річкового стоку у весняний період відбувається інтенсивніший розвиток водоростей мікроепіфітону, які таким чином реагують на відповідне збільшення трофності морських вод через надходження поживних речовин.

Висновки

За результатами аналізу даних спостережень за витратами річок Дунай і Дніпро в замикальних створах (гідропости «Рені – гідроствор 54 миля» та «Каховська ГЕС» відповідно) встановлено, що в період 2000–2024 рр. спостерігаються наявні тенденції до загального зниження об'ємів стоку обох річок як загалом за рік, так і у весняний період (березень – червень). Виявлено зростання амплітуди коливань величин річного стоку в період 2000–2024 рр. порівняно з 1981–1999 рр., що свідчить про вплив сучасних кліматичних змін, які проявляються в нерівномірному розподілі опадів упродовж року,

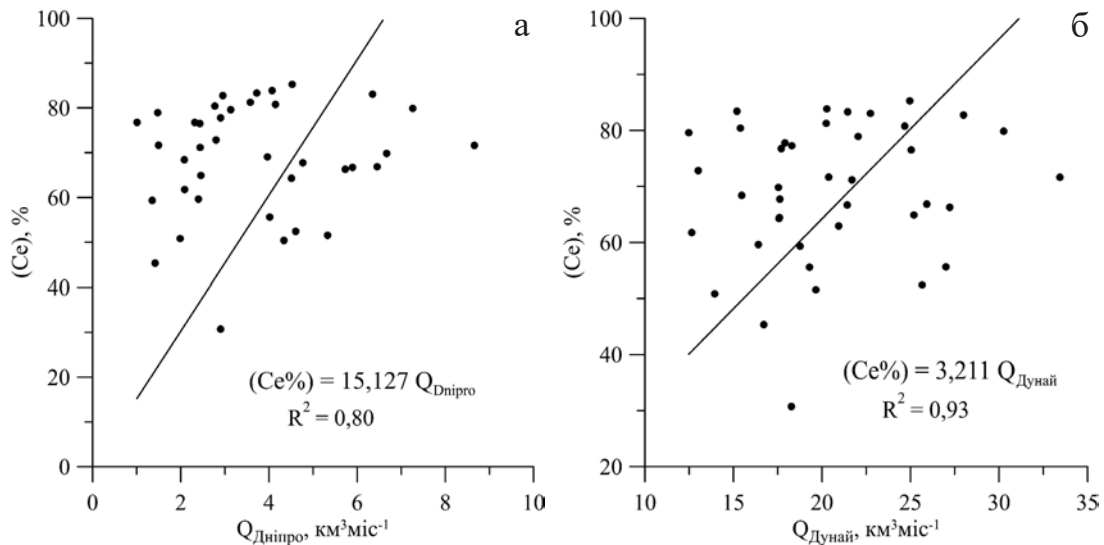


Рис. 14. Розсіювання і статистичний зв'язок між внеском епіфітного компонента (C_e , %) і об'ємами місячного стоку Дніпра ($Q_{\text{Дніпра}}$) (а) і Дунаю ($Q_{\text{Дунай}}$) (б), $\text{км}^3 \text{міс}^{-1}$, у період весняного водопілля (березень – червень, 2007–2024 рр.)

збільшенні частоти інтенсивних паводків і водночас посушливих періодів. Для Дунаю і Дніпра весняне водопілля залишається основною фазою формування стоку, на яке припадає 40–43 % річного об'єму стоку.

На підставі аналізу літературних джерел надано наукове обґрунтування механізмів впливу річкового стоку Дунаю і Дніпра на морфофункціональні показники автотрофних угруповань в Одеському районі ПнЗЧМ.

Результат аналізу статистичних зв'язків між об'ємами сумарного річкового стоку Дунаю і Дніпра за період 2000–2020 рр. і площами акваторій ПнЗЧМ з концентрацією хлорофілу-*a* у весняний сезон (березень – квітень), які перевищують встановлені для них порогові значення ($2,23 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ – для помірного рівня евтрофікації, $4,63 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ – для високого рівня), показав, що вони можуть бути описані рівняннями прямої лінійної регресії. Середні багаторічні площі зон із високою концентрацією хлорофілу-*a* становили приблизно 5900 км^2 для $Chl-a > 2,23 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ та 2300 км^2 для $Chl-a > 4,63 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ в період 2000–2020 рр. Збільшення сумарного річкового стоку Дунаю та Дніпра на 1 км^3 у ранньовесняний період року асоціюється з розширенням площі евтрофних вод ($Chl-a > 2,23 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$) на $150\text{--}200 \text{ км}^2$. Зв'язок між щомісячними обсягами річкового стоку і площами зон перевищення порогових значень хлорофілу-*a* в період 2000–2020 рр. найбільше проявляється у квітні та червні. Отримані регресійні залежності можуть бути використані в подальшому для діагнозу та прогнозу розвитку процесу евтрофікації вод ПнЗЧМ.

Аналіз синхронних впливів місячного стоку річок на показники фітопланктону у весняний період (березень – червень) виявив схожий характер зв'язків як для Дунаю, так і для Дніпра, рівень яких був максимальним для показників площі поверхні (*S*). Березневий стік обох річок формував сильні оборнені зв'язки із *S*, що узгоджується з домінуючим впливом зимового типу гідродинамічних процесів до початку інтенсивного паводка. У квітні виявлено сильний прямий зв'язок з індексом поверхні *SI* угруповань фітопланктону, пов'язаний із впливом максимального паводка. Помірний зворотний зв'язок стоку обох річок з *SI*, виявлений у травні, може бути пояснений як продовженням трансформації фітопланктоном надлишкових концентрацій біогенних елементів на фоні зниження інтенсивності паводка, так і домінуючим впливом на цей процес зростання температури води. Вплив обох річок у червні проявляється в помірному прямому зв'язку з питомою поверхнею *S/W*, що може бути пов'язано зі зниженням функціональної активності водоростей після завершення весняної стадії сукцесії.

Аналіз «віддаленого» впливу обсягів місячного стоку (*Q*) річок Дунай і Дніпро на показники фітопланктону в Одеському районі ПнЗЧМ підтвердив наявність «запізнення» позитивного (прямого) впливу у випадках, коли цей вплив не проявлявся в той же місяць. Також виявлено сильну пряму кореляцію березневого стоку обох річок із квітневою біомасою фітопланктону (*B*), а для Дунаю – і з індексом поверхні угруповань (*SI*). Для квітневого і травневого стоку Дунаю виявлено прямий зв'язок з біомасою (*B*) у червні. Для квітневого і травневого стоку

Дніпра таких зв'язків не виявлено. Це може свідчити як про прямий вплив стоку Дніпра, що продовжує зростати у квітні – травні, так і про його нівелювання травневим зростанням температури. Таким чином, зміни стоку річок у березні «віддалено» впливали на біомасу фітопланктону в квітні. Цей зв'язок посилювався безпосереднім впливом максимального квітневого стоку Дунаю на індикатори SI угруповань фітопланктону. Місячний стік Дунаю у квітні та травні мав прямий (позитивний) зв'язок з V у червні. Синхронізований вплив червневого стоку річок проявився в позитивному зв'язку з S/W , що був максимальним для стоку Дніпра.

Для морфофункціональних показників (питома поверхня флористичного складу макрофітів (S/W) і внесок епіфітного компонента (C_e) в Одеському районі ПнЗЧМ) були отримані діаграми розсіювання та визначені коефіцієнти апроксимаційних рівнянь, які відображають наявний статистичний зв'язок між тенденціями зміни середніх значень цих індикаторів і об'ємами місячного стоку Дунаю і Дніпра у весняні місяці багаторічного періоду 2000–2024 рр. Показано, що зі збільшенням місячних об'ємів стоку значення вказаних показників теж зростають. Це

дає можливість використовувати отримані рівняння для проведення прогностичної оцінки зміни структурно-функціональної організації макро- і мікрокомпонентів бентосної рослинності, яка пов'язана з категоріями екологічного статусу (ESC) морської екосистеми, залежно від прогностичних сценаріїв зміни стоку річок Дунаю і Дніпра.

У наступній статті, яка є другою частиною дослідження і буде опублікована найближчим часом, будуть представлені результати застосування встановлених статистичних зв'язків та їх апроксимацій для надання прогностичних оцінок очікуваних категорій екологічного стану для українського сектора Чорного моря в найближчому майбутньому кліматичному періоді (до 2070 року), пов'язаних із можливою зміною об'ємів річкового стоку у весняний період року під впливом кліматичних чинників.

Робота виконана в рамках теми «Методологічні підходи оцінки та прогнозу екологічного стану морських екосистем України на підставі морфофункціональної організації рослинних угруповань» (постанова Бюро ВЗБ НАН України від 29.09.2020 № 5, № держ. реєстр. 0121U109932).

Список використаних джерел

1. Альтман Э.Н., Гертман И.Ф., Голубева З.А. Многолетние тенденции солёности и температуры вод Чёрного моря в связи с изменением стока рек (по данным натурных наблюдений). *Труды ГОИИ*. 1988. 189. С. 39–53.
2. Большаков В.С. Трансформация речных вод в Чёрном море : монография. Киев : Наукова думка, 1970. 328 с.
3. Виноградова Л.А., Маштакова Г.П., Дерезюк Н.В. Сукцессионные изменения в фитопланктоне северо-западной части Чёрного моря. *Исследования экосистемы пелагиали Чёрного моря*. Москва : Наука, 1986. С. 170–179.
4. *Гідрологічні та гідрохімічні показники стану північно-західного шельфу Чорного моря* : довідковий посібник / І.Г. Орлова та ін. ; відп. ред. І.Д. Лоева. Київ : КНТ, 2008. 616 с.
5. Громов В.В. Методика подводных фитоценологических исследований. *Гидробиологические исследования северо-восточной части Чёрного моря*. Ростов. унив., 1973. С. 69–72.
6. Гуляков Н.Е. Микрофитобентос. *Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений* / под ред. А.В. Цыбань. Ленинград : Гидрометеиздат, 1980. С. 166–170.
7. Гуляков Н.Е., Загородонец О.А., Герасимюк В.П. *Атлас диатомовых водорослей бентоса северо-западной части Чёрного моря и прилегающих водоемов*. Киев : Наукова думка, 1992. 109 с.
8. Демидов А.Н. Температура воды и солёность. *Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР*. Т. IV. Чёрное море. Вып. 1. Гидрометеорологические условия. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 1991. С. 373–397.
9. Державний водний кадастр. Багаторічні дані про режим та ресурси поверхневих вод суші (за 2016–2020 рр. та весь період спостережень). Ч. 1. Річки. Вип. 2. Басейн Дніпра : довідкове видання. Київ, 2023. 294 с.
10. Державний водний кадастр. Багаторічні дані про режим та ресурси поверхневих вод суші (за 2016–2020 рр. та весь період спостережень). Ч. 1. Річки. Вип. 1. Басейн Вісли, Дунаю, Дністра, Південного Бугу, річки Причорномор'я : довідкове видання. Київ, 2023. 465 с.
11. Еременко Т.И. Макрофитобентос. *Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений* / под ред. А.В. Цыбань. Ленинград : Гидрометеиздат, 1980. С. 170–177.
12. Зинова А.Д. *Определитель зелёных, бурых и красных водорослей южных морей СССР*. Москва-Ленинград : Наука, 1967. 397 с.
13. Иванов В.А., Тучковенко Ю.С. Прикладное математическое моделирование качества вод шельфовых морских экосистем : монография. Севастополь : НПЦ ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. 368 с.
14. Ильин Ю.П. Гидрологический режим распространения речных вод в северо-западной части Чёрного моря. *Научные труды УкрНИИМ*. 2006. 255. С. 242–251.
15. Калашник Е.С. Принципы расчета индексов поверхности эпифитного компонента альгосистемы

- «базифит-эпифит». *Pontus Euxinus – 2013* : тезиси VIII Междунар. научн.-практ. конф. молодых ученых по проблемам водных экосистем. Севастополь, 1–4 октября 2013 г. Севастополь, 2013. С. 67–69.
16. Калугина-Гутник А.А. *Фитобентос Чёрного моря*. Киев : Наукова думка, 1975. 248 с.
17. Лобода Н.С., Тучковенко Ю.С. Дослідження впливу змін річкового стоку за кліматичними сценаріями на гідроекологічний стан північно-західної частини Чорного моря. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія*. 2010. № 3 (44). С. 143–145.
18. Матвеев А.В., Попов Ю.И. Распространение дунайских вод в западной части северо-западного шельфа Черного моря. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2012. № 11. С. 241–249.
19. Матыгин А.С., Сытов В.Н., Попов Ю.И., Ковалишина С.П. Изменчивость климатических характеристик морских вод в северо-западной части Черного моря. *Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу*. 2013. Вип. 27. С. 97–105.
20. Миничева Г.Г. Методические рекомендации по определению комплекса показателей, связанных с поверхностью водорослей-макрофитов. АН УССР. Одесское отд. Ин-та биологии южных морей. Препр. Одесса, 1987. 22 с.
21. Миничева Г.Г. Морфофункциональные основы формирования морского фитобентоса : дис. ... д-ра биол. Наук : 03.00.17. Севастополь, 1998. 353 с.
22. Миничева Г.Г., Зотов А.Б., Косенко М.Н. Методические рекомендации по определению морфофункциональных показателей одноклеточных и многоклеточных форм водной растительности. Одесса : ЦНТЕП ОНЮА, 2003. 32 с.
23. Морська природоохоронна стратегія України. Додаток 1. Райони, ділянки та масиви Чорного та Азовського морів. 2021. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1240-2021-%D1%80#Text> (дата звернення: 31.07.2025 р.).
24. Тучковенко Ю.С., Доценко С.А., Дятлов С.Е., Нестерова Д.А., Скрипник И.А., Кирсанова Е.В. Влияние гидрологических условий на изменчивость гидрохимических и гидробиологических характеристик вод Одесского региона северо-западной части Черного моря. *Морской экологический журнал*. 2004. № 3 (4). С. 75–85.
25. Тучковенко Ю.С., Хохлов В.М., Лобода Н.С., Кушнір Д.В., Серга Е.М. Вплив змін клімату на гідрологічний і гідроекологічний режими лиманів північно-західного Причорномор'я : монографія / за ред. Ю.С. Тучковенка. Одеса : Одеський державний екологічний університет, 2022. 202 с.
26. Bartels R. *Re-interpreting R2, regression through the origin, and weighted least squares*. University of Sydney Business School. Australia. 2015. 22 p.
27. CMEMS (Copernicus Marine Environment Monitoring Service). (2025). Black Sea – Ocean Colour Plankton MY L4 (Version 009_134) [Data set]. Marine Data Store (MDS). <https://doi.org/10.48670/moi-00277> (дата звернення: 23.05.2025).
28. Didovets I., Krysanova V., Hattermann F.F., Lo'pez M.R., Snizhko S., Schmied H.M. Climate change impact on water availability of main river basins in Ukraine. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 2020. Vol. 32. 100761. DOI:10.1016/j.ejrh.2020.100761.
29. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, 23 October 2000. (WFD, 2000/60/EC).
30. DIRECTIVE 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC).
31. Jacob D., Petersen J., Eggert B., Alias A., Christensen O.B., Bouwer L.M. et al. EURO-CORDEX: New high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change*. 2014. Vol. 14 (2). P. 563–578. DOI: 10.1007/s10113-013-0499-2.
32. Kalashnik E.S. Indices of the basiphyte–epiphyte algal system as indicators of the ecological status of marine coastal ecosystems. *International Journal on Algae*. 2018. Vol. 20 (3). P. 265–276. DOI: 10.1615/InterJAlgae.v20.i3.50.
33. Kok K., Hesselbjerg C.J., Sloth M.M., Pedde S., Gramberger M., Jäger J., Carter T. Evaluation of existing climate and socio-economic scenarios. Deliverable 2.1 from EU FP7 IMPRESSIONS project. 2015. URL: <http://www.impressions-project.eu/documents/1>.
34. Krysanova V., Hattermann F., Wechsung F. Development of the ecohydrological model SWIM for regional impact studies and vulnerability assessment. *Hydrological Process*. 2005. Vol. 19. P. 763–783. DOI: 10.1002/hyp.5619.
35. Kvach Yu., Stepien C., Minicheva G., Tkachenko P. Biodiversity effects of the Russia–Ukraine War and the Kakhovka Dam destruction: ecological consequences and predictions for marine, estuarine, and freshwater communities in the northern Black Sea. *Ecological Processes*. 2025. Vol. 14. 22. 25. DOI: 10.1186/s13717-025-00577-1.
36. Mauser W., Bach H. PROMET – Large scale distributed hydrological modelling to study the impact of climate change on the water flows of mountain watersheds. *Journal of Hydrology*. 2009. Vol. 376. P. 362–377. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.07.046.
37. Minicheva G., Marinets A. Periphyton morphofunctional indicators in the Danube's Avandelta: Long-term assessment of Ecological Status. *Tackling present and future environmental challenges of a European riverscape: IAD Proceedings*. 2023. Vol. 1. 8417620. P. 1–14. DOI: 10.5281/zenodo.8417620.
38. Minicheva G.G. Use of the macrophytes morphofunctional parameters to assess ecological status class in accordance with the EU WFD. *Морской экологический журнал*. 2013. Vol. XII (3). P. 5–21.

39. Moncheva S., Gotsis-Skretas O., Pagou K., Krastev A. Phytoplankton blooms in the Black Sea: Impact of nutrient enrichment and climate variability. *Marine Ecology Progress Series*. 2010. Vol. 405. P. 117–130.

40. Ott R.L., Longnecker M. *An Introduction to Statistical Methods and Data Analysis* (7th ed.). Boston, MA: Cengage Learning, 2015.

41. Probst E., Mauser W. Climate Change Impacts on Water Resources in the Danube River Basin: A Hydrological Modelling Study. Using EURO-CORDEX Climate Scenarios. *Water*. 2023. Vol. 15 (1). 8. DOI: 10.3390/w15010008.

42. Schmied M.H. Evaluation, modification and application of a global hydrological model. *Frankfurt Hydrology Paper 16*, Institute of Physical Geography, Goethe University Frankfurt, Frankfurt am Main, Germany. 2017.

43. Stagl J., Hattermann F. Impacts of climate change on the hydrological regime of the Danube River and its

tributaries using an Ensemble of Climate Scenarios. *Water*. 2015. Vol. 7. P. 6139–6172. DOI: 10.3390/w7116139.

44. Tukey J.W. *Exploratory data analysis*. Addison-Wesley, 1977.

45. Utermohl H. Zur Vollkommenheit der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitteilung Internationale Vereinigung Fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*. 1958. Vol. 9. 39 p.

46. ENSEMBLES: Climate Change and Its Impacts: Summary of Research and Results from the ENSEMBLES Project / Eds. P. Van der Linden, J.F.B. Mitchell. Met Office Hadley Centre, Exeter. 2009. 160.

47. Warszawski L., Frieler K., Huber V., Piontek F., Serdeczny O., Schewe J. The Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project (ISI-MIP): Project framework. *PNAS*. 2013. Vol. 111. P. 3228–3232. DOI: 10.1073/pnas.1312330110.

References

1. Altman, E.N., Gertman, I.F., & Golubeva Z.A. (1988). Mnogoletnie tendentsii solenosti i temperaturi vod Chernogo morya v svyazi s izmeneniem stoka rek (po dannim naturnikh nablyudenii) [Long-term trends in salinity and temperature of Black Sea waters in connection with changes in river runoff (based on in situ observations)]. *Trudi Gosudarstvennogo okeanograficheskogo instituta – Proceedings of the State Oceanographic Institute*, 189, 39–53 [in Russian].

2. Bolshakov, V.S. (1970). *Transformacija rechnyh vod v Chernom more [Transformation of river waters in the Black Sea]*. Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].

3. Vinogradova, L.A., Mashtakova, G.P., & Derezyuk N.V. (1986). Successional changes in phytoplankton of the northwestern Black Sea. *Studies of the Black Sea pelagic ecosystem* (pp. 170–179). Moscow: Nauka [in Russian].

4. Orlova, I.G., Pavlenko, M.Yu., Ukrainsky, V.V., Popov, Yu.I., Matsokin, L.V., Komorin, V.M., et al. (2008). *Hidrolohichni ta hidrokhimichni pokaznyky stanu pivnichno-zakhidnoho shel'fu Chornoho morya [Hydrological and hydrochemical indicators of the state of the northwestern shelf of the Black Sea: a reference manual]*. I.D. Loeva (Ed.). Kyiv: KNT [in Ukrainian].

5. Gromov, V.V. (1973). Metodika podvodnyh fitocenoticheskikh issledovanij [Methodology of underwater phytocenotic research]. *Gidrobiologicheskie issledovaniya severo-vostochnoj chasti Chyornogo moria – Hydrobiological studies of the north-eastern part of the Black Sea* (pp. 69–72). Rostov. univ. [in Russian].

6. Gusliakov, N.E. (1980). Mikrofitobentos [Microphytobenthos]. *Rukovodstvo po metodam biologicheskogo analiza morskoi vody i donnykh otlozhenii – Guide to Methods for the Biological Analysis of Seawater and Bottom Sediments*. A.V. Cibán (Ed.). Leningrad: Gidrometeoizdat [in Russian].

7. Guslyakov, N.E., Zakordonec, O.A., & Gerasimyuk, V.P. (1992). *Atlas diatomovykh vodoroslej*

bentosa severo-zapadnoj chasti Chyornogo morya i priliegayushih vodoyomov [Atlas of benthic diatoms of the north-western part of the Black Sea and adjoining reservoirs]. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].

8. Demidov, A.N. (1991). Temperatura ta solonist vody [Water temperature and salinity]. *Hidrometeorolohiya ta hidrokhiimiya moriv SRSR. T. IV. Chorne more. Vypusk 1. Hidrometeorolohichni umovy Hydrometeorology and hydrochemistry of the seas of the USSR. Volume IV Black Sea, Issue 1. Hydrometeorological conditions*. Sankt-Peterburh: Gidrometeoizdat [in Russian].

9. Derzhavnyy vodnyy kadastr. Bahatorichni dani pro rezhym ta resursy poverkhnevnykh vod sushi [State Water Cadastre. Long-term data on the regime and resources of surface waters of land (for 2016–2020 and the entire observation period)]. (2023). Part 1. Rivers. Issue 2. Dnieper Basin: reference edition. Kyiv [in Ukrainian].

10. Derzhavnyy vodnyy kadastr. Bahatorichni dani pro rezhym ta resursy poverkhnevnykh vod sushi [State Water Cadastre. Long-term data on the regime and resources of surface waters of land (for 2016–2020 and the entire observation period)]. (2023). Part 1. Rivers. Issue 1. Basin of the Vistula, Danube, Dniester, Southern Bug, rivers of the Black Sea Region: Reference edition. Kyiv [in Ukrainian].

11. Eremenko, T.I. (1980). Makrofitobentos [Macrophytobenthos]. *Rukovodstvo po metodam biologicheskogo analiza morskoi vody i donnykh otlozhenii – Guide to Methods for the Biological Analysis of Seawater and Bottom Sediments*. A.V. Cibán (Ed.). Leningrad: Gidrometeoizdat [in Russian].

12. Zinova, A.D. (1967). *Opredelitel zelyonykh, burykh i krasnykh vodoroslej yuzhnykh morej SSSR [Identification manual of green, brown and red algae of the Southern Seas of the USSR]*. Moskva-Leningrad: Nauka [in Russian].

13. Ivanov, V.A., & Tuchkovenko, Yu.S. (2006). *Prikladnoe matematicheskoe modelirovanie kachestva vod shel'fovnykh morskikh ekosistem [Applied mathematical*

water-quality modeling of shelf marine ecosystems]. Sevastopol: SPC EKOSI-Gidrofizika [in Russian].

14. Ilyin, Yu.P. (2006). Gidrologicheskii rezhim rasprostraneniya rechnykh vod v severo-zapadnoy chasti Chernogo morya [Hydrological regime of river waters distribution in the Black Sea North-Western part]. *Scientific papers of UkrNIGMI – Proceedings of Ukrainian Hydrometeorological Institute*, 255, 242–251 [in Russian].

15. Kalashnik, E.S. (2013). Printsipy rascheta indeksov poverkhnosti epifitnogo komponenta algosistemy “bazifit-epifit” [Principles of calculating the surface indices of the epiphytic component of the algosystem “basiphyte-epiphyte”]. *Proceedings VIII Mezhdunarodnaia nauchno-prakticheskaia konferentsiia molodykh uchenykh po problemam vodnykh ekosistem “Pontus Euxinus – 2013” – VIII International Scientific and Practical Conference of Young Scientists on Problems of Aquatic Ecosystems “Pontus Euxinus – 2013”* (pp. 67–69). Sevastopol [in Russian].

16. Kalugina-Gutnik, A.A. (1975). *Fitobentos Chyornogo morya [Phytobenthos of the Black Sea]*. Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].

17. Loboda, N.S., & Tuchkovenko, Ju.S. (2010). Doslidzhennia vplyvu zmin richkovoho stoku za klimatychnymi stsenariiami na hidroekolohichniy stan pivnichno-zakhidnoi chastyny Chornoho moria [Research of river run-off changes impact according to climate scenarios on hydroecological condition of north-western part of Black Sea]. *Naukovi zapysky Ternopilskoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatiuka. Ser. Biologhiia – Scientific Issue Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University. Series: Biology*, 3 (44), 143–145.

18. Matvieiev, A.V., & Popov, Y.I. (2012). Rasprostranenie dunaiskikh vod v zapadnoi chasti severo-zapadnogo shelfa Chernogo morya [Distribution of the Danube waters in the western part of north-western shelf Black Sea]. *Ukrainskyi hidrometeorolohichnyi zhurnal – Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 11, 241–249. [in Russian].

19. Matygin, A.S., Sytov, V.N., Popov, Ju.I., & Kovalishina, S.P. (2013). Izmenchivost klimaticheskikh kharakteristik morskikh vod v severo-zapadnoy chasti Chernogo morja [Variability of climate characteristics of sea waters in the northwestern Black Sea]. *Ekolohichna bezpeka pryberezhnoi ta shelfovoi zon ta kompleksne vykorystannia resursiv shelfu – Ecological safety of coastal and shelf zones and integrated use of shelf resources*, 27, 97–105 [in Russian].

20. Minicheva, G.G. (1987). *Metodicheskie rekomendatsii po opredeleniyu kompleksa pokazatelej, svyazannykh s poverkhnostyu vodoroslej-makrofitov* [Guidelines for determining a set of indicators associated with the surface of macrophyte algae]. AN USSR. Odesskoe otd. In-ta biologii yuzhnykh morej. Prepr. Odessa [in Russian].

21. Minicheva, G.G. (1998). Morfofunktsionalnye osnovy formirovaniia morskogo fitobentosa [Morpho-

functional bases of the formation of marine phytobenthos]. Doctor’s thesis. Sevastopol [in Russian].

22. Minicheva, G.G., Zotov, A.B., & Kosenko, M.N. (2003). *Metodicheskie rekomendatsii po opredeleniyu morfofunktsionalnykh pokazatelei odnokletochnykh i mnogokletochnykh form vodnoi rastitelnosti [Methodical recommendations on the morpho-functional indexes define for unicellular and multicellular forms of aquatic vegetation]*. Odessa: CNTEPI ONYUA [in Russian].

23. Mors’ka pryrodookhoronna stratehiya Ukrainy. Dodatok 1. Rayony, dilyanky ta masyvny Chornoho ta Azovskoho moriv [Marine Environmental Strategy of Ukraine] (2021). Appendix 1. Areas, sections and massifs of the Black and Azov Seas. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1240-2021-%D1%80#Text> (Accessed: 31.07.2025) [in Ukrainian].

24. Tuchkovenko, Y.S., Docenko, S.A., Dyatlov, S.E., Nesterova, D.A., Skripnik, I.A., & Kirsanova E.V. (2004). Vliyanie gidrologicheskikh uslovij na izmenchivost gidrohimiicheskikh i gidrobiologicheskikh kharakteristik vod Odesskogo regiona severo-zapadnoy chasti Chernogo morya [Influence of hydrological conditions on variability of hydrochemical and hydrobiological characteristics of waters in Odessa region in northwestern part of the Black Sea]. *Morskoj ekologicheskij zhurnal – Marine Ecological Journal*, 3 (4), 75–85 [in Russian].

25. Tuchkovenko, Yu.S., Khokhlov, V.M., Loboda, N.S., Kushnir, D.V., & Serga, E.M. (2022). *Vplyv zmin klimatu na hidrolohichniy i hidroekolohichniy rezhymy lymaniv pivnichno-zakhidnoho Prychornomorja: monohrafiia [Climate change impact on hydrological and hydroecological regimes of lagoons on the North-Western Black Sea coast: monograph]*. Yu.S. Tuchkovenko (Ed.). Odesa: Odessa State Environmental University [in Ukrainian].

26. Bartels, R. (2015). *Re-interpreting R2, regression through the origin, and weighted least squares*. University of Sydney Business School. Australia.

27. CMEMS (Copernicus Marine Environment Monitoring Service). (2025). Black Sea – Ocean Colour Plankton MY L4 (Version 009_134) [Data set]. Marine Data Store (MDS). <https://doi.org/10.48670/moi-00277>.

28. Didovets, I., Krysanova, V., Hattermann, F.F., Lo’pez, M.R., Snizhko, S., & Schmied H.M. (2020). Climate change impact on water availability of main river basins in Ukraine. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 32, 100761.

29. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, 23 October 2000. (WFD, 2000/60/EC).

30. DIRECTIVE 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC).

31. Jacob D., Petersen J., Eggert B., Alias A., Christensen O.B., Bouwer L.M. et al. (2014). EURO-CORDEX: New high-resolution climate change projections

- for European impact research. *Regional Environmental Change*, 14 (2), 563–578.
32. Kalashnik, E.S. (2018). Indices of the basiphyte–epiphyte algosystem as indicators of the ecological status of marine coastal ecosystems. *International Journal on Algae*, 3, 265–276.
33. Kok, K., Hesselbjerg, C.J., Sloth, M.M., Pedde, S., Gramberger, M., Jäger, J., & Carter, T. (2015) Evaluation of existing climate and socio-economic scenarios. Deliverable 2.1 from EU FP7 IMPRESSIONS project. URL: <http://www.impressions-project.eu/documents/1>.
34. Krysanova, V., Hattermann, F., Wechsung, F. (2005). Development of the ecohydrological model SWIM for regional impact studies and vulnerability assessment. *Hydrological Process*, 19, 763–783.
35. Kvach, Yu., Stepien, C., Minicheva, G., & Tkachenko, P. (2025). Biodiversity effects of the Russia–Ukraine War and the Kakhovka Dam destruction: ecological consequences and predictions for marine, estuarine, and freshwater communities in the northern Black Sea. *Ecological Processes*, 14, 22, 25.
36. Mauser, W., & Bach, H. (2009). PROMET – Large scale distributed hydrological modelling to study the impact of climate change on the water flows of mountain watersheds. *J. Hydrol.*, 376, 362–377.
37. Minicheva G., & Marinets A. (2023). Periphyton morphofunctional indicators in the Danube’s Avandelta: Long-term assessment of Ecological Status. Proceedings: *Tackling present and future environmental challenges of a European riverscape* (pp. 1–14).
38. Minicheva, G.G. (2013). Use of the macrophytes morphofunctional parameters to assess ecological status class in accordance with the EU WFD. *Marine Ecological Journal*, 3, 5–21.
39. Moncheva, S., Gotsis-Skretas O., Pagou K., & Krastev A. (2010). Phytoplankton blooms in the Black Sea: Impact of nutrient enrichment and climate variability. *Marine Ecology Progress Series*, 405, 117–130.
40. Ott, R.L., & Longnecker, M. (2015). *An Introduction to Statistical Methods and Data Analysis* (7th ed.). Boston, MA: Cengage Learning.
41. Probst, E., & Mauser, W. (2023). Climate Change Impacts on Water Resources in the Danube River Basin: A Hydrological Modelling Study. Using EURO-CORDEX Climate Scenarios. *Water*, 15, 8.
42. Schmied, M.H. (2017). Evaluation, modification and application of a global hydrological model. *Frankfurt Hydrology Paper 16*, Institute of Physical Geography, Goethe University Frankfurt, Frankfurt am Main, Germany.
43. Stagl, J., & Hattermann, F. (2015). Impacts of climate change on the hydrological regime of the Danube River and its tributaries using an Ensemble of Climate Scenarios. *Water*, 7, 6139–6172.
44. Tukey, J.W. (1977). *Exploratory data analysis*. Addison-Wesley.
45. Utermohl, H. (1958). Zur Ver vollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitteilung Internationale Vereinigung Fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9.
46. Van der Linden, P., Mitchell, J.F.B. (Eds.). (2009). *ENSEMBLES: Climate Change and Its Impacts: Summary of Research and Results from the ENSEMBLES*. Project. Met Office Hadley Centre, Exeter.
47. Warszawski, L., Frieler, K., Huber, V., Piontek, F., Serdeczny, O., & Schewe, J. (2013). The Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project (ISI-MIP): Project framework. *PNAS*, 111, 3228–3232.

PREDICTIVE ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL STATUS OF THE UKRAINIAN SECTOR OF THE BLACK SEA BASED ON CHANGES IN MORPHOFUNCTIONAL INDICATORS OF AUTOTROPHIC COMMUNITIES UNDER THE INFLUENCE OF CLIMATIC FACTORS AND THE CONSEQUENCES OF MILITARY ACTIONS (PART 1. DIAGNOSIS)

¹ *Minicheva G.G.*, Corr. member of NAS of Ukraine, Dr. Sci., Senior Researcher

¹ *Tuchkovenko Yu.S.*, Dr. Sci., Senior Researcher

¹ *Zotov A.B.*, PhD, Senior Researcher

¹ *Sokolov Y.V.*, PhD

¹ *Martyniuk M.O.*, PhD

¹ *Kalashnik K.S.*, PhD

¹ *Marinets G.V.*, Junior Researcher

² *Ovcharuk V.A.*, Dr. Sci., Professor

¹ Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine

² Odessa I.I. Mechnikov National University

In this study, for the first time for the northwestern part of the Black Sea (NWBS), an analysis was conducted of statistically significant relationships between the mean monthly volumes of the spring river runoff of the Danube

and the Dnipro (March–June) and the morphofunctional indicators of phytoplankton, macro- and microphytobenthos, as well as the primary production indicator – chlorophyll-*a* based on long-term datasets from 2000–2024.

The main objective of the research is to obtain the coefficients of regression equations that reflect the influence of the annual river runoff of the Danube and the Dnipro on the restructuring of the structural and functional organization of communities of short- and long-cycle forms of aquatic vegetation in the pelagic and benthic zones of the marine ecosystem. These coefficients can subsequently be used to provide a long-term predictive assessment of changes in the ecological state of the sea in regions of freshwater influence, which is planned to be obtained in the second part of this work (Part 2. Forecast).

It was established that during the period 2000–2024, there are observable trends toward a general decrease in the volumes of river runoff from the Danube and the Dnipro, both on an annual scale and during the spring period (March–June). An increase in the amplitude of fluctuations in annual runoff volumes was identified for 2000–2024 compared to the previous period, 1981–1999, indicating the influence of the climate changes, manifested in the uneven distribution of precipitation through the year, as well as an increase in the frequency of both intense floods and drought periods.

During the period 2000–2020, the long-term average areas of zones with high chlorophyll-*a* (*Chl-a*) concentration were approximately 5900 km² for *Chl-a* > 2.23 mg·m⁻³ and 2300 km² for *Chl-a* > 4.63 mg·m⁻³. An increase of 1 km³ in the combined early-spring river runoff of the Danube and the Dnipro is associated with an expansion of moderately eutrophic waters (*Chl-a* > 2.23 mg·m⁻³) by 150–200 km².

Analysis of the synchronous effects of monthly river runoff on phytoplankton indicators during the spring period (March–June) revealed similar patterns of relationships for both the Danube and the Dnipro, with the strongest effects observed for surface area indicators (*S*). The March runoff of both rivers formed strong inverse relationships with *S*, which is consistent with the dominant influence of winter-type hydrodynamic processes prior to the onset of the intensive flood phase.

In April, a strong direct relationship was identified between river runoff and the surface index (*SI*) of phytoplankton communities, associated with the influence of the peak flood. Analysis of the “delayed” effect of the monthly runoff volumes of the Danube and the Dnipro on phytoplankton indicators in the Odesa region of the NWBS confirmed the presence of a lagged positive (direct) influence in cases where this effect did not manifest within the same month. For the morphofunctional indicators of benthic vegetation – the specific surface area of the macrophyte floristic composition (*S/W_y*) and the contribution of the epiphytic component (*C_e*) in the Odesa region of the NWBS scatter plots were obtained and the coefficients of approximation equations were determined. These coefficients reflect the existing statistical relationship between the trends in the mean values of these indicators and the monthly river runoff volumes of the Danube and the Dnipro during the spring months of the long-term period 2000–2024.

It has been shown that with an increase in monthly runoff volumes, the values of these indicators also increase. This makes it possible to use the obtained equations to provide predictive assessments of changes in the structural and functional organization of the macro- and microcomponents of benthic vegetation, which are linked to categories of the ecosystem’s environmental status class (ESC). The conducted assessment of the quantitative relationships between the river runoff volumes of the largest rivers in the NWBS and the functional activity and intensity of functioning of autotrophic communities creates a basis for further developing predictive evaluations of possible long-term changes in the ESC categories of the marine ecosystem in the Ukrainian sector of the Black Sea, in accordance with existing scenarios of river runoff changes driven by climate change.

Key words: autotrophic communities, river runoff, predictive linkages, ecological status, Black Sea, Northwestern part.

Дата першого надходження рукопису до видання: 14.10.2025

Дата прийнятого до друку рукопису після рецензування: 18.11.2025

Дата публікації: 15.12.2025

ДИНАМІКА СТАНУ ПОСЕЛЕНЬ МІДІЙ *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* LAMARCK, 1819 У ТИЛІГУЛЬСЬКОМУ ЛИМАНИ

Стадніченко С.В. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України»

svestad63@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5944-3170>

У статті представлено порівняльний аналіз популяційної структури мідій із донних природних поселень Тилігульського лиману за період 2002–2025 рр. Довжина мідії в поселеннях коливається від 16,2 до 98,4 мм, середні її значення змінюються за роками – від 46,01 до 72,2 мм. Середня волога маса м'яких тканин мідій змінювалася впродовж часу: мінімальні її показники становили 0,868 г, максимальні – 7,907 г. Для порівняння стану мідій у поселеннях Тилігульського лиману аналізували їх розмірно-масові характеристики за два періоди часу: 1-й період – з 2002–2010 рр.; 2-й період – з 2021–2025 рр. Визначено, що середня довжина, ширина та товщина черепашки мідії розрізняються між періодами дослідження: індекс опуклості черепашки нижчий у моллюсків, відібраних у 2-й період, що свідчить про зниження захисних властивостей мідій у формуванні її скелету.

На основі емпіричних даних розраховані рівняння регресії за співвідношенням вологої (W_w), сухої (W_d) маси м'яких тканин і маси черепашки до довжини моллюсків для кожного періоду. Визначено, що за довжини мідії 40 мм розрахована маса черепашки у 2002–2010 рр. становила 4,022 г, а у 2021–2025 рр. для цієї довжини моллюска – лише 1,465 г. Таким чином, черепашки мідій стали більш тонкостінними за останні роки.

Розподіл особин за фенотипом за наявності чи відсутності фіолетового пігменту в призматичному шарі зовнішньої поверхні черепашки мідії в часі демонструє постійну кількість коричневих мідій, зменшення частки темно-фіолетових мідій, збільшення частки смугастих моллюсків у поселеннях в останні роки.

Морфологічна структура мідій, виділених за характером розвитку призматичного шару черепашки в зоні лігаменту, різниться: кількість мідій морфологічного типу G_B змінюється в середньому від 3,94 % до майже 38,6 % за аналізовані періоди часу, достовірно збільшуючись упродовж 2021–2025 рр.

Визначено, що зміни екологічних умов Тилігульського лиману впливають на морфологію мушель *M. galloprovincialis* у донних природних поселеннях.

Ключові слова: Тилігульський лиман, *Mytilus galloprovincialis*, мас-розмірні співвідношення, морфологія черепашки, фенотип.

Вступ

Однією із характерних особливостей північно-західного узбережжя Чорного моря є лимани, які формують унікальні природні комплекси з високою біологічною продуктивністю, тому значний науковий інтерес становлять екологічні проблеми цих водних об'єктів, біорізноманіття та сучасний стан гідробіонтів у цих водоймах.

Тилігульський лиман – один із найбільших у північно-західній частині Чорного моря. У північну частину лиману впадає р Тилігул, а південна частина лиману з'єднується з морем через штучний канал завдовжки 3,3 км, який останні десятиліття функціонує 3–4 місяці на рік. Місцезнаходження лиману, його розміри та достатньо високі біопродукційні характеристики визначають важливе значення цього водоймища для регіону.

Основна гідроекологічна проблема Тилігульського лиману – це зміна водно-солевого режиму: зниження рівня води та підвищення її солоності. Якщо у 2003 р. значення солоності води в центральній частині водойми варіювали в діапазоні 13–17 ‰, то влітку 2013 р. вони вже були 21–23 ‰, до кінця вересня досягли 23,5 ‰, а в червні 2014 р. – 24,5 ‰ (Адобовський, и Ланин 2014). Унаслідок замулення і зменшення пропускної здатності каналу, інтенсивного випаровування і зниження рівня води в лимані відзначали зростання солоності до 26–28 ‰ впродовж 2012–2018 рр. (Богатова, Кірсанова, та Секундяк 2019), розвиток евтрофікації, порушення балансу вмісту сполук азоту та фосфору (Тучковенко, и Тучковенко 2013; Снігірьова, та Богатова 2020). Порівняння гідрохімічних параметрів морської та води в лимані виявило, що в морській воді міститься менше фосфатів,

органічного азоту та фосфору, розчиненої біогенної речовини (РБР), ніж у водах лиману (Тучковенко, Богатова, и Тучковенко 2015). Характерною особливістю лиману став щорічний розвиток улітку в південній глибоководній частині стратифікації водних мас і придонної гіпоксії (Тучковенко, Адобовський, и Тучковенко 2011; Водні ресурси ... 2014; Богатова, Кірсанова, та Секундяк 2019).

Дослідження зообентосу в Тилігульському лимані розпочалися в середині минулого століття (Гринбарт 1953; Мороз 1993) та продовжилися в цьому столітті (Улізко 2003; Тучковенко, и Синегуб 2014; Перспективи ... 2021; Варігін 2023). Так, уже наприкінці минулого століття згадувалося (Старушенко, и Бушуев 2001) про присутність у нижній частині лиману мідії *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, яка є найбільш масовим видом двостулкових моллюсків Чорного моря (Шурова 2013; Одесский регион ... 2017; Varigin 2018). Мідія мешкає у найрізноманітніших умовах – в обростаннях природних і штучних твердих субстратів (скелі, каміння, гідроспороди), на поверхні донних відкладів із різним гранулометричним складом (пісок, черепашник, замулені ґрунти), у різних умовах щодо глибини, температури, вмісту кисню, солоності та інших факторів середовища. Однак в умовах Тилігульського лиману визначення стану мідій у природних донних поселеннях та їх популяційні характеристики раніше не аналізувалося, тому метою цього дослідження є визначення динаміки популяційних властивостей мідії в екологічних умовах Тилігульського лиману упродовж 2002–2025 рр.

Матеріал та методи досліджень

Визначення популяційних характеристик донних природних поселень мідії *M. galloprovincialis* проводилося за пробами моллюска, відібраними у 2002, 2007, 2010, 2021, 2023–2025 рр. улітку або на початку осені в акваторії лиману з використанням легководолазного спорядження. У зв'язку з розрідженим характером розподілу моллюска відбиралися лише якісні проби без прив'язки до площі поселень мідій. Проби мідій відбирали в пониззях Тилігульського лиману в районі Любопольської коси на глибині 1,5–6 м. Усього відібрано і проаналізовано 485 особин мідії *M. galloprovincialis*. Моллюсків промивали через набір ґрунтових сит із мінімальним розміром вічка 1 мм. У відібраних мідій вимірювалися штангенциркулем із точністю до 0,1 мм по передньо-задній, дорсо-вентральній та латеральній осях максимальна довжина (L), висота (H) та товщина 2 стулок (B) за поширеною схемою вимірювань двостулкових моллюсків (McDonald et al. 1991). Для визначення форми черепашки використовували показники співвідношення: висоти черепашки до її довжини H/L (видовженість), товщини до дов-

жини B/L (опуклість), висоти до товщини (H/B) (Moschino 2015). Оцінювали характеристики маси мідій, попередньо осушених на фільтрувальному папері за допомогою ваг ТВЕ-0,21 з точністю до 0,001 г: загальну масу моллюска в стулці (W , г), вологу (W_w , г) і суху (W_d , г) масу їх м'яких тканин, масу стулок (W_{st} , г). Результати вимірювань маси і розмірів мідій слугували основою для аналізу зміни пропорцій стулок моллюсків в онтогенезі та співвідношення між їх лінійними і масовими показниками: $Y = a + L^b$, де Y – одна із характеристик маси черепашки мідії (W, W_w, W_d, W_{st}); L – довжина, a і b – алометричні коефіцієнти, які визначаються за емпіричними даними.

Для визначення популяційних характеристик мідій донних природних поселень аналізували розмірну, фенотипічну й морфологічну структури моллюсків.

Розмірну структуру аналізували за співвідношенням між особинами різного розміру впродовж часу. В цьому дослідженні як основну характеристику розміру використано довжину черепашки мідії. Визначали середню, мінімальну та максимальну довжину моллюска за роками.

Морфологічну структуру поселень мідій аналізували за співвідношенням груп моллюсків, виділених за характером розвитку призматичного шару черепашки в районі лігаменту, у зв'язку із чим мідії були поділені на дві групи: G_A – призматичний шар прилягає до заднього кінця лігаменту, G_B – призматичний шар у вигляді клина заходить під задню частину лігаменту (Золотарев, и Шурова 1997). Частку кожного морфологічного типу (y %) обчислювали від загальної кількості моллюсків у виборці. Мідій морфологічного типу G_B розглядали як *trossulus*-подібні, оскільки за морфологією черепашки (наявність під німфою зовнішнього призматичного шару) вони схожі з *M. trossulus* із Каліфорнійської затоки, де нещодавно інтродукована чорноморська мідія *M. galloprovincialis*. Чорноморські моллюски морфологічного типу G_A розглядалися як *galloprovincialis*-подібні.

Фенотипи мідій за наявністю фіолетового пігменту в призматичному шарі черепашок виявляли після видалення периостракума. За забарвленням зовнішнього призматичного шару черепашок чорноморські мідії діляться на три групи: темно-фіолетові особини із синьо-фіолетовим забарвленням зовнішнього шару (Fb), коричневі особини без включень фіолетового пігменту (Fa), частіше темно-коричневі смугасті мідії з наявними пігментованими і непігментованими радіальними ділянками (Fc) черепашки (Шурова, и Золотарев 2008).

Статистична обробка даних. Статистичну обробку отриманих даних, дисперсійний (ANOVA) і кореляційний аналізи, порівняння ліній регресії

виконували з використанням пакета прикладних програм *Statgraphics Plus 5.0. for Windows*. Відмінності однойменних залежностей, отримані для поселень мідії з різних районів, вважали значущими, якщо порівнювані лінії регресії розрізнялися кутом нахилу або одна з них значимо перевищувала іншу за рівня значущості не менше ніж 95 % і високого значення критерію Фішера ($F_{\text{факт.}}$).

Результати та обговорення

У Тилігульському лимані поселення мідій характеризуються нерегулярним і малочисельним поповненням молоддю. Мінімальна довжина мідій змінювалася від 16,2 мм у 2002 р. до 36,7 мм у 2010 р. у відібраних якісних пробах мідій.

Поселення молюсків представлено у вигляді рідких, невеликих друз, розташованих на мулистих ґрунтах із піску та черепашнику, в яких переважали великі особини. Довжина мідії в поселеннях значно коливається – від 16,2 до 98,4 мм, середні її значення змінюються за роками в широких межах – від 46,01 до 72,2 мм (табл. 1). Якщо протягом 2002–2010 рр. максимальний розмір мідій варіював з 92,6 до 98,4 мм, то у 2021–2024 рр. зменшився до 84,5 мм, у 2025 р. особини довжиною понад 60 мм були відсутні. Зменшення максимального розміру є наслідком заморних явищ, що мають місце влітку в Тилігульському лимані, тому що великі та маленькі особини гинуть через нестачу кисню частіше.

Середня волога маса м'яких тканин мідій змінювалася впродовж часу відповідно до середньої довжини черепашок: мінімальні її показники становили 0,868 г, максимальні – 7,907 г (табл. 1). Середня суха маса м'яких тканин варіює незначно – від 0,161 до 2,693 г, достовірно не розрізняється в часі. Середня маса стулок змінюється за роками від 1,629 до 7,884 г ($F = 7,93$; $p = 0,0006$).

Для з'ясування мінливості розмірної структури мідій визначали частку молюсків за розмірними класами по довжині черепашки з інтервалом 10 мм (від 10 до 100 мм) за аналізований період часу (табл. 2). Модальні класи за довжиною мідій змінювалися протягом часу. Так, частка мідій розмірного класу 20–30 мм домінувала лише у 2002 р., 40–50 мм – у 2021 та 2025 рр., 70–90 мм – у 2007, 2010 і 2023 рр. У 2002 і 2007 рр. виявлено максимальну кількість розмірних класів (8) мідій за довжиною черепашки, у 2021 р. зафіксовані лише 4 (табл. 2). Таким чином, наявність у 2002 р. в донних поселеннях мідій довжиною 10–30 мм свідчить про поповнення Тилігульського лиману осілою молоддю на початку весни 2002 р.

Внутрішньовидова мінливість форми та товщини черепашок у двостулкових молюсків пов'язана з різноманітністю факторів: типом ґрунту, щільністю поселень, трофічними умовами, хвильовим впливом і хижакими. Як маркер екологічного благополуччя за аналізований період часу були використані морфометричні параметри, пов'язані з розмірними характеристиками мідій: довжиною, шириною та товщиною черепашки, на основі яких розраховані індекси, що характеризують відношення морфометричних параметрів один до одного. Ці індекси визначають геометрію черепашки, яка формується під впливом різних екологічних факторів, зокрема солоності, вмісту основних біогенних елементів – азоту та фосфору, які змінювалися впродовж 2000-х років у лимані.

Для порівняння стану мідій донних природних поселень Тилігульського лиману аналізували їх популяційні характеристики за два періоди часу: 1-й період – з 2002–2010 рр.; 2-й період – з 2021–2025 рр. Визначено, що середня довжина, ширина

Таблиця 1

Популяційні характеристики мідій в Тилігульському лимані протягом 2002–2025 рр.

Показник	Рік							
	2002	2007	2010	2021	2023	2024	2025	
<i>h</i> , м	6	5	5	4	5	5	1,6	5
<i>L</i> _{серед}	47,96 ± 3,99	70,97 ± 1,86	72,20 ± 1,77	46,01 ± 0,89	59,33 ± 1,72	64,30 ± 2,24	37,73 ± 1,09	46,86 ± 1,06
<i>L</i> _{мін} – <i>L</i> _{макс}	16,2–98,4	26,3–95,1	36,7–92,6	31,8–66,2	20,3–77,8	31,5–84,5	20,5–51,3	26,6–59,9
<i>H/B</i>	1,312 ± 0,041	1,334 ± 0,016	–	1,50 ± 0,01	1,43 ± 0,023	1,42 ± 0,017	1,58 ± 0,16	1,54 ± 0,02
<i>H/L</i>	0,595 ± 0,014	0,547 ± 0,005	–	0,583 ± 0,004	0,542 ± 0,004	0,539 ± 0,006	0,57 ± 0,005	0,57 ± 0,004
<i>B/L</i>	0,461 ± 0,013	0,414 ± 0,005	–	0,390 ± 0,004	0,381 ± 0,003	0,381 ± 0,003	0,36 ± 0,003	0,37 ± 0,003
<i>W</i> _в	5,136 ± 0,683	–	–	3,106 ± 0,326	6,109 ± 0,367	7,907 ± 0,630	0,868 ± 0,114	2,037 ± 0,147
<i>W</i> _д	0,959 ± 0,12	–	–	0,806 ± 0,075	1,211 ± 0,084	2,693 ± 0,203	0,161 ± 0,026	0,409 ± 0,033
<i>W</i> _{ст}	6,063 ± 1,081	–	–	2,554 ± 0,228	6,493 ± 0,491	7,884 ± 0,692	1,629 ± 0,191	2,630 ± 0,167
<i>D</i> _{GB} %	–	5,0	2,0	31,9	12,1	31,7	14,9	54,8
<i>D</i> _{Fa} %	–	15,0	10,2	20,3	20,7	14,6	6,4	14,3
<i>D</i> _{Fb} %	–	55,0	36,7	0	19,0	9,8	19,2	9,5
<i>D</i> _{Fc} %	–	30,0	53,1	79,7	60,3	75,6	74,5	76,2

Примітка – тут та в табл. 3: *h* – глибина, м; *L* – довжина стулки, мм; *H/B* – співвідношення висоти і товщини черепашки, мм; *H/L* – коефіцієнт видовженості; *B/L* – коефіцієнт опуклості, *W*_в – волога маса м'яких тканин, *W*_д – суха маса м'яких тканин; *W*_{ст} – маса стулок молюска; морфотип, частка, %: *D*_{GB} – *trossulus*-подібні; фенотип, частка особин, %: *D*_{Fa} – коричневі; *D*_{Fb} – темно-фіолетові; *D*_{Fc} – смугасті.

Таблиця 2

Розподіл частки мідій (%) за розмірними групами в донних поселеннях Тилігульського лиману

Рік	n	Розмірна група моллюсків, мм								
		10–20	20–30	30–40	40–50	50–60	60–70	70–80	80–90	90–100
2002	39	7,7	25,6	10,3	18,0	10,3	2,6	7,7	10,3	7,7
2007	102	–	2,9	11,8	2,0	3,9	12,8	24,5	36,3	5,9
2010	49	–	–	4,1	–	14,3	44,9	22,5	2,0	–
2021	69	–	–	18,8	55,1	23,2	2,9	–	–	–
2023	58	–	3,5	3,5	13,8	27,6	22,4	29,3	–	–
2024	41	–	–	9,9	7,3	12,2	34,2	22,0	14,6	–
2025	47	–	19,2	42,6	36,2	2,1	–	–	–	–
	80	–	2,5	11,3	55,0	31,3	–	–	–	–

Таблиця 3

Середні мас-розмірні характеристики мідій Тилігульського лиману за аналізовані періоди часу

Показник	Період часу		F-value	p-value
	1 (2002–2010 рр.)	2 (2021–2025 рр.)		
L	64,61 ± 1,94	49,75 ± 0,77	64,55	< 0,0001
H	37,61 ± 0,98	27,98 ± 0,36	123,02	< 0,0001
B	28,81 ± 0,77	18,95 ± 0,31	194,87	< 0,0001
H/B	1,326 ± 0,016	1,497 ± 0,009	101,49	< 0,0001
H/L	0,563 ± 0,006	0,567 ± 0,002	0,54	0,462
B/L	0,430 ± 0,006	0,381 ± 0,002	92,1	< 0,0001
W _w	5,136 ± 0,683	5,085 ± 0,306	0,01	0,9370
W _d	0,959 ± 0,120	1,073 ± 0,064	0,83	0,3640
W _{st}	6,061 ± 1,081	5,151 ± 0,387	0,97	0,3259

та товщина двох стулок мідій у поселеннях розрізняються між періодами дослідження (табл. 3). Аналіз співвідношення висоти до довжини (коефіцієнт видовженості) черепашки мідії не виявив їх відмінностей, за опуклістю (співвідношення товщини до довжини) форма черепашок мідій розрізняється в часі. Також мають відмінності співвідношення висоти до товщини (H/B) черепашок (див. табл. 3). Визначено, що індекс опуклості нижчий у моллюсків, відібраних у 2-й період, що свідчить про зниження захисних властивостей мідій у формуванні її скелета (черепашки), тому що найбільш широка форма черепашки сприяє кращому захисту від несприятливих умов навколишнього середовища, у тому числі розподіл моллюсків на поверхні м'якого ґрунту (пісок, мул), характерного для Тилігульського лиману. Це відображає адаптацію мідії до проживання на м'яких ґрунтах в умовах постійного накопичення мулу та небезпеки надмірного занурення в нього.

На підтвердження зниження захисних властивостей скелета – черепашки мідії в Тилігульському лимані слугує також порівняння рівнянь регресії залежності маси черепашки від її довжини, які достовірно відрізняються для двох інтервалів часу, що аналізуються (R² = 88,3; SE = 0,66):

$$W_s = 0,257 \times L - 6,258 \quad \text{для 1-го періоду;}$$

$$W_s = 0,250 \times L - 8,535 \quad \text{для 2-го періоду.}$$

На підставі отриманих емпіричних залежностей розрахована маса черепашки у 2002–2010 рр. становила 4,022 г за довжини мідії 40 мм, а в 2021–2025 рр. для цієї довжини моллюска – лише 1,465 г.

Відомо, що хімічний склад, кристалічні структури та вміст білка в кальцифікованому скелеті визначають не лише його фізичні властивості з погляду жорсткості та стійкості до умов навколишнього середовища, але й енергетичні витрати на формування черепашки (Palmer 1983, 1992; Meng et al. 2018). Якщо витрати на кальцифікацію зростають, енергетичний бюджет організму може стати незбалансованим, що вплине на його фізіологію. Наприклад, у Балтійському морі мідії, що мешкають у ділянках із більшим рівнем солоності, формують черепашки меншого розміру та товщини. Такі черепашки характеризуються нижчою механічною міцністю, що зумовлено значним зростанням енергетичних витрат на процеси формування скелетних структур у міру підвищення солоності середовища (Clark 2020). Енергетичні витрати, пов'язані з процесами біомінералізації у двостулкових моллюсків, можуть досягати приблизно 31–60 % від загальної кількості енергії, отриманої з їжі (Sanders et al. 2018). Таким чином, зі збільшенням рівня солоності вод Тилігульського лиману від 13–17 ‰ впродовж 2002–2010 рр. (Адобовский, и Ланин 2014) до

28–30 % впродовж 2015–2025 рр. (Богатова, Кірса нова, та Секундяк 2019) у мідій спостерігається тен денція до формування черепашок із тоншими стін ками. Це свідчить про довготривалі морфологічні зміни, зумовлені підвищенням енергетичних витрат на біомінералізацію в умовах зростаючої солоності.

На основі емпіричних даних були розраховані регресійні рівняння, що описують залежність воло гої маси (W_w) та сухої маси (W_d) м'яких тканин мідій від довжини моллюсків:

$$W_w = 0,16 \times L - 2,543 \quad \text{для 1-го періоду;}$$

$$W_w = 0,20 \times L - 5,875 \quad \text{для 2-го періоду}$$

($R^2 = 87,8$; $SE = 1,18$);

$$W_d = 0,024 \times L - 0,176 \quad \text{для 1-го періоду;}$$

$$W_d = 0,039 \times L - 0,043 \quad \text{для 2-го періоду}$$

($R^2 = 69,8$; $SE = 0,36$).

Отримані результати свідчать про значну мін ливість морфологічних характеристик мідій, віді браних у різні роки з донних поселень лиману, що відображає вплив змін середовища на їхній ріст та біомасу.

Аналіз за розподілом фіолетового пігменту в приз матичному шарі зовнішньої поверхні черепашки не виявив достовірних відмінностей для частки коричне вих мідій (Fa). Частка моллюсків фенотипу Fa в посе леннях у середньому змінювалася від 11,6 % упродовж 2002–2010 рр. до 17,9 % у 2021–2025 рр. Найменша частка цього фенотипу відзначена у 2025 р., яка стано вила 6,4 % на глибині 1,6 м. Частка моллюсків темно фіолетового фенотипу Fb варіювала від 55 % у 2007 р. до повної відсутності моллюсків цього фенотипу у 2021 р. За останні роки частка темно-фіолетових мідій зменшилася: якщо у 2002–2010 рр. їх частка ста новила $42,0 \pm 0,06$ %, то впродовж 2021–2025 рр. зни зилася до $10,1 \pm 0,02$ % ($F = 40,40$; $p < 0,0001$). Частка смугастих моллюсків фенотипу Fc в поселеннях мідій збільшилася від 46,4 % у 2002–2010 рр. до 72,0 % у 2021–2025 рр. ($F = 15,78$; $p = 0,0001$).

Отримані дані розподілення мідій за наявністю фіолетового пігменту в призматичному шарі зов нішньої поверхні черепашки відповідають законо мірностям, зафіксованим для донних природних поселень моллюска в акваторії Чорного моря. Так, зі збільшенням солоності морської води частка моллюсків темно-фіолетового фенотипу Fb знижу ється, смугастих моллюсків фенотипу Fc – зростає, а мідії фенотипу Fa є найбільш еврігалінними, тому їх кількість розрізняється незначно (Шурова 2013).

Аналіз морфологічної структури мідій, виді лених за характером розвитку призматичного шару черепашки в зоні лігаменту, виявив, що кількість мідій морфологічного типу G_B змінюється за роками в середньому від 3,94 % до майже 38,6 % за ана лізовані періоди часу, достовірно збільшуючись в останні роки ($F = 35,51$; $p < 0,0001$). Раніше визна чено, що індекс висоти черепашки у мідій морфо логічного типу G_B значно менший, ніж G_A , тобто

чим більша кількість мідій морфологічного типу G_B перебуває у поселенні моллюска, тим менше середнє значення індексу висоти для мідій цього поселення (Шурова 2013). Тому зниження середнього індексу висоти черепашки у 2021–2025 рр. залежить від збільшення частки мідій морфологічного типу G_B в поселеннях Тилігульського лиману.

Висновки

Порівняльний аналіз популяційної структури мідій із донних поселень Тилігульського лиману виявив особливості розмірних і морфологічних характеристик моллюска, що змінюються за роками.

Природні донні поселення мідії *M. galloprovincialis* у Тилігульському лимані пред ставлені невеликими розрідженими друзами на мулувато-піщаних ґрунтах із домішками черепаш кику. У цих поселеннях переважають великі осо бини. Так, протягом 2002–2025 рр. довжина чере пашки мідії коливалася в межах 16,2–98,4 мм, при цьому максимальний розмір моллюсків зменшився з 98,4 мм у 2002 році до 59,9 мм у 2025 р.

За аналізований період часу виявлено спро щення розмірної структури популяції мідії *M. galloprovincialis* у Тилігульському лимані. Кіль кість розмірних класів мідій (з інтервалом 10 мм у діапазоні від 10 до 100 мм) зазнала змін: якщо у 2002 р. було зафіксовано вісім класів, то у 2025 році їхня кількість скоротилася до чотирьох.

Середня довжина, ширина та товщина чере пашки мідії в поселеннях розрізняються між пері одами дослідження. Форма черепашок за опуклістю (співвідношення товщини до довжини) змінюється за роками, зменшуючись від 0,43 у 2002–2010 рр. до 0,38 у 2021–2025 рр. Співвідношення висоти до товщини черепашки мідії (H/B) розрізняється в часі, збільшується від 1,33 у 2002–2010 рр. до 1,50 у 2021–2025 рр. Таким чином, зміну форми черепашки мож ливо розглядати як адаптивну відповідь популяції мідії *M. galloprovincialis* на динаміку екологічних умов Тилігульського лиману протягом часу.

Результати цього дослідження підкреслюють, що зміни екологічних умов Тилігульського лиману впли вають на морфологію мушель *M. galloprovincialis*, на співвідношення груп мідій за розподілом фіолетового пігменту в призматичному шарі зовнішньої поверхні та за характером розвитку призматичного шару чере пашки в зоні лігаменту, що підтверджує значну фено типічну пластичність цього виду.

Подяки. Автор висловлює глибоку подяку спів робітникам ДУ «Інститут морської біології НАН України» О. П. Куракіну та О. М. Куракіній за допо мого у зборі й обробці проб мідій.

Робота виконана в рамках теми «Закономірності формування продукційного потенціалу Азово-Чорно морських екосистем під впливом природних та антро погенних змін» (постанова Бюро ВЗБ НАН України від 29.09.2020 № 5, № держ. реєстр. 0121U109750).

Список використаних джерел

1. Адобовский В.В., Ланин В.И. Гидроэкологическая характеристика и проблемы Тилигуло-Бережанской рекреационной зоны. *Лимани північно-західного Причорномор'я: сучасний гідроекологічний стан, проблеми водного та екологічного менеджменту та шляхи їх вирішення* : матеріали Всеукр. наук.-практ. конф., м. Одеса, 1–2 жовтня 2014 р. Одеса : ТЕС, 2014. С. 13–15.
2. Богатова Ю.І., Кірсанова О.В., Секундяк Л.Ю. Сучасний гідрохімічний режим деяких лиманів північно-західного Причорномор'я. *Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті проблем довкілля та соціальних викликів* : матеріали VIII з'їзду Гідроекологічного товариства України, 6–8 листопада 2019 р. Київ, 2019. С. 236–240.
3. Варігін О.Ю. Особливості стану макрозообентосу Тилігульського лиману (північне Причорномор'я) у 2021 році. *Морський екологічний журнал*. 2023. № 1–2. С. 7–15. DOI: 10.47143/1684-1557/2023.1-2.1
4. Водні ресурси та гідроекологічний стан Тилігульського лиману / Ю.С. Тучковенко та ін. ; за ред. Ю.С. Тучковенка, Н.С. Лободи. Одеса : ТЕС, 2014. 277 с.
5. Гринбарт С.Б. К изучению зообентоса Тилигульского лимана и его кормовых ресурсов. Одесский госуниверситет. *Сборник биологического факультета*. 1953. № 4. С. 85–105.
6. Золотарев В.Н., Шурова Н.М. Соотношение призматического и перламутрового слоев в раковинах мидий *Mytilus trossulus*. *Биология моря*. 1997. Т. 23, № 1. С. 26–30.
7. Мороз Т.Г. Макрозообентос лиманов и низовьев рек Северо-Западного Причерноморья. Киев : Наукова думка, 1993. 187 с.
8. Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали / Л.В. Воробьева и др. ; отв. ред. Б.Г. Александров. Одесса : Астропринт, 2017. 324 с.
9. Перспективи рибогосподарського використання лиманів північно-західного Причорномор'я / за ред. П.В. Шекка, М.І. Бургаз. Житомир : ТОВ «505», 2021. 218 с.
10. Снігір'єва А.О., Богатова Ю.І. Фітопланктон Тилігульського лиману в умовах зміни режиму солоності. *Морський екологічний журнал*. 2020. Т. XIV, № 2. С. 31–38. DOI: 10.47143/1684-1557/2020.2.04.
11. Старушенко Л.И., Бушуев С.Г. Причерноморские лиманы Одесщины и их рыбохозяйственное использование. Одесса : Астропринт, 2001. 152 с.
12. Тучковенко О.А., Синегуб И.А. Характеристика макрозообентоса Тилигульского лимана. *Лимани північно-західного Причорномор'я: сучасний гідроекологічний стан, проблеми водного та екологічного менеджменту та шляхи їх вирішення* : матеріали Всеукр. наук.-практ. конф., м. Одеса, 1–2 жовтня 2014 р. Одеса : ТЕС, 2014. С. 46–48.
13. Тучковенко Ю.С., Адобовский В.В., Тучковенко О.А. Современный гидрологический режим и динамика вод Тилигульского лимана. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2011. № 9. С. 192–209.
14. Тучковенко Ю.С., Богатова Ю.И., Тучковенко О.А. Гидрохимический режим Тилигульского лимана в современный период. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2015. № 19. С. 126–133.
15. Тучковенко Ю.С., Тучковенко О.А. Главные гидроэкологические проблемы Тилигульского лимана. *Проблеми екології та енергозбереження*: матеріали VIII Міжнар. наук.-техн. конф. Миколаїв, 2013. С. 247–251.
16. Улізко І.В. Моллюски зообентосу пониззя Тилігульського лиману. *Вісник ОНУ*. 2003. № 8 (6). С. 82–88.
17. Шурова Н.М. Структурно-функциональная организация популяции мидий *Mytilus galloprovincialis* Черного моря. Киев : Наукова думка, 2013. 208 с.
18. Шурова Н.М., Золотарев В.Н. Анализ фенотипической структуры поселений мидий Черного моря по окраске наружного призматического слоя их раковин. *Морской экологический журнал*. 2008. Т. VII, № 4. С. 88–97.
19. Clark M.S. Molecular mechanisms of biomineralization in marine invertebrates. *Journal of Experimental Biology*. 2020. Vol. 223 (11), jeb206961. DOI: 10.1242/jeb.206961.
20. McDonald J.H., Seed R., Koehn R.K. Allozyme and morphometric characters of three species of *Mytilus* in the Northern and Southern hemispheres. *Marine Biology*. 1991. Vol. 111. P. 323–335.
21. Meng Y., Fitzer S.C., Chung P., Li C., Thiyagarajan V., Cusack M. Crystallographic Interdigitation in Oyster Shell Folia Enhances Material Strength. *Growth Crystal & Design*. 2018. Vol. 18 (7). P. 3753–3761. DOI: 10.1021/acs.cgd.7b01481.
22. Moschino V., Bressan M., Cavaleri L., Da Ros L. Shell-shape and morphometric variability in *Mytilus galloprovincialis* from micro-tidal environments: Responses to different hydrodynamic drivers. *Marine Ecology*. 2015. Vol. 36 (4). P. 1440–1453. DOI: 10.1111/maec.12244.
23. Palmer A.R. Calcification in marine molluscs: how costly is it? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 1992. Vol. 89 (4). P. 1379–1382. DOI: 10.1073/pnas.89.4.1379.
24. Palmer A.R. Relative cost of producing skeletal organic matrix versus calcification: Evidence from marine gastropods. *Marine Biology*. 1983. Vol. 75. P. 287–292. DOI: 10.1007/BF00406014.
25. Sanders T., Schmittmann L., Nascimento-Schulze J.C., Melzner F. High calcification costs limit mussel growth at low salinity. *Frontiers in Marine Science*. 2018. Vol. 5. P. 352. DOI: 10.3389/fmars.2018.00352.
26. Varigin A.Y. Biotic links in the fouling community of Odessa Bay (Black Sea). *Biosystems Diversity*. 2018. Vol. 26 (1). P. 24–29. DOI: 10.15421/011804.

References

1. Adobovskiy, V.V., & Lanyn, V.Y. (2014). *Gidroekologicheskaya kharakteristika i problemy Tiligulo-Berezanskoj rekreatsionnoy zony* [Hydroecological characteristics and problems of the Tiligulo-Berezan recreational zone]. Proceedings from: *Vseukrayinska naukovo-praktychna konferentsiya "Lymany pivnichno-zakhidnoho Prychornomor'ya: suchasnyy hidroekologichnyy stan, problemy vodnoho ta ekolohichnoho menedzhmentu ta shlyakhy yikh vyrishennya" – All-Ukrainian Scientific and Practical Conference "Estuaries of the Northwestern Black Sea Region: Current Hydroecological State, Problems of Water and Environmental Management and Ways to Solve Them"* (pp. 13–15). Odesa: TES [in Russian].
2. Bohatova, Yu.I., Kirsanova, O.V., & Sekundiak, L.Iu. (2019). Suchasnyi hidrokhimichnyi rezhym deiakykh lymaniv pivnichno-zakhidnoho Prychornomor'ya [Current hydrochemical regime of various estuaries of the coastal waters of the Black Sea]. Proceedings from: *VIII z'ezd Hidroekologichnoho tovarystva Ukrainy "Perspektyvy hidroekologichnykh doslidzhen v konteksti problem dovkillia ta sotsialnykh vykyktiv" – VIII Congress of the Hydroecological Society of Ukraine "Prospects for hydroecological research in the context of environmental problems and social challenges"* (pp. 236–240). Kyiv [in Ukrainian].
3. Varihin, O.Iu. (2023). Osoblyvosti stanu makrozoobentosu Tylihul'skoho lymanu (pivnichne Prychornomor'ya) u 2021 rotsi [The macrozoobenthos of the Tiligul estuary (on the Black Sea coast) will become special in 2021]. *Morskyi ekolohichnyi zhurnal – Marine ecological Journal*, 1–2, 7–15 [in Ukrainian].
4. Tuchkovenko, Y.S., Loboda, N.S., Hryb, O.M., Gubanova, O.R., Khokhlov, V.M., Hopchenko, E.D., et al. (2014). *Vodni resursy ta hidroekologichnyi stan Tylihul'skoho lymanu* [Water resources and hydroecological state of the Tylihul estuary]. Odesa: TES [in Russian].
5. Grinbart, S.B. (1953). K izucheniyu zoobentosu Tiligul'skoho limana i ego kormovykh resursov [To the study of zoobenthos of the Tiligul estuary and its food resources]. *Odesskiy gosuniversitet. Sbornik biologicheskogo fakulteta – Odessa State University. Collection of the Faculty of Biology*, 4, 85–105 [in Russian].
6. Zolotapev, V.N., & Shupova, N.M. (1997). Sootnoshenye pryzmatycheskoho y perlamutpovoho sloev v pakovynakh mydyi *Mytilus trossulus* [The ratio of prismatic and nacreous layers in mussel shells *Mytilus trossulus*]. *Byolohiya mopia – Marine biology*, 23 (1), 26–30 [in Russian].
7. Moroz, T.G. (1993). *Makrozoobentos limanov i nizovyev rek severo-zapadnogo Prichornomor'ya* [Macrozoobenthos of estuaries and lower reaches of rivers in the northwestern Black Sea region]. Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].
8. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Synyogub, I.A., Polyschuk, L.N., Nesterova, D.A., Bondarenko, A.S., et al. (2017). *Odesskiy region Chernogo moria: gidrobiologiya pelagialii i bentali* [Odessa region of the Black Sea: hydrobiology of pelagic and benthic areas]. Odesa: Astroprint [in Russian].
9. Serbov, M.G., Tuchkovenko, O.A., Matvienko, T.I., Soborova, O.M., Bezyk, K.I., & Lichna, A.I. (2021). *Perspektyvy rybohospodarskoho vykorystannia lymaniv pivnichno-zakhidnoho Prychornomor'ya* [Prospects for the fishery use of estuaries of the northwestern Black Sea region: monograph]. Zhytomyr: TOV "505" [in Ukrainian].
10. Snihirova, A.O., & Bohatova, Yu.I. (2020). Fitoplankton Tylihul'skoho lymanu v umovakh zminy rezhymu solonosti [Phytoplankton of Tiligul'sky liman in conditions of change of salt regime]. *Morskyi ekolohichnyi zhurnal – Marine ecological journal*, XIV (2), 31–38 [in Ukrainian].
11. Starushenko, L.I., Bushuev, S.G. (2001). *Prichernomorskiye limany Odesshchiny i ikh rybokhozyaystvennoye ispolzovaniye* [Black Sea estuaries of Odessa region and their fishery use]. Odesa: Astroprint [in Russian].
12. Tuchkovenko, O.A., Synegub, I.A. (2014). *Kharakterystyka makrozoobentosu Tylihul'skoho lymana* [Characteristics of the macrozoobenthos of the Tylihul estuary]. Proceedings from: *Vseukrayinska naukovo-praktychna konferentsiya "Lymany pivnichno-zakhidnoho Prychornomor'ya: suchasnyy hidroekologichnyy stan, problemy vodnoho ta ekolohichnoho menedzhmentu ta shlyakhy yikh vyrishennya" – All-Ukrainian Scientific and Practical Conference "Estuaries of the Northwestern Black Sea Region: Current Hydroecological State, Problems of Water and Environmental Management and Ways to Solve Them"* (pp. 46–48). Odesa: ODEKU [in Russian].
13. Tuchkovenko, Yu.S., Adobovskiy, B.B., & Tuchkovenko, O.A. (2011). *Sovremennyy gidrologicheskyy rezhim i dinamika vod Tiligul'skogo limana* [Modern hydrological regime and dynamics of waters of the Tiligul estuary]. *Ukrainskiy hidrometeorologichnyi zhurnal – Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 9, 192–209 [in Russian].
14. Tuchkovenko, Yu.S., Bohatova, Yu.Y., & Tuchkovenko, O.A. (2015). *Gidrokhimicheskyy rezhim Tiligul'skogo limana v sovremennyi period* [Hydrochemical regime of the Tiligul estuary in the modern period]. *Visnyk Odeskoho derzhavnogo ekolohichnoho universytetu – Bulletin of the Odessa State Ecological University*, 19, 126–133 [in Russian].
15. Tuchkovenko, Yu.S., & Tuchkovenko, O.A. (2013). *Glavnyye gidroekologicheskyye problemy Tiligul'skogo limana* [The main hydroecological problems of the Tiligul estuary]. Proceedings from: *VIII mizhnarodna naukovo-tekhnichna konferentsiya "Problemy ekolohii ta enerhozberezhennia" – VIII International Scientific and Technical Conference "Problems of Ecology and Energy Saving"* (pp. 247–251). Mykolayiv [in Russian].

16. Ulizko, I.V. (2003). Molyusky zoobentosu ponyzzya Tylihulskoho lymanu [Zoobenthos molluscs from the bottom of the Tyligul estuary]. *Visnyk ONU – ONU Bulletin*, 8 (6), 82–88 [in Ukrainian].
17. Shurova, N.M. (2013). *Strukturno-funkcionalnaya organizatsiya populatsii mидii Mytilus galloprovincialis Chornogo moria [Structural and functional organization of the Black Sea mussels Mytilus galloprovincialis]*. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].
18. Shurova, N.M., & Zolotarev, V.N. (2008). Analiz fenotipicheskoy struktury poseleniy midij Chernogo morja po okraske naruzhnogo prizmatischekogo sloja ih rakovin [Analysis of the phenotypic structure of settled Black Sea mussels based on the color of the outer prismatic layer of their shells]. *Morskoy ekologicheskiy zhurnal – Marine ecological journal*, VII (4), 88–97 [in Russian].
19. Clark, M.S. (2020). Molecular mechanisms of biomineralization in marine invertebrates. *Journal of Experimental Biology*, 223 (11), jeb206961.
20. McDonald, J.H., Seed, R., & Koehn, R.K. (1991). Allozyme and morphometric characters of three species of *Mytilus* in the Northern and Southern hemispheres. *Marine Biology*, 111, 323–335.
21. Meng, Y., Fitzer, S.C., Chung, P., Li C., Thiagarajan, V., & Cusack, M. (2018). Crystallographic Interdigitation in Oyster Shell Folia Enhances Material Strength. *Growth Crystal & Design*, 18 (7), 3753–3761.
22. Moschino, V., Bressan, M., Cavaleri, L., & Da Ros, L. (2015). Shell-shape and morphometric variability in *Mytilus galloprovincialis* from micro-tidal environments: Responses to different hydrodynamic drivers. *Marine Ecology*, 36 (4), 1440–1453.
23. Palmer, A.R. (1992). Calcification in marine molluscs: how costly is it? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 89 (4), 1379–1382.
24. Palmer, A.R. (1983). Relative cost of producing skeletal organic matrix versus calcification: Evidence from marine gastropods. *Marine Biology*, 75, 287–292.
25. Sanders, T., Schmittmann, L., Nascimento-Schulze, J.C., & Melzner, F. (2018). High calcification costs limit mussel growth at low salinity. *Frontiers in Marine Science*, 5 (352).
26. Varigin, A.Y. (2018). Biotic links in the fouling community of Odessa Bay (Black Sea). *Biosystems Diversity*, 26 (1), 24–29.

STATE OF MUSSEL SETTLEMENTS MYTILUS GALLOPROVINCIALIS LAMARCK, 1819 IN THE TYLIHUL ESTUARY

Stadnichenko S.V., Ph.D., Senior Researcher

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine, svestad63@gmail.com

The Tylihul Estuary is one of the largest in the northwestern part of the Black Sea. The article presents a comparative analysis of the population structure of mussels from benthic natural settlements of the Tylihul Estuary during 2002–2025. Mussel length in the settlements ranges from 16.2 to 98.4 mm, with average values varying by year from 46.01 to 72.2 mm. The average weight of raw mussel meat changed over time: minimum values were 0.868 g, maximum 7.907 g. To compare the condition of mussels in the settlements of the Tylihul Estuary, their population characteristics were analyzed for two time periods: Period 1 (2002–2010); Period 2 (2021–2025). It was determined that the average length, width, and thickness of mussel shells differ between the study periods: the convexity index is lower in mollusks sampled in Period 2, indicating a decrease in the protective properties of mussels in the formation of their skeleton. Based on empirical data, regression equations were calculated for the relationship between the mass of soft tissues (W_w), dry tissues (W_d), and shell mass relative to mussel length for each period. It was found that at a mussel length of 40 mm, the calculated shell mass in 2002–2010 was 4.022 g, while in 2021–2025 for the same length it was only 1.465 g. Thus, mussel shells have become thinner in recent years. Analysis of phenotype distribution by the presence of violet pigment in the prismatic layer of the mussel's outer surface over time shows no differences in the proportion of brown mussels, while the share of blue mussels decreased and the proportion of striped mollusks increased in recent years. The morphological structure of mussels, distinguished by the development of the prismatic layer of the shell in the ligament area, also differs: the proportion of mussels of morphological type G_B varied on average from 3,94% to almost 38,6% over the analyzed periods, significantly increasing during 2021–2025. It was determined that changes in the hydrochemical regime of the Tylihul Estuary affect the morphology of *M. galloprovincialis* shells in benthic natural settlements.

Key words: Tylihul Estuary, *Mytilus galloprovincialis*, mass–size relationships, shell morphology, phenotype.

Дата першого надходження рукопису до видання: 16.10.2025

Дата прийнятого до друку рукопису після рецензування: 20.11.2025

Дата публікації: 16.12.2025



**PARASITES OF THE ROUND GOBY *NEOGOBIUS MELANOSTOMUS* (PALLAS, 1814)
FROM THE BRACKISH LOCALITIES OF SOUTHWESTERN UKRAINE:
INDICATORS OF FISH RAW MATERIAL QUALITY**

Dudliv I. – Leading Engineer

Institute of Marine Biology, National Academy of Sciences of Ukraine,

Institute of Vertebrate Biology, Czech Academy of Sciences

ORCID: 0009-0002-6070-0773

dudlivianna@gmail.com

Kvach Yu. – Doctor of Biological Sciences, Senior Researcher

Institute of Marine Biology, National Academy of Sciences of Ukraine,

Institute of Vertebrate Biology, Czech Academy of Sciences

ORCID: 0000-0002-6122-4150

This study provides a comprehensive parasitological assessment of the round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) from two ecologically contrasting water bodies in Southwestern Ukraine – the brackish Gulf of Odesa (Black Sea) and the freshwater Cuciurgan Reservoir. The main objective was to evaluate parasite-based indicators of fish raw material quality and to explore the potential of parasite communities as bioindicators of environmental condition. During the 2025 warm season, a total of 37 specimens were examined to determine the taxonomic composition, infection indices, community structure, and spatial variation in parasite fauna across the two habitats.

In the Gulf of Odesa, the parasite community was dominated by euryhaline intestinal nematodes (*Dichelyne minutus*) and metacercariae of marine digeneans (*Galactosomum lacteum*), alongside occasional findings of *Cryptocotyle jejuna*, *Proteocephalus gobiorum*, and *Telosentis exiguus*. This infection profile is characteristic of brackish-water systems with complex food webs and pronounced interactions between fish and invertebrate hosts. In contrast, the Cuciurgan Reservoir exhibited a parasite community dominated by the gill ectoparasite *Ergasilus gobiorum*, which accounted for more than 80% of total parasite abundance. Additional taxa included *Bucephalus polymorphus*, *Eustrongylides excisus* larvae, and *Trichodina* sp. The comparison between localities revealed marked differences in community structure driven by salinity, trophic interactions, and ecological gradients.

A noteworthy finding is the confirmed presence of *G. lacteum* in the Gulf of Odesa, which represents the first modern record for this region and extends the known distribution of the species along the northwestern Black Sea coast. Several identified parasites hold economic or sanitary importance, including the gill parasite *E. gobiorum* and zoonotic taxa such as *E. excisus* and *B. polymorphus*. The results demonstrate that the parasitological profiles of the round goby can serve as valuable indicators of fish raw quality, ecological status of aquatic environments, and may be integrated into monitoring and safety assessment systems, including HACCP-based frameworks.

Key words: parasites, *Galactosomum lacteum*, *Ergasilus gobiorum*, raw quality, indicators, Gulf of Odesa, Cuciurgan Reservoir.

Introduction

The round goby (*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814); Actinopterii: Gobiidae) is a typical representative of the Ponto-Caspian fish fauna (Smirnov 1986; Slastenenko 1955–1956; Movchan 2011). Its natural range includes the Black, Azov, Marmara, and Caspian Seas. It also inhabits the lower reaches of their river basins (Movchan 2011; Kvach, Zamorov, and Pupins 2021). In recent decades, this species has formed dense

local populations in various types of water bodies, from brackish bays to freshwater reservoirs. In particular, it has spread up the Dnieper and Dniester rivers (Khudyi 2002; Didenko et al. 2024). Recently, it has become one of the most successful invasive species in Europe (Kvach, Zamorov, and Pupins 2021). As an alien species, it is found in the middle and upper reaches of the rivers of the Black Sea basin, in the Baltic Sea basin rivers, North Sea basin rivers, and the Aegean

Sea. It has also reached the middle and upper Volga River in Russia, the Aral Sea basin, the North American Great Lakes, and the Illinois and St. Lawrence rivers (Kvach, Zamorov, and Pupins 2021). In some regions, round goby and other Ponto-Caspian gobies have significantly affected native fish assemblages, with both positive and negative ecological consequences (Piria et al. 2016).

The high density of this species makes it a traditional fisheries resource in Southern Ukraine and some other parts of the Black Sea; thus, it could be considered a non-traditional raw material for production and processing functional products (Zamorov, and Chernikova 2011; Zamorov et al. 2015, 2019, 2022). Recent stock assessments indicate a significant decline in round goby abundance in the bay compared to historical levels. Previously, recreational catches reached up to one ton per day in certain coastal areas (Zamorov 2022). This contrast reflects a long-term decrease in population density.

Fish parasite fauna is an indicator of ecological conditions and a factor determining the safety and quality of fish products (Sures et al. 2017). The round goby (*N. melanostomus*) is an intermediate host for several parasites of medical and veterinary importance. For example, it is a source of heterophyid metacercariae such as *Pygydiopsis genata* and *Cryptocotyle lingua* (Kvach 2005), which can infect humans (Youssef 1987; Zimmerman, and Smith 1975). There have also been epizootics in ducklings caused by the nematodes *Tetrameres fissispina* and *Streptocara crassicauda*, whose larvae were transmitted by gobiids (Kovalenko 1960).

In recent decades, studies of goby parasites in Ukraine have been conducted in the Middle Dnipro basin (Zaichenko 2014), the Dnieper-Bug Estuary and the adjacent part of the Black Sea (Goncharov 2019), and in the Azov Sea (Sarabev, and Domnich 2001). The comprehensive description and analysis of the parasite fauna is presented in the study by Y. Kvach and M. Ondračková (2020).

The Gulf of Odesa is an important recreational water body in the Ukrainian part of the Black Sea, where commercial fishing is actively practised (Zaitsev 2008). The modern fish fauna of its coastal waters includes about 80 species, many of which are important fishery species (Snigirov et al. 2020). The Cuciurgan Reservoir is a limnetic water body in the Dniester Delta built at the confluence of the Cuciurgan (or Kuchurhan) and Turunchuk rivers. Located on the border between Ukraine and Moldova, it is actively used for fishery, with fish catches in the Ukraine's part ranging from 1.500 to 2.000 tons per year (Shakman, and Bystryantseva 2021). Despite the significant importance of both water bodies for fishing, the fish parasites in the Gulf of Odesa were last studied in 2007 (Kvach 2007), and no studies have been conducted in the Cuciurgan Reservoir.

Thus, the aim of our work was to study the current status of the round goby parasite communities in two contrasting water areas (the Gulf of Odesa: the area of the biological station; Cuciurgan Reservoir) to assess the intensity/prevalence of key species, to identify economically/sanitarially significant taxa, and to discuss the risks of further spread of parasites associated with round goby.

Materials and methods

During the warm season of 2025 (July–August), a total of 37 specimens of the round goby (*Neogobius melanostomus*) were collected and examined. They included 17 specimens from the Gulf of Odesa (46.44113446 N, 30.773269 E) and 20 – from the Cuciurgan Reservoir (46.67449971 N, 29.96620274 E) (Fig. 1). The fish was caught using multimesh gill nets and crayfish traps (3 m, with a mesh size of 6 mm). The fish were transported to the laboratory of the Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine alive in artificially aerated cans in the water taken from the sampling sites. Then, the samples were studied for parasites within two days (Kvach et al. 2016).

The fish were sexed and measured (standard lengths, SL, mm) before dissection. Then, tissues and organs were examined for parasites using Konus Crystal 7– 45× stereomicroscopes (Konus Optical and Sport Systems, Italy). Fins, skin, and gills were observed in Petri dishes with water from the sampling site, while eyes, muscles, and internal organs were examined after compression between two 9×13 cm glass plates. Microparasites were studied alive; monogeneans were preserved in GAP (glycerol-ammonia-picrate) and prepared as semi-permanent preparations according to G. Malmberg (1970); digeneans, cestodes, and nematodes were fixed in hot 4% formaldehyde, stained with iron acetic acid carmine, dehydrated in concentrated ethanol and mounted in Canadian balsam as permanent preparations (Georgiev, Biserkov, and Genov 1986; Cribb, and Bray 2010). Acanthocephalans were stored in 70% ethanol, pressed between two microscope slides, and then mounted in glycerol as temporary preparations for light microscopy; glochidia and crustaceans were preserved in 4% formaldehyde. All parasites were identified to species level where possible, or to the lowest possible taxa using a Leica DM750 light microscope with a Leica Flexacam i5 digital camera (Leica Microsystems, Germany).

The parasitological indices of prevalence (P, %), average intensity (MI), intensity range (IR), and average abundance (A) were calculated for each parasite species (Bush et al. 1997). Species richness (S) was defined as the total number of parasite taxa recorded per locality. For all average parameters, the standard deviation (sd) was calculated. To assess the similarity of parasite communities' composition, the Jaccard similarity index

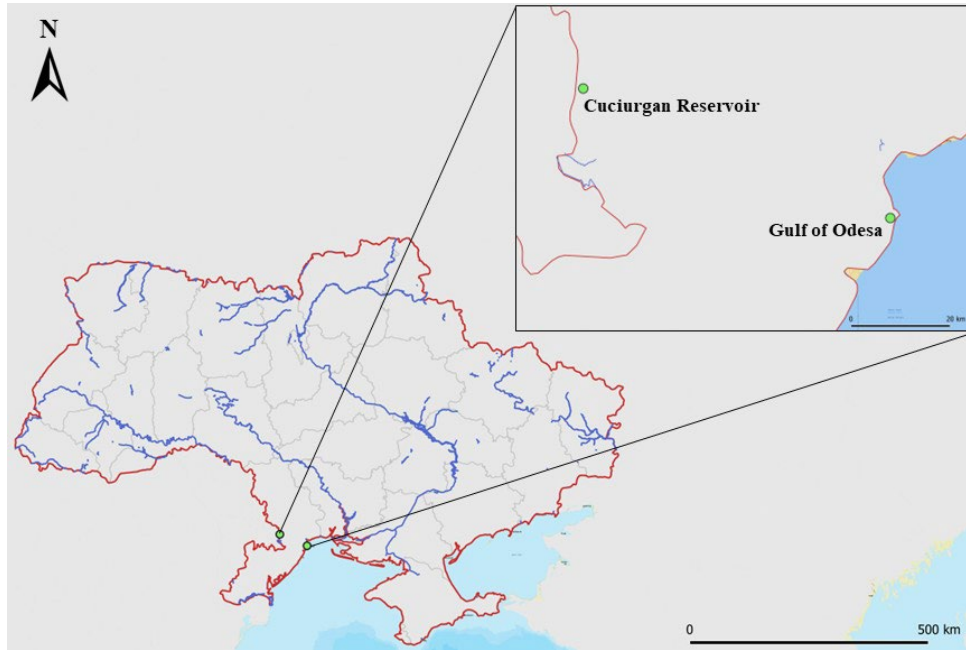


Fig. 1. Geographic location of the sampling sites for *Neogobius melanostomus* in Southwestern Ukraine: the Gulf of Odesa (Black Sea) and the Cuciurgan Reservoir. The inset presents an enlarged view of the coastal sector including both study localities

(J) was calculated among the samples. The relationship between the fish standard length (SL) and the total parasite load ($\sum A$) was evaluated using Pearson's correlation coefficient (r). All statistical analyses were performed in PAST v4.13 (Hammer, Harper, and Ryan 2001), with a significance level set to $p < 0.05$.

Results

Among the 37 studied fish individuals, 18 were males (7 from the Gulf of Odesa and 11 from the Cuciurgan Reservoir) and 19 were females (10 from the Gulf of Odesa and 9 from the Cuciurgan Reservoir). The standard length (SL) was significantly greater in the Gulf of Odesa compared to the limnetic area (Table 1).

Table 1
Sample composition by locality: number of fish, sex ratio, and standard length (SL, mm; mean \pm SD) of the round goby *Neogobius melanostomus* from the Gulf of Odesa and the Cuciurgan Reservoir

Locality	N	♂	♀	SL, mm (m \pm sd)
Gulf of Odesa	17	7	10	117.4 \pm 4.4
Cuciurgan Reservoir	20	11	9	75.2 \pm 13.6

9 parasite taxa related to 6 different groups were recorded: Ciliophora (*Trichodina* sp.), Cestoda (*Proteocephalus gobiorum*), Digenea (metacercariae of *Galactosomum lacteum*, *Cryptocotyle jejuna*, *Bucephalus polymorphus*), Acanthocephala (*Telosentis exiguus*), Nematoda (larval *Eustrongylides excisus*, adult *Dichelyne minutus*), Copepoda (*Ergasilus gobiorum*). One species, metacercariae *G. lacteum*, was first registered in the areas; therefore,

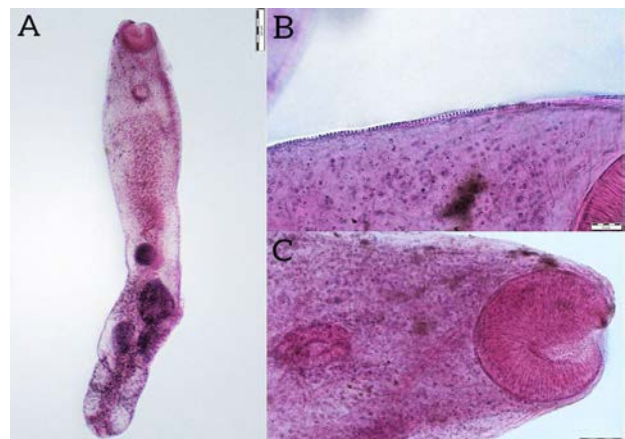


Fig. 2. *Galactosomum lacteum* (Jägerskiöld, 1896), metacercaria: (A) whole mount; (B) tegumental spines; (C) oral sucker. Scale bars: A – 500 μ m; B – 20 μ m; C – 50 μ m

the detailed description of the finding is provided further.

Description of metacercariae of *Galactosomum lacteum* (Jägerskiöld, 1896)

Metacercariae of *Galactosomum lacteum* (Jägerskiöld, 1896) were identified (Pearson 2008; Culurgioni, D'Amico, and Figus 2007) by several distinctive morphological features: an expanded forebody clearly visible even in fixed specimens, a tubular excretory bladder extending to the posterior margin of the ovary, a two-chambered seminal vesicle, and an asymmetrical parenchymatous ventral sucker bearing lines of spines

within its cavity and an unarmed gonotyl (Fig. 2).

The metacercariae measured 2172 (2079–2315) μm in length and 344 (269–417) μm in width. Cysts were yellowish-brown, elliptical, and enclosed by a transparent wall. After excystation, three specimens were measured. The body was oblong, with the greatest width near the caecal bifurcation; the forebody was slightly flattened, and the hindbody was cylindrical. The oral sucker was round and subterminal, 170 (160–176) μm long and 151 (130–168) μm wide. The prepharynx was 132 (78–186) μm long, and the pharynx – 126 (98–155) μm long and 84 (78–91) μm wide. The ventral sucker was rounded, 254 (229–282) μm long and 211 (183–255) μm wide. Two entire, oval to rounded testes were arranged diagonally in the posterior half of the body: the left testis measured 195 (153–244) μm in length and 138 (118–157) μm in width, and the right testis – 138 (118–157) μm long and 110 (99–125) μm wide. The ovary was 110 (99–125) μm long and located anterior to the testes.

Parasite communities of different water bodies

The species richness of the round goby component communities was $S=5$ in the Gulf of Odesa and $S=4$ in the Cuciurgan Reservoir (total $S=9$). No common species were found.

The nematode *Dichelyne minutus* prevailed in the Gulf of Odesa: its prevalence was $P=58.8\%$, intensity range $IR=1-12$, average intensity $MI=4.50$, average abundance $A=2.65$ (10 fish infected; Table 2). The second most significant were metacercariae *Galactosomum lacteum* ($P=23.5\%$, $IR=1-8$, $MI=4.50$, $A=1.06$; 4 fish). Among the accidental records were *Cryptocotyle jejuna*, *Proteocephalus gobiorum*, *Telosentis exiguus* ($A=0.06$ in all cases). In terms of contribution to the total average abundance (sum of A by taxa = average parasite load 4.29 specimens/fish), *D. minutus* ($\approx 62\%$, $2.65/4.29$) prevailed in the Gulf of Odesa, followed by *G. lacteum* ($\approx 25\%$), *C. jejuna* ($\approx 11\%$), and other taxa totalling $\leq 2\%$.

The parasite fauna in the Cuciurgan Reservoir was dominated by the gill copepod *Ergasilus gobiorum* (9 fish infected; maximum 22 specimens/fish; Table 2). Additional taxa: *Bucephalus polymorphus* (15.0%; 1–4; 2.33; $A=0.35$), *Trichodina* sp. (15.0%; 1–1; 1.00; $A=0.15$), *Eustrongylides excisus* larvae (15.0%; 1–1; 1.00; $A=0.15$). The copepod *E. gobiorum* accounted for $\sim 86\%$ of the total average number (average parasite load – 4.50 specimens/fish) ($3.85/4.50$) with the remaining species accounting for a total of $\sim 14\%$.

The proportion of fish with co-infections (≥ 2 taxa) was higher in the Gulf of Odesa – 35.3% (6/17) compared to 15.0% (3/20) in the Cuciurgan Reservoir. The total parasite load (all taxa combined, specimens/fish) was similar between the two water areas: 4.29 ± 4.62 in the Gulf of Odesa and 4.50 ± 5.84 in the Cuciurgan Res-

ervoir. Approximately, in the Gulf of Odesa, the parasite load increased with standard length ($r \approx 0.41$), while in the Cuciurgan Reservoir a slight negative trend was observed ($r \approx -0.09$).

The seawater area (the Gulf of Odesa) is characterized by the presence of gut nematodes and metacercariae in tissues, while the limnetic area (Cuciurgan Reservoir) is dominated by the gill parasite *E. gobiorum* in combination with trophically transmitted digeneans *B. polymorphus* and nematodes *E. excisus*.

Discussion

Spatial-ecological differences in parasite fauna

The study revealed significant differences in the composition of the parasite fauna in round goby (*N. melanostomus*) between the sea (the Gulf of Odesa) and the limnetic (Cuciurgan Reservoir) water areas. On the first site, eurygaline intestinal nematodes (*D. minutus*) and marine digeneans (*G. lacteum*, *C. jejuna*) prevailed, while in the limnetic ecosystem there were gill ectoparasites (*E. gobiorum*) and trophically transmitted larvae (*B. polymorphus*, *E. excisus*). Similar patterns of spatial differentiation of parasite fauna have previously been noted for the Gulf of Odesa and the Dnipro River basin (Kvach 2007; Zaichenko 2014), which confirm the ecological conditioning of parasite complexes and their sensitivity to salinity gradients. The results obtained are consistent with the concept of ‘parasitological indicator profile of environments’ (Sures et al. 2017) meaning that the relationship between digeneans, nematodes, and crustacean parasites reflects the state of hydrobiological balance and ecological integrity of the water body. Thus, the parasite community of *N. melanostomus* could be considered not only characteristic of the biota, but also a bioindication tool for monitoring programmes.

New findings in the area

In the study, we confirmed the presence of the digenean *Galactosomum lacteum* in the region. Previously, this parasite was recorded only near the Crimean coasts, in the Gulf of Yavorlyk, and in the western part of the Azov Sea (Naidenova 1974; Parukhin, Machkevsky, and Ilchenko 1983; Dominich, and Sarabeev 2000); only one case was noted in 1958 for the Hryhorivka Estuary near Odesa (Chernyshenko 1960). Since that time, no findings were recorded in the Gulf of Odesa and the adjacent areas (Kvach 2005, 2007).

The definitive hosts of the parasite are different species of cormorants, *Phalacrocorax* spp. (Prudhoe 1949; Gyöngy et al. 2024), which form numerous ornithocomplexes in the deltaic zones of Southern Ukraine. The discovery of this species indicates the expansion of the range of *G. lacteum* along the north-western coast of the Black Sea and points to the active circulation

Table 2

The parasite community of the round goby (*Neogobius melanostomus*) from two different localities.
 P – prevalence, %; MI – mean intensity (m±sd); IR – intensity range (minimum-maximum); A – abundance

#	Parasite taxa	Location	Index	Gulf of Odesa	Cuciurgan Reservoir
Ciliophora					
1.	<i>Trichodina</i> spp.	gills, skin	P		15.0
			MI		1.00±0.00
			IR		1–1
			A		0.15
Cestoda					
2.	<i>Proteocephalus gobiorum</i> Dogiel & Bychowsky, 1939	gut	P	5.9	
			MI	1.00±0.00	
			IR	1–1	
			A	0.06	
Digenea					
3.	<i>Bucephalus polymorphus</i> von Baer, 1827	muscles	P		15.0
			MI		2.33±1.25
			IR		1–4
			A		0.35
4.	<i>Galactosomum lacteum</i> (Jägerskiöld, 1896)	muscles/skin	P	23.5	
			MI	4.50±3.04	
			IR	1–8	
			A	1.06	
5.	<i>Cryptocotyle jejuna</i> (Nicoll, 1907)	skin/fins	P	5.9	
			MI	8.00±0.00	
			IR	8–8	
			A	0.47	
Acanthocephala					
6.	<i>Telosentis exiguus</i> (von Linstow, 1901)	gut	P	5.9	
			MI	1.00±0.00	
			IR	1–1	
			A	0.06	
Nematoda					
7.	<i>Eustrongylides excisus</i> Jägerskiöld, 1909	coelom/ muscles	P		15.0
			MI		1.00±0.00
			IR		1–1
			A		0.15
8.	<i>Dichelyne minutus</i> (Rudolphi, 1819)	gut	P	58.8	
			MI	4.50±3.67	
			IR	1–12	
			A	2.65	
Copepoda					
9.	<i>Ergasilus gobiorum</i> Markevich & Sukhnenko, 1967	gills	P		45.0
			MI		8.56±6.24
			IR		1–22
			A		3.85
Species richness				5	4

of parasites associated with fish-eating birds.

Parasites of economic and medical importance

Parasites of round gobies play a dual role – ecological (part of ecosystem) and economic (factors that reduce the quality and safety of fish raw). In the limnetic environment, the below parasites have the most impact:

– *Ergasilus gobiorum* – typical gill ectoparasite, which, at high intensity, causes hypoxia, metabolic dis-

orders, and weight loss in fish (Johnson et al. 2004).

– *Bucephalus polymorphus* – transmitted trophically through bivalve molluscs (*Dreissena polymorpha*); mass infections can affect muscle tissue and be transmitted to predatory species (pikeperch, perch), which is important for fisheries (Kvach, and Mierzejewska 2011).

– *Eustrongylides excisus* – larval nematode with

known zoonotic potential, which may pose a risk to humans eating raw or undercooked fish (Zimmerman, and Smith 1975).

Parasites that affect the marketable condition of fish dominate in the marine and brackish-water environments: *G. lacteum* and *C. jejuna* form pigmented spots on the skin ('black spot disease'), which spoil the appearance of raw materials (Taylor, Latham, and Woolhouse 2001; Kvach 2005).

Round goby as a parasite transmission vector

The round goby has a significant potential for transferring parasites between basins. Its ability to colonise new water areas is accompanied by the transfer of part of the Pontic-Caspian parasite fauna (Kvach et al. 2014). In particular, in the Baltic region and the Great Lakes, it has been shown that the round goby supports the life cycles of trematodes (*Bucephalus polymorphus*, *Cryptocotyle concavum*) even in the absence of other primary hosts (Kvach, and Winkler 2011). For river deltas and estuaries of the Black Sea (in particular, the Dniester River), the goby could act as a 'transit' host between marine and freshwater components of the parasite fauna (Kvach et al. 2019). This is important not only from the ecological point of view but also in terms of sanitary, as invasive populations can contribute to the formation of new zoonotic foci.

Practical importance of the data

The obtained parasitological indices (prevalence, average intensity, and abundance) could be used as bioindicators in fish raw quality control programmes. For marine/brackish sites, it is recommended to implement selective monitoring of muscles and internal organs for metacercariae presence at $P \geq 20\%$ or $A \geq 1.0$. For limnetic localities, macroscopic examination of gills for adult females of *Ergasilus gobicorum* is recommended at $P \geq 40\%$ or $MI \geq 8$, as these copepods are relatively large and readily visible to the naked eye when attached to gill filaments. Such an approach is consistent with Hazard Analysis and Critical Control Points (HACCP) principles and the modern process validation systems (Lima dos Santos 2002).

Thus, the parasite community of the round goby in two contrasting water areas reflects the ecological gradients of the environment, has sanitary and indicator significance, and could be used as a model for assessing the quality of fish raw. The digenean *Galactosomum lacteum* has been recorded in the Gulf of Odesa for the first time, expanding the regional list of parasites of conflict of interests.

of the Gobiidae family.

Conclusion

The present study revealed distinct patterns in the parasite communities of the round goby (*Neogobius melanostomus*) inhabiting two contrasting aquatic systems – the brackish Gulf of Odesa and the freshwater Cuciurgan Reservoir. In the Gulf of Odesa, the dominant parasites were intestinal nematodes (*Dichelyne minutus*) and trematode metacercariae (*Galactosomum lacteum*), while in the Cuciurgan Reservoir, the gill copepod (*Ergasilus gobicorum*) prevailed. These results confirm that the parasite composition in *N. melanostomus* strongly reflects the environmental salinity gradients and trophic structure.

The discovery of *G. lacteum* is the first record of this digenean in round goby from the Gulf of Odesa, and expands the known distribution of the species along the north-western coast of the Black Sea. The presence of parasites of economic and zoonotic importance – *Eustrongylides excisus*, *Bucephalus polymorphus*, *G. lacteum* – emphasizes the need for parasitological monitoring in fisheries and processing chains involving gobiids.

The comparative parasitological indices suggest that both habitats under study maintain relatively moderate infection levels ($\approx 4-5$ parasites per fish), yet differ markedly in infection types and potential risks: tissue-dwelling metacercariae in brackish environments and gill ectoparasitism in freshwater. These "parasitological profiles" can serve as bioindicators of ecological state and as tools for assessing fish raw material quality.

Overall, the study provides an updated dataset on the parasite fauna of *N. melanostomus* in Southern Ukraine, contributes new regional records, and highlights the importance of integrating parasitological data into environmental assessment and fish processing safety strategies.

Acknowledgments. The study was carried out under the project № 1-682-25 "Development and Implementation of Innovative Technologies for Processing Aquatic Bioresources to Ensure Food Security in Ukraine" (Ivanna Dudliv) and № 0121U109750 "Regularities in the production potential formation in the Azov-Black Sea ecosystems under the influence of natural and anthropogenic changes" (Yuriy Kvach).

Conflict of interests. We declare the absence

References

1. Bush, A.O., Lafferty, K.D., Lotz, J.M., & Shostak, A.W. (1997). Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. *Journal of Parasitology*, 83(4), 575–583. <https://doi.org/10.2307/3284227>
2. Chernyshenko, A.S. (1960). Parasites of fishes from the Hryhorivka Estuary. *Proceedings from: Ikhtologicheskaya konferentsiya po izucheniyu morskikh limanov severo-zapadnoy chasti Chernogo morya – 1st Ichthyological Conference on the Study of Marine Lagoons of the Northwestern Black Sea.* (pp. 205–211). Chişinău [in Russian].

3. Cribb, T.H., & Bray, R.A. (2010). Gut wash, body soak, blender and heat-fixation: Approaches to the effective collection, fixation and preservation of trematodes of fishes. *Systematic Parasitology*, 76(1), 1–7. <https://doi.org/10.1007/s11230-010-9229-z>
4. Culurgioni, J., D'Amico, V., & Figus, V. (2007). Metacercariae of *Galactosomum lacteum* (Jägerskiöld, 1896) Looss, 1899 (Heterophyidae) from marine teleosts in the Gulf of Cagliari (southern Sardinia, Italy). *Journal of Helminthology*, 81(4), 409–413. <https://doi.org/10.1017/S0022149X07862912>
5. Didenko, O.V., Gurbik, O.B., Maksymenko, M.L., Leuskyi, M.V., Buzevych, O.A., Rudyk-Leuska, N.Ya., & et al. (2024). Rozpovsyudzhennya chuzhoridnykh vydiv ryb u litoral'nykh uhrupovannyakh Kanivs'koho, Kremenchuts'koho ta Kam'yans'koho vodoshkovichshch [Distribution of alien fish species in the littoral communities of the Kanivske, Kremenchutske, and Kamianske reservoirs]. Proceedings from: VI Mizhnarodna naukovo-praktychna konferentsiya «Suchasni problemy ratsional'noho vykorystannya vodnykh bioresursiv» – VI International Scientific-Practical Conference “Modern Problems of Rational Use of Aquatic Bioresources”. (pp. 83–86). Institute of Fisheries of the NAAS of Ukraine. <https://doi.org/10.61976/conf.IF-2024-6> [in Ukrainian].
6. Domnich, I.F., & Sarabeev, V.L. (2000). Suchasna fauna parazytiv ryb u pivnichniy chastyni Azovs'koho morya [Modern parasite fauna of fishes in the northern part of the Sea of Azov]. *Visnyk Zaporiz'koho universytetu – Bulletin of Zaporizhzhia University*, 1, 224–231 [in Ukrainian].
7. Hammer, Ø., Harper, D., & Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1).
8. Georgiev, B., Biserkov, V., & Genov, T. (1986). In toto staining method for cestodes with iron acetocarmine. *Helminthologia*, 23(4), 279–281.
9. Gyöngy, M., Juhász, L., Selleyi, B., Székely, C., & Cech, G. (2024). Digenean trematodes (Trematoda: Digenea) parasitizing the digestive system of the great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in Hungary. *Helminthologia*, 61(4), 308–316. <https://doi.org/10.2478/helm-2024-0033>
10. Goncharov, S.L. (2019). Vikova dynamika zarazhennya ryb rodyny Gobiidae trematodamy *Cryptocotyle Lühe*, 1899 (Trematoda: Heterophyidae) v lymannykh vodakh ta akvatoriyi Chornoho morya pivdnya Ukrayiny [Age-related dynamics of infestation of Gobiidae fish by *Cryptocotyle Lühe*, 1899 (Trematoda: Heterophyidae) in the estuaries and Black Sea waters of southern Ukraine]. *Visnyk PDAA – Bulletin of Poltava State Agrarian Academy*, 3, 207–214 [in Ukrainian]. <https://doi.org/10.31210/visnyk2019.03.28>
11. Johnson, S.C., Treasurer, J.W., Bravo, S., Nagasawa, K., & Kabata, Z. (2004). A review of the impact of parasitic copepods on marine aquaculture. *Zoological Studies*, 43(2), 229–243.
12. Khudiy, O.I. (2002). Zminy v ikhtiofauni riznykh dilyanok Dnistra pid vplyvom antropohennykh chynnykiv [Changes in fish fauna at different sections of the Dniester River under the influence of anthropogenic factors]. *Hydrobiologicheskyy zhurnal – Hydrobiological Journal*, 38(6), 33–39 [in Ukrainian].
13. Kovalenko, I.I. (1960). Izucheniye tsikla razvitiya nekotorykh gel'mintov domashnikh utok v khozyaystvakh na Azovskom poberezh'ye [The life cycle of some helminths of domestic ducks in farms of the Azov coast]. *Doklady Akademii Nauk SSSR – Reports of the USSR Academy of Sciences*, 133(5), 1259–1261 [in Russian].
14. Kvach, Y. (2005). A comparative analysis of helminth faunas and infection parameters of ten species of gobiid fishes (Actinopterygii: Gobiidae) from the north-western Black Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 35(2), 103–110. <https://doi.org/10.3750/AIP2005.35.2.06>
15. Kvach, Y., & Mierzejewska, K. (2011). Non-indigenous benthic fishes as new hosts for *Bucephalus polymorphus* Baer, 1827 (Digenea: Bucephalidae) in the Vistula River basin, Poland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 400, 02. <https://doi.org/10.1051/kmae/2010034>
16. Kvach, Y., & Ondračková, M. (2020). Checklist of parasites for Ponto-Caspian gobies (Actinopterygii: Gobiidae) in their native and non-native ranges. *Journal of Applied Ichthyology*, 36(4), 472–500. <https://doi.org/10.1111/jai.14036>
17. Kvach, Y., & Winkler, H.M. (2011). The colonization of the invasive round goby *Neogobius melanostomus* by parasites in new localities in the southwestern Baltic Sea. *Parasitology Research*, 109(3), 769–780. <https://doi.org/10.1007/s00436-011-2321-8>
18. Kvach, Y., Kornychuk, Y., Mierzejewska, K., Rubtsova, N., Yurakhno, V., Grabowska, J. et al. (2014). Parasitization of invasive gobiids in the eastern part of the Central trans-European corridor of invasion of Ponto-Caspian hydrobionts. *Parasitology Research*, 113(5), 1605–1624. <https://doi.org/10.1007/s00436-014-3791-2>
19. Kvach, Y., Ondračková, M., Janáč, M., & Jurajda, P. (2016). Methodological issues affecting the study of fish parasites. I. Duration of live fish storage prior to dissection. *Diseases of Aquatic Organisms*, 119(2), 107–115. <https://doi.org/10.3354/dao02990>
20. Kvach, Y., Ondračková, M., Janáč, M., Krasnovyd, V., Seifertová, M., & Jurajda, P. (2019). Parasites of round goby (*Neogobius melanostomus*) currently invading the Elbe River. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 48(1), 56–65. <https://doi.org/10.1515/ohs-2019-0006>
21. Kvach, Y., Zamorov, V., & Pupins, M. (2021). Review of invasive Ponto-Caspian gobiids: Current range and history of expansion. Daugavpils: Academic Press «Saule».
22. Kvach, Y.V. (2007). Hel'mintofauna bychkiv Odes'koyi zatoky Chornoho morya [The helminth fauna of gobies (Gobiidae) of the Gulf of Odessa of the Black

- Sea]. *Vestnyk zoolohyy – Herald of Zoology*, 41(3), 207–211 [in Ukrainian].
23. Lima dos Santos, C.A. (2002). Hazard analysis critical control point and aquaculture. *Public, Animal, and Environmental Aquaculture Health Issues*. M.L. Jahncke, E.S. Garrett, A. Reilly, R.E. Martin, & E. Cole (Eds.). (pp. 103–119). New York: John Wiley & Sons.
24. Malmberg, G. (1970). The excretory systems and the marginal hooks as a basis for the systematics of Gyrodactylus (Trematoda, Monogenea). *Arkiv för Zoologi*, 23, 1–235.
25. Movchan, Y.V. (2011). *Ryby Ukrainy [Fishes of Ukraine]*. Kyiv: Zoloti Vorota [in Ukrainian].
26. Naidenova, N.N. (1974). *Parazitofauna ryb semeistva Gobiidae Chernogo i Azovskogo morey [Parasite fauna of fish of the Gobiidae family of the Black and Azov Seas]*. Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].
27. Parukhin, A.M., Machkevsky, V.K., & Ilchenko, S.V. (1983). Osobennosti gel'mintofauny ryb Yagorlytskogo zaliva [Features of the helminth fauna of fishes of the Yagorlyk Gulf]. *Vestnyk zoolohyy – Herald of Zoology*, 1, 33–37 [in Russian].
28. Pearson, J. (2008). Family Heterophyidae Leiper, 1909. *Keys to the Trematoda*, (Vol. 3), (p. 113–141). CABI: London. <https://doi.org/10.1079/9780851995885.0113>
29. Piria, M., Povž, M., Vilizzi, L., Zanella, D., Simonović, P., & Copp, G.H. (2016). Risk screening of non-native freshwater fishes in Croatia and Slovenia using the Fish Invasiveness Screening Kit. *Fisheries Management and Ecology*, 23(1), 21–31. <https://doi.org/10.1111/fme.12147>
30. Prudhoe, S. (1949). A review of the trematode genus *Galactosomum*. *Journal of Helminthology*, 23(3–4), 135–156. <https://doi.org/10.1017/S0022149X00032478>
31. Sarabeev, V.L., & Domnich, I.F. (2001). Parazity bychkovykh ryb v severo-zapadnoy chasti Azovskogo morya [Parasites of gobiid fishes in the north-western part of the Sea of Azov]. Proceedings from: IVseukrayins'koya konferentsiya «Problemy ikhtiopatolohiyi» – *Materials of the 1st All-Ukrainian Conference “Problems of Ichthyopathology”*. (pp. 100–104). Kyiv: Institute of Fisheries UAAS [in Russian].
32. Shakhman, I., & Bystriantseva, A. (2021). Vplyv yakosti rikhkovoyi vody na dynamiku promyslu u Dnistrovs'komu lymani ta v Kuchurhans'komu vodoshkovyshchi [The influence of river water quality on the dynamics of fishing in the Dniester Estuary and Kuchurgan Reservoir]. *Ekolohichni nauky – Ecological Sciences*, 4(37), 60–64 [in Ukrainian]. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.4-37.8>
33. Slastenenko, E.P. (1955–1956). *The fishes of the Black Sea basin*. Istanbul.
34. Smirnov, A.I. (1986). *Okuneobraznye (bychkovye), skorpenoobraznye, kambaloobraznye, prisoskoobraznye, udil'shchikoobraznye [Perciformes (gobiids), scorpeniformes, pleuronectiformes, gobies and related fishes]*. *Fauna Ukrainy* (Vol. 8, No. 5). Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].
35. Snigirov, S.M., Zamorov, V.V., Karavanskyi, Y.V., Pitsyk, V.Z., Kurakin, O.P., Abakumov, O.M. et al. (2020). Taksonomichna ta ekoloho-faunistychna kharakterystyka suchasnoyi ikhtiofauny Odes'koyi zatoky, Dnistrovs'koho peredhyrlovoho uzmor'ya i pryberezhnykh vod o. Zmiyinyy [Taxonomic and eco-faunistic features of the modern fish fauna of the Gulf of Odesa, the Dniester mouth fore-shore and coastal waters of Snake Island]. *Visnyk ONU. Biolohiya – Odesa National University Herald (Biology)*, 25(2), 113–139 [in Ukrainian]. [https://doi.org/10.18524/2077-1746.2020.2\(47\).218060](https://doi.org/10.18524/2077-1746.2020.2(47).218060)
36. Sures, B., Nachev, M., Selbach, C., & Marcogliese, D.J. (2017). Parasite responses to pollution: What we know and where we go in «Environmental Parasitology». *Parasites & Vectors*, 10, 65. <https://doi.org/10.1186/s13071-017-2001-3>
37. Taylor, L.H., Latham, S.M., & Woolhouse, M.E.J. (2001). Risk factors for human disease emergence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 356(1411), 983–989. <https://doi.org/10.1098/rstb.2001.0888>
38. Zaichenko, N.V. (2014). Sravnitel'nyy analiz parazitov bychka-kruglyaka *Neogobius melanostomus* (Gobiidae) v donornykh i priobretennykh arealakh rasprostraneniya [Comparative analysis of parasites of the round goby *Neogobius melanostomus* (Gobiidae) in donor and acquired distribution ranges]. *Naukovi Zapysky Ternopil'skogo Natsionalnogo Pedahohichnogo Universytetu imeni Volodymyra Hnatyuka. Seriya: Biolohiia – Scientific Issue Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University. Series: Biology*, 4(61), 4–59 [in Russian].
39. Zaitsev, Y. (2008). *An introduction to the Black Sea ecology*. Odessa : Smil Editing & Publishing Agency Ltd.
40. Zamorov, V.V., & Chernikova, S.Y. (2011). Analiz spektru zhyvlennya bychka-kruglyaka *Neogobius melanostomus* (Pallas) u pryberezhnyy akvatoriyi Odes'koyi zatoky (Chorne more) [Spectrum of nutrition of the round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas) in the coastal waters of the Odessa Bay (the Black Sea)]. *Visnyk Odes'koho natsional'noho universytetu. Biolohiya – Odesa National University Herald (Biology)*, 16, 36–41. [https://doi.org/10.18524/2077-1746.2011.18\(25\).181364](https://doi.org/10.18524/2077-1746.2011.18(25).181364) [in Ukrainian].
41. Zamorov, V., Stadnichenko, S., Leonchik, Y., Snigirov, S., & Kvach, Y. (2022). Assessment of commercially important stocks of round goby (*Neogobius melanostomus*) and its relationship with the state of the Mediterranean blue mussel (*Mytilus galloprovincialis*) in the Gulf of Odesa (Black Sea, Ukraine). *Acta Zoologica Bulgarica*, 74(3), 425–435.
42. Zamorov, V.V., Chernikova, S.Y., Karavanskyi, Y.V., & Leonchik, E.Y. (2015). Dynamika sitnykh uloviv bychkovykh ryb (Gobiidae) v pryberezhnyi zoni Odes'koho zaliva [Dynamics of seine catches of gobiid fishes (Gobiidae) in the coastal zone of the Odessa Bay]. *Scientific Issue of Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University – Naukovi Zapysky Ternopolskoho Pedahohichnogo Universytetu (Biologia)*, 4(64), 238–241.

43. Zamorov, V.V., Karavanskiy, Y.V., Dzhurtubaev, Y.M., Radionov, D.B., Chumachenko, Y.O., & Zamorova, M.P. (2019). *Bychkovye ryby (Gobiiformes, Gobiidae) promyslovoho i amatorskoho lovu [Bullfish (Gobiiformes, Gobiidae) of commercial and amateur fishing]*. University of Odesa [in Ukrainian].
44. Youssef, M.M., Mansour, N.S., Awadalla, H.N., Hammouda, N.A., Khalifa, R., & Boulos, L.M. (1978). Heterophyid parasite of man from Idku, Maryat and Manzala Lakes areas in Egypt. *Journal of the Egyptian Society of Parasitology*, 17, 474–479.
45. Zimmerman, M.R., & Smith, G.S. (1975). A probable case of occidental inhumation of 1600 years ago. *Bulletin of the New York Academy of Medicine*, 51(7), 828–837.
- Список використаних джерел**
- Bush A.O., Lafferty K.D., Lotz J.M., Shostak A.W. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. *Journal of Parasitology*. 1997. 83. P. 575–583.
 - Чернищенко А.С. Паразиты рыб Григорьевского лимана. *Ихтиологическая конференция по изучению морских лиманов северо-западной части Черного моря* : труды. Кишинёв, 1960. С. 205–211.
 - Cribb T.H., Bray R.A. Gut wash, body soak, blender and heat-fixation: approaches to the effective collection, fixation and preservation of trematodes of fishes. *Systematic Parasitology*. 2010. 76. P. 1–7.
 - Culurgioni J., D'Amico V., Figus V. Metacercariae of *Galactosomum lacteum* (Jägerskiöld, 1896) Looss, 1899 (Heterophyidae) from marine teleosts in the Gulf of Cagliari (southern Sardinia, Italy). *Journal of Helminthology*. 2007. 81(4). P. 409–413.
 - Діденко О.В., Гурбик О.Б., Максименко М.Л., Леуський М.В., Бузевич О.А., Рудик-Леуська Н.Я., Бех В.В. Розповсюдження чужорідних видів риб у літоральних угрупованнях Канівського, Кременчуцького та Кам'янського водосховищ. *Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів* : VI Міжнар. наук.-практ. конф., м. Київ, 9–10 жовтня 2024 р. Київ : ПРО ФОРМАТ, 2024. С. 83–86.
 - Домніч І.Ф., Сарабєєв В.Л. Сучасна фауна паразитів риб у північній частині Азовського моря. *Вісник Запорізького університету*. 2000. № 1. С. 224–231.
 - Hammer, Ø., Harper, D., & Ryan, P. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaentologia Electronica*. 2001. № 4(1).
 - Georgiev B., Biserkov V., Genov T. In toto staining method for cestodes with iron acetocarmine. *Helminthologia*. 1986. 23(4). P. 279–281.
 - Gyöngy M., Juhász L., Sellyei B., Székely C., Cech G. Digenean trematodes (Trematoda: Digenea) parasitizing the digestive system of the great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in Hungary. *Helminthologia*. 2024. 61(4). P. 308–316.
 - Гончаров С.Л. Вікова динаміка зараження риб родини Gobiidae трематодами *Cryptokotyle Lühe*, 1899 (Trematoda: Heterophyidae) в лиманих водах та акваторії Чорного моря півдня України. *Вісник ПДАА*. 2019. № 3. С. 207–214.
 - Johnson S.C., Treasurer J.W., Bravo S., Nagasawa K., Kabata Z. A review of the impact of parasitic copepods on marine aquaculture. *Zoological Studies*. 2004. 43(2). P. 229–243.
 - Худий О.І. Зміни в іхтіофауні різних ділянок Дністра під впливом антропогенних чинників. *Гідробіологічний журнал*. 2002. Т. 38. № 6. С. 33–39.
 - Ковленко І.І. Изучение цикла развития некоторых гельминтов домашних уток в хозяйствах на Азовском побережье. *Доклады АН СССР*. 1960. Т. 133. № 5. С. 1259–1261.
 - Kvach Y. A comparative analysis of helminth faunas and infection parameters of ten species of gobiid fishes (Actinopterygii: Gobiidae) from the north-western Black Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. 2005. 35(2). P. 103–110.
 - Kvach Y., Mierzejewska K. Non-indigenous benthic fishes as new hosts for *Bucephalus polymorphus* Baer, 1827 (Digenea: Bucephalidae) in the Vistula River basin, Poland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 2011. 400. 02.
 - Kvach Y., Ondračková M. Checklist of parasites for Ponto-Caspian gobies (Actinopterygii: Gobiidae) in their native and non-native ranges. *Journal of Applied Ichthyology*. 2020. 36(4). P. 472–500.
 - Kvach Y., Winkler H.M. The colonization of the invasive round goby *Neogobius melanostomus* by parasites in new localities in the southwestern Baltic Sea. *Parasitology Research*. 2011. 109(3). P. 769–780.
 - Kvach Y., Kornychuk Y., Mierzejewska K., Rubtsova N., Yurakhno V., Grabowska J., Ovcharenko M. Parasitization of invasive gobiids in the eastern part of the Central trans-European corridor of invasion of Ponto-Caspian hydrobionts. *Parasitology Research*. 2014. 113(5). P. 1605–1624.
 - Kvach Y., Ondračková M., Janáč M., Jurajda P. Methodological issues affecting the study of fish parasites. I. Duration of live fish storage prior to dissection. *Diseases of Aquatic Organisms*. 2016. 119(2). P. 107–115.
 - Kvach Y., Ondračková M., Janáč M., Krasnovy V., Seifertová M., Jurajda P. Parasites of round goby, *Neogobius melanostomus*, currently invading the Elbe River. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 2019. 48(1). P. 56–65.
 - Kvach Y., Zamorov V., Pupins M. Review of invasive Ponto-Caspian gobiids: current range and history of expansion. *Daugavpils : Academic Press «Saule»*, 2021. 92 с.
 - Квач Ю.В. Гельмінтофауна бичків Одеської затоки Чорного моря. *Вестник зоології*. 2007. Т. 41. № 3. P. 207–211.

23. Lima dos Santos C.A. Hazard analysis critical control point and aquaculture. *Public, Animal, and Environmental Aquaculture Health Issues* / Eds. M.L. Jahncke et al. New York : John Wiley & Sons, 2002. С. 103–119.
24. Malmberg G. The excretory systems and the marginal hooks as a basis for the systematics of Gyrodactylus (Trematoda, Monogenea). *Arkiv för Zoologi*. 1970. 23. P. 1–235.
25. Мовчан Ю.В. Риби України. Київ : Золоті ворота, 2011. 444 с.
26. Найденова Н.Н. Паразитофауна рыб семейства Gobiidae Черного и Азовского морей. Киев : Наукова думка, 1974. 183 с.
27. Парухин А.М., Мачкевский В.К., Ильченко С.В. Особенности гельминтофауны рыб Ягорлыцкого залива. *Вестник зоологии*. 1983. № 1. С. 33–37.
28. Pearson J. Family Heterophyidae Leiper, 1909. CAB: London, 2008. Keys to the Trematoda. Vol. 3. P. 113–141.
29. Piria M., Povž M., Vilizzi L., Zanella D., Simonović P., Copp G.H. Risk screening of non-native freshwater fishes in Croatia and Slovenia using the Fish Invasiveness Screening Kit. *Fisheries Management and Ecology*. 2016. 23(1). P. 21–31.
30. Prudhoe S. A review of the trematode genus *Galactosomum*. *Journal of Helminthology*. 1949. 23(3–4). P. 135–156.
31. Сарабеев В.Л., Домнич И.Ф. Паразиты бычков рыб в северо-западной части Азовского моря. *Проблеми іхтіопатології : матеріали I Всеукр. конф., 23–27 жовтня 2001 р. Київ, 2001. С. 100–104.*
32. Шахман І.О., Бистрянцева А.М. Вплив якості річкової води на динаміку промислу у Дністровському лимані та в Кучурганському водосховищі. *Екологічні науки*. 2021. Вип. 4. № 37. С. 60–64.
33. Slatenenko E.P. The fishes of the Black Sea basin. Istanbul, 1955–1956. 711 p.
34. Смирнов А.И. Окунеобразные (бычковые), скорпенообразные, камбалобразные, присоскообразные, удильщикообразные. Киев : Наукова думка, 1986. Фауна Украины. Т. 8, вып. 5. 320 с.
35. Снігірьов С.М., Заморов В.В., Караванський Ю.В., Піцик В.З., Куракін О.П., Абакумов О.М., Лямкіс П.В., Снігірьов П.М., Морозов Ю.В., Квач Ю.В., Куцоконь Ю.К. Таксономічна та еколого-фауністична характеристика сучасної іхтіофауни Одеської затоки, Дністровського передгірлового узмор'я і прибережних вод о. Зміїний. *Вісник ОНУ. Біологія*. 2020. Т. 25. Вип. 2(47). С. 113–139.
36. Sures B., Nachev M., Selbach C., Marcogliese D.J. Parasite responses to pollution: What we know and where we go in «Environmental Parasitology». *Parasites & Vectors*. 2017. 10. P. 65.
37. Taylor L.H., Latham S.M., Woolhouse M.E.J. Risk factors for human disease emergence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2001. 356(1411). P. 983–989.
38. Заиченко Н.В. Сравнительный анализ паразитов бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Gobiidae) в донорных и приобретенных ареалах распространения. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія : Біологія*. 2014. № 4(61). С. 54–59.
39. Zaitsev Y. An Introduction to the Black Sea Ecology. Odessa : Smil Edition and Publishing Agency Ltd, 2008. 228 p.
40. Заморов В.В., Чернікова С.Ю. Аналіз спектру живлення бичка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas) у прибережній акваторії Одеської затоки (Чорне море). *Вісник Одеського національного університету. Біологія*. 2011. Т. 16. № 18(25). С. 36–41.
41. Zamorov V., Stadnichenko S., Leonchik Y., Snigirov S., Kvach Y. Assessment of commercially important stocks of round goby (*Neogobius melanostomus*) and its relationship with the state of the Mediterranean blue mussel (*Mytilus galloprovincialis*) in the Gulf of Odessa (Black Sea, Ukraine). *Acta Zoologica Bulgarica*. 2022. 74(3). P. 425–435.
42. Заморов В.В., Чернікова С.Ю., Караванський Ю.В., Леончик С.Ю. Динаміка сітних уловів бичкових рыб (Gobiidae) в прибережній зоні Одеського залива. *Наукові записки Тернопільського педагогічного університету (Біологія)*. 2015. № 4(64). С. 238–241.
43. Заморов В.В., Караванський Ю.В., Джуртубаев Ю.М., Радіонов Д.В., Чумченко Ю.О., Заморова М.П. Бичкові риби (Gobiiformes, Gobiidae) промислового і аматорського лову. Одеса : Одеський університет, 2019. 48 с.
44. Youssef M.M., Mansour N.S., Awadalla H.N., Hammouda N.A., Khalifa R., Boulos L.M. Heterophyid parasite of man from Idku, Maryat and Manzala Lakes areas in Egypt. *Journal of the Egyptian Society of Parasitology*. 1978. 17. P. 474–479.
45. Zimmerman M.R., Smith G.S. A probable case of occidental inhumation of 1600 years ago. *Bulletin of the New York Academy of Medicine*. 1975. 51(7). P. 828–837.

**ПАЗАРИТИ БИЧКА-КРУГЛЯКА *NEOGOBIOUS MELANOSTOMUS* (PALLAS, 1814)
ІЗ СОЛОНУВАТИХ АКВАТОРІЙ ПІВДЕННО-ЗАХІДНОЇ УКРАЇНИ:
ІНДИКАТОРИ ЯКОСТІ РИБНОЇ СИРОВИНИ**

Дудлів І., провідний інженер

Інститут морської біології НАН України; Institute of Vertebrate Biology, Czech Academy of Sciences

Квач Ю., д.б.н., с.н.с.

Інститут морської біології НАН України; Institute of Vertebrate Biology, Czech Academy of Sciences

У статті представлено результати комплексного паразитологічного дослідження бичка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) із двох контрастних за екологічними характеристиками водойм південно-західної України – солонуватої акваторії Одеської затоки Чорного моря та прісноводного Кучурганського водосховища. Мета роботи – оцінити паразитологічні індикатори якості рибної сировини цього масового виду та визначити їхній потенціал як біомаркерів санітарного стану природних біотопів. Упродовж польового сезону 2025 року було досліджено 37 особин риби, для яких встановлено таксономічний склад паразитів, основні індекси зараження, особливості структури паразитарних угруповань та просторові відмінності між морським і лимнічним середовищами.

У Одеській затоці домінували евригалінні ендопаразити – нематода *Dichelyne minutus* та метацеркарії дигеней *Galactosomum lacteum*, а також окремі випадки зараження *Cryptocotyle jejuna*, *Proteocephalus gobiorum* і *Telosentis exiguus*. Інфекційний профіль характеризувався переважанням тканинних та кишкових паразитів, що є типовим для солонуватих біотопів із розвинутою трофічною мережею. У Кучурганському водосховищі провідним видом виявлено веслоногого рачка *Ergasilus gobiorum*, який становив понад 80% загального паразитарного навантаження; додатково траплялися личинки *Bucephalus polymorphus*, *Eustrongylides excisus* та інфузорії *Trichodina* sp. Отримані результати вказують на суттєві просторові відмінності у складі паразитофауни, що відображають градієнти солоності та трофічності у досліджених акваторіях.

Вперше для Одеської затоки підтверджено наявність *G. lacteum*, що розширює сучасні дані про ареал цього виду в Чорноморському регіоні. Деякі виявлені паразити мають економічне значення (*Ergasilus gobiorum*) або потенційну небезпеку для людини та птахів (*Eustrongylides excisus*, *Bucephalus polymorphus*, *G. lacteum*). Показано, що паразитологічні профілі бичка-кругляка можуть застосовуватися як індикатори якості рибної сировини та стану водних екосистем, а також використовуватись у системах контролю відповідно до критеріїв НАССР.

Ключові слова: паразити, *Galactosomum lacteum*, *Ergasilus gobiorum*, індикатори якості, Одеська затока, Кучурганське водосховище.

Дата першого надходження рукопису до видання: 20.10.2025

Дата прийнятого до друку рукопису після рецензування: 24.11.2025

Дата публікації: 18.12.2025

Наукове періодичне видання

МОРСЬКИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

MARINE
ECOLOGICAL JOURNAL

Том XIX
НОМ. 1-2 • 2025

Коректура • Ізак В. В.
Комп'ютерна верстка • Кузнецова Н. С.

Формат 60x84/8. Гарнітура Times New Roman.
Папір офсет. Цифровий друк. Ум.-друк. арк. 9,99.
Підписано до друку 24.12.2025.
Замов. № 0326/235. Наклад 100 прим.

Видавництво і друкарня – Видавничий дім «Гельветика»
65101, Україна, м. Одеса, вул. Інглєзі, 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.

Scientific publication

MARINE ECOLOGICAL JOURNAL

МОРСЬКИЙ
ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

Vol. XIX
No. 1–2 • 2025

Format 60x84/8. Times New Roman Font.
Offset. Digital printing. Conventional printed sheet 6,98.
Passed for printing: 24.12.2025.
Order № 0326/235. Edition of 100 copies.

Publishing House “Helvetica”
65101, Ukraine, Odessa, st. Englezi, 6/1
Phone +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.ua
Certificate of publishing entity
ДК № 7623 as of 22.06.2022