

ISSN 1684-1557

ІНСТИТУТ МОРСЬКОЇ БІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ

МОРСЬКИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

MARINE
ECOLOGICAL
JOURNAL

МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ

Заснований у квітні 2002 р.

НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ

Виходить 4 рази на рік
Одеса

ТОМ XVI
ном. 1–2 • 2022



Видавничий дім
«Гельветика»
2022

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.

Garipian 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, геоекології 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».

Михальов Юрій Олексійович, доктор біологічних наук, професор, 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.

Царенко Петро Михайлович, доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент НАН України, Інститут ботаніки ім. М. Г. Холодного НАН України.

Журнал включено до Переліку наукових фахових видань України категорії Б у галузі біологічних наук (спеціальності 091 «Біологія», 101 «Екологія») відповідно до Наказу МОН України від 26.11.2020 № 1471 (додаток 3).

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого ЗМІ: KB № 23564-13404P від 31.08.2018 року.

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.

ISSN 1684-1557

INSTITUTE OF MARINE BIOLOGY OF THE NAS OF UKRAINE

MARINE ECOLOGICAL JOURNAL

МОРСЬКИЙ
ЕКОЛОГІЧНИЙ
ЖУРНАЛ

МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ

Created in April 2002

SCIENTIFIC JOURNAL

4 issues per year
Odesa

VOL. XVI
No. 1–2 • 2022



Publishing house
Helvetica
2022

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 Veniaminovych, 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).

Mykhalov Yurii Oleksiiovych, Doctor of Biology, Professor, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

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.

Tsarenko Petro Mykhailovych, Doctor of Biology, Professor, Corresponding Member of the NAS of Ukraine, M. G. Kholodny Institute of Botany of the NAS of Ukraine.

The journal is included in the List of scientific professional publications of Ukraine category B in the field of biological sciences (specialties 091 "Biology", 101 "Ecology") in accordance with the Order of the Ministry of Education and Science of Ukraine from 26.11.2020 № 1471 (Annex 3).

Certificate of state registration of print media: KV № 23564-13404P dated August 31, 2018.

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.

Наукові статті

<i>Бушуйєв С.Г.</i> Спостереження за взаємодією дельфінів із траловими промисловими суднами в північно-західній частині Чорного моря у 2018–2021 рр.	7–14
<i>Виноградов О.К., Хуторной С.О., Синьогуб І.О.</i> Можливість використання бичкових риб (Gobiidae) як індикаторів стану прибережних екосистем Чорного й Азовського морів та впливу на них змін клімату.	15–23
<i>Виноградов О.К., Богатова Ю.І., Синьогуб І.О.</i> Біотичні особливості екосистем Сухого і Григорівського лиманів як акваторій морських портів (північно-західна частина Чорного моря).	24–34
<i>Джулай А.О., Зотов А.Б., Дикий Є.О.</i> Мінливість коефіцієнтів поглинання світла пігментами фітопланктону, неживою зваженою та забарвленою розчиненою органічною речовиною прибережних та відкритих вод української частини Чорного моря.	35–44
<i>Кошелев О.В., Дятлов С.Є.</i> Накопичення важких металів у воді, донних відкладах та бокоплавах <i>Pontogammarus maeoticus</i> псамоконтуру Хаджибейського лиману.	45–51
<i>Попов Ю.І., Диханов Ю.М., Коморін В.М.</i> Оцінка глибин залягання верхньої межі сірководневої зони Чорного моря за даними буїв 2015–2022 рр.	52–60
<i>Портянко В.В., Узун О.Є.</i> Порівняльна характеристика видового різноманіття гарпактикоїд контактних зон північно-західної частини Чорного моря.	61–70
<i>Снігірьов С.М., Леончик Є.Ю., Бушуйєв С.Г.</i> Аналіз сучасного промислу та рекомендації щодо допустимого улову основних промислових видів риб Дністровського лиману.	71–90
<i>Синьогуб І.О., Бондаренко О.С., Кудренко С.А., Рибалко О.А.</i> Макрозообентос прибережних біотопів одеського морського регіону (Чорне море).	91–100
<i>Стадніченко С.В.</i> Популяційна структура мідії <i>Mytilus galloprovincialis</i> з донних поселень в зонах трансформації річкової води північно-західної частини Чорного моря.	99–107
<i>Vorobyova L.V.</i> Meiofauna of various biotopes of the upper sublittoral of the Odessa bay.	108–115

CONTENTS

Scholarly papers

<i>Bushuiev S.G.</i> Observations on the interaction of dolphins with trawl fishing vessels in the northwestern Black Sea in 2018–2021.	7–14
<i>Vinogradov O.K., Khutornoy S.O., Sinyogub I.O.</i> Possibility of using goby fishes (Gobiidae) as indicators of the state of the coastal ecosystems of the Black and Azov Sea and the impact of climate change on them.	15–23
<i>Vinogradov A.K., Bogatova Yu.I., Sinyogub I.A.</i> Biotic features of Sukhyi and Grygorivskiy estuaries' ecosystems as seaport water areas (northwestern part of the Black sea).	24–34
<i>Dzhulai A.O., Zotov A.B., Dykyi E.O.</i> Variability of light absorption by phytoplankton pigments, non-algal particles and colored dissolved organic matter of coastal and open waters of the Ukrainian part of the Black sea.	35–44
<i>Koshelev O.V., Dyatlov S. Ye.</i> Accumulation of heavy metals in water, bottom sediments and amphipod <i>Pontogammarus maeoticus</i> psammocontour of khadzhibey estuary.	45–51
<i>Popov Y.I., Dikhanov Y.M., Komorin Y.M.</i> Assessment of the depth of the upper boundary of the hydrogen sulphide zone of the black sea with the buoys' data of 2015-2022.	52–60
<i>Portianko V.V., Uzun O.Ye.</i> Comparative characteristics of harpacticoids species diversity in contact zones of the northwestern part of the Black sea.	61–70
<i>Snigirov S.M., Leonchik Ye.Yu., Bushuev S.G.</i> Analysis of nowadays fisheries and the recommendations of the regulation of the main commercial fish species stocks exploitation in the Dniestrovskiy liman.	71–90
<i>Sinyogub I.A., Bondarenko O.S., Kudrenko S.A., Rybalko A.O.</i> Macrozoobenthos of coastal biotopes of the Odessa Sea Region (Black Sea).	91–100
<i>Stadnichenko S.V.</i> Population structure of the mussel <i>Mytilus galloprovincialis</i> from bottom settlements in the river water transformation zones of the north-western part of the Black Sea.	99–107
<i>Vorobyova L.V.</i> Meiofauna of various biotopes of the upper sublittoral of the Odessa bay.	108–115

СПОСТЕРЕЖЕННЯ ЗА ВЗАЄМОДІЄЮ ДЕЛЬФІНІВ ІЗ ТРАЛОВИМИ ПРОМИСЛОВИМИ СУДАМИ У ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ У 2018–2021 рр.

Бушуєв С.Г. – к.б.н.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України

bsg1956@gmail.com

Здійснення тралового промислу шпроту європейського *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) у північно-західній частині Чорного моря (ПЗЧМ) з кінця 1970-х років викликало виникнення особливої форми протокооперативної взаємодії дельфінів з рибальськими судами, при якій тварини використовують технологічні втрати та викиди риби під час проведення тралових операцій. Для живлення дельфінів найбільш важливим є момент вибірки тралу, коли найбільша кількість тварин збирається біля судна для збору травмованої риби. Візуальні спостереження за дельфінами з борту промислових судів проводились у 2018–2019 рр. та у 2021 р. під час виконання 184 тралових операцій. За період спостережень у місцях ведення лову шпроту відзначено присутність двох видів дельфінів, представлених чорноморськими підвидами – білобокого дельфіна *Delphinus delphis ponticus* (Barabasz-Nikiforov, 1935) та афаліни *Tursiops truncatus ponticus* (Barabasz-Nikiforov, 1940). Випадків виявлення звичайної морської свині (чорноморської) *Phocoena phocoena relicta* (Abel, 1905) не зареєстровано. Частка білобокого дельфіна від кількості всіх зареєстрованих тварин становила 82,8 %, афаліни – 17,2 %. Присутність дельфінів під час вибірки трала відзначено в 65,2 % випадків спостережень. Зі 120 зареєстрованих випадків взаємодії дельфінів з траловими судами у 83 (69,2 %) було відзначено білобокі дельфіни, у 20 (16,7 %) – афаліни та у 17 (14,1 %) – одночасно білобокі дельфіни і афаліни. Всього в одновидових групах було відзначено 1035 білобоких дельфінів та 170 афалін, при підходах тварин обох видів – 189 білобоких дельфінів та 85 афалін. Середня кількість білобоких дельфінів в групі становила 12,2, афалін – 6,9 особин. За період спостережень зареєстровано один випадок загибелі білобокого дельфіна у тралі. Можна констатувати, що живлення дельфінів біля тралових суден у ПЗЧМ нині є нормою. Незважаючи на потенційну небезпеку загибелі в знаряддях лову, очевидно, що вигода від взаємодії з траловими судами для них є більш істотною. Порівняно з початком 2000-х рр., на тлі значного зниження інтенсивності промислу шпроту в ПЗЧМ, частота взаємодії дельфінів з тралами зросла вдвічі, а середня величина груп збільшилася у 2,6 рази для білобоких дельфінів та майже втричі для афалін.

Ключові слова: дельфіни, афаліна, білобокий дельфін, північно-західна частина Чорного моря, шпрот, траловий лов.

Вступ

Промисел шпроту європейського *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) за допомогою тралів було розпочато у Чорному морі у другій половині 70-х рр. минулого сторіччя. Із застосуванням тралів улови шпроту в СРСР за короткий період стрімко зросли – з 1,6 тис. т у 1976 р. до 75,1 тис. т у 1981 р. (Домащенко и др. 1985). Головним районом тралового промислу шпроту зазвичай була північно-західна частина Чорного моря (ПЗЧМ). За даними української рибпромислової статистики у 1990–2000-х роках вилов шпроту в Україні коливався від 20 до 40 тис. т на рік. В останні десять років у ПЗЧМ спостерігалось подальше зниження щільності промислових скупчень шпроту та падіння величини уловів. У 2013 р. вилов шпроту в Україні становив близько 13 тис. т, у 2019 р. – лише 1,37 тис. т,

у 2021 – 1,73 тис. т. Кількість українських суден, що ведуть промисел шпроту, за цей період скоротилася на порядок. Частка шпроту у загальному вилові водних біоресурсів українськими рибалками у Чорному морі знизилася з 80–90 % у 2000-х роках до 10 % у 2019 р., а у 2021 р., на тлі скорочення обсягів вилову рапани, знову зросла до 20,8 %. Загалом, за останні роки значення шельфової зони ПЗЧМ біля берегів України для літнього нагулу шпроту суттєво зменшилося (STECF 2017; Гулак, Леончик, та Чашин 2020).

Масштабний промисел шпроту протягом останніх десятиліть не міг не вплинути на стан популяції чорноморських дельфінів. Насамперед він повинен був вплинути на кормову базу звичайного білобокого дельфіна, оскільки для нього шпрот (поряд з анчоусом європейським (хамсою) *Engraulis*

encrasicolus (Linnaeus, 1758) є найважливішим об'єктом живлення (Фрейман 1951; Томилин 1952; Бушуєв 2000; Krivokhizhin, Birkun, and Nessonova 2000; Кривохижин, и Биркун 2009). Конкуренція за загальний ресурс призвела до виникнення особливої форми протокооперативної взаємодії дельфінів з траловими судами в ПЗЧМ, при якому дельфіни використовують втрати та викиди риби рибалками під час здійснення тралових операцій. Для чорноморських дельфінів цей тип взаємодії згадується у низці публікацій (Биркун, и Кривохижин 1996; Pavlov, Artov, and Zhuravleva 1996; Birkun et al. 1999; Birkun et al. 2014) і більш докладно описаний у статті С. Бушуєва та В. Савусіна (2004). Проте за минулі роки стан запасів шпроту в ПЗЧМ погіршився, і характер взаємовідносин дельфінів із траловими рибальськими судами у ПЗЧМ зазнав певних змін.

Матеріал та методи досліджень

Візуальні спостереження за чорноморськими дельфінами при здійсненні тралового промислу шпроту в Чорному морі проводилися факультативно в рамках проекту GFCM “Select activities of the mid-term strategy towards the sustainability of Mediterranean and Black Sea fisheries implemented” (BlackSea4Fish). Дослідження проводили спостерігачі на судах типу ПТР, обладнаних для тралення. У 2018–2019 рр. – на двох судах було по одному спостерігачеві на судні, у 2021 р. – на одному судні одним спостерігачем. Термін проведення робіт – з серпня 2018 р. по жовтень 2019 р. (були перерви з листопаду 2018 р. по березень 2019 р. та у червні-липні 2019 р.), а також у серпні-вересні 2021 р.

Промисел шпроту здійснювався у північній частині ПЗЧМ в районі, обмеженому зі сходу лінією 31.3° E, з півдня – 46° N, із півночі та заходу – береговою лінією. Лише три пошукові тралення в квітні 2019 р. були виконані на південний захід від цього району, при цьому скупчення шпроту там не були виявлені. Тралення проводилися на відстані від 1,5 до 50 км від берега в місцях з глибинами від 9 до 33 м. Знаряддя лову – стандартний 29-метровий різноглибинний трал РТ-ТМ. Усі тралення проводилися у придонному варіанті. Використання приладу контролю вертикального розкриття трала дозволяє контролювати положення нижньої підбори трала на 0,5 м вище донної поверхні та уникати контакту з дном. Швидкість судна під час тралення – 3,5–4 вузли. Усі промислові операції здійснювалися лише у світлий час доби. За день виконувалось від 2 до 7 тралень. Тривалість одного тралення – від 0,5 до 3–4 годин. Тривалість рейсу судна 1–2 доби. Траловий лов шпроту в ПЗЧМ характеризується високою вибірковістю. Частка інших видів риб (хамса, мерланг *Merlangius merlangus* (Linnaeus, 1758), атерина *Atherina boyeri pontica* (Risso, 1810),

оселедець *Alosa immaculata* (Bennett, 1835), ставрида *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868) та ін.) в уловах зазвичай складала 1–3 %.

Візуальні спостереження за дельфінами здійснювалися під час виконання 25 тралень у 2018 р. (серпень – 14, вересень – 4 та жовтень – 7), 127 тралень у 2019 р. (квітень – 3, травень – 79, серпень – 19, вересень – 18, жовтень – 8) (Бушуєв, та Фіногенов 2021) та 32 тралень у 2021 р. (серпень – 20, вересень – 12). Загальний обсяг вилову шпроту під час даних тралень склав: 21,5 т у 2018 р., 88,1 т у 2019 р. та 60,3 т у 2021 р. Величина середнього улову шпроту на одну годину тралення склала: 0,57 т у 2018 р., 0,44 т у 2019 р. та 1,14 т у 2021 р. (табл. 1). У серпні 2021 р. в районі з координатами 46.17°–46.34°N 31.14°–31.28°E сформувалося щільне стійке промислове скупчення шпроту, на якому працювали всі п'ять діючих українських тралових суден (2–4 судна одночасно). Середня величина улову на годину тралення в цей період склала 1,44 т, що майже втричі вище, ніж у середньому у 2018–2019 роках. Проте вже на початку вересня із різкою зміною гідрометеорологічних умов концентрація шпроту в цьому районі помітно знизилася і показники уловів скоротилися вдвічі – до 0,72 т/год.

Результати та обговорення

Видове співвідношення. За період спостережень у місцях ведення тралового лову шпроту відзначено присутність лише двох видів дельфінів представлених чорноморськими підвидами – білобокого дельфіна *Delphinus delphis ponticus* (Barabasch-Nikiforov, 1935) та афаліни *Tursiops truncatus ponticus* (Barabasch-Nikiforov, 1940). Випадків виявлення звичайної морської свині (чорноморської) *Phocoena phocoena relicta* (Abel, 1905) не зареєстровано. Частка білобокого дельфіна від кількості всіх зареєстрованих тварин становила 82,8 %, афаліни – 17,2 %. Примітно, що до 2021 р. відсоткове співвідношення білобокого дельфіна перевищувало 90 %, а афаліни відповідно було менше 10 %. Так, у 2002–2003 рр. частка афаліни становила 9,5 % (Бушуєв, и Савусин 2004), 2018 р. – 8,5 %, 2019 р. – 5,6 %. Однак у серпні-вересні 2021 р. відзначено набагато більш високе відсоткове співвідношення афалін у районі промислу – 40,1 %. Очевидно, це було пов'язано з утворенням тут значного скупчення шпроту, достатнього для ефективного живлення афалін.

Динаміка зустрічальності. Зі 120 зареєстрованих випадків підходу дельфінів до промислових суден у момент вибірки тралу у 83 (69,2 %) були відзначені білобокі дельфіни, у 20 (16,7 %) – афаліни та у 17 (14,1 %) – одночасно білобокі дельфіни та афаліни (табл. 1).

Всього в одновидових групах відзначено 1035 білобоких дельфінів та 170 афалін, у змішаних групах –

189 білобоких дельфінів та 85 афалін. У серпні-вересні 2018 р. та 2019 р. відзначено найбільшу частоту зустрічальності білобоких дельфінів і найменшу – афалін. Зустрічальність останніх була значно нижчою. Однак у серпні-вересні 2021 р. співвідношення помітно змінилося і зареєстрованих афалін було тільки на третину менше, ніж білобоких дельфінів. Загалом у 2021 р. відзначено втричі більше афалін (187 особин), ніж за два попередні сезони (68 особин).

Присутність дельфінів під час вибірки тралу була відзначена у 65,2 % випадків спостережень (2018 р. – 96 %, 2019 р. – 53,5 %, 2021 р. – 87,5 %). Слід зазначити, що у 2002–2003 рр. у квітні-жовтні підхід дельфінів в середньому реєструвався лише у 28,7% випадків (2002 р. – 22,4 %, 2003 р. – 31,1 %) (Бушуев, и Савусин 2004). Таким чином, частота

взаємодії дельфінів із траловими суднами за півтора десятиліття зросла вдвічі. При цьому кількість суден на траловому промислі у водах України за цей час скоротилася майже у 10 разів, а період промислу скоротився на пару місяців. Пряма залежність між частотою підходів дельфінів до тралів та величиною уловів шпроту на зусилля не простежується. Середня величина улову шпроту за одну годину тралення в 2002–2003 рр. становила 0,65 т, 2018–2019 рр. – 0,46 т, а 2021 р. – 1,14 т.

Для білобоких дельфінів в серпні-жовтні відмічено 29 випадків підходу до суден самиць з дитинчатами (рис. 1), а для афалін – 15. За один підхід реєструвалося від 1 до 9 пар «самиця-дитина» для білобоких дельфінів, а для афалін – від 1 до 6 пар. Найчастіше такі пари відмічалися у серпні-вересні 2021 р.

Таблиця 1

Сезонна динаміка величини уловів шпроту та частоти зустрічальності дельфінів у районах ведення тралового промислу в ПЗЧМ у 2018–2019 рр. та 2021 р. (А – афаліна, Б – білобокий дельфін)

Місяць, рік	Число тралень (спостережень)	Час тралення, годин	Улов, т	Улов за 1 годину тралення, т	Число груп дельфінів			Число особин		Зустрічальність, особин/тралення	
					Б	А	Б+А	Б	А	Б	А
Серпень 2018 р.	14	17.5	9.7	0.55	12	-	2	133	4	9.5	0.3
Вересень 2018 р.	4	6.8	4.6	0.68	4	-	-	140	-	35.0	-
Жовтень 2018 р.	7	13.2	7.2	0.54	-	2	4	80	29	11.4	4.1
За весь 2018 р.	25	37.5	21.5	0.57	16	2	6	353	33	14.1	1.3
Квітень 2019 р.	3	4.0	0	0	-	2	-	-	6	-	2.0
Травень 2019 р.	79	101.0	51.3	0.51	33	4	2	380	23	4.9	0.3
Серпень 2019 р.	19	36.5	20.6	0.56	11	-	-	106	-	5.6	-
Вересень 2019 р.	18	43.5	12.3	0.28	11	-	-	90	-	5.0	-
Жовтень 2019 р.	8	13.5	3.9	0.29	2	2	1	16	6	2.0	0.8
За весь 2019 р.	127	198.5	88.1	0.44	57	8	3	592	35	4.7	0.3
Серпень 2021 р.	20	30.8	44.4	1.44	8	4	6	188	108	9.4	5.4
Вересень 2021 р.	12	22.2	15.9	0.72	2	6	2	91	79	7.6	6.6
За весь 2021 р.	32	53.0	60.3	1.14	10	10	8	279	187	8.7	5.8
Всього	184	289.0	169.9	0.59	83	20	17	1224	255	6.7	1.4



Рис. 1. Самиця білобокого дельфіна та її дитинча біля тралового судна

Чисельність груп. Число білобоких дельфінів, які підходили до суден у момент вибірки тралу, варіювало від 1 до 50 особин, афалін – від 1 до 35 особин. У білобоких дельфінів 54 групи (54 %) налічували від 1 до 10 особин, 42 групи (42 %) – від 11 до 30 особин, 4 групи (4 %) – від 31 до 50 особин. Кількість особин в групі у афалін була дещо меншою: 28 груп (75,7 %) – від 1 до 10 особин, 8 груп (21,6 %) – від 11 до 30 особин, 1 група (2,7 %) – 35 особин. Найбільші групи білобоких дельфінів відзначалися у вересні, жовтні 2018 р. та травні 2019 р., афалін – серпні 2021 р. Середня чисельність особин в групі білобоких дельфінів становила 12,2 особин, афалін – 6,9 особин. Середня кількість особин в групі білобоких дельфінів у 2018–2021 рр. порівняно з 2002–2003 рр. (Бушуєв, і Савусин 2004) збільшилася у 2,6 рази, афалін – майже втричі.

Оцінка чисельності груп дельфінів, які взаємодіють із траловими суднами. Слід зазначити, що дані спостережень за дельфінами під час тралового промислу не можна використовувати для оцінки їхньої загальної чисельності. Судна здійснюють лише короткі переходи з місць базування до місць утворення скупчень шпроту. Якщо промислова обстановка дозволяє, судна можуть досить тривалий час працювати в тому самому районі, виконуючи велику кількість тралень. Лов риби здійснюється у світлий час доби, але в ніч судна зазвичай йдуть у порт на розвантаження риби. Фактично з них можна неодноразово спостерігати ті самі групи дельфінів, які тримаються в локальному промисловому районі.

Якщо білобоких дельфінів і афалін приваблюють як скупчення шпроту, так і тралові судна під час лову, то морських свиней, навпаки, робота тралів відлякує. Афалін траловий промисел приваблює меншою мірою, ніж білобоких дельфінів, що, мабуть, пов'язано з їх ширшим спектром живлення. Певним винятком стала ситуація у серпні-вересні 2021 р., коли велика група афалін чисельністю до 50 особин досить тривалий час перебувала в локальному районі тралового лову шпроту і часто здійснювала взаємодію з рибальськими суднами. Одночасно з ними у цьому районі трималося понад сотню білобоких дельфінів.

Коли промислова обстановка стійка і судно продовжує працювати практично в тому самому місці, його може певний час супроводжувати та сама група (групи) дельфінів. Часто кожне працююче судно протягом кількох виробничих циклів супроводжується однією тимчасовою групою тварин. Спостерігачі могли візуально ідентифікувати окремих помітних особин дельфінів, які неодноразово взаємодіють із траловими суднами. Попередні результати фотоідентифікації також свідчать, що ті самі тварини можуть спостерігатися з одного судна по

кілька разів на день, а також протягом декількох днів і навіть місяців (Hulak, Bushuiev, and Savenko 2018).

Якщо працюючих суден у місці лову кілька, ці не дуже стійкі кормові групи змішуються. При знаходженні суден поряд, дельфіни різних груп можуть збиратися біля того з них, яке зараз здійснює вибірку тралу. Про чисельність дельфінів у районі промислу протягом доби можна судити за максимальним розовим числом особин, що підійшли до судна до підйому тралу (з урахуванням кількості працюючих суден).

Випадки загибелі дельфінів при взаємодії із тралами. За період спостережень зареєстровано один випадок загибелі білобокого дельфіна в тралі (рис. 2). Дорослий самець завдовжки 183 см з необережності влучив у трал 23.05.2019 р. (46.41° N 30.78° E). Відповідно до вимог Правил та Режиму рибальства у басейні Чорного моря труп тварини був викинутий у море як вимушений прилов. За даними опитування екіпажів двох суден у 2017–2018 рр. мали місце ще 4 випадки загибелі дельфінів в тралах: трьох білобоких дельфінів та однієї афаліни. Ці цифри досить добре корелюють із опитувальними даними (Birkin et al. 2014) про частоту приловів дельфінів у різноглибинні трали в ПЗЧМ – 1,33 особи на одне судно на рік. Враховуючи сучасне число суден, задіяних в траловому промислі шпроту (5–6), загибель дельфінів у цих знаряддях лову в водах України не перевищує 10 особин на рік і не може суттєво негативно впливати на стан популяцій.

Поведінка. Для живлення дельфінів найбільш важливим є час від початку вибірки тралу з води до закінчення завантаження риби в трюм і миття палуби. При цих операціях за борт випадає, викидається та змивається некондиційна частина улову (ушкоджена риба, небажаний прилов). Цей час зазвичай займає близько 20–25 хвилин. Дорослі досвідчені особи сміливо наближаються до борту судна і тралу, пропливають під ними і можуть навіть висмикувати окремих рибок з мішка трала через сіткове полотно (рис. 3). Молоді тварини і самиці з дитинчатами, зазвичай, тримаються на відстані і підбирають травмовану рибу, що випала з трала.

У тих випадках, коли до підйому тралу підходить і годується досить велика група афалін (5–7 особин і більше), білобокі дельфіни зазвичай тримаються на відстані, і безпосередньо до судна і тралу підходять помітно рідше. Якщо група афалін супроводжує судно досить тривалий час (кілька циклів), білобокі дельфіни часто йдуть від нього годуватись самостійно або до інших суден. Тим не менш, будь-яких проявів агресії афалін по відношенню до білобоких дельфінів під час вибірки тралів не помічено.

Якщо величина улову перебуває у прямій залежності від тривалості тралення, то частота підходів дельфінів до судна залежить від кількості підйомів



Рис. 2. Самець білобокого дельфіна, який загинув у тралі під час вилову шпроту (фото О.Л. Фіногенова)



Рис. 3. Живлення білобоких дельфінів біля трала (фото Б.С. Гулака)

трала. Зазвичай під час процесу тралення більшість дельфінів віддаляється від судна, часто за межі видимості для спостерігача. У цей час вони можуть відпочивати, годуватись або грати. У той же час, якась частина тварин може безперервно слідувати за працюючим тралом. Біля судна вони знову збираються саме тоді, коли трал починають піднімати. Зрозуміло, що вони чудово розуміють, який звук яку промислову операцію означає. Коли 11 травня 2019 р. ПТР замість промислу шпроту тимчасово

переключився на видобуток рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) донним бім-тралом, дельфіни, які раніше супроводжували судно, взагалі до нього не наближалися. Наступного дня, при відновленні лову шпроту різноглибинним тралом, судно знову супроводжувала група з 10–15 білобоких дельфінів. Дельфіни, мабуть, добре відрізняють рибальські судна від інших, навіть коли вони не працюють, а перебувають на переході. У серпні 2018 р. відмічено випадок, коли група з п'яти білобоких

дельфінів зустріла судно, що вийшло з порту Чорноморськ після стоянки, і безперервно йшла за ним 2 години (судно йшло зі швидкістю 9 вузлів), поки воно не розпочало роботу. Надалі ця група змішалася з іншими групами дельфінів у районі промислу.

Висновки

Загалом можна констатувати, що живлення дельфінів біля тралових суден при промислі шпроту в ПЗЧМ стало вже нормою. Вочевидь, в окремих групах білобоких дельфінів, меншою мірою, у афалін має місце стійка адаптація до умов цього виду промислу, яка явно вигідна цим тваринам. Спостерігається навчання молодих особин до цього типу живлення. Незважаючи на потенційну небезпеку та щорічну загибель кількох особин у тралах, переваги для дельфінів від взаємодії з траловими суднами, схоже, явно перевищують ризик. Для рибалок присутність дельфінів не завдає особливих незручностей, крім рідкіс-

них випадків їхнього вимушеного прилову. Порівняно з початком 2000-х рр., на тлі значного зниження промислових уловів шпроту та числа українських тралових рибальських суден у ПЗЧМ, середня частота взаємодії дельфінів (насамперед білобоких) з тралами зросла більш ніж удвічі (2002–2003 рр. – 28,7 %, 2018–2021 рр. – 65,2 %), а середня величина груп збільшилася у 2,6 рази для білобоких дельфінів (2002–2003 рр. – 4,55 особин, 2018–2021 рр. – 12,2 особин) та в 3 рази для афалін (2002–2003 рр. – 2,3 особин, 2018–2021 рр. – 6,9 особин).

Подяки

Автор висловлює щирі подяки співробітникам Одеського центру ПівденНІРО Фіногенову О.Л. та Гулаку Б.С., судовласнику, капітанам та екіпажам риболовецьких суден ПТР "Антей" і ПТР "Григолеті", без допомоги яких дану роботу не було б виконано.

Список використаних джерел

1. Биркун А.А. мл., Кривохижин С.В. Современное состояние и причины угнетения популяций черноморских дельфинов. Сообщение 2. Антропогенные лимитирующие факторы. *Вестник зоологии*. 1996. 4–5. С. 53–59.
2. Бушуєв С.Г. Истощение кормовой базы как фактор, лимитирующий численность черноморских дельфинов. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2000. С. 437–452.
3. Бушуєв С.Г., Савусин В.П. Наблюдения за дельфинами с промысловых судов при ведении тралового лова шпрота в северо-западной части Черного моря. *Морские млекопитающие Голарктики*. Москва, 2004. С. 113–116.
4. Бушуєв С.Г., Фіногенов О.Л. Зустрічі китоподібних в територіальних водах і економічній зоні України в північно-західній частині Чорного моря в 2018–2019 рр. *Матеріали до Атласу ссавців України. Серія: «Conservation Biology in Ukraine»*. Київ, 2021. С. 10–14.
5. Гулак Б.С., Леончик Є.Ю., Чашин О.К. Сучасний стан популяцій основних об'єктів українського промислу в Чорному морі. *Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології: матеріали XIII міжнар. іхтіологічної наук.-практ. конф., м. Харків, 17–19 вересня 2020 р.* Харків, 2020. С. 59–68.
6. Домашенко Г.П., Михайлюк А.Н., Чашин А.К., Шляхов В.А., Юрьев Г.С. Современное состояние промысловых стад анчоуса, ставриды, шпрота и мерланга в Черном море. *Океанологические и рыбохозяйственные исследования Черного моря*. Москва, 1985. С. 87–100.
7. Кривохижин С.В., Биркун А.А. мл. Спектр питания китообразных в Черном море. *Морской экологический журнал*. 2009. VIII(4). С. 67–78.
8. Томилин А.Г. Звери СССР и прилежащих стран. Китообразные. Москва, 1957. 756 с.
9. Фрейман С.Ю. Дельфины Черного моря. Симферополь, 1951. 29 с.
10. Birkun A., Krivokhizhin S., Goldin E., Pavlov V., Artov A., Suremkin A., Shibanova O., Goldin P., Stanev T., Mikhailov K., Petkov M., Komakhidze A., Mazmanidi N., Burchuladze M., Goradze I., Komakhidze G., Baumgaertner W., Siebert U., Wuenschmann A., Holsbeek L., Ali B., Joiris C. Cetacean by-catches and strandings along the north, west, and east coasts of the Black Sea in 1997–1998. *European research on cetaceans – 13: Proc. 13th Annual Conf. European Cetacean Society, Valencia, Spain, 5–8 Apr 1999*. Valencia, 1999. P. 81.
11. Birkun A.Jr, Northridge S.P., Willstead E.A., James F.A., Kilgour C., Lander M., Fitzgerald G.D. Studies for Carrying Out the Common Fisheries Policy: Adverse Fisheries Impacts on Cetacean Populations in the Black Sea. Final report to the European Commission, Brussels, 2014. 347 p.
12. Hulak B.S., Bushuiev S.G., Savenko O.V. Dolphins' interactions with fishing trawls in the northwestern Black Sea. *Конференція молодих дослідників-зоологів – 2018: тези доповідей*, м. Київ, 14–15 листопада 2018 р. Київ, 2018. С. 8.
13. Krivokhizhin S.V., Birkun A.A., Jr., Nessonova J.V. Prey species of Black Sea cetaceans. *European research on cetaceans – 14: Proc. 14th Annual Conf. European Cetacean Society, Cork, Ireland, 2–5 April 2000*. ECS, Rome. P. 229.
14. Pavlov V., Artov A., Zhuravleva T. Impact of fishing on Black Sea dolphins off the Crimea coasts. *I International Symp. on Marine Mammals of the Black Sea: Proc.*, Istanbul, Turkey, 27–30 June 1994. Istanbul, 1996. P. 41–43.
15. STECF (Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries). Stock assessments in the Black Sea. Publications Office of the European Union. Luxembourg, 2017. 498 p.

References

1. Birkun, A.A. jr., & Krivokhizhin, S.V. (1996). Sovremennoe sostoyaniye y prychyny uhneteniya populyatsyy chernomorskykh del'finov. Soobshchenye 2. Antropohennye limituyuchi faktory [The current status and causes of oppression of populations of Black Sea dolphins. Communication 2. Anthropogenic limiting factors]. *Vestnik zoologii – Bulletin of Zoology*, 4–5, 53–59 [in Russian].
2. Bushuiev, S.G. (2000). Istoshcheniye kormovoy bazy kak faktor, limitiruyushchiy chislennost' chernomorskikh del'finov [Depletion of food resources as a factor limiting the number of Black Sea dolphins]. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoy i shelf'ovoy zon i kompleksnoye ispol'zovaniye resursov shelf'a – Environmental safety of coastal and shelf zones and integrated use of shelf resources*, 437–452 [in Russian].
3. Bushuyev, S.G., & Savusin, V.P. (2004). Nablyudeniya za del'finami s promyslovykh sudov pri vedenii tralovogo lova shprotu v severo-zapadnoy chasti Chernogo morya [Observations of dolphins from fishing boats in the course of sprat trawling in the northwestern Black Sea]. *Morskiye mlekoopitayushchiye Golarktiki – Marine Mammals of the Holarctic*, (pp. 113–116). Moskva: KMK [in Russian].
4. Bushuev, S.G., & Finogenov, O.L. (2021). Zustrichi kytopodibnykh v terytorial'nykh vodakh i ekonomichniy zoni Ukrayiny v pivnichno-zakhidniy chastyni Chornoho morya v 2018-2019 rr. [Encounters of cetaceans in the territorial waters and economic zone of Ukraine in the northwestern part of the Black Sea in 2018-2019]. *Materialy do Atlasu csavtsiv Ukrayiny. Seriya: «Conservation Biology in Ukraine» – Materials for the Atlas of Mammals of Ukraine. Series: «Conservation Biology in Ukraine»*, 20, 10 [in Ukrainian].
4. Hulak, B.S., Leonchik, E.Y., & Chashchyn, O.K. (2020). Suchasniy stan populyatsiy osnovnykh ob'ektiv ukrains'kogo promyslu v Chornom more [The current state of populations of the main objects of Ukrainian fishing in the Black Sea]. Proceedings from: *XIII mizhnarodna ikhtiologichna naukoivo-praktychna konferentsiya «Suchasni problemy teoretychnoyi ta praktychnoyi ikhtiologii» – XIII International Ichthyological Scientific Conference «Modern Problems of Theoretical and Practical Ichthyology»*. (pp. 59–68). Kharkiv [in Ukrainian].
5. Domashenko, G.P., Mikhaylyuk, A.N., Chashchin, A.K., Shlyakhov, V.A., & Yuryev, G.S. (1985). Sovremennoye sostoyaniye promyslovykh stad anchousa, stavridy, shprotu i merlanga v Chernom more [The current state of commercial stoks of anchovy, horse mackerel, sprat and whiting in the Black Sea]. *Okeanologicheskoye i rybokhozyaystvennyye issledovaniya Chernogo morya – Oceanological and fisheries studies of the Black Sea*, (pp. 87–100). Moskva: VNIRO [in Russian].
6. Krivokhizhin, S.V., & Birkun, A.A. jr. (2009). Spektr pitaniya kitoobraznykh v Chernom more [The food spectrum of cetaceans in the Black Sea]. *Morskoy ekologicheskiy zhurnal – Marine Ecological Journal*, VIII(4), 67–78 [in Russian].
7. Tomilin, A.G. (1957). *Zveri SSSR i prilezhashchikh stran. Kitoobraznyye [Animals of the USSR and adjacent countries. Cetaceans]*. Moskva: Academy of Sciences of the USSR [in Russian].
8. Freiman, S.Yu. (1951). *Del'finy Chernogo morya [Dolphins of the Black Sea]*. Simferopol: Krimizdat [in Russian].
9. Birkun, A., Krivokhizhin, S., Goldin, E., Pavlov, V., Artov, A., Suremkin, A., Shibanova, O., Goldin, P., Staney, T., Mikhailov, K., Petkov, M., Komakhidze, A., Mazmanidi, N., Burchuladze, M., Goradze, I., Komakhidze, G., Baumgaertner, W., Siebert, U., Wuenschmann, A., Holsbeek, L., Ali, B., & Joiris, C. (1999). Cetacean by-catches and strandings along the north, west, and east coasts of the Black Sea in 1997–1998. Proceedings from: *European research on cetaceans – 13*. (p. 81). Valencia.
10. Birkun, A. jr, Northridge, S.P., Willstead, E.A., James, F.A., Kilgour, C., Lander, M., & Fitzgerald, G.D. (2014). Studies for Carrying Out the Common Fisheries Policy: Adverse Fisheries Impacts on Cetacean Populations in the Black Sea. Final report to the European Commission. Brussels.
11. Hulak, B.S., Bushuiev, S.G., & Savenko, O.V. (2018). Dolphins' interactions with fishing trawls in the northwestern Black Sea. Proceedings from: *Konferentsiya molodykh doslidnykiv-zoolohiv – 2018 – Conference of young zoological researchers – 2018*. (pp. 8). Kiev.
12. Krivokhizhin, S.V., Birkun, A.A. jr, & Nessonova J.V. (2000). Prey species of Black Sea cetaceans. Proceedings from: *14th Annual Conf. European Cetacean Society «European research on cetaceans»*. (p. 229). Rome.
13. Pavlov, V., Artov, A., & Zhuravleva, T. (1996). Impact of fishing on Black Sea dolphins off the Crimea coasts. Proceedings from: *I International Symp. on Marine Mammals of the Black Sea*. (pp. 41–43). Istanbul.
14. STECF (Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries). (2017). Stock assessments in the Black Sea. Publications Office of the European Union. Luxembourg.

OBSERVATIONS ON THE INTERACTION OF DOLPHINS WITH TRAWL FISHING VESSELS IN THE NORTHWESTERN BLACK SEA IN 2018-21

Bushuiev S.G., PhD, Senior researcher

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

Implementation of large-scale fishing for sprat *Sprattus sprattus* (L., 1758) in the northwestern Black Sea (NWBS) in the late 1970s caused the emergence of a special form of protooperative interaction of dolphins with the trawl vessels, in which dolphins consume the fish lost or discarded during trawling operations. The time of pulling the trawl out of the water is the most important for feeding dolphins, as the largest number of animals gather near the vessel to collect injured fish. Visual observations of dolphins aboard fishing vessels were conducted in 2018–2019 and in 2021 during 184 trawl operations. During observations the presence of two species - common dolphin *Delphinus delphis ponticus* (Barabach-Nikiforov, 1935) and bottlenose dolphin *Tursiops truncatus ponticus* (Barabach-Nikiforov, 1940) was noted. The proportion of common dolphins of all registered animals was 82.8%, bottlenose dolphins – 17.2 %. The presence of dolphins during trawl operations was observed in 65.2 % of the cases. Of the 120 recorded cases of interaction common dolphins were noted in 83 (69.2 %), bottlenose dolphins in 20 (16.7 %) and common and bottlenose dolphins in 17 (14.1 %). A total of 1035 common dolphins and 170 bottlenose dolphins were recorded in single-species groups, 189 common dolphins and 85 bottlenose dolphins in mixed groups. The mean size of common dolphins group was 12.2, bottlenose dolphins – 6.9 individuals. One case of death of common dolphin in a trawl was recorded in May 2019. Feeding of dolphins near trawl vessels in the NWBS is presently the norm. Despite the potential danger of death in fishing gear, it is obvious that the benefits for dolphins from interacting with trawl vessels outweigh the risk. Compared to the beginning of the 2000s and in conjunction with significant decrease in the intensity of sprat fishing in the NWBS, the frequency of interaction of dolphins with trawls doubled. The mean size of common dolphins group increased 2.6 times, bottlenose dolphins almost tripled.

Key words: bottlenose dolphin, common dolphin, northwestern part of the Black Sea, sprat, trawl fishing.

**МОЖЛИВІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ БИЧКОВИХ РИБ (GOBIIDAE)
В ЯКОСТІ ІНДИКАТОРІВ СТАНУ ПРИБЕРЕЖНИХ ЕКОСИСТЕМ ЧОРНОГО
ТА АЗОВСЬКОГО МОРІВ І ВПЛИВУ НА НИХ ЗМІН КЛІМАТУ****Виноградов О.К.** – д.б.н., с.н.с., пров.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

Хуторной С.О. – к.б.н., н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

kalkan@ukr.net

Синьогуб І.О. – с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

У складі іхтіофауни північних берегів Чорноморсько-Азовського басейну бичкові риби (Gobiidae) налічують найбільшу кількість видів і зустрічаються на різноманітних субстратах. Серед них переважають представники двох різних за походженням груп – понто-каспійські релікти та середземноморські іммігранти (почали вселятися у Чорне море після його останнього з'єднання з Середземним). Первинною є фауна бичкових риб понто-каспійського походження. Подальше збагачення відбулося за рахунок бичкових-середземноморських іммігрантів внаслідок потепління клімату та зростання солоності вод.

Серед понто-каспійських реліктів 10 видів можуть бути віднесені до «умовно морських» чи «морських», які виживають при солоності до 12–15 ‰ та вище. Всього видів бичкових, які зустрічаються у морських водах басейну солоністю 15–18 ‰, – 26.

Запропоновано принцип розрахунку бичкового (гобіідного) коефіцієнта – співвідношення кількості видів бичків середземноморського походження до кількості морських видів бичків-пonto-каспійських реліктів, який може розглядатися як індекс медітерранізації бичкової іхтіофауни. Цей індекс також відображає тенденції до зміни всієї морської іхтіофауни Чорноморсько-Азовського басейну на тлі прогресуючого потепління клімату. За кліматичними умовами, температурою, солоністю води та характером донних субстратів у північних берегів Чорного і Азовського морів виділяються три великих регіони – північно-західна частина Чорного моря (ПЗЧМ), узбережжя Криму від мису Тарханкут до Карадага і Керченської протоки і узбережжя Азовського моря. Для північно-західної частини Чорного моря індекс медітерранізації бичкової іхтіофауни в нинішній час складає 0,7; для південно-західних і південних берегів Криму – 1,6; для Керченського передпроточного простору і Азовського моря – 0,5. З появою нових видів бичкових риб-середземноморських іммігрантів в кожному з регіонів показники індексу медітерранізації будуть збільшуватися.

Ключові слова: Чорноморсько-Азовський басейн, зміни клімату, індикатори, бичкова іхтіофауна, індекс медітерранізації, бичковий індекс.

Вступ

В останні десятиріччя досить актуальними стають проблеми вивчення впливу змін клімату на іхтіофауну Чорноморсько-Азовського басейну та пошук видів-індикаторів в системі біоіндикації якості води та стану морських гідроєкосистем (Климова 2006; Aleksandrov et al. 2007; Антоновский и др. 2008; Шульман 2009; Демченко 2010; Рыбы ... 2021).

Окрім природного розселення риб, яке відбувається на тлі потепління клімату, в останній час важливе значення набуло судноплавство. Пелагічна ікра, личинки і молодь риб почали у великій кількості переміщуватися з одного моря в інше з баластними

водами. Ці два процеси стали накладатися один на одного (Световидов 1964; Расс 1987; Хуторной 1999; Дирипаско и др. 2008; Матишов, и Болтачев 2010; Мовчан 2011; Болтачев, и Карпова 2012 а,б; Виноградов, и Хуторной 2013; Манило 2014; Демченко, и Демченко 2015; Экологические ... 2017).

У зв'язку з вищенаведеним здається доцільним пошук іхтіологічних показників критеріїв оцінки подальших змін клімату в Чорноморсько-Азовському регіоні та виявлення потенційних риб-індикаторів для загального оцінювання стану морських екосистем.

Мета роботи – дослідити можливість використання бичкових риб (Gobiidae) в якості видів-

індикаторів стану та змін прибережних екосистем Чорного і Азовського морів під впливом природних факторів і антропогенної діяльності та обґрунтувати принцип розрахунку бичкового (гобійного) коефіцієнту.

Матеріали та методи досліджень

Матеріалом є сукупність фондів матеріалів та літературних відомостей про походження, розповсюдження і солоність толерантність риб родини Gobiidae Чорного і Азовського морів, а методом – аналіз та поділ на групи за вказаними ознаками.

За одиницю дослідження прийнято фауністичний комплекс – групу видів, які пов'язані спільним географічним походженням. Крім характеристики ареалу, критерієм для віднесення виду до того чи іншого фауністичного комплексу виступала його екологічна характеристика – взаємини з біотичними та абіотичними факторами середовища.

У роботі аналізується фауна родини бичкових риб Чорноморсько-Азовського басейну, яка має складний генезис та включає представників різних фауністичних комплексів, у тому числі бореально-атлантичного, понто-каспійського та середземноморського. Вона остаточно сформувалася після останнього відновлення з'єднання Чорного моря із Середземноморським басейном у голоцені і до цього часу різними авторами традиційно виділяються два основні фауністичні комплекси – середземноморський та понто-каспійський, оскільки на момент прориву Дарданел види бореально-атлантичного комплексу вже входили до сформованого та оформленого на той час середземноморського комплексу.

У статті наводиться класифікація бичкових риб з урахуванням роботи Л.Г. Манило (2014), а українські назви вказані за Ю.В. Мовчаном (2011).

Результати та обговорення

Біля 8-10 тис. років тому відбулося останнє поєднання котловини Чорного моря з Середземним і почався процес його осолонення і вселення в нього середземноморських гідробіонтів, включаючи і риб, названий медітерранізацією його фауни (Пузанов 1965, 1967). В свою чергу види, які освоїли води Чорного моря, почали проникати в Азовське море, здійснюючи понтизацію його біоти (Пузанов 1965). В теперішній час солоність води в Середземному морі більш ніж в два рази перевищує чорноморську (36–40 ‰ і 17–18,5 ‰ відповідно).

Риби, які проникають з Середземного моря, будучи рухомими організмами, в пошуках кормових ресурсів і місць для розмноження стали опановувати акваторії Чорного і Азовського морів. Іхтіофауна Середземного моря сформована переважно рибами зі Східної Атлантики тропічного і субтропічного походження. Внаслідок цього температурний фактор і понижена солоність вод в Чорному

морі відіграють визначну роль в розповсюдженні середземноморських іммігрантів в різні акваторії і сезони року. Іхтіофауна Чорного моря на 80 % складається з теплолюбних видів. Процеси медітерранізації і понтизації біоти взагалі та іхтіофауни зокрема продовжуються і в теперішній час (Виноградов 1960; Световидов 1964; Замбриборщ 1965; Расс 1987; Хуторной 1999, 2004, 2006; Дирипаско и др. 2008; Матишов, и Болтачев 2010; Мовчан 2011; Болтачев, и Карпова 2012 а,б; Виноградов, и Хуторной 2013; Манило 2014; Экологические ... 2017; Khutornoy, and Kvach 2019).

В морях існує прямий зв'язок між температурою і солоністю. Чим більша температура, тим частіше за все більш солона в ньому вода. Середземне море, як донор іхтіофауни, більш тепле і більш солоне, ніж Чорне. Всі види середземноморських іммігрантів спроможні виживати при солоності до 30–36 ‰, але тільки при відносно високій температурі.

Сучасну іхтіофауну Чорного і Азовського морів формують риби, які належать до трьох основних фауністичних комплексів: 1 – понто-каспійські релікти, 2 – риби бореально-атлантичного походження, 3 – середземноморські іммігранти. В опріснених районах помітну роль відіграють прісноводні риби. Також є чужорідні види (Расс 1987; Дирипаско и др. 2001; Мовчан 2011; Болтачев, и Карпова 2012 а,б; Виноградов, и Хуторной 2013; Манило 2014; Экологические ... 2017). Понто-каспійські релікти, риби бореально-атлантичного комплексу і прісноводні види пристосовані до виживання при більш низьких температурах, ніж середземноморські. Бички середземноморського походження більш чутливі до умов забруднення і існування, ніж бички-понто-каспійські релікти.

В залежності від солоності в північній частині Чорноморсько-Азовського басейну виділяються води: 1 – прісні (0,5–2 ‰), 2 – слабосолонуваті – олігогалінні (2–5 ‰), 3 – солонуваті – мезогалінні (8–17 ‰), 4 – морські – полігалінні (17–35 ‰). З кожним з вказаних типів води пов'язаний певний комплекс видів риб, включаючи і бичкових. У зв'язку з гідрологічною динамікою і значними коливаннями солоності води в північно-західній частині Чорного моря (ПЗЧМ), Керченському передпроточному просторі і північно-західній частині Азовського моря, точно окреслити райони існування багатьох бичкових риб не вважається можливим. Переміщуючись з водними масами певної солоності, бичкові риби можуть опинятись в несприятливих умовах, що може призводити до їх загибелі.

Враховуючи особливості походження та формування іхтіофауни і біоти взагалі Чорного і Азовського морів, а також тенденції до їх змін під

впливом потепління клімату, пропонується в якості індикаторних видів використовувати бичкових риб, кількість видів яких біля південно-західних і південних берегів Криму помітно зросла (Мовчан 2011; Болтачев, и Карпова 2012 а,б; Манило 2014; Экологические ... 2017).

Бичкові (Gobiidae) – найбільш численна родина у складі іхтіофауни Чорноморсько-Азовського басейну. Вони мешкають в прибережній зоні, населяючи переважно глибини 0,5–20 м і самі різноманітні субстрати (Хуторной 2021).

Серед бичкових риб Чорного і Азовського морів є як понто-каспійські релікти, так і ті, що вселилися із Середземного моря. Завезений з морів Далекого Сходу смугастий тризубий бичок *Tridentiger trigonocephalus* характеризується солонною стійкістю і є акліматизантом (Мовчан 2011; Болтачев, и Карпова 2012 а,б; Манило 2014).

Бичкові риби зустрічаються біля всіх чорноморських берегів, в Азовському морі, лиманах, гирлах, а також в середніх та верхніх течіях річок. За відношенням до солоності серед них виявлені: 1 – полігалінні, 2 – мезогалінні, 3 – олігогалінні, 4 – прісноводно-олігогалінні і евригалінні (Манило 2014).

У водах Чорного і Азовського морів з солоністю від 10–12 ‰ до 17–18 ‰ і більше мешкають полігалінні, мезогалінні і евригалінні види бичкових, ікра у яких донна. За винятком двох видів – пелагічного *Aphia minuta* і придонно-пелагічного *Knipowitschia longicaudata*, всі вони ведуть донний образ життя.

За останні десятиріччя список бичкових риб Чорноморсько-Азовського басейну поповнювався не лише середземноморськими видами, але і понто-каспійськими реліктами. В пониззі Дону відзначені *Ponticola gorlap* і *Benthophilus durrelli*. Їх появу можна пов'язати з функціонуванням каналу Волга-Дон (Экологические ... 2017).

У складі іхтіофауни Чорного моря також вказані *Pomatoschistus pictus*, який має середземноморське походження, та *Knipowitschia cameliae* – понто-каспійський релікт (Куцоконь, и Квач 2012).

Всього біля північних берегів Чорноморсько-Азовського басейну до теперішнього часу виявлено 40 видів бичкових риб (без урахування *Pomatoschistus pictus* і *Knipowitschia cameliae*) (табл. 1). З них 16 видів належать до середземноморських іммігрантів, 23 – до понто-каспійських реліктів, *Tridentiger trigonocephalus* – до акліматизантів. В ПЗЧМ зареєстровано 24 види, біля південно-західних і південних берегів Криму – 26, в Керченському передпроточному просторі і Азовському морі – 25 видів.

В ПЗЧМ бички *Gobius cobitis* і *G. paganellus* поки що знайдені тільки біля берегів острова Змії-

ний та півострова Тарханкут. Вказаний для Керченського передпроточного простору і Азовського моря *Ponticola platystris* відзначений біля узбережжя Криму поблизу Керченської протоки.

Такі види як *Benthophiloides brauneri*, *Benthophilus durrelli*, *B. magistri*, *B. nudus*, *B. stellatus*, *Caspiosoma caspium*, *Knipowitschia longicaudata*, *Ponticola gorlap*, *Proterorhinus nasalis*, *Pr. semilunaris* звичайно мешкають в діапазоні солоності 1–6 ‰. Такі види як *Knipowitschia caucasica* і *Proterorhinus marmoratus* зустрічаються в деяких лиманах і в морських водах при солоності 10–12 ‰ і навіть вище. Бички гонець *Babka gymnotrachelus* і головац *Ponticola kessleri* населяють води з солоністю 3–5 ‰. *Benthophiloides brauneri* в окремі роки може зустрічатись біля берегів м. Одеса при солоності води до 12–14 ‰ (Хуторной 1998; Виноградов, и Хуторной 2013).

Регіони розрізняються один від одного кліматичними умовами, солоністю вод та характером донних субстратів. В даному випадку регіон – велика ділянка берега разом з прилеглою акваторією. Фауністичні комплекси сформовані за походженням видів.

Біля північних берегів Чорноморсько-Азовського басейну з числа понто-каспійських реліктів до «морських» видів з різним ступенем евригалінності можна віднести *Knipowitschia caucasica*, *Mesogobius batrachocephalus*, *Ponticola cephalargoides*, *Ponticola eurycephalus*, *N. fluviatilis*, *N. melanostomus*, *Ponticola platystris*, *Ponticola ratan*, *Ponticola syrman* та *Proterorhinus marmoratus*, всього 10 видів. Разом з середземноморськими вселенцями морськими є 26 видів, які мешкають при солоності 15–18 ‰.

В ПЗЧМ знайдено 7 видів середземноморського походження: *Aphia minuta*, *Gobius cobitis*, *G. niger*, *G. paganellus*, *Pomatoschistus marmoratus*, *P. minutus*, *Zosterisessor ophiocephalus*.

В Керченському передпроточному просторі і Азовському морі занотовано 5 видів середземноморських вселенців. Це ті самі види, що і в ПЗЧМ, за винятком *Gobius cobitis* і *G. paganellus*. Біля кримського узбережжя знайдені всі 16 видів бичків середземноморського походження.

З 10 понто-каспійських видів, віднесених до числа «морських», всі вказані для ПЗЧМ і Керченського передпроточного простору. З їх числа біля південно-західних і південних берегів Криму відсутній *Knipowitschia caucasica*.

З початку вселення середземноморських риб-іммігрантів вихідною фауною бичкових риб в Чорноморсько-Азовському басейні можна вважати комплекс понто-каспійських реліктових видів. Вселення нових видів відбувалося на тлі осолонення води Чорного моря і потепління після останнього льодовикового періоду.

Таблиця 1

Розподіл бичкових риб прибережної зони північної частини Чорноморсько-Азовського басейну по регіонам (ПЗЧМ – північно-західна частина Чорного моря, ПЗБК – південно-західний берег Криму, ПБК – південний берег Криму, КПП – Керченський передпроточний простір, АМ – Азовське море; СМ – середземноморський, ПК – понто-каспійський, ВМ – верхня межа солоносно-толерантності понто-каспійських реліктів, НМ – нижня межа солоносно-толерантності середземноморських іммігрантів)

№ за/п	Рід, вид	Регіон			Фауністичний комплекс		Солоність, ‰	
		ПЗЧМ	ПЗБК, ПБК	КПП АМ	СМ	ПК	ВМ	НМ
1	2	3	4	5	6	7	8	9
	Рід <i>Aphia</i> Risso, 1827							
1	<i>A. minuta</i> (Risso, 1810) – бичок-афія маленький	+	+	+	+	–	–	14–15
	Рід <i>Benthophiloides</i> Beling et Iljin, 1927							
2	<i>B. brauneri</i> Beling et Iljin, 1927 – бичок-пуголовочок Браунера	+	–	+	–	+	1–2	–
3	<i>Benthophilus durrelli</i> – бичок-пуголовок донський	–	–	+	–	+	2–3	–
4	<i>B. magistri</i> – бичок-пуголовок азовський	–	–	+	–	+	3–5	–
5	<i>B. mahmudbejovi</i> – бичок-пуголовок Махмудбаєва	–	–	+	–	+	2–3	–
6	<i>B. nudus</i> – бичок-пуголовок голий	+	–	–	–	+	3–5	–
7	<i>B. stellatus</i> – бичок-пуголовок зірчастий	–	–	+	–	+	3–5	–
8	<i>Caspiosoma caspium</i> – бичок-каспіосома	+	–	+	–	+	0,5–1	–
9	<i>Chromogobius quadrivittatus</i> – хромогобіус чотирьохсмугий	–	+	–	+	–	–	17–18
10	<i>Ch. zebratus</i> – хромогобіус зебровий	–	+	–	+	–	–	17–18
11	<i>Gammogobius steinitzi</i> – бичок Штайниці	–	+	–	+	–	–	17–18
12	<i>Gobius bucchichi</i> – бичок Букчича	–	+	–	+	–	–	17–18
13	<i>G. cobitis</i> – бичок кругляш	+	+	–	+	–	–	17–18
14	<i>G. cruentatus</i> – бичок червоноротий	–	+	–	+	–	–	17–18
15	<i>G. niger</i> – бичок чорний	+	+	+	+	–	–	8–10
16	<i>G. paganellus</i> – бичок паганель	+	+	–	+	–	–	17–18
17	<i>G. xanthocephalus</i> – бичок жовтоголовий	–	+	–	+	–	–	17–18
18	<i>Knipowitschia caucasica</i> – бичок-кніповичія кавказький	+	–	+	–	+	20–25	–
19	<i>Knipowitschia longicaudata</i> – бичок-кніповичія довгохвостий	+	–	+	–	+	5–6	–
20	<i>Mesogobius batrachocephalus</i> – бичок-жаба	+	+	+	–	+	18–20	–
21	<i>Millerigobius macrocephalus</i> – бичок Міллера великоголовий	–	+	–	+	–	–	17–18
22	<i>Neogobius gorlap</i> – бичок-головач каспійський	–	–	+	–	+	3–5	–
23	<i>Ponticola cephalargoides</i> – бичок чорноморсько-азовський	+	+	+	–	+	15–18	–
24	<i>Ponticola eurycephalus</i> – бичок рижик	+	+	+	–	+	15–18	–
25	<i>N. fluviatilis</i> – бичок пісочник	+	+	+	–	+	18–20	–
26	<i>Babka gymnotrachelus</i> – бичок гонець	+	–	+	–	+	5–6	–
27	<i>Ponticola kessleri</i> – бичок головац	+	–	+	–	+	2–3	–
28	<i>N. melanostomus</i> – бичок кругляк	+	+	+	–	+	18–20	–
29	<i>Ponticola platyrostris</i> – бичок губань	+	+	+	–	+	20–25	–
30	<i>Ponticola ratan</i> – бичок ратан	+	+	+	–	+	15–16	–
31	<i>Ponticola syrman</i> – бичок сірман	+	+	+	–	+	12–15	–
32	<i>Pomatoschistus bathi</i> – бичок-лисун Бата	–	+	–	+	–	–	15–16
33	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> – бичок-лисун мармуровий	+	+	+	+	–	–	6–8
34	<i>Pomatoschistus minutus</i> – бичок-лисун малий	+	+	+	+	–	–	15–16
35	<i>Proterorhinus marmoratus</i> – тупоносий бичок цуцик	+	+	+	–	+	12–15	–
36	<i>Pr. nasalis</i> – тупоносий бичок східний	–	–	+	–	+	5–6	–
37	<i>Pr. semilunaris</i> – тупоносий бичок західний	+	–	–	–	+	5–6	–
38	<i>Tridentiger trigonocephalus</i> – тризубий бичок смугастий	–	+	–	–	АК*	–	3–5
39	<i>Zebrus zebrus</i> – бичок-зебра	–	+	–	+	–	–	17–18
40	<i>Zosterisessor ophiocephalus</i> – бичок-трав'яник змістоловий	+	+	+	+	–	–	6–8
	Всього	24	26	25	16	24	–	–

Примітка: * АК – вид-акліматизант.

Враховуючи відзначене вище і застосувавши просту формулу n_1 / n_2 , де n_1 – кількість видів бичків середземноморського походження, а n_2 – кількість «морських» видів бичків понто-каспійського походження, отримаємо бичковий (гобійний) коефіцієнт, який може розглядатися як індекс медітерранізації бичкової іхтіофауни. Цей індекс також відображає тенденції до зміни всієї «морської» іхтіофауни Чорноморсько-Азовського басейну (якщо ми будемо враховувати види всіх родин, не тільки бичкових). Знаменник (n_2) в цих розрахунках постійний і дорівнює 10 (кількість «морських» видів бичків понто-каспійського комплексу).

Якщо в певному регіоні середземноморські бички-вселенці відсутні, то індекс буде дорівнювати нулю, у випадку наявності одного такого виду – 0,1, двох – 0,2 і т.д. За нашими підрахунками, для ПЗЧМ індекс медітерранізації бичкової іхтіофауни складає 0,7; для Керченського передпротокового простору і Азовського моря – 0,5; для південно-західного і південного узбережжя Криму – 1,6. З появою нових видів бичкових риб середземноморського походження показники цього індексу будуть збільшуватися.

За оцінкою Л.Г. Манило (2014) на початок 2010-х рр. коефіцієнт спільності видового складу бичкових риб між Середземним і Чорним морями склав 0,39. Таким чином, є значна кількість видів бичкових риб Середземного моря, які при відповідних умовах зможуть потрапити в Чорне море. В ньому існують сприятливі для бичкових риб скельно-кам'янисті, піщані і заростеві біотопи.

Потепління клімату неминуче впливає на зміну таких важливих для існування риб і інших гідробіонтів чинників як температура і солоність води. При цьому можуть відбуватися перебудови структурних і функціональних компонентів прибережних екосистем, що, в свою чергу, відображається на кількісному і якісному складі іхтіофауни і її видовому різноманітті.

Бичкові риби належать до гетеротрофів другого-третього порядків і приймають участь в управлінні прибережними екосистемами «зверху». Вони також активно трансформують живу і мертву органічну речовину в живу іхтіомасу (Александров, и Хуторной 1996; Alexandrov, and Khutornoy 1998; Хуторной 2021).

Нові види-вселенці можуть знаходити вільні ніші в прибережних екосистемах або вступати в конкурентні відносини за корм, нерестові субстрати, зручні місця існування. Поява нових видів риб-вселенців або випадіння їх зі складу іхтіофауни того чи іншого морського регіону так чи інакше впливає на прибережну екосистему, до складу якої вони входять.

Кількісні і якісні зміни в популяції того чи іншого виду риб можуть проявлятися в зниженні

чи посиленні тиску на ті чи інші групи кормових організмів, порушенні харчових ланцюгів і балансу в екосистемах.

Зменшення в кожному з регіонів північної частини Чорноморсько-Азовського басейну кількості видів бичків-пonto-каспійських реліктів може свідчити як про надмірне осолонення води (Карпевич 1955), що відбувається на тлі зростання температури, так і про погіршення умов існування внаслідок забруднення водного середовища, руйнування біотопів і природних нерестовищ, перелову і т.п.

Очевидно, що збільшення кількості видів бичків середземноморського походження в північній частині Чорноморсько-Азовського басейну може вказувати на потепління клімату і зростання солоності. Саме така тенденція спостерігається в останні десятиріччя біля берегів Криму, де знайдені нові види бичків-середземноморських іммігрантів, які в інших регіонах поки що не зустрічаються (Мовчан 2011; Болтачев, и Карпова 2012 а,б; Манило 2014; Экологические ... 2017). До Чорного моря із Середземного вселяються види бичків, які витримують там зниження солоності до 22–23 ‰.

В іхтіофауні Середземного моря виявлено 61 вид бичкових риб (Манило 2014). Теоретично близько 30 видів з них можуть поповнити іхтіофауну Чорного моря. Слід очікувати, що при збільшенні середньорічної температури води біля північних берегів Чорного моря до 15–16 °С і зростанні солоності до 22–26 ‰ (β-хорогалінна зона), вселення середземноморських риб, в тому числі і бичкових, може значно активізуватися (Виноградов 1986, 1987).

Розповсюдження середземноморських бичків, які вже мешкають в Чорноморсько-Азовському басейні, регулюється, в першу чергу, нижніми порогоми їх солоносної і температурної толерантності, тому збільшення солоності і температури не вчинить на них прямого негативного впливу. Для багатьох бичкових риб понто-каспійського походження при розглянутому сценарії потепління клімату умови існування в прибережних екосистемах погіршаться, а їх ареали звужаться.

Висновки

Проведений аналіз можливостей використання бичкових риб (Gobiidae) в якості індикаторів стану прибережних екосистем Чорного і Азовського морів показав, що запропонований бичковий (гобійний) коефіцієнт може розглядатися як індекс медітерранізації бичкової іхтіофауни. Цей індекс також відображає тенденції до зміни всієї морської іхтіофауни Чорноморсько-Азовського басейну. Таким чином, співвідношення бичкових риб середземноморського походження та понто-каспійських реліктів може використовуватись в якості індикатора кліматичних змін в Чорноморсько-Азовському регіоні.

Список використаних джерел

1. Александров Б.Г., Хуторной С.А. Использование рыб для регуляции качества морской воды у Одесского побережья. *Управление и охрана побережий северо-западного Причерноморья* : материалы международного симпозиума 30 сент. – 6 окт. 1996 г. Одесса, 1996. С. 10.
2. Антоновский А.Г., Демченко В.А., Демченко Н.А., Сурядная Н.Н. Перспективы использования характеристик особей, популяций и сообществ рыб в системе биоиндикации воды и состояния гидроэкосистем. *Вісник запорізького національного університету*. 2008. №1. С. 30–34.
3. Болтачев А.Р., Карпова Е.П. Ихтиофауна прибрежной зоны Севастополя (Черное море). *Морской экологический журнал*. 2012а. Т. XI. № 2. С. 10–27.
4. Болтачев А.Р., Карпова Е.П. Морские рыбы Крымского полуострова. Симферополь : Бизнес-Информ, 2012б. 223 с.
5. Виноградов А.К. Хорогалинная зона 22–26 ‰ в морских экосистемах. *V съезд ВГБО*. Тольятти, 15–19 сентября 1986 г. : тез. докл. Куйбышев, 1986. Ч. I. С. 64–65.
6. Виноградов А.К. Эколого-токсикологические аспекты соленостной устойчивости фауны Черного моря : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.105. Севастополь, 1987. 48 с.
7. Виноградов А.К., Хуторной С.А. Ихтиофауна Одесского региона северо-западной части Черного моря (биологические, экологические, эколого-морфологические особенности). Одесса : Астропринт, 2013. 223 с.
8. Виноградов К.О. Ихтиофауна північно-західної частини Чорного моря. Київ : Вид-во АН УРСР, 1960. 115 с.
9. Демченко В.А. Особенности влияния изменяющегося климата на сообщества рыб Азовского бассейна. *Вісник Запорізького національного університету*. 2010. № 1. С. 22–32.
10. Демченко В.А., Демченко Н.А. Чужеродные виды в ихтиофауне водоемов северо-западной части Азовского бассейна. *Российский Журнал Биологических Инвазий*. 2015. №1. С. 17–29.
11. Дирипаско О.А., Демченко Н.А., Кулик П.В., Заброда Т.А. Расширение ареала солнечного окуня, *Lepomis gibbosus* (Centrarchidae, Perciformes), на восток Украины. *Вестник зоологии*. 2008. Т. 42, № 3. С. 269–273.
12. Замбриборщ Ф.С. Рыбы низовьев рек и приморских водоемов северо-западной части Черного моря и условия их существования : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.105. Одесса, 1965. 46 с.
13. Карпевич А.Ф. Экологическое обоснование прогноза изменений ареалов рыб и состава ихтиофауны при осолонении Азовского моря. *Труды ВНИРО*. 1955. Т. 31, Вып. 2. С. 3–84.
14. Климова Т.Н. Ихтиопланктон Черного моря как индикатор экологического состояния шельфовых вод Украины : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва, 2006. 25 с.
15. Куцоконь Ю., Квач Ю. Українські назви міног і риб фауни України для наукового вжитку. *Біологічні студії*. 2012. Вип. 6(2). С. 199–220.
16. Манило Л.Г. Рыбы семейства бычковые (Perciformes, Gobiidae) морских и солоноватых вод Украины. Киев : Наукова думка, 2014. 243 с.
17. Матишов Г.Г., Болтачев А.Р. Вселенцы в био-разнообразии и продуктивности Азовского и Черного морей. Ростов-на-Дону : Изд-во ЮНЦ РАН, 2010. 114 с.
18. Мовчан Ю.В. Рыбы України (визначник-довідник). Київ : Золоті ворота, 2011. 420 с.
19. Пузанов И.И. Медитерранизация Черного моря и перспективы ее усиления. *Зоологический журнал*. 1967. Вып. 9 (46). С. 1287–1297.
20. Пузанов И.И. Последовательные стадии медитерранизации фауны Черного моря. Новые данные. *Гидробиологический журнал*. 1965. Т. 1. № 2. С. 54–56.
21. Расс Т.С. Современное представление о составе ихтиофауны Черного моря и его изменениях. *Вопросы ихтиологии*. 1987. Т. 27. № 2. С. 179–187.
22. Рыбы – индикаторы времени, пространства, условий обитания / А.К. Виноградов и др. Одесса : Астропринт, 2021. 428 с.
23. Световидов А.Н. Рыбы Черного моря. Москва-Ленинград : Наука, 1964. 550 с.
24. Хуторной С.А. Изменение морской ихтиофауны в XX столетии у берегов Одессы. *Экологические проблемы Черного моря*. Одесса : ОЦНТИ, 1999. С. 306–311.
25. Хуторной С.А. История изучения ихтиофауны северо-западной части Черного моря в пределах территориальных вод Украины и ее изменение под воздействием антропогенного пресса. *Экология моря*. 2004. Вып. 65. С. 87–93.
26. Хуторной С.А. Рыбы прибрежной зоны. *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология*. Киев : Наукова думка, 2006. С. 309–313.
27. Хуторной С.А. Рыбы прибрежных акваторий г. Одессы. *Научные труды Зоологического музея Одесского государственного университета : Исследования многообразия животного мира*. Одесса : Астропринт, 1998. С. 42–45.
28. Хуторной С.А. Структура прибрежных іхтіоценозів північно-західної частини чорного моря : автореф. ... канд. біол. наук. Одеса, 2021. 17 с.
29. Шульман Г.Е. Физиолого-биохимические индикаторы состояния рыб. *Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології*: тези II Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції. Севастополь, 2009. С. 204–205.
30. Экологические закономерности распределения морской прибрежной ихтиофауны (Черноморско-Азовский бассейн) / А.К. Виноградов и др. Одесса : Астропринт, 2017. 416 с.

31. Aleksandrov B., Boltachev A., Kharchenko T., Liashenko A., Son M., Tsarenko P., Zhukinsky V. Trends of aquatic alien species invasion in Ukraine. *Aquatic Invasions*. 2007. Vol. 2. Issue 3. P. 215–242.

32. Alexandrov B.G., Khutornoy S.A. Using of the fish for regulation of the sea water quality in the Odessa coast (realities and prospects). *Management and conservation of the Northern-western Black Sea*

coast. Scientific publications proceedings of the EUCC international symposium. Odessa, Ukraine, 1998. Odessa: 1998. P. 15–19.

33. Khutornoy S., Kvach Y. First record of the Montague's blenny *Coryphoblennius galerita* (L., 1758) (Actinopterygii: Blenniidae) in the mesohaline waters of the North-Western Black Sea, Ukraine. *BioInvasions Records*. 2019. Vol. 8. Is. 4. P. 917–923.

References

1. Aleksandrov, B.G., & Khutornoy, S.A. (1996). Ispol'zovanie ryb dlya regulyatsii kachestva morskoy vody u Odesskogo poberezh'ya [Use of the fish to regulate of sea water quality near the Odessa coast]. Materialy mezhdunarodnogo simpoziuma «Upravlenie i ohrana poberezhij severo-zapadnogo prichernomor'ya». (10). Odessa [in Russian].

2. Antonovskij, A.G., Demchenko, V.A., Demchenko, N.A., & Suryadnaya N.N. (2008). Perspektivy ispol'zovaniya harakteristik osobej, populyacij i soobshchestv ryb v sisteme bioindikatsii vody i sostoyaniya gidroekosistem [Prospects for the use of characteristics of individuals, populations and communities of fish in the system of bioindication of water and the state of hydroecosystems]. *Visnik Zaporiz'kogo nacional'nogo universitetu – Visnyk of Zaporizhzhya National University. Biological Sciences*, 1, 30–34 [in Russian].

3. Boltachev, A.R., & Karpova, E.P. (2012a). Ihtiofauna pribrezhnoj zony Sevastopolya (Chernoe more) [Ichthyofauna of the Sevastopol coastal zone (Black Sea)]. *Morskoy ekologicheskij zhurnal – Marine ecological journal*, XI, 2, 10–27 [in Russian].

4. Boltachev, A.R., & Karpova, E.P. (2012b). *Morskie ryby Krymskogo poluostrova [Marine fishes of the Crimean peninsula]*. Simferopol': Biznes-Inform [in Russian].

5. Vinogradov, A.K. (1986). Horogalinnaya zona 22–26 ‰ v morskikh ekosistemah [Chorohaline zone 22–26‰ in marine ecosystems]. Abstracts of reports «V s"ezd VGBO». (pp. 64–65). Kujbyshev [in Russian].

6. Vinogradov, A.K. (1987). Ekologo-toksikologicheskie aspekty solenostnoj ustojchivosti fauny Chernogo morya [Ecological and toxicological aspects of salinity stability of the Black Sea fauna]. *Extended abstract of candidate's thesis*. Sevastopol' [in Russian].

7. Vinogradov, A.K., & Kutormoi, S.A. (2013). *Ihtiofauna Odesskogo regiona severo-zapadnoj chasti Chernogo morya (biologicheskie, ekologicheskie, ekologo-morfologicheskie osobennosti) [Ichthyofauna of the Odessa region of the northwestern part of the Black Sea (biological, ecological, ecological and morphological features)]*. Odessa : Astroprint [in Russian].

8. Vinogradov, K.O. (1960). *Ihtiofauna pivnichno-zahidnoï chastini Chornogo morya [Ichthyofauna of the northwestern part of the Black Sea]*. Kiïv : Vid-vo AN URSS [in Ukrainian].

9. Demchenko, V.A. (2010). Osobennosti vliyaniya izmenyayushchegosya klimata na soobshchestva ryb

Azovskogo bassejna [Features of the influence of a changing climate on the fish communities of the Azov basin]. *Visnik Zaporiz'kogo nacional'nogo universitetu – Visnyk of Zaporizhzhya National University. Biological Sciences*, 1, 22–32 [in Russian].

10. Demchenko, V.A., & Demchenko, N.A. (2015). Chuzherodnye vidy v ihtiofaune vodoemov severo-zapadnoj chasti Azovskogo bassejna [Alien species in the ichthyofauna of water bodies in the northwestern part of the Azov basin]. *Rossiiskij Zhurnal Biologicheskikh Invazij – Russian Journal of Biological Invasions*, 1, 17–29 [in Russian].

11. Diripasko, O.A., Demchenko, N.A., Kulik, P.V., & Zabroda, T.A. (2008). Rasshirenie areala solnechnogo okunya, *Lepomis gibbosus* (Centrarchidae, Perciformes), na vostok Ukrainy [Expansion of the range of the sun perch, *Lepomis gibbosus* (Centrarchidae, Perciformes), to the east of Ukraine]. *Vestnik zoologii – Bulletin of Zoology*, 42, 3, 269–273 [in Russian].

12. Zambriborshch, F.S. (1965). Ryby nizov'ev rek i primorskih vodoemov severo-zapadnoj chasti Chernogo morya i usloviya ih sushchestvovaniya [Fish of the lower reaches of rivers and coastal water bodies of the northwestern part of the Black Sea and the conditions for their existence]. *Extended abstract of Doctor's thesis*. Odessa [in Russian].

13. Karpevich, A.F. (1955). Ekologicheskoe obosnovanie prognoza izmenenij arealov ryb i sostava ihtiofauny pri osolonenii Azovskogo morya [Ecological substantiation of the forecast of changes in the ranges of fish and the composition of the ichthyofauna during the salinization of the Sea of Azov]. *Trudy VNIRO*, 31, 2, 3–84 [in Russian].

14. Klimova, T.N. (2006). Ihtioplankton Chernogo morya kak indikator ekologicheskogo sostoyaniya shel'fovyyh vod Ukrainy [Ichthyoplankton of the Black Sea as an indicator of the ecological state of the shelf waters of Ukraine]. *Extended abstract of candidate's thesis*. Moscow [in Russian].

15. Kutsokon, Yu., & Kvach, Yu. (2012). Ukrainski nazvi minog i rib fauni Ukraini dlya naukovoï vzhitku [Ukrainian names of lampreys and fish of the fauna of Ukraine for scientific use]. *Biologichni studiyi – Studia Biologica*, 6, 2, 199–220 [in Ukrainian].

16. Manilo, L.G. (2014). *Ryby semeystva bychkovyë (Perciformes, Gobiidae) morskikh i solonovatykh vod Ukrainy [Fish of the goby family (Perciformes, Gobiidae)*

of marine and brackish waters of Ukraine]. Kiev : Naukova dumka [in Russian].

17. Matishov, G.G., & Boltachev, A.R. (2010). *Vselency v bioraznoobrazii i produktivnosti Azovskogo i Chernogo morej* [Invaders in the biodiversity and productivity of the Azov and Black Seas]. Rostov-na-Donu : Izd-vo YUNC RAN [in Russian].

18. Movchan, Yu.V. (2011). *Ribi Ukraïni (vznachnik-dovidnik)* [Fish of Ukraine (guide)]. Kiïv : Zoloti vorota [in Ukrainian].

19. Puzanov, I.I. (1965). Posledovatel'nie stadii mediterrinizatsii fauni Chernogo moray [Successive stages of mediterraneization of the Black Sea fauna]. *Gidrobiologicheskij zhurnal – Hydrobiological Journal*, 1, 2, 54–56 [in Russian].

20. Puzanov, I.I. (1967). Mediterraneanizatsiya Chernogo morya i perspektivy ee usileniya [Mediterraneanization of the Black Sea and prospects for its strengthening]. *Zoologicheskij zhurnal – Zoological journal*, 9, 46, 1287–1297 [in Russian].

21. Rass, T.S. (1987). Sovremennoe predstavlenie o sostave ihtiofauny Chernogo morya i ego izmeneniyah [Modern understanding of the composition of the ichthyofauna of the Black Sea and its changes]. *Voprosy ihtologii – Issues of ichthyology*, 27, 2, 179–187 [in Russian].

22. Vinogradov, A.K., Bogatova, Yu.I., Sinegub, I.A., & Khutornoi S.A. (2021). *Ryby – indikatory vremeni, prostranstva, usloviy obitaniya* [Fish as indicators of time, space, living conditions]. Odessa : Astroprint [in Russian].

23. Svetovidov, A.N. (1964). *Ryby Chernogo morya* [Fishes of the Black Sea]. Moskva-Leningrad : Nauka [in Russian].

24. Khutornoy, S.A. (1999). Izmenenie morskoy ihtiofauny v XX stoletii u beregov Odessy [Changes in the marine ichthyofauna in the 20-th century near the coast of Odessa]. *Ekologicheskie problemy Chernogo morya*, (pp. 306-311). Odessa : OCNTI [in Russian].

25. Khutornoy, S.A. (2004). Istoriya izucheniya ihtiofauny severo-zapadnoj chasti Chernogo morya v predelakh territorial'nyh vod Ukrainy i ee izmenenie pod vozdejstviem antropogennogo pressa [The history of the study of the ichthyofauna of the northwestern part of the Black Sea within the territorial waters of Ukraine and its change under the influence of anthropogenic pressure]. *Ekologiya morya*, 65, 87–93 [in Russian].

26. Khutornoi, S.A. (2006). Ryby pribrezhnoj zony [Coastal fish]. *Severo-zapadnaya chast' Chernogo morya: biologiya i ekologiya*, (pp.309–313). Kiev : Naukova dumka [in Russian].

27. Khutornoy, S.A. (1998). Ryby pribrezhnyh akvatorij g. Odessy [Fish of Odessa coastal waters]. *Nauchnye trudy Zoologicheskogo muzeya Odesskogo gosudarstvennogo universiteta: Issledovaniya mnogoobraziya zhivotnogo mira*. Odessa : Astroprint [in Russian].

28. Khutornoi, S.A. (2021). Struktura priberezhnih ihtiocenoziv pivnichno-zahidnoi chastini chornogo morya [The structure of coastal ichthyocenoses of the northwestern part of the Black Sea]. *Extended abstract of candidate's thesis*. Odessa [in Ukrainian].

29. Shul'man, G.E. (2009). Fiziologo-biohimicheskie indikatory sostoyaniya ryb [Physiological and biochemical indicators of the state of fish]. Abstracts of reports II Mizhnarodnoi ihtiolochichnoi naukovo-praktichnoi konferencii «Suchasni problemi teoretichnoi i praktichnoi ihtologii». (pp. 204-205). Sevastopol' [in Russian].

30. Vinogradov, A.K., Bogatova, Yu.I., Sinegub, I.A., & Khutornoi S.A. (2017). *Ekologicheskie zakonomernosti raspredeleniya morskoy pribrezhnoj ihtiofauny (Chernomorsko-Azovskij bassejn)* [Ecological patterns of distribution of marine coastal ichthyofauna (Black Sea-Azov basin)]. Odessa : Astroprint [in Russian].

31. Aleksandrov, B., Boltachev, A., Kharchenko, T., Liashenko, A., Son, M., Tsarenko P. et al. (2007). Trends of aquatic alien species invasion in Ukraine. *Aquatic Invasions*, 2, 3, 215–242 [in English].

32. Alexandrov, B.G., & Khutornoy S.A. (1998). Using of the fish for regulation of the sea water quality in the Odessa coast (realities and prospects). Proceedings of the EUCC international symposium «Management and conservation of the Northern-western Black Sea coast». (pp. 15-19). Odessa [in English].

33. Khutornoy, S., & Kvach, Y. (2019). First record of the Montague's blenny *Coryphoblennius galerita* (L., 1758) (Actinopterygii: Blenniidae) in the mesohaline waters of the North-Western Black Sea, Ukraine. *BioInvasions Records*, 8, 4, 917–923 [in English].

POSSIBILITY OF USING GOBY FISHES (GOBIIDAE) AS INDICATORS OF THE STATE OF THE COASTAL ECOSYSTEMS OF THE BLACK AND AZOV SEA AND THE IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON THEM

Vinogradov O.K., D.Sc., Senior researcher, Leading researcher
Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine

Khutornoy S.O., Ph.D., Researcher

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine, kalkan@ukr.net

Sinyogub I.O., Senior researcher

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine

In the ichthyofauna of the northern coast of the Black Sea-Azov basin, goby fish (Gobiidae) have the largest number of species and are found on different substrates. Among them there are representatives of two groups of different origins: 1 – Ponto-Caspian relics and 2 – Mediterranean immigrants who began to move in the Black Sea after its last connection with the Mediterranean. The primary is the fauna of goby fish of Ponto-Caspian origin, to which, due to climate warming and an increase in salinity, Mediterranean goby immigrants have gradually added.

Among the Ponto-Caspian relics, 10 species can be classified as marine ones, which survive at salinity up to 12–15 ‰ and higher. There are 26 species of gobies that are found in sea waters with a salinity of 15–18 ‰.

A goby (gobiid) coefficient is proposed – the ratio of the number of Mediterranean immigrant goby species to the number of Ponto-Caspian relic sea goby species, which can be considered as the mediterrization index of goby fish fauna. This index also reflects the trends towards changes in the entire marine ichthyofauna of the Black Sea-Azov basin against the background of a progressive warming of the climate. Three regions are distinguished by climatic conditions, temperature and salinity of water off the northern coast of the Black and Azov Seas. For the northwestern part of the Black Sea, the mediterrization index of the goby fish fauna is currently 0.7; for the southwestern and southern coasts of Crimea – 1.6; for the Kerch pre-strait area and the Sea of Azov – 0.5. With the emergence of new species of Mediterranean immigrant gobies in each of the regions, the indicators of the mediterrization index will increase.

Key words: Black Sea-Azov basin, climate change, indicators, gobies ichthyofauna, mediterrization index, goby index.

БІОТИЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЕКОСИСТЕМ СУХОГО І ГРИГОРІВСЬКОГО ЛИМАНІВ ЯК АКВАТОРІЙ МОРСЬКИХ ПОРТІВ (ПІВНІЧНО-ЗАХІДНА ЧАСТИНА ЧОРНОГО МОРЯ)

Виноградов О.К. – д.б.н., с.н.с., пров.н.с.
ДУ «Інститут морської біології НАН України»

Богатова Ю.І. – к.геогр.н., с.н.с., пров.н.с.
ДУ «Інститут морської біології НАН України», bogatovayu@gmail.com

Синьогуб І.О. – с.н.с.
ДУ «Інститут морської біології НАН України»

Поєднання раніше закритих Сухого та Григорівського лиманів з морем, днопоглиблення та перетворення їх на морські затоки-порти – Чорноморський та Південний відповідно, призвели до зростання біорізноманіття у цих екосистемах. Розташування причалів уздовж берегів та вилучення донних ґрунтів у портах сприяли спрощенню берегової лінії та знищенню більшої частини прибережних біотопів та біоценозів і формуванню нових. У цих екосистемах виділяються підсистеми пелагіалі, перифіталі та бенталі, об'єднані товщою водою в єдину систему. У пелагіалі, завдяки появі глибин 15–22 м, виявилися такі явища як «дощ» та «антидощ» трупів. Через наявність великих глибин, формування стійкого пікнокліну, погіршення вертикального водообміну та продукування і накопичення великих кількостей первинної органічної речовини у шарі під підпікнокліном стали фіксувати дефіцит кисню, появу сірководню, замори донних організмів. У складі фіто- та зоопланктону обох лиманів виявляються представники солонуватоводного, солонувато-морського та морського комплексів. У перифіталі водойм відзначається поясний розподіл гідробіонтів. На ділянках природного берега, що збереглися, на твердих субстратах спостерігаються водорості-макрофіти, на м'яких ґрунтах – вищі водні рослини. Поселення макрофітів утворюють прибережний пояс на глибинах до 1,5 м. Залежно від складу та біомаси макрозообентосу в лиманах виділяють прибережні мілководдя (до 1,5 м), проміжну зону (від 2 до 8 м) та глибоководні ділянки дна (понад 8 м). Найбільші біомаси макрозообентосу відзначені на мілководдях і прилеглих ділянках проміжної зони. У глибоководних ділянках дна середня біомаса не перевищує 9–12 г·м⁻². У складі біот обох водойм відзначено 268 видів та різновидів фітопланктону (коефіцієнт спільності 31,7 %), 125 видів мезо- та макрозоопланктону (40 %), 80 – макрофітобентосу (79,5 %), 101 – макрозообентосу (64,4 %), 57 – риби (78,9 %). Склад біоти в Григорівському лимані різноманітніший, ніж у Сухому.

Ключові слова: Сухий і Григорівський лиман, морські порти, екосистеми, біотопи, біоти, біотичні особливості, північно-західна частина Чорного моря.

Вступ

Розташовані в Одеському морському регіоні (ОМР) північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧМ) Сухий та Григорівський лимани в середині ХХ ст. були перетворені на морські затоки – акваторії морських портів (МП) – Чорноморськ та Південний відповідно. Акваторія Григорівського лиману являє собою єдиний басейн, в той час як акваторія Сухого розділена на три басейни. Сучасна площа кожної водойми не перевищує 5,7–5,8 км². У Сухому лимані визначенню «морська затока» відповідає Південний басейн і меншою мірою Центральний. Північний басейн фактично використовується як водойма-приймач і накопичувач каналізаційних вод.

Біотичні особливості лиманів-портів (структура біоти, видова різноманітність, розподіл по біотопах, екологічні угруповання, продукційно-деструкційні процеси) тісно пов'язані та визначаються абіотичними умовами. Наприклад, для нормального існування окремих видів гідробіонтів та їх угруповань, необхідний такий фактор як рух води. Швидкості течій можуть бути оптимальними, недостатніми або надмірними, що викликають загибель організмів, пошкодження або руйнування біоценозів. В акваторіях МП рухи води забезпечують надходження кисню та харчових об'єктів у біотопи та біоценози, а також сприяють виведенню з них метаболітів. Максимальні швидкості течій у лиманах зазвичай

не перевищують 30 см с^{-1} біля поверхні і 15 см с^{-1} – біля дна. Найбільші за швидкістю течії формуються в проходах, що з'єднують їх з морем і зазвичай викликається вітром. Зі збільшенням глибини швидкості течій знижуються настільки, що виникають застійні зони, в яких зникає кисень і з'являється сірководень. Біотичні процеси в акваторіях лиманів відбуваються в інтервалі температур від 0°C до $30\text{--}32^\circ\text{C}$; солоності води – від 3,5 ‰ у Григорівському лимані та 7 ‰ у Сухому до 17,5 ‰; вмісту кисню – від менше 1 мг-дм^{-3} на дні до $5\text{--}15 \text{ мг-дм}^{-3}$ у товщі води (Виноградов, Богатова, и Синегуб 2014, 2022).

В результаті днопоглиблення максимальні глибини у Сухому лимані були доведені до 14–15 м, у Григорівському – до 21–22 м, внаслідок чого обсяг води в них збільшився більш ніж утричі. Завдяки наявності постійного зв'язку з морем абіотичні умови в лиманах зблизилися з такими в ОМР, а їх сезонні зміни синхронізувалися.

Біотичні особливості екосистем Сухого та Григорівського лиманів визначаються: 1 – ослабленою порівняно з морем гідродинамікою; 2 – майже повним знищенням прибережних мілководь з їх біоценозами; 3 – заміною відмілого берега приглибим (до 15–22 м) і вертикальною стратифікацією водних мас; 4 – наявністю великих площ штучного твердого субстрату від дна до поверхні; 5 – підвищеною продукцією первинної органічної речовини (ОР); 6 – накопиченням мертвої зваженої та розчиненої ОР у товщі води та на дні, виникненням зон придонної гіпоксії та аноксії, появою сірководню. Біотичні особливості обох водойм також безпосередньо пов'язані з сучасними абіотичними та біотичними особливостями ОМР та всієї ПЗЧМ.

Після розкриття пересипів лиманів, стабілізації абіотичних умов та біотичних перебудов в обох лиманах сформувалися багатокомпонентні біоти. Так, у Григорівському лимані відзначено понад 600 видів водних організмів із різних таксономічних груп (Екосистема ... 2008). На відміну від Сухого лиману у складі біоти Григорівського важливу роль відіграють гідробіоти, що проникають із Дніпровсько-Бузького лиману, особливо під час повені на Дніпрі. На вершині харчової піраміди в обох водоймах знаходяться акула катран *Squalus acanthias*, водяні вужі, дельфіни, водні та навколоводні птахи, що свідчить про відносне благополуччя їх екосистем.

Вони стали антропогенно зміненими екосистемами, і за низкою ознак їх можна віднести до техногенним екосистем, у яких поєднуються природні і штучні компоненти. У лиманах змінилися не тільки абіотичні умови, а й склад біот, збільшилося біорізноманіття, з'явилися умови для формування поселень організмів перифітону, а завдяки постійному зв'язку з морем стали можливі регулярні міграції гідробіотів з моря до лиманів і навпаки.

Окремі відомості про склад і структуру біот обох водойм є у великій кількості публікацій (Погребняк 1965; Стахорская 1970; Старушенко, и Бушуев 2001; Северо-западная ... 2006; Виноградов, и Хуторной 2013; Виноградов, Богатова, и Синегуб 2014).

Головною метою при написанні статті було показати найважливіші біотичні особливості та кількісні характеристики таксономічного складу окремих компонентів біот екосистем Сухого та Григорівського лиманів після їх перетворення на акваторії МП. Багаторічні спостереження за змінами в біотичних складових екосистем лиманів-портів, що відбуваються під впливом різних антропогенних чинників, сприяють розумінню процесів функціонування прибережних морських екосистем.

Матеріал та методи дослідження

Матеріалом послужили дані досліджень та спостережень переважно співробітників Інституту морської біології (ІМБ НАНУ), які проводилися з кінця 1950-х років до теперішнього часу. Основну увагу приділено опублікованим даним та фондовим матеріалам по Сухому та Григорівському лиманам за період 1992–2021 рр. Збір проб різних груп гідробіотів проводили за сезонами по стандартних схемах станцій як у прибережній зоні, так і з борту різних суден. Збір і обробка проб фітопланктону, зоопланктону, макрофітобентосу, макрозообентосу і іхтіофауни проводили стандартними методами (Екосистема ... 2008). Загалом за період досліджень виконано біля 80 зйомок.

Результати та обговорення

Екосистеми акваторій обох лиманів складаються з трьох груп біотопів і трьох більш менш автономних підсистем: пелагіалі, розділеної шаром пікнокліну на поверхневий і придонний шари; перифіталі (тверді субстрати штучного походження) та бенталі (донні ґрунти) (рис. 1).

У кожній із підсистем є автотрофи, гетеротрофи та редуценти різного трофічного рівня. Завдяки рухам води підсистеми об'єднуються в єдину систему (Виноградов, и Синегуб 2015). При цьому утворюються потоки речовини, енергії та інформації.

У підсистемі пелагіалі у надпикноклінному шарі виділяються гіпонейсталь та епіпелагіаль, між верхньою та нижньою межами пікнокліну – метапелагіаль. Батіпелагіаллю в даному випадку називається товща води між нижньою межею пікнокліну та дном. В акваторіях МП різні шари пелагіалі контактують і взаємодіють із природним берегом там, де він зберігся, та вертикальними поверхнями гідротехнічних споруд (ГТС). На межах гіпонейстали та епіпелагіалі з природним берегом і поверхнями ГТС відзначаються підвищені концентрації мертвої зваженої і розчиненої ОР, а біоценози, що формуються там, потребують високих концентрацій кисню

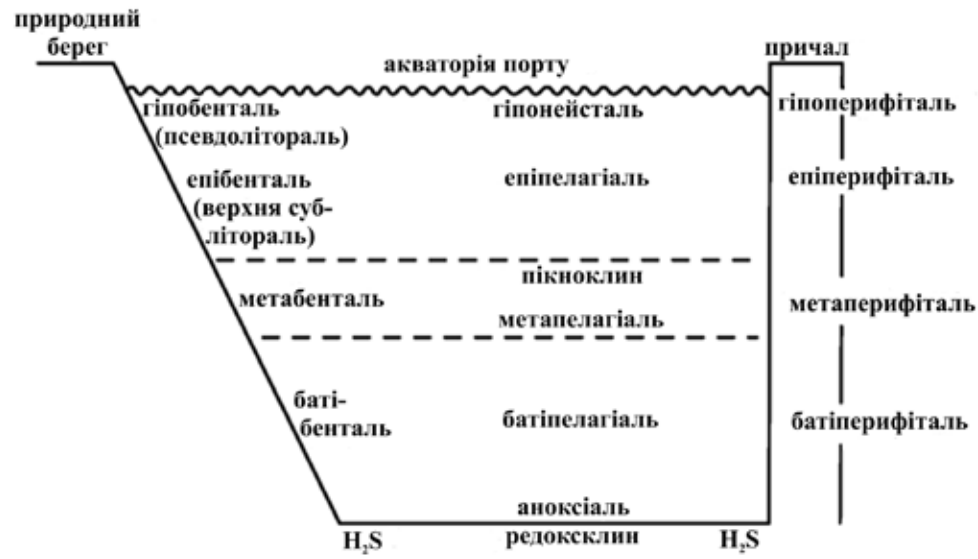


Рис. 1. Узагальнена схема найважливіших біотопів у лиманах, трансформованих в акваторії морських портів

і більшої гідродинамічної активності, ніж у батіперифіталі і батібенталі (Виноградов, Богатова, и Синьогуб 2014). Товщу води населяють організми гіпонейстону, планктону і нектону.

На підводних поверхнях причалів та інших ГТС формуються поселення автотрофів та гетеротрофів, тобто перифітону, більшість з яких зустрічається і у складі бентосу. Уздовж поверхонь ГТС та в пристіночному шарі води спостерігаються добові вертикальні міграції рухомих безхребетних та деяких риб. На дні водойм гідробіонти представлені фіто- і зообентосом. Серед донних тварин виділяють представників мікро-, мейо- та макрозообентосу.

Автотрофну ланку в екосистемах обох лиманів утворюють макрофіти (багатоклітинні водорості та вищі водні рослини), а також планктонні та бентосні мікроводорості.

Для екосистем акваторій МП характерна цілорічна присутність у товщі води ОР як мертвої – у вигляді детриту, так і живої – у вигляді сестону. В утворенні детриту та мулів у лиманах так чи інакше беруть участь усі біотичні компоненти їх екосистем, проте головну роль відіграють рослини – мікро- та макрофіти зі складу фітопланктону, фітобентосу та перифітону. Живі та мертві личинки бентосних та перифітонних організмів і фрагменти їх тіл після відмирання, опиняючись у товщі води, стають кормовим ресурсом для планктерів-гетеротрофів і представників нектону, а на дні – бентосу. Детрит, сестон і зважена і розчинена ОР є першими ланками багатьох харчових ланцюгів.

Для акваторій обох лиманів характерні «спалахи» розвитку планктонних водоростей, які призводять до «цвітіння» води, що свідчить про відсутність дефіциту біогенних речовин у всі сезони року. Це підтверджується і гідрохімічними даними (Виноградов, Богатова, и Синьогуб 2014).

Після штучного поглиблення акваторій важливу роль у лиманах почали відігравати такі явища як «дощ» і «антидощ» трупів. В результаті масового розвитку та одночасного відмирання планктонних водоростей і тварин вода набуває жовтого, зеленого або червоного відтінку і формуються вертикальні потоки мертвої ОР. Зануруючись, мертві організми спочатку накопичуються на верхній межі пікноклину, а потім і на дні. Згодом, в результаті процесу мікробного розкладання та набуття позитивної плавучості, тіла організмів спливають і концентруються під нижньою межею пікноклину та в приповерховому шарі. Від ОР планктонних водоростей і макрофітів прямо чи опосередковано залежить існування тварин як у товщі води, так і в перифіталі і бенталі.

Детрит і сестон в лиманах скопичуються під плівкою поверхневого натягу в гіпонейсталі, в зоні пікноклину, на дні, в обростанні бічних поверхонь ГТС. Скупчення детриту сприяють розвитку бактерій. Бактеріопланктон і мікрофлора перифіталі та донних осадів – важливе джерело живлення для тварин-фільтраторів, ґрунтоїдів і детритофагів.

У екосистемах лиманів практично немає таких зважених або розчинених ОР, які не могли б бути утилізовані бактеріями. Мікрофлора також і сама

продукує біологічно активні речовини – вітаміни, антибіотики та ін.

Внаслідок захищеності акваторій, обмеженого водообміну з морем та високого вмісту біогенних речовин у лиманах продукується надлишкова для екосистем такого типу водойм кількість первинної ОР, яка після відмирання автотрофів накопичується в них. При дефіциті або повній відсутності кисню в придонних шарах та на дні утворюється сірководень, токсичний для більшості гідробіонтів. Акваторії таких водойм є пастками для надмірної кількості мертвої ОР, яка не може бути повністю утилізованою різними представниками їх біот (Виноградов, Богатова, и Синегуб 2014).

Товща води – пелагіаль контактує зверху з атмосферою, знизу – з донними осадами, а на різних горизонтах – із природним берегом там, де він зберігся, з причалами та іншими ГТС. У пелагіалі перебувають і підводні частини корпусів суден. Через пелагіаль відбуваються міграції організмів, наприклад у певні періоди у товщі води одночасно з'являється велика кількість яєць та личинок донних та перифітонних організмів. Організми, що населяють товщу води, зазнають добових, сезонних, міжрічних та багаторічних змін. Найбільшою мірою це пов'язано з температурою, солоністю, вмістом кисню та біогенних речовин. Певну роль відіграють організми-мігранти.

Товща води в МП населена організмами, що входять до складу гіпонейстону, планктону і нектону. Угрупування планктону формується бактеріо-, фіто-, зоо- та іхтіопланктоном. Планктонні комплекси в МП перебувають у тісному зв'язку з аналогічними комплексами в прилеглих ділянках моря. Істотний вплив на розподіл планктону надають виникнення пікноклину та вертикальна стратифікація водної товщі.

Гіпонейстоном прийнято називати комплекс гідробіонтів зі складу фіто-, зоо- та іхтіопланктону, що накопичуються під плівкою поверхневого натягу. Нерідко поряд із живими там виявляються і мертві організми та фрагменти їхніх тіл. Внаслідок огороженості акваторій МП та ослабленої гідродинаміки скупчення гіпонейстона в лиманах стійкіші, ніж у морі.

В обох водоймах спостерігаються часті «цвітіння» води. У Григорівському лимані їх можуть формувати до 30 видів фітопланктону (Северо-западная ... 2006), клітини яких після відмирання концентруються у гіпонейсталі. Для одноклітинних водоростей водна товща – це не тільки місце існування, а й своєрідний поживний розчин, у якому присутні як розчинені мінеральні форми азоту, фосфору та інших біогенних елементів, так і різноманітні легко розчинні ОР. Серед представників фітопланктону є як фотосинтезуючі автотрофи, так і види,

які живляться розчищеною ОР (міксотрофи), і навіть гетеротрофи.

Через порівняно низьку прозорість води в лиманах фотосинтезуючі планктонні водорості концентруються і функціонують в приповерхневому шарі 0,5–3 м. Водорості з міксотрофним і гетеротрофним харчуванням можуть мешкати і на більших глибинах.

У воді лиманів в розчищеному вигляді є більшість органічних продуктів метаболізму гідробіонтів: вуглеводи, нижчі та вищі органічні кислоти, білкові сполуки, амінокислоти, вітаміни, гормони, фрагменти ДНК і РНК та інші сполуки. У лиманах при щільнішій стратифікації водних мас у зоні пікноклину може виникати явище «рідкого дна», де накопичуються мертві клітини водоростей та інший детрит, а також фекальні пелети планктонних тварин. Велика кількість частинок мертвої ОР приваблює тварин планктону і нектону.

У МП є зони підвищеної концентрації мертвої зваженої та розчищеної ОР. Це гіпонейстонний шар, шар пікноклину, пристінковий шар води біля ГТС та межа «вода-дно». У огорожених акваторіях портів розчинена ОР є сумарним, більш або менш осередненим метаболітом і дає початок різним харчовим ланцюгам. Найважливішу роль у його утворенні відіграють бактерії, діатомові водорості та інші фітоорганізми, а також різні тварини. Багато хто з зоопланктерів здатний засвоювати розчинену ОР із зовнішнього середовища. Фекалії планктонних тварин збагачують біогенними речовинами пристінковий шар води біля ГТС та донні осади. Жива і мертва, зважена і розчинена ОР є головним харчовим ресурсом для планктерів-гетеротрофів, а також для організмів перифітону та бентосу. Як правило, кількісні показники фітопланктону в глибоководних ділянках лиманів вищі, ніж на мілководдях, а на ділянках, прилеглих до проходів, більші, ніж у вершинних частинах водойм (Северо-западная ... 2006; Экосистема ... 2008).

Будівництво постійних каналів, що з'єднали раніше закриті водойми з морем, призвело до збільшення в них видового розмаїття фіто- і зоопланктону, представники яких отримали можливість переміщуватися разом із водними масами як із моря до лиманів, так і в протилежному напрямку. Поряд із типовими організмами фіто- та зоопланктону, у складі планктону обох лиманів важливу роль відіграють пелагічні стадії розвитку водоростей-макрофітів та безхребетних бентосу з різних таксономічних груп. У сукупності вони формують кормову базу для планктерів-гетеротрофів, личинок та мальків риб.

Після трансформації раніше закритих водойм в акваторії морських портів кількість видів і різновидів фітопланктону у Григорівському лимані (235) стала майже вдвічі більшою, ніж у Сухому (123) (Северо-западная ... 2006) (табл. 1).

Таблиця 1

Порівняльна характеристика кількості видів та різновидів окремих відділів фітопланктону Сухого та Григорівського лиманів після їх перетворення в акваторії морських портів (Северо-западная ... 2006)

Відділ	Лиман		Кількість видів і різновидів	
	Сухий	Григорівський	загальна	спільних
Bacillariophyceae	42	95	102	30
Dinophyceae	43	63	77	28
Cryptophyceae	2	4	4	2
Chlorophyta	8	34	36	6
Цианопхита	14	25	28	11
Prymnesiophyceae	5	6	8	3
Chrysophyceae	3	2	4	2
Dictyochophyceae	1	3	3	1
Prasinophyceae	2	2	2	2
Euglenophyceae	3	–	3	–
Choanoflagellidea	–	1	1	–
Всього	123	235	268	85

Загалом у цих лиманах зареєстровано 268 видів і різновидів планктонних мікроводоростей з 11 відділів, з них 85 були спільними. Коефіцієнт спільності видів і різновидів склав 31,7 %. Найбільшою кількістю видів і різновидів в обох лиманах представлені діатомові (Bacillariophyceae) і дінофітові (Dinophyceae).

Після з'єднання лиманів із морем відбулося їх збагачення морськими представниками зоопланктону. Якщо в 1967 р. склад зоопланктону Сухого лиману нараховував 26 таксонів, то до 1969 р. їх кількість зросла до 48 (Северо-западная ... 2006;

Стахорская 1970). Склад зоопланктону Григорівського лиману з 60-х років ХХ ст. до 2000 р. збільшився втричі (Полищук, Настенко, и Белокаминский 2000). В обох лиманах відзначено 125 видів мезо- та макрозоопланктону: 58 – у Сухому та 117 – у Григорівському (Северо-западная ... 2006), з них 50 – спільні (табл. 2).

Коефіцієнт спільності видів склав 40 %. Кількість видів зоопланктону у Григорівському лимані була вдвічі більшою, ніж у Сухому; найбільш повно в ньому представлені Copepoda (38 видів) і Rotatoria (30 видів).

В теплий період року у складі нектону в лиманах переважають масові за кількістю особин пелагічні риби – мерланг (*Merlangius euxinus*), дрібна ставрида (*Trachurus ponticus*), хамса (*Engraulis encrasicolus*), шпрот (*Sprattus phalericus*) та ін., які заходять на нагул, а також реброплав та медузи. Біомаса останніх може досягати 50–100 кг·м⁻³. В осінній період у Григорівському лимані відзначено скупчення медуз-корнеротів (*Rhizostoma pulmo*) загальною біомасою понад 10 тис. т.

На відміну від пелагіалі населення перифіталі та бенталі так чи інакше пов'язане з субстратами – м'якими та твердими осадами, камінням та штучними твердими поверхнями ГТС. Площі дна прибережних мілководій та глибоководних ділянок у лиманах зайняті переважно чорними неокисленими та сірими окисленими мулами. Ділянки природного дна і бічні поверхні ГТС, що омиваються надпідклинним шаром води, перебувають у більш сприятливих для гідробіонтів умовах, ніж у придонному підпідклинному шарі.

Таблиця 2

Порівняльна характеристика кількості видів мезо- та макрозоопланктону окремих таксономічних груп Сухого та Григорівського лиманів після їх перетворення в акваторії морських портів (Северо-западная ... 2006)

Таксономічна група	Лиман		Кількість видів	
	Сухий	Григорівський	загальна	спільних
Flagellata (Mastigophora)	1	1	1	1
Hydrozoa (медузоїдне покоління)	6	7	8	5
Scyphozoa (ефіри)	2	2	2	2
Atentaculata	3	3	3	3
Rotatoria	5	30	30	5
Polychaeta (larvae)	7	6	10	3
Bryozoa (larvae)	1	–	1	–
Phoronidea (larvae)	1	1	1	1
Cladocera (Branchiopoda)	7	11	13	5
Copepoda	17	38	38	17
Cirripedia (larvae)	1	2	2	1
Decapoda (larvae)	1	3	3	1
Gastropoda (larvae)	–	5	5	–
Bivalvia (larvae)	4	6	6	4
Chaetognata	1	1	1	1
Apendicularia	1	1	1	1
Всього	58	117	125	50

Макрофіти в лиманах мешкають переважно до глибини 1–1,5 м. Вищі водні рослини приурочені до м'яких ґрунтів, багатоклітинні водорості – до твердих субстратів різного походження. Специфічним біотопом (фіталлю) є таломі та зарості макрофітів на різних типах субстрату. На ділянках природного берега макрофіти утворюють прибережний пояс, на бічних поверхнях ГТС – приповерхневий пояс, в якому домінують зелені водорості та повністю відсутні вищі водні рослини. На ділянках мілководій з м'якими ґрунтами є поселення рдесту (*Potamogeton*), рупії (*Ruppia cirrhosa*) і зостери (*Zostera*).

До початку днопоглиблення в автотрофній ланці екосистем лиманів вирішальну роль відігравали макрофіти (Погребняк 1965), поселення яких відзначалися на всій площі. В результаті днопоглиблення та фізичного вилучення донних біоценозів разом з макрофітами, переважний розвиток отримали планктонні та донні мікроводорості. Макрофіти – рослини з тривалим життєвим циклом, виявилися заміщеними короткоциклічними мікрофітами. В результаті прискорилося оборотність біогенних речовин (Виноградов, Богатова, и Синегуб 2014).

На відкритих ділянках морських узбереж після сильних штормів зірвані хвилями макрофіти накопичуються як на березі, так і біля нього. Наступною діяльністю хвиль макрофіти руйнуються та подрібнюються. Їхню подальшу «переробку» здійснюють гриби, бактерії, личинки масових комах, амфіподи та інші безхребетні. У захищених акваторіях лиманів-портів так званий «прибійний млин» не функціонує і значна частина макрофітів залишається лежати на дні на різних глибинах, що створює передумови для їхнього повільного аеробного та анаеробного розкладання. При дефіциті кисню на дні утворюється сірководень.

Після з'єднання лиманів з морем у них виявлено по 73 вида макрофітобентосу з п'яти відділів (Северо-западная ... 2006) (табл. 3).

Усього знайдено 83 види, з яких спільними є 66. Коефіцієнт спільності видів між ними склав 79,5 %. Найбільшою кількістю видів представлені

Chlorophyta та Rhodophyta. У період 2000–2020 рр. зі складу біоти Північного басейну Сухого лиману випали зелені водорості *Enteromorpha* та *Ulva*, морські трави *Potamogeton pectinatus*, *P. perfoliatus* та *Ruppia cirrhosa*. Уздовж більшої частини берега басейну їх замінили зарості очерету шириною до 10 м і більше, які приваблюють водних та навколоводних птахів.

Бічні поверхні ГТС у лиманах проходять крізь усю водну товщу – від дна до плівки поверхневого натягу, нагадуючи вертикальні скелясті береги. У відносно замкнутих акваторіях лиманів з певним об'ємом води поява великих площ твердого субстрату там, де його раніше не було, є передумовою для продукування додаткової кількості біомаси організмами перифітону. Перифіталь у водоймах виконує функції штучних рифів.

На різних глибинах перифіталь знаходиться в різних умовах освітленості, гідродинаміки, солоності, температури та вмісту кисню. Найбільш сприятливі умови для гідробіонтів складаються на глибинах 0,1–5 м, найгірші – у придонному шарі води найбільш глибоких частин водойм.

У Сухому лимані при об'ємі води 50 млн. м³ та площі підводних поверхонь ГТС близько 80 тис. м² на 1 м² перифіталі припадає 625 м³ води. У Григорівському лимані, де об'єм води становить 65 млн. м³, а площа підводних поверхонь – 110 тис. м², на 1 м² перифіталі припадає 590 м³ води. Фактично ці показники досить близькі. У складі перифітону зазвичай відзначаються ті ж види, що і в бентосі.

У обростанні ГТС гідробіонти розподіляються поясами. Першими від поверхні селяться зелені водорості, нижче – *Amphibalanus improvisus*, а ще нижче – молюски *Mytilus galloprovincialis*, *Mytilaster lineatus* та ін. Перифітон у МП формується не тільки на стаціонарних ГТС, а й на плавучих буях. Судна, що приходять і відходять, є змінною складовою перифіталі. За величиною біомаси до глибин 3–5 м перифітон ГТС часто перевершує найбільш продуктивні ділянки бенталі. У багаторічних поселеннях мідій на ГТС у портах біомаса може досягати 25–30 кг·м⁻² (Виноградов, Богатова, и Синегуб 2014).

Таблиця 3

Порівняльна характеристика кількості видів окремих відділів макрофітобентосу Сухого та Григорівського лиманів (Северо-западная ... 2006)

Відділ	Лиман		Кількість видів	
	Сухий	Григорівський	загальна	спільних
Cyanophyta	5	3	6	2
Chlorophyta	35	31	37	31
Phaeophyta	8	11	11	8
Rhodophyta	20	22	23	20
Thalasssiophyta	5	6	6	5
Всього	73	73	83	66

Взаємодія між організмами пелагіалі та перифіталі зазвичай відбувається

у порівняно тонкому (0,5–1 м) пристіночному шарі води. У підпіноклинному придонному шарі води біомаса обростання на бічних поверхнях ГТС знижується до 10 г м^{-2} і менше. Поверхні ГТС біля дна часто мають чорний колір, що свідчить про тривалий вплив сірководню. З перифіталі фрагменти таломів водоростей-макрофітів, живі тварини та їх трупи, фекалії та псевдофекалії осідають і накопичуються у прилеглих до ГТС ділянках бенталі.

Різні відомості про склад макрозообентосу обох лиманів є в багатьох публікаціях (Лосовская 1969, 1977; Северо-западная ... 2006; Экосистема ... 2008; Синьогуб 2010; Виноградов, Богатова, и Синьогуб 2014; Виноградов, Богатова, і Синьогуб 2020). Основним фактором, що формує склад та розподіл організмів зообентосу є характер субстрату. У процесі днопоглиблення на поверхні дна виявилися розкритими донні осади віком понад тисячу років. Внаслідок різних глибин, освітленості, гідродинаміки, гранулометричного та мінерального складу осадів якісний склад бенталі на різних ділянках акваторії лиманів відмінний. Особливо несприятливі умови для гідробіонтів бенталі складаються у найбільш глибоководних ділянках, що погано вентилуються, і займають у водоймах найбільші площі. Нині вони зайняті чорними свіжими недоокисленими мулами.

За складом та біомасою донних тварин у бенталі лиманів можна виділити три основні зони: мілководдя (до 1–1,5 м), проміжну зону (від 1,5–2 м до 7–8 м) та глибоководні ділянки дна (від 8 м до 15–22 м). Найбільші біомаси макрозообентосу відзначені на мілководдях та прилеглих ділянках проміжної зони – від $40\text{--}50 \text{ г м}^{-2}$ до $250\text{--}350 \text{ г м}^{-2}$. Після проведення днопоглиблення площі мілководдя в обох лиманах значно скоротилися. На відміну від Григорівського лиману, на мілководдях Сухого лиману практично немає ділянок з кам'янистим ґрунтом, а піски відзначені тільки на ділянці, що прилягає до проходу.

З кожною із зазначених зон пов'язані специфічні комплекси донних організмів. У псевдоліторалі та прибережній зоні до глибини 1,5–2 м основу фауни складають мейобентосні організми та численні дрібні (до 1–2 см) безхребетні макрозообентосу, представлені морським евригалінним комплексом. У мілководній зоні Григорівського лиману уздовж берегів, не забудованих причалами та іншими ГТС, спостерігаються окремі ділянки з кам'янистим, піщаним, мулистопіщаним і піщано-черепашковим дном і поселення макрофітів. Різноманітність субстратів та спектр екологічних ніш у Григорівському лимані більші, ніж у Сухому.

У зоні з проміжними глибинами мешкають найбільш великі представники макрозообентосу, що населяють як поверхню ґрунту, так і його верхню товщу. Мілководдя і частина проміжної зони, що прилягає до них, відіграють важливу роль в екосистемах лиманів і часто являють собою своєрідні резервати, які сприяють збереженню біорізноманіття.

У Григорівському лимані є підводні коси довжиною до 30–40 м, що йдуть від берега на глибини 3 м і більше. Їх населяють найбільш продуктивні ценози, середня біомаса яких становила $5,5 \text{ кг м}^{-2}$ (Екосистема ... 2008). На косах переважають поселення *Mytilus galloprovincialis*, що формують однойменний біоценоз. Порожні стулки мідій стають твердим субстратом для прикріплених організмів та укриттям для рухливих тварин. На проміжних глибинах 2–8 м біомаса зообентосу варіювала від $40\text{--}50 \text{ г м}^{-2}$ до $250\text{--}350 \text{ г м}^{-2}$.

Глибоководні ділянки лиманів населяють представники мейобентосу та дрібні організми макрозообентосу (в основному ґрунтоїди та детритофаги), пристосовані до життя в умовах гіпоксії та аноксії. У 1992–2021 рр. склад макрофауни глибоководних ділянок Сухого лиману (21 таксон) був у 3,5 рази біднішим, ніж на мілководдях (73 таксони). Середні показники чисельності (848 екз. м^{-2}) та біомаси ($11,6 \text{ г м}^{-2}$) макрозообентосу цих ділянок у Сухому лимані були близькими до аналогічних показників у Григорівському (508 екз. м^{-2} і $8,7 \text{ г м}^{-2}$) (Екосистема ... 2008).

В 1954–1955 рр. у Сухому лимані було виявлено 22 таксони донної макрофауни (Лосовская 1969), у Григорівському в 1948–1955 рр. – 25 (Екосистема ... 2008). В 1992–2021 рр. в обох лиманах нами відзначено 101 таксон макрозообентосу: 77 – у Сухому лимані, 89 – у Григорівському (табл. 4).

Порівняно з періодом, коли водойми були закритими, кількість таксонів у кожному з них збільшилася в 3,5 рази. Коефіцієнт спільності таксонів макрозообентосу між лиманами склав 64,4 %, зокрема для групи Vermes – 78,1 %, Mollusca – 75 %, Crustacea – 57,5 %, Varia – 22,2 %. Найбільшою кількістю таксонів були представлені Polychaeta, Amphipoda та Mollusca.

Біоти Григорівського лиману та Північного басейну Сухого лиману суттєво відрізняються. Це пов'язано із утрудненим водообміном між басейнами, мілководністю Північного басейну та його надмірним евтрофуванням. У Григорівському лимані великі глибини зберігаються аж до вершини, та його акваторія не поділяється на басейни.

У період 1992–2021 рр. у складі макрофаун Сухого та Григорівського лиманів відзначено 9 видів-вселенців з різних таксономічних груп. Вісім з них (*Diadumene lineata*, *Polydora cornuta*, *Corambe obscura*, *Anadara kagoshimensis*, *Arcuatula*

senhousi, *Mya arenaria*, *Amphibalanus improvisus*, *Rhithropanopeus harrisii*) були спільними, а *Amphibalanus eburneus* відзначений лише у Сухому лимані. З переліченого списку до Чорного моря

першими ще у XIX ст. потрапили *Amphibalanus improvisus* та *A. eburneus* (Северо-западная ... 2006), а останнім за часом виявлення, у 2002 р. – двостулковий моллюск *Arcuatula senhousi* (Mіcu 2004).

Таблиця 4

Порівняльна характеристика кількості видів окремих таксономічних груп макрофауни перифіталі і бенталі Сухого та Григорівського лиманів за період 1992–2021 рр.

Таксономічна група	Лиман		Кількість видів	
	Сухий	Григорівський	загальна	спільних
Coelenterata	1	2	2	1
Turbellaria*	1	1	1	1
Nemertini*	1	1	1	1
Polychaeta	25	26	29	22
Oligochaeta*	1	1	1	1
Tentaculata	–	1	1	–
Mollusca	15	20	20	15
Cirripedia	2	1	2	1
Decapoda	2	3	4	1
Mysidacea	1	1	2	–
Cumacea	2	2	2	2
Isopoda	5	4	5	4
Amphipoda	16	24	25	15
Tunicata	1	–	1	–
Insecta (larvae)	4	2	5	1
Всього	77	89	101	65

* не визначені до виду

Таблиця 5

Порівняльна характеристика кількості видів окремих родин іхтіофауни Сухого та Григорівського лиманів за період 1992–2021 рр.

Родина	Лиман		Кількість видів	
	Сухий	Григорівський	загальна	спільних
Squalidae – Катранові	1	1	1	1
Acipenseridae – Осетрові	2	2	2	2
Anguillidae – Вугреві	1	1	1	1
Engraulidae – Анчоусові	1	1	1	1
Clupeidae – Оселедцеві	4	5	5	4
Salmonidae – Лососеві	1	1	1	1
Cyprinidae – Карпові	–	3	3	–
Lotidae – Миневі	1	1	1	1
Gadidae – Тріскові	1	1	1	1
Mugilidae – Кефалеві	4	4	4	4
Atherinidae – Атеринові	1	1	1	1
Belonidae – Сарганові	1	1	1	1
Gasterosteidae – Колючкові	2	2	2	2
Syngnathidae – Морські голки	5	4	6	3
Centrarchidae – Центрархові	1	–	1	–
Percidae – Окуневі	–	1	1	–
Carangidae – Ставридові	1	1	1	1
Mullidae – Барабулеві	1	1	1	1
Labridae – Губаневі	2	1	2	1
Blennidae – Морські собачки	3	4	4	3
Gobiidae – Бичкові	14	13	14	13
Scophthalmidae – Калканові	1	1	1	1
Pleuronectidae – Камбалові	1	1	1	1
Soleidae – Солеєві	1	1	1	1
Всього	50	52	57	45

Дані про іхтіофауну обох лиманів є в багатьох публікаціях (Старушенко, и Бушуев 2001; Северо-западная ... 2006; Экосистема ... 2008; Виноградов, и Хуторной 2013; Виноградов, Богатова, и Синьогуб 2020).

У 1950–1960 рр. у Григорівському лимані відзначено 18 видів риб (Старушенко, и Бушуев 2001). В обох лиманах здійснювався промисел кефалей – сингіля (*Liza aurata*), гостроноса (*L. saliens*) та лобаня (*Mugil cephalus*), глоси (*Platichthys luscus*), атерини (*Atherina pontica*), бичків. У періоди тривалої ізоляції обох водойм від моря в них виявляли близько 10 видів риб. Після з'єднання лиманів з морем постійними каналами їх іхтіофауна збагатилася видами, що населяли прилеглі ділянки моря, а також заходили на нагул. До теперішнього часу у складі іхтіофаун лиманів відзначено практично однакову кількість видів – 50 у Сухому та 52 – у Григорівському (табл. 5).

Загальний список риб обох лиманів налічує 57 видів із 24 родин. Із них 45 видів були спільними, коефіцієнт спільності склав 78,9 %. Найбільш повно представлена родина бичкових (Gobiidae). Порівняно з періодом, коли Григорівський лиман був закритим, видове розмаїття риб в ньому збільшилося втричі (з 18 до 52).

У лиманах присутні як пелагічні, так і донні риби, причому кількість видів останніх значно більша. У обох водоймах виявляються практично одні і ті ж види, а індивідуальні відмінності проявляються, передусім, у розподілі риб по акваторіям і пов'язані з наявністю чи розташуванням тих чи інших біотопів.

У Південному басейні Сухого лиману відзначено сонячну рибу синьозяброву (*Lepomis gibbosus*), яка вже давно вселилася в ПЗЧМ. У Григорівському лимані іноді виявляються прісноводні риби – тараня (*Rutilus heckelii*), лящ звичайний (*Abramia brama*) і карась сріблястий (*Carassius gibelio*). У лиман вони потрапляють під час повені з опрісненими водами

з Дніпровсько-Бузького лиману і деякий час виживають там.

За період з 2010 р. по 2020 р. у Північному басейні Сухого лиману перестали зустрічатися більше десяти видів раніше звичайних риб, що пояснюється його надмірним евтрофуванням внаслідок перетворення його в накопичувач стічних вод прилеглих поселень.

Висновки

У роботі зазначено, що Сухий та Григорівський лимани в середині ХХ ст. були з'єднані з морем і перетворилися на морські затоки, на акваторіях яких збудовані морські порти; їх екосистеми складаються з біотичних компонентів підсистем пелагіалі, перифіталі та бенталі.

Днопоглиблення та поява в акваторіях Сухого та Григорівського лиманів гідротехнічних споруд з великою площею штучного твердого субстрату, створили сприятливі умови для концентрації великих біомас організмів у перифіталі, а в бенталі умови існування гідробіонтів погіршилися.

Населення пелагіалі, перифіталі та бенталі Сухого та Григорівського лиманів зосереджено переважно у шарі над пікнокліном. Найбільш продуктивними в товщі води лиманів є гіпонейсталь та епіпелагіаль, у бенталі – прибережні мілководдя та прилеглі ділянки проміжної зони з глибинами до 3–5 м, у перифіталі – поверхні ГТС до глибин 3–5 м.

Після з'єднання Сухого та Григорівського лиманів з морем, днопоглиблення та наближення абіотичних умов у них до умов у морі, склад різних компонентів біоти збільшився до трьох разів. Видове розмаїття у Григорівському лимані вище, ніж у Сухому.

Біоти обох лиманів включають до свого складу гідробіонтів з одних і тих самих таксономічних груп, а деякі відмінності спостерігаються лише на рівні видів. Коефіцієнт спільності видів макрофітобентосу в обох водоймах склав 79,5%, макрозообентосу – 64,4%, іхтіофауни – 78,9%.

Список використаних джерел

1. Виноградов А.К., Синьогуб І.А. Важнейшие абіотические особенности и биотопическая структура акваторий морских портов. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія : Біологія. Спеціальний випуск : Гідроекологія.* 2015. № 3–4 (64). С. 92–96.
2. Виноградов А.К., Хуторной С.А. Ихтиофауна Одесского региона северо-западной части Черного моря (биологические, экологические, эколого-морфологические особенности). Одесса : Астропринт, 2013. 224 с.
3. Виноградов А.К., Богатова Ю.І., Синьогуб І.А. Экология морских портов Черноморско-Азовский бассейн). Одесса : Астропринт, 2014. 568 с.
4. Виноградов О.К., Богатова Ю.І., Синьогуб І.О. Роль портів і судноплавства в формуванні морських біот (неповноселони моря Європи). Київ : Наукова думка, 2020. 455 с.
5. Виноградов О.К., Богатова Ю.І., Синьогуб І.О. Абіотичні особливості екосистем Сухого і Григорівського лиманів як акваторій морських портів (Північно-західна частина Чорного моря). *Український гідрометеорологічний журнал.* 2022. № 29. С. 48–58.
6. Лосовская Г.В. Об изменении донной фауны Сухого лимана после соединения его с морем. *Биологические проблемы океанографии южных морей.* Киев : Наукова думка, 1969. С. 56–59.
7. Лосовская Г.В. Экология полихет Черного моря. Киев : Наукова думка, 1977. 86 с.
8. Погребняк И.И. Донная растительность лиманов северо-западного Причерноморья : автореф. ... дис. д-ра. биол. наук : 03.00.17. Одесса, 1965. 31 с.
9. Полищук Л.Н., Настенко Е.В., Белокаминский А.А. Зоопланктон Григорьевского (Малого Аджа

лыкского) лимана и прилежащего участка северо-западной части Черного моря. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. Севастополь, 2000. С. 391–405.

10. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология / отв. ред. Ю.П. Зайцев, Б.Г. Александров, Г.Г. Миничева. Киев : Наукова думка, 2006. 701 с.

11. Синьогуб І.О. Порівняльна характеристика макрозообентосу акваторій Одеського порту та порту Південний. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія : Біологія. Спеціальний випуск : Гідроecологія*. 2010. № 3 (44). С. 241–244.

References

1. Vinogradov, A.K., & Synyogub, I.A. (2015). Vazhneyshye abioticheskiye osobennosti i biotopicheskaya struktura akvatoriy morskikh portov [Main abiotic peculiarities and biotopic structure of aquatories of marine ports]. *Naukovi zapysky Ternopil's'koho natsional'noho pedahohichnoho universytetu – Proceedings of Ternopil national pedagogical university. Series: biology. Special issue: Hydroecology*, 64 (3-4), 92-96 [in Russian].

2. Vinogradov, A.K., & Khutornoy, S.A. (2013). Ikhtiofauna Odesskogo regiona severo-zapadnoi chasti Chernogo morya (biologicheskkiye, ekologicheskkiye, ekologo-morfologicheskkiye osobennosti) [Ichthyofauna of the Odessa region of the northwestern part of the Black Sea (biological, ecological, ecological and morphological features)]. Odessa: Astroprint [in Russian].

3. Vinogradov, A.K., Bogatova, Yu.I., & Sinogub, I.A. (2014). *Ekologiya morskikh portov (Chernomorsko-Azovskiy basseyn) [Marine ports ecology (the Black-Azov basin)]*. Odessa: Astroprint [in Russian].

4. Vinogradov, O.K., Bogatova, Yu.I., & Synyogub, I.O. (2020). Rol' portov i sudokhodstva v formirovanii morskikh biot (nepolnosolonnyye morya Yevropy) [The role of ports and shipping in the formation of marine biotas (non-saline seas of Europe)]. Kyiv: Naukova dumka [in Ukrainian].

5. Vinogradov, O.K., Bogatova, Yu.I., & Synyogub, I.O. (2022). Abiotychni osoblyvosti ekosystem Sukhoho ta Hryhorivs'koho lymaniv yak akvatoriy mors'kykh portiv (Pivnichno-zakhidna chastyna Chornoho morya) [Abiotic features of Sukhyi and Grygorivskiy estuaries' ecosystems as seaport water areas (northwestern part of the Black Sea)]. *Ukrains'kij Hidrometeorologichnij zhurnal – Ukrainian Hydrometeorological journal. Issue 29*. 48-58 [in Ukrainian].

6. Losovskaya, G.V. (1969). Ob izmenenii donnoy fauny Sukhogo limana posle soyedineniya yego s morem [On the change in the benthic fauna of the Sukhoy estuary after its connection with the sea]. *Biologicheskkiye problemy okeanografii yuzhnykh morey – Biological problems of oceanography of the southern seas*, (pp. 56-59). Kyiv: Naukova dumka [in Russian].

7. Losovskaya, G.V. (1977). *Ekologiya polikhet Chernogo morya [The ecology of polychaetes of the Black Sea]*. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].

8. Pogrebnayak, I.I. (1965). Donnaya rastitel'nost' limanov severo-zapadnogo Prichernomor'y [Bottom

12. Старушенко Л.И., Бушуев С.Г. Причерноморские лиманы Одесщины и их рыбохозяйственное использование. Одесса : Астропринт, 2001. 151 с.

13. Стахорская Н.И. Зоопланктон соленых лиманов и лагун северо-западной части Черного моря : автореф. ... дис. канд. биол. наук. Одесса, 1970. 23 с.

14. Экосистема Григорьевского (Малого Аджалыцкого) лимана / под ред. А.К. Виноградова. Одесса : Астропринт, 2008. 264 с.

15. Micu, D. First record of *Musculista senhousia* (Brenson in Cantor, 1842) from the Black Sea. Abstracts of the International Symposium of Malacology (Romania, Sibiu, 2004). Sibiu, 2004. P. 47.

vegetation of the estuaries of the northwestern Black Sea region]. *Extended abstract of Doctor's thesis*. Odessa [in Russian].

9. Polishchuk, L.N., Nastenka, E.V., & Belokaminsky, A.A. (2000). Zooplankton Grigor'yevskogo (Malogo Adzhalyckskogo) limana i prilezhashchego uchastka severo-zapadnoy chasti Chernogo morya [Zooplankton of the Grigorievsky (Small Adzhalyk) estuary and the adjacent area of the northwestern part of the Black Sea]. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoy i shel'fovoy zon i kompleksnoye ispol'zovaniye resursov shel'fa – Ecological safety of coastal and shelf zones and integrated use of shelf resources*, (pp. 391-405). Sevastopol' [in Russian].

10. Zaytsev, Yu.P., Aleksandrov, B.G., & Minicheva, G.G. (Ed.). (2006). *Severo-zapadnaya chast' Chernogo morya: biologiya i ekologiya [North-western part of the Black Sea: biology and ecology]*. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].

11. Synyogub, I.O. (2010). Porivnyal'na kharakterystyka makrozoobentosu akvatoriyi Odes'koho portu ta portu Pivdennoy [Comparative characteristics of macrozoobenthos in the aquatories of Odesa and Yuzhniy ports (Ukraine)]. *Naukovi zapysky Ternopil's'koho natsional'noho pedahohichnoho universytetu – Proceedings of Ternopil national pedagogical university. Series: biology. Special issue: Hydroecology*. 44 (3), 241-244 [in Ukrainian].

12. Starushenko, L.I., & Bushuyev, S.G. (2001). *Prichernomorskiye limany Odessshchiny i ikh rybokhozyaystvennoye ispol'zovaniye [Black Sea estuaries of the Odessa region and their fishery use]*. Odessa: Astroprint [in Russian].

13. Stakhorskaya, N.I. (1970). Zooplankton solenykh limanov i lagun severo-zapadnoy chasti Chernogo morya [Zooplankton of saline estuaries and lagoons of the northwestern part of the Black Sea]. *Extended abstract of candidate's thesis*. Odessa [in Russian].

14. Vinogradov, A.K. (Ed.). (2008). *Ekosistema Grigor'yevskogo (Malogo Adzhalyckskogo) limana [Ecosystem of the Grigorievsky (Small Adzhalyk) estuary]*. Odessa: Astroprint [in Russian].

15. Micu, D. (2004). First record of *Musculista senhousia* (Brenson in Cantor, 1842) from the Black Sea. *Abstracts of the International Symposium of Malacology (Romania, Sibiu, 2004)*. Sibiu (p. 47).

**BIOTIC FEATURES OF SUKHYYI AND GRYGORIVSKYYI ESTUARIES' ECOSYSTEMS
AS SEAPORT WATER AREAS (NORTHWESTERN PART OF THE BLACK SEA)**

Vinogradov A.K., Dr. Sc., Senior Scientist

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

Bogatova Yu.I., PhD, Senior Scientist

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine, bogatovayu@gmail.com

Synyogub I.A., Senior Scientist

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

Connection of the previously closed Sukhoy and Grigorievskiy limans with the sea, dredging and their transformation into the marine bays-seaports of Chernomorsk and Yuzhny led to increased biodiversity in these ecosystems. Berths disposition along the coasts and extraction of bottom sediments in ports have simplified the coastline and destroyed most of coastal biotopes and biocenoses and formation of the ones. These ecosystems include the subsystems of pelagial, periphytal and benthal, united into a single system by the water column. «Rain» and «anti-rain» phenomena of dead organisms bodies appeared in the pelagial because of the depth (15–22 m). Oxygen deficit, presence of hydrogen sulphide and mass mortality of bottom organisms were registered because of the great depths, the formation of a stable picnocline, the worsening of vertical water exchange and the high values of primary organic matter production under the picnocline. Representatives of brackishwater, brackish-marine and marine complexes were present in the composition of phyto- and zooplankton of both limans. The belt distribution of hydrobionts was registered in the periphytal. Macrophyte algae were registered on hard substrata at preserved areas of natural shore, along with higher aquatic plants on soft sediments. Macrophytes settlements formed a coastal belt at depths up to 1.5 m. In limans, coastal shallow waters (up to 1.5 m), intermediate zones (from 2 m to 8 m) and deepwater parts of the bottom (more than 8 m) were distinguished based on the composition and biomass of macrozoobenthos. The highest biomass of macrozoobenthos was registered in shallow waters and adjacent areas of the intermediate zone. In deepwater parts of the bottom, the average biomass did not exceed 9–12 g·m⁻². The biota composition of both basins comprised 268 species of phytoplankton (similarity coefficient 31.7 %), 125 species of meso- and macrozooplankton (40 %), 80 – macrophytobenthos (78.8 %), 101 – macrozoobenthos (64.4 %) and 57 – fish (78.9 %). The biota composition of Grigorievskiy liman was richer than that of Sukhoy liman.

Key words: Sukhoy and Grigorievskiy limans, seaports, ecosystems, biotopes, biota, biotic features, northwestern part of the Black Sea.

МІНЛИВІСТЬ КОЕФІЦІЄНТІВ ПОГЛИНАННЯ СВІТЛА ПІГМЕНТАМИ ФІТОПЛАНКТОНУ, НЕЖИВОЮ ЗВАЖЕНОЮ ТА ЗАБАРВЛЕНОЮ РОЗЧИНЕНОЮ ОРГАНІЧНОЮ РЕЧОВИНОЮ ПРИБЕРЕЖНИХ ТА ВІДКРИТИХ ВОД УКРАЇНСЬКОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

Джулай А.О. – м.н.с.

ДУ «Національний антарктичний науковий центр МОН України»

Зотов А.Б. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України»

Дикий Є.О. – к.б.н., директор

ДУ «Національний антарктичний науковий центр МОН України»

Мінливість коефіцієнтів поглинання світла пігментами фітопланктону, неживою зваженою речовиною та забарвленою розчищеною органічною речовиною була проаналізована за даними щомісячного біооптичного моніторингу, який проводився в прибережних та відкритих водах в районі м. Севастополь в 2009–2014 рр., а також в північно-західній частині Чорного моря та вздовж узбережжя Криму в серпні 2011 року.

Дослідження мінливості коефіцієнтів поглинання світла фітопланктоном показало, що в літній період значення коефіцієнтів збільшились в 10 разів при русі з глибоководної частини моря до прибережного району дельти р. Дніпро. В осінній період значення коефіцієнтів поглинання світла фітопланктоном збільшились в 5 разів при русі з глибоководної частини моря до прибережного району дельти р. Дніпро. Дослідження мінливості коефіцієнтів поглинання світла неживою зваженою речовиною показало однакове збільшення величин з глибоководної до прибережної частини Чорного моря в літній та осінній періоди. Дослідження мінливості коефіцієнтів поглинання світла забарвленою розчищеною органічною речовиною в прибережних та відкритих водах української частини Чорного моря показало збільшення величин в 4 рази при русі з глибоководної до прибережної частини Чорного моря в літній період.

Встановлено, що в літній період як в глибоководній частині моря, так і біля берега, більший внесок в загальне поглинання світла вносила забарвлена розчинена органічна речовина, потім йшов внесок поглинання світла фітопланктоном, самим меншим був внесок неживої зваженої речовини.

Було виявлено сезонну та просторову мінливість коефіцієнтів поглинання світла фітопланктоном, неживою зваженою речовиною та забарвленою розчищеною органічною речовиною. Результати дослідження вказують на необхідність використовувати окремі коефіцієнти для прибережних та глибоководних вод Чорного моря, а також розділяти дані по сезонах при використанні алгоритмів розрахунку первинної продукції по супутниковим даним для отримання більш точних результатів.

Ключові слова: коефіцієнти поглинання світла, фітопланктон, нежива зважена речовина, забарвлена розчинена органічна речовина, Чорне море.

Вступ

Розповсюдження світла у водному середовищі та його вплив на біологічну продуктивність водної екосистеми є важливою частиною наукових досліджень вже більше ніж століття (Atkins, and Poole 1933). Особливо актуальними ці дослідження стали у зв'язку з вивченням проблеми глобального потепління. Щоб краще зрозуміти роль океану у глобальному вуглецевому циклі, необхідно покращувати кількісну оцінку продуктивності морських екосистем (Platt et al. 1988, 1995; Sathyendranath et al. 1989;

Platt, and Sathyendranath 1993 a,b; Antoine et al. 1996; Antoine, and Morel 1996; Campbell et al. 2002; Ficek et al. 2003; Woźniak et al. 2003; Carr et al. 2006). Після запуску в космос сканеру кольору прибережної зони (Coastal Zone Color Scanner) стало можливим створення глобальних карт розповсюдження концентрації хлорофілу у верхніх частинах океану, що дозволило краще зрозуміти розповсюдження фітопланктону в океані. Але також стало зрозумілим необхідність валідації супутникових даних та проведення регіональних досліджень (Sathyendranath et al. 2000;

Darecki et al. 2003). Мультиспектральні датчики здатні відображати концентрацію хлорофілу, що є показником біомаси фітопланктону (Mélín, and Hoerffner 2011), шляхом виявлення спектральних змін висхідного випромінювання з водного середовища. Основне використання глобальних карт розповсюдження концентрації хлорофілу полягає в оцінці первинної продукції океану (Behrenfeld et al. 2001).

Існують різні моделі оцінки первинної продукції, для яких використовують супутникові дані. На початку існування сканеру кольору прибережних зон були запропоновані прості статистичні співвідношення для розрахунку первинної продукції на основі концентрації хлорофілу на поверхні моря (Smith, and Baker 1978; Eppley et al. 1985). Такі емпірично отримані алгоритми вважаються корисними при застосуванні усереднених за рік даних (Iverson et al. 2000), але вони недостатньо точні для оцінки первинної продукції для різних сезонів. Поверхнева концентрація хлорофілу пояснює лише 30 % варіабельності первинної продукції в масштабі однієї станції відбору зразків (Balch et al. 1992; Campbell, and O'Reilly 1988). Для покращення якості моделей окрім концентрації хлорофілу використовують сонячну радіацію у видимому діапазоні спектру та коефіцієнти поглинання світла компонентами водного середовища (Platt, and Sathyendranath 1988; Longhurst et al. 1995). До основних компонентів, які поглинають світло у водному середовищі, відносять молекули води, пігменти фітопланктону, неживу звязану речовину, забарвлену розчинену органічну речовину (Mélín, and Hoerffner 2011).

Перші вимірювання спектральних коефіцієнтів поглинання світла фітопланктоном були зроблені в 50-х роках XX ст. (Shibata, Benson, and Calvin 1954; Yentsch 1957; Shibata 1958). Через двадцять років подібні вимірювання були проведені в Чорному морі (Коновалов 1979). В цей саме час було доведено, що забарвлена розчинена органічна речовина вносить суттєвий внесок в поглинання світла в морі (Morel, and Prieur 1977). На початку XXI ст. розпочались системні дослідження поглинання світла фітопланктоном, неживою звязаною речовиною та кольоровою розчиненою органічною речовиною в різних районах Чорного моря (Чурилова 2001; Чурилова, и Берсенєва 2004; Чурилова, Берсенєва, и Георгиева, 2004; Churilova, Finenko, and Tugrul 2008). Наведені вище роботи мають низку припущень, одне з яких є – це розділення річного циклу тільки на два сезони – теплий та холодний, які розрізнялись коефіцієнтами, що описують зв'язок між поглинанням світла фітопланктоном та вмістом хлорофілу-*a* в морі (Чурилова, и Джулай 2014). Також описані вище роботи проводились в різних районах Чорного моря та в різні окремі роки. Не проводилось системного багаторічного спостереження за біооптичними характеристиками фітопланктону прибережних районів української частини Чорного моря.

Дана робота була частиною спільного проекту Інституту біології південних морів НАН України та Морського гідрофізичного інституту НАН України, співробітники якого проводили валідацію супутникових знімків за даними вимірювань *in situ*, які частково представлені в даній роботі (Суслин и др. 2014).

Збір та первинний аналіз даних було виконано на базі Інституту біології південних морів НАН України (ІнБІМ) в рамках наукової роботи №: П-5-13 «Використання супутникових даних для біологічного моніторингу Чорного моря» за програмно-цільовою, фундаментальною тематикою «Цільова комплексна програма НАН України з наукових космічних досліджень на 2012–2016 рр.» (державний реєстраційний номер роботи 0113U003629). За результатами проведеної роботи було проаналізовано сезонну динаміку концентрації хлорофілу-*a* та коефіцієнтів поглинання світла пігментами фітопланктону в прибережних водах м. Севастополь в період з 2009 по 2010 рр. (Джулай 2011) та міжрічну мінливість вмісту пігментів та поглинання світла фітопланктоном у прибережних водах Чорного моря в районі м. Севастополь в період з 2009 по 2012 рр. (Джулай 2012).

Метою даної роботи є оцінка мінливості коефіцієнтів поглинання світла пігментами фітопланктону, неживою звязаною та забарвленою розчиненою органічною речовиною в прибережних та відкритих водах української частини Чорного моря в період з 2009 по 2014 рр.

Матеріали та методи досліджень

Об'єктом досліджень виступав фітопланктон прибережних та відкритих вод української частини Чорного моря, а саме м. Севастополь, північно-західної частини Чорного моря та вздовж узбережжя Криму.

Дослідження проводились в прибережних водах м. Севастополь у 2009–2014 рр. раз на два тижні в поверхневому шарі вод на трьох станціях: № 1 (44°37'26" N, 33°26'05" E), № 2 (44°37'26" N, 33°30'46" E), № 3 (44°37'01" N, 33°34'20" E) (рис. 1).



Рис. 1. Схема розташування станцій в прибережних та відкритих поверхневих водах в районі м. Севастополь в 2009–2014 рр.

Також дослідження проводились в північно-західній частині Чорного моря та вздовж узбережжя Криму в серпні 2011 року під час науково-дослідної експедиції на НДС «Професор Водяницький» (рис. 2).

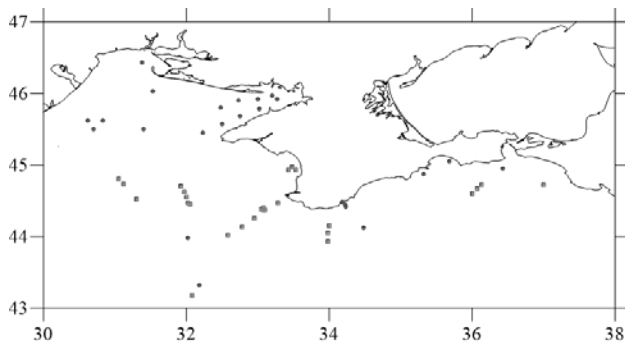


Рис. 2. Схема розташування станцій в північно-західній частині Чорного моря та вздовж узбережжя Криму в серпні 2011 року

Визначення коефіцієнтів поглинання світла неживою зваженою речовиною та пігментами фітопланктону.

Проби фітопланктону об'ємом від 500 до 2000 мл осаджували на скловолокнисті фільтри (GF/F) (Whatman) при вакуумі не більше 0,2 атм. Оптичні вимірювання проводили відразу ж після фільтрації на двопробеному спектрофотометрі Specord-M40 (Carl Zeiss Jena) в діапазоні довжин хвиль λ від 400 до 750 нм. Спектральні виміри виконувались за стандартною методикою «кількісного визначення на зволожених фільтрах» («Quantitative Filter Technique») (Yentsch 1962; Mitchell, and Kiefer 1988). У формулі розрахунку коефіцієнтів враховувався об'єм профільтрованої проби.

Визначення коефіцієнтів поглинання світла забарвленою розчиненою органічною речовиною.

Проби об'ємом 100 мл фільтрували через целюлоїдні фільтри Millipore (M/F) з діаметром пор 0,2 мкм фільтрацією при вакуумі не більше 0,2 атм. Оптичну щільність отриманого фільтрату визначали на двопробеному спектрофотометрі Specord-M40 (Carl Zeiss Jena). Виміри виконувались згідно протоколу NASA (Twardowski, Röttgers, and Stramski 2018).

Результати та обговорення

Були отримані спектри поглинання світла пігментами фітопланктону на станціях № 1–3 полігону в районі м. Севастополь. На спектрах можна виділити два основних піка: в синій (440 нм) та червоній (678 нм) областях спектра. На довжині хвилі 440 нм світло поглинає хлорофіл-*a*, продукти його розпаду і допоміжні пігменти. Пік на довжині хвилі 678 нм відповідає поглинанню світла тільки хлорофілом-*a* та продуктами його розпаду (Jeffrey, Mantoura, and Wright 1997). Крім двох основних максимумів поглинання світла, на всіх спектрах спо-

стерігалось локальне поглинання світла на довжині хвилі поблизу 465 нм, що відповідало поглинанню світла допоміжними пігментами.

Протягом року спостерігалась зміна величин коефіцієнтів поглинання світла пігментами фітопланктону та форми їх спектрів. Для оцінки мінливості форми спектрів було проведено нормування спектрів на довжині хвилі 678 нм.

На ст. № 1 відзначений локальний максимум поглинання світла був більш помітним, ніж на станціях, розташованих в бухті (рис. 3). Це можна пов'язати з тим, що у фітопланктоні, який розвивався в більш прозорих відкритих водах, знаходився більший відсоток допоміжних фотопротекторних пігментів влітку та світлозбираючих пігментів взимку, ніж у фітопланктоні в бухті.

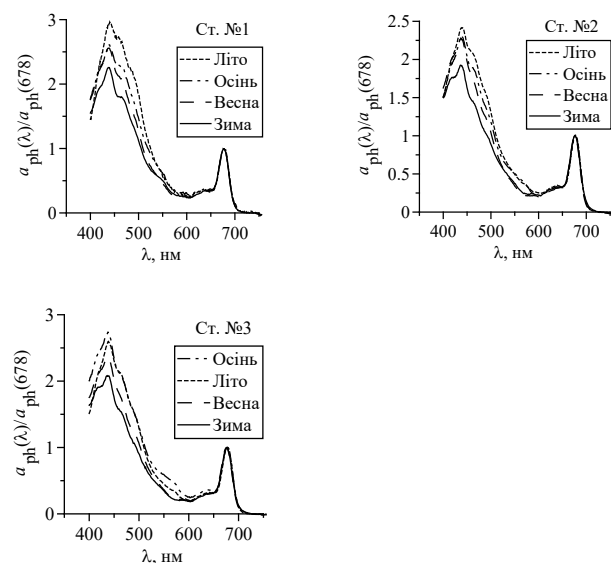


Рис. 3. Спектральний розподіл нормованих на довжині хвилі 678 нм коефіцієнтів поглинання світла пігментами фітопланктону на станціях № 1–3 полігону в районі м. Севастополь по сезонах в 2009-2014 рр.

Окрім пігментів фітопланктону світло також поглинає нежива зважена речовина (a_{NAP} , m^{-1}) і забарвлена розчинена органічна речовина (a_{CDOM} , m^{-1}). Спектри поглинання цих біооптичних характеристик наведені на рисунку 4.

Із рисунка 4 видно, що в літній період як в глибоководній частині моря, так і біля берега на довжині хвилі 440 нм більший внесок в загальне поглинання світла вносила забарвлена розчинена органічна речовина, потім йшов внесок поглинання світла фітопланктоном, самим меншим був внесок неживої зваженої речовини. Якщо порівнювати відкриті води напроти м. Севастополь на відстані 100 км і прибережні води в районі дельти р. Дніпро, то видно, що величина a_{CDOM} збільшилась в 4 рази, a_{ph} та a_{NAP} – в 10 разів (рис. 5, 6).

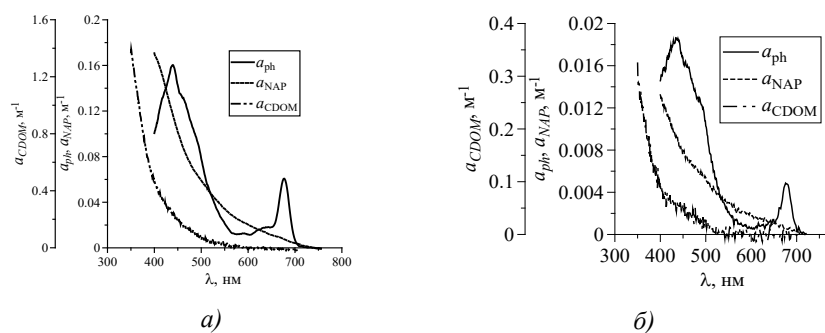


Рис. 4. Спектри поглинання світла фітопланктоном ($a_{ph}(\lambda)$, m^{-1}), неживою зваженою ($a_{NAP}(\lambda)$, m^{-1}) і забарвленою розчиненою органічною ($a_{CDOM}(\lambda)$, m^{-1}) речовиною, які були отримані в літній період в поверхневому шарі біля берега (дельта р. Дніпр) (а) та в глибоководній частині моря (приблизно 100 км від м. Севастополь) (б)

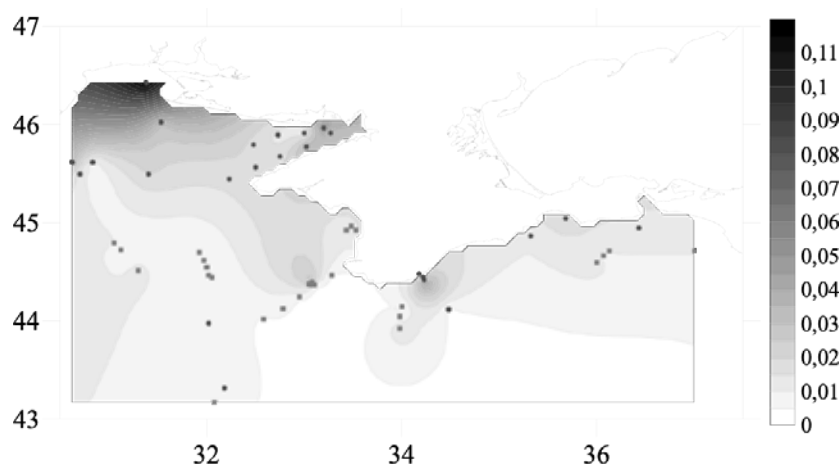


Рис. 5. Просторова мінливість коефіцієнтів поглинання світла неживою зваженою речовиною ($a_{NAP}(440)$, m^{-1}) північно-західної частини Чорного моря та вздовж узбережжя Криму в серпні 2011 року

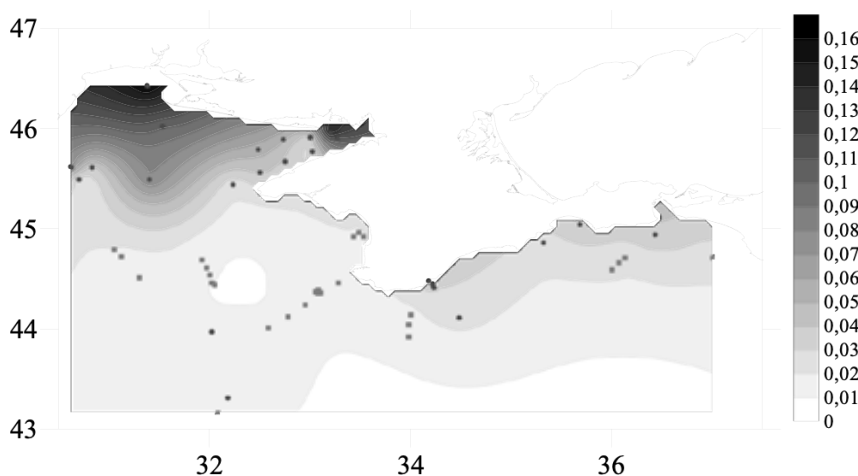


Рис. 6. Просторова мінливість коефіцієнтів поглинання світла фітопланктоном ($a_{ph}(440)$, m^{-1}) північно-західної частини Чорного моря та вздовж узбережжя Криму в серпні 2011 року

В осінній період коефіцієнти поглинання світла фітопланктоном змінювались приблизно в 5 разів при русі від глибоководної частини моря до берега (рис. 7).

Інша картина спостерігалась в осінній період при визначенні коефіцієнтів поглинання світла неживою зваженою речовиною, які змінювались приблизно в 9–10 разів при русі від глибоководної частини моря до берега (рис. 8).

В період з 2011 по 2012 роки проводилось вимірювання коефіцієнтів поглинання світла забарвленою розчиненою органічною речовиною ($a_{CDOM}(\lambda)$) в районі м. Севастополь. Отримані спектри поглинання світла були усереднені по станціям полігону (рис. 9).

Були отримані рівняння, які описують спектральний розподіл коефіцієнтів поглинання світла забарвленою розчиненою органічною речовиною ($a_{CDOM}(\lambda)$), які були усереднені по станціям полігону в районі м. Севастополь за 2011–2012 роки досліджень:

Ст. № 1: $a_{CDOM}(440) = e^{(-0,22*\lambda)} * 1016$, $R^2 = 0,98$ (1)

Ст. № 2: $a_{CDOM}(440) = e^{(-0,22*\lambda)} * 1242$, $R^2 = 0,97$ (2)

Ст. № 3: $a_{CDOM}(440) = e^{(-0,21*\lambda)} * 1334$, $R^2 = 0,94$ (3),

де $a_{CDOM}(440)$ – коефіцієнт поглинання світла забарвленою розчиненою органічною речовиною на довжині хвилі 440 нм, m^{-1} ; λ – довжина хвилі, нм; R^2 – коефіцієнт детермінації.

З рівнянь 1–3 видно, що більше світла поглинала забарвлена розчинена органічна речовина, яка знаходилась в кутовій частині бухти (ст. № 3), ніж в двомильній зоні від берега (ст. № 1). Це можна пов'язати з вітровою активністю, яка супроводжувалась горизонтальною адвекцією вод, що призводило, в залежності від напрямку вітру, або до проникнення більш «бідних» морських вод в бухту, що містять менше біогенних речовин, або до виносу «багатих» вод з бухти (Іванов, Овсяний, и Репетин 2006). Ст. № 1 внаслідок свого віддаленого розташування від берега в меншій мірі піддавалась впливу річкового і побутових стоків, які розповсюджувались під час руху водних мас.

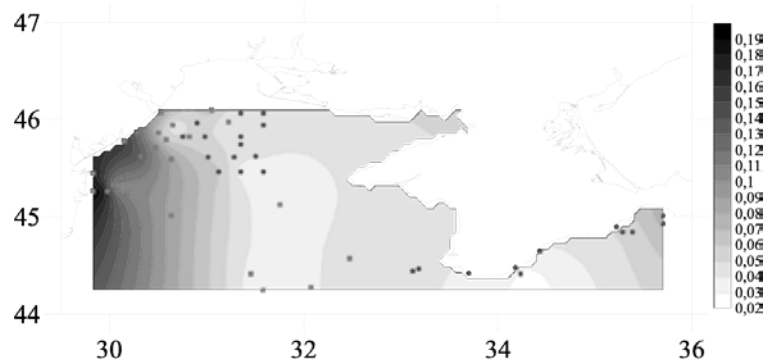


Рис. 7. Просторова мінливість коефіцієнтів поглинання світла фітопланктоном ($a_{ph}(440)$, m^{-1}) північно-західної частини Чорного моря та вздовж узбережжя Криму в жовтні–листопаді 2010 року

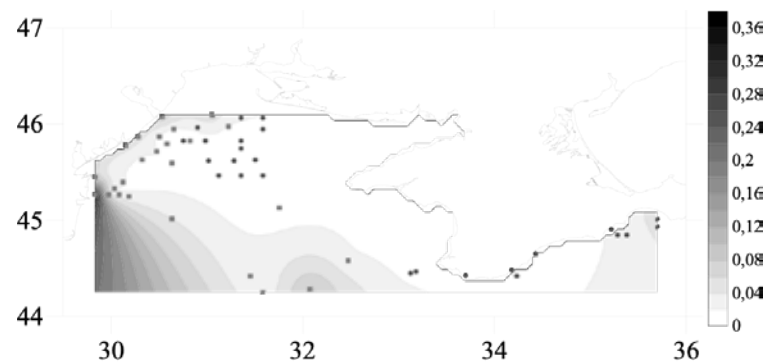


Рис. 8. Просторова мінливість коефіцієнтів поглинання світла неживою зваженою речовиною ($a_{NAP}(440)$, m^{-1}) північно-західної частини Чорного моря та вздовж узбережжя Криму в жовтні–листопаді 2010 року

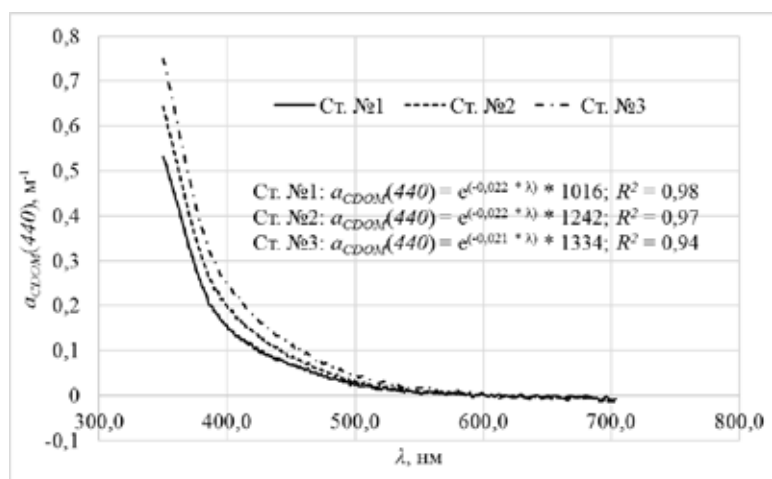


Рис. 9. Спектральний розподіл коефіцієнтів поглинання світла забарвленою розчиненою органічною речовиною ($a_{CDOM}(\lambda)$), які були усереднені по станціям № 1–3 полігону в районі м. Севастополь від довжини хвилі (λ) в 2011–2012 рр.

Висновки

Було виявлено сезонну та просторову мінливість коефіцієнтів поглинання світла фітопланктоном, неживою зваженою речовиною та забарвленою розчиненою органічною речовиною. Результати дослідження вказують на необхідність

використовувати окремі коефіцієнти для прибережних та глибоководних вод Чорного моря, а також розділяти дані по сезонах при використанні алгоритмів розрахунку первинної продукції по супутниковим даним для отримання більш точних результатів.

Список використаних джерел

1. Джулай, А.О. Межгодовая изменчивость содержания пигментов и поглощения света фитопланктоном в прибрежных водах Чёрного моря в районе Севастополя. *Экосистемы, их оптимизация и охрана*. 2012. 7. С. 179–190.
2. Джулай, А.О. Сезонная динамика концентрации хлорофилла «а» и поглощения света пигментами фитопланктона в прибрежных водах Севастополя (2009–2010 гг.). *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2011. 25. С. 357–369.
3. Иванов В.А., Овсяный Е.И., Репетин Л.Н. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов. Севастополь: НПП «ЭКОСИ-Гидрофизика». 2006. 90 с.
4. Коновалов Б.В. Некоторые особенности спектрального поглощения взвеси морской воды. *Оптические методы изучения океанов и внутренних водоемов*. Новосибирск: Наука, 1979. С. 58–65.
5. Суслин В.В., Чурилова Т.Я., Джулай А.О., Мончева С., Слабакова В., Кривенко О.В., Ефимова Т.В., Салюк П.А. Региональный алгоритм восстановления концентрации хлорофилла «а» и коэффициента поглощения света неживым органическим веществом на длине волны 490 нм в Черном море для спектральных каналов цветковых сканеров MODIS и MERIS. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2014. 28. С. 303–319.
6. Суслин В.В., Чурилова Т.Я., Сосик Х.М. Региональный алгоритм расчета концентрации хлорофилла а в Черном море по спутниковым данным SeaWiFS. *Морской экологический журнал*. 2008. 2. С. 24–42.
7. Чурилова Т.Я. Поглощение света фитопланктоном и детритом в Чёрном море в весенний период. *Океанология*. 2001. 41(5). С. 719–727.
8. Чурилова Т.Я., Берсенева Г.П., Георгиева Л.В., Брянцева Ю.В. Био-оптические характеристики фитопланктона в период зимне-весеннего «цветения» в Черном море. *Морской гидрофизический журнал*. 2001. 5. С. 28–40.
9. Чурилова Т.Я., Берсенева Г.П. Поглощение света фитопланктоном, детритом и растворенным органическим веществом в прибрежном районе Черного моря (июль–август 2002). *Морской гидрофизический журнал*. 2004. 4. С. 39–50.
10. Чурилова Т.Я., Берсенева Г.П., Георгиева Л.В. Изменчивость биотических характеристик фитопланктона в Черном море. *Океанология*. 2004. 44 (2). С. 208–221.
11. Чурилова Т.Я., Джулай А.О., Суслин В.В., Кривенко О.В., Ефимова Т.В., Муханов В.С., Рилькова О.О., Манжос Л.О. Биооптические показатели вод глубоководной части Черного моря: параметризация поглощения света фитопланктоном в летний и осенний периоды. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2014. 28. С. 320–333.
12. Antoine D., André J.M., Morel A. Oceanic primary production: 2. Estimation at global scale from satellite (coastal zone color scanner) chlorophyll. *Global Biogeochemical Cycles*. 1996. 10 (1). P. 56–69.
13. Antoine D., Morel A. Oceanic primary production: 1. Adaptation of spectral light-photosynthesis model in view of application to satellite chlorophyll observations. *Global Biogeochemical Cycles*. 1996. 10 (1). P. 42–55.
14. Atkins W.R.G., Poole H.H. The Photo-Electric Measurement of the Penetration of Light of various Wave-Lengths into the Sea and the Physiological Bearing of the Results. *Philosophical transactions of the royal society of London*. 1933. Vol. CCXXN. B 487. PP. 129–164.
15. Balch W.M., Evans R., Brown J., Feldman G., McClain C., Esaias W. The remote sensing of ocean primary productivity: Use of a new data compilation to test satellite algorithms. *Journal of Geophysical Research*. 1992. 97. P. 2279–2293.
16. Behrenfeld M., Randerson J., McClain C., Feldman G., Los S., Tucker C., Falkowski P., Field C., Frouin R., Esaias W., Kolber D., Pollack N. Temporal variations in the photosynthetic biosphere. *Science*. 2001. 291. P. 2594–2597.
17. Campbell J., Antoine D., Armstrong R., Arrigo K., Balch W., Barber R., Behrenfeld M., Bidigare R., Bishop J., Carr M.-E., Esaias W., Falkowski P., Hoepffner N., Iverson R., Kiefer D., Lohrenz S., Marra J., Morel A., Ryan J., Vedernikov V., Waters K., Yentsch C., Yoder J. Comparison of algorithms for estimating ocean primary production from surface chlorophyll, temperature, and irradiance. *Global Biogeochemical Cycles*. 2002. 16 (3). P. 74–75.
18. Campbell J.W., O'Reilly J.E. Role of satellites in estimating primary productivity on the northwest Atlantic continental shelf. *Continental Shelf Research*. 1988. 8(2). P. 179–204.
19. Carr M.-E., Friedrichs M.A.M., Schmeltz M., Aita M.N., Antoine D., Arrigo K.R., Asanuma I., Aumont O., Barber R., Behrenfeld M., Bidigare R., Buitenhuis E.T.,

- Campbell J., Ciotti A., Dierssen H., Dowell M., Dunne J., Esaias W., Gentili B., Gregg W., Groom S., Hoepffner N., Ishizaka J., Kameda T., Le Quere C., Lohrenz S., Marra J., Melin F., Moore K., Morel A., Reddy T.E., Ryan J., Scardi M., Smyth T., Turpie K., Tilstone G., Waters K., Yamanaka Y. A comparison of global estimates of marine primary production from ocean color. *Deep-Sea Research*. 2006. 53. P. 741–770.
20. Darecki M., Weeks A., Sagan S., Kowalczyk P., Kaczmarek S. Optical characteristics of two contrasting Case 2 waters and their influence on remote sensing algorithms. *Continental Shelf Research*. 2003. 23 (3–4). P. 237–250.
21. Eppley R., Stewart W. E., Abbot R. M., Heyman V. Estimating ocean primary production from satellite chlorophyll, introduction to regional differences and statistics for the Southern California Bight. *Journal Plankton Research*. 1985. 7. P. 57–70.
22. Ficek Z., Tana R. Entanglement induced by spontaneous emission in spatially extended two-atom systems. *Journal of modern optics*. 2003. 50. P. 2765–2779.
23. Iverson R.L., Esaias W.E., Turpie K. Ocean annual phytoplankton carbon and new production, and annual export production estimated with empirical equations and CZCS data. *Global Change Biology*. 2000. 6. P. 57–72.
24. Jeffrey S.W., Mantoura R.F.C., Wright S.W. Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods. *UNESCO publishing*. 1997. P. 661.
25. Kopelevich O.V., Burenkov V.I. Relation between the spectral values of the light absorption coefficients of sea water, phytoplanktonic pigments, and yellow substance. *Oceanology*. 1977. 17. P. 278–282.
26. Longhurst A., Sathyendranath S., Platt T., Caverhill C. An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. *Journal Plankton Research*. 1995. 17. P. 1245–1271.
27. Mélin F., Hoepffner N. Monitoring Phytoplankton Productivity from Satellite—An Aid to Marine Resources Management. *Handbook of Satellite Remote Sensing Image Interpretation: Applications for Marine Living Resources Conservation and Management* / edited by Morales J., Stuart V., Platt T., Sathyendranath S. EU PRESPO and IOCCG. 2011. P. 79–93.
28. Mitchell B.G., Kiefer D.A. Chlorophyll a specific absorption and fluorescence excitation spectra for light limited phytoplankton. *Deep-Sea Research*. 1988. 35 (5). P. 639–663.
29. Mitchell B.G. Algorithms for determining the absorption coefficient of aquatic particulates using the quantitative filter technique (QFT). *Ocean Optics X*. 1990. 1302. P. 137–148.
30. Morel A., Prieur L. Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography*. 1977. 22. P. 709–722.
31. Morel A. Light and marine photosynthesis: A spectral model with geochemical and climatological implications. *Progress in Oceanography*. 1991. 26. P. 263–306.
32. O'Reilly J.E., Maritorena S.M., O'Brien C., Siegal D.A., Toole D., Menzies D., Smith R.C. SeaWiFS postlaunch Calibration and Validation Analyses. In Part 3. *NASA Technical Memorandum*. 206892, edited by S. B. Hooker and E. R. Firestone. 2000. No 11. – P. 49.
33. Platt T., Sathyendranath S. Oceanic primary production: estimation by remote sensing at local and regional scales. *Science*. 1988. 241. P. 1613–1620.
34. Platt T., Sathyendranath S. Estimators of primary production for interpretation of remotely sensed data on ocean color. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 1993a. 98 (C8). P. 14561–14576.
35. Platt T., Sathyendranath S. The remote sensing of ocean primary productivity – use of a new data compilation to test satellite algorithms – comment. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 1993b. 98. P. 16583–16584.
36. Platt T., Sathyendranath S., Longhurst A. Remote-sensing of primary production in the ocean – promise and fulfilment. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*. 1995. 348(1324). P. 191–201.
37. Sathyendranath S., Platt T., Cavarhill C.M., Warnock R.E., Lewis M.R. Remote sensing of oceanic primary production: computations using a spectral model. *Deep-Sea Research*. 1989. 36 (3). P. 431–453.
38. Sathyendranath S., Platt T., Stuart V. Remote sensing of ocean colour: Recent advances, exciting possibilities and unanswered questions. *5th Pacific Ocean Remote Sens. Conf. (PORSEC)*: Proceedings, Dona Paula, Goa, 5–8 Dec. 2000. Vol. 1. P. 6.
39. Shibata K., Benson A.A., Calvin M. The absorption spectra of suspension of living micro-organisms. *Biochimica et Biophysica Acta*. 1954. 15. P. 461–470.
40. Shibata K. Spectrophotometry of intact biological materials, absolute and relative measurements of their transmission, reflection, and absorption spectra. *Journal of Biochemistry*. 1958. 45. P. 599–623.
41. Smith R.C., Baker K.S. The bio-optical state of ocean waters and remote sensing. *Limnology and Oceanography*. 1978. 23. P. 247–259.
42. Twardowski M., Röttgers R., Stramski D. The absorption Coefficient, An Overview. *IOCCG Ocean Optics and Biogeochemistry Protocols for Satellite Ocean Colour Sensor Validation*. Dartmouth, NS, Canada. Vol. 1.0: Inherent Optical Property Measurements and Protocols: Absorption Coefficient. 2018. Ch. 1. P. 1–17.
43. Wozniak B., Dera J., Ficek D., Majchrowski R., Ostrowska M., Kaczmarek S. Modelling light and photosynthesis in the marine environment. *Oceanologia*. 2003. 45(2). P. 171–245.
44. Yentsch C.S. A non-extractive method for the quantitative estimation of chlorophyll in algal cultures. *Nature*. 1957. 179. P. 1302–1304.
45. Yentsch C.S. Measurement of visible light absorption by particulate matter in the ocean. *Limnology and Oceanography*. 1962. 7. P. 207–217.
46. <http://blackseacolor.com>.

References

1. Dzhulai, A.O. (2012). Mezhdogodovaya izmenchivost' sodержaniya pigmentov i pogloshcheniya sveta fitoplanktonom v pribrezhnykh vodakh Chernogo morya v rayone Sevastopolya [Interannual variability of pigment content and light absorption by phytoplankton in the coastal waters of the Black Sea near Sevastopol]. *Ekosistemy, ikh optimizatsiya i okhrana – Ecosystems, their optimization and protection*, 7, 179–190 [in Russian].
2. Dzhulai, A.O. (2011). Sezonnaya dinamika kontsentratsii khlorofilla «a» i pogloshcheniya sveta pigmentami fitoplanktona v pribrezhnykh vodakh Sevastopolya (2009–2010 gg.) [Seasonal dynamics of chlorophyll "a" concentration and light absorption by phytoplankton pigments in the coastal waters of Sevastopol (2009–2010)]. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoy i shel'fovoy zon i kompleksnoye ispol'zovaniye resursov shel'fa – Ecological safety of coastal and shelf zones and integrated use of shelf resources*, 25, 357–369 [in Russian].
3. Ivanov, V.A., Ovsianyi, E.I., & Repetin, L.N. (2006). *Gidrologo-gidrokhimicheskii rezhim Sevastopolskoi bukhty i ego izmeneniia pod vozdeistviem klimaticheskikh i antropogennykh faktorov [Hydrological and hydrochemical regime of the Sevastopol Bay and its changes under the influence of climatic and anthropogenic factors]*. Sevastopol: NPC «EKOSI-Gidrofizika» [in Russian].
4. Konovalov, B.V. (1979). Nekotoryye osobennosti spektral'nogo pogloshcheniya vzvesi morskoy vody [Some Features of the Spectral Absorption of Suspended Sea Water]. *Opticheskiye metody izucheniya okeanov i vnutrennikh vodoyemov*. (pp. 58–65). Novosibirsk: Nauka [in Russian].
5. Suslin, V.V., Churilova, T.Ya., Dzhulai, A.O., Moncheva, S., Slabakova, V., Krivenko, O.V. et al. (2014). Regional'nyy algoritm vosstanovleniya kontsentratsii khlorofilla «a» i koeffitsiyenta pogloshcheniya sveta nezhyvym organicheskim veshchestvom na dline volny 490 nm v Chernom more dlya spektral'nykh kanalov tsvetovykh skanerov MODIS i MERIS [Regional algorithm for reconstructing the concentration of chlorophyll "a" and the coefficient of absorption of light by inanimate organic matter at a wavelength of 490 nm in the Black Sea for the spectral channels of the MODIS and MERIS color scanners]. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoy i shel'fovoy zon i kompleksnoye ispol'zovaniye resursov shel'fa – Ecological safety of coastal and shelf zones and integrated use of shelf resources*, 28, 303–319 [in Russian].
6. Suslin, V.V., Churilova, T.Ia., & Sosik, Kh.M. (2008). Regionalnyi algoritm rascheta kontcentratsii khlorofilla a v Chernom more po sputnikovym dannym SeaWiFS [Regional algorithm for calculating the concentration of chlorophyll a in the Black Sea using satellite data SeaWiFS]. *Morskoi ekologicheskii zhurnal – Marine ecological journal*, 2, 24–42 [in Russian].
7. Churilova, T.Ya. (2001). Pogloshcheniye sveta fitoplanktonom i detritom v Chernom more v vesenniy period [Light absorption by phytoplankton and detritus in the Black Sea in spring]. *Oceanologia – Oceanology*, 41 (5), 719–727 [in Russian].
8. Churilova, T.Ya., Berseneva, G.P., Georgieva, L.V., & Bryantseva, Yu.V. (2001). Bio-opticheskiye kharakteristiki fitoplanktona v period zimne-vesennego «tsveteniya» v Chernom more [Bio-optical characteristics of phytoplankton during the winter-spring "bloom" in the Black Sea]. *Morskoy gidrofizicheskiy zhurnal – Marine Hydrophysical Journal*, 5, 28–40 [in Russian].
9. Churilova, T.Ya., & Berseneva, G.P. (2004). Pogloshcheniye sveta fitoplanktonom, detritom i rastvorennym organicheskim veshchestvom v pribrezhnom rayone Chernogo morya (iyul'–avgust 2002) [Light absorption by phytoplankton, detritus and dissolved organic matter in the coastal area of the Black Sea (July–August 2002)]. *Morskoy gidrofizicheskiy zhurnal – Marine Hydrophysical Journal*, 4, 39–50 [in Russian].
10. Churilova, T.Ya., Berseneva, G.P., & Georgieva, L.V. (2004). Izmenchivost' bioticheskikh kharakteristik fitoplanktona v Chernom more [Variability of the biotic characteristics of phytoplankton in the Black Sea]. *Oceanologia – Oceanology*, 44 (2), 208–221 [in Russian].
11. Churilova, T.Ya., Dzhulai, A.O., Suslin, V.V., Krivenko, O.V., Efimova, T.V., Mukhanov, V.S. et al. (2014). Bioopticheskiye pokazateli vod glubokovodnoy chasti Chernogo morya: parametrizatsiya pogloshcheniya sveta fitoplanktonom v letniy i osenniy periody [Biooptical indicators of the waters of the deep part of the Black Sea: parametrization of light absorption by phytoplankton in summer and autumn periods]. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoy i shel'fovoy zon i kompleksnoye ispol'zovaniye resursov shel'fa – Ecological safety of coastal and shelf zones and integrated use of shelf resources*, 28, 320–333 [in Russian].
12. Antoine, D., Andr'e, J.M., & Morel, A. (1996). Oceanic primary production: 2. Estimation at global scale from satellite (coastal zone color scanner) chlorophyll. *Global Biogeochemical Cycles*, 10 (1), 56–69.
13. Antoine, D., & Morel, A. (1996). Oceanic primary production: 1. Adaptation of spectral light-photosynthesis model in view of application to satellite chlorophyll observations. *Global Biogeochemical Cycles*, 10 (1), 42–55.
14. Atkins, W.R.G., & Poole, H.H. (1933). The Photo-Electric Measurement of the Penetration of Light of various Wave-Lengths into the Sea and the Physiological Bearing of the Results. *Philosophical transactions of the royal society of London, CCXXN (B 487)*, 129–164.
15. Balch, W.M., Evans, R., Brown, J., Feldman G., McClain C., & Esaias W. (1992). The remote sensing of ocean primary productivity: Use of a new data compilation to test satellite algorithms. *Journal of Geophysical Research*, 97, 2279–2293.
16. Behrenfeld, M., Randerson, J., McClain, C., Feldman, G., Los, S., Tucker, C. et al. (2001). Temporal variations in the photosynthetic biosphere. *Science*, 291, 2594–2597.
17. Campbell, J., Antoine, D., Armstrong, R., Arrigo, K., Balch, W., Barber, R. et al. (2002). Comparison

- of algorithms for estimating ocean primary production from surface chlorophyll, temperature, and irradiance. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (3), 74–75.
18. Campbell, J.W., & O'Reilly, J.E. (1988). Role of satellites in estimating primary productivity on the northwest Atlantic continental shelf. *Continental Shelf Research*, 8(2), 179–204.
19. Carr, M-E., Friedrichs, M.A.M., Schmeltz, M., Aita, M.N., Antoine, D., Arrigo, K.R. et al. (2006). A comparison of global estimates of marine primary production from ocean color. *Deep-Sea Research*, 53, 741–770.
20. Darecki, M., Weeks, A., Sagan, S., Kowalczyk, P., & Kaczmarek, S. (2003). Optical characteristics of two contrasting Case 2 waters and their influence on remote sensing algorithms. *Continental Shelf Research*, 23 (3-4), 237–250.
21. Eppley, R., Stewart, W.E., Abbot, R.M., & Heyman, V. (1985). Estimating ocean primary production from satellite chlorophyll, introduction to regional differences and statistics for the Southern California Bight. *Journal Plankton Research*, 7, 57–70.
22. Ficek, Z., & Tana, R. (2003). Entanglement induced by spontaneous emission in spatially extended two-atom systems. *Journal of modern optics*, 50, 2765–2779.
23. Iverson, R.L., Esaias, W.E., & Turpie, K. (2000). Ocean annual phytoplankton carbon and new production, and annual export production estimated with empirical equations and CZCS data. *Global Change Biology*, 6, 57–72.
24. Jeffrey, S.W., Mantoura, R.F.C., & Wright, S.W. (1997). Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods. *UNESCO publishing*, 661.
25. Kopelevich, O.V., & Burenkov, V.I. (1977). Relation between the spectral values of the light absorption coefficients of sea water, phytoplanktonic pigments, and yellow substance. *Oceanology*, 17, 278–282.
26. Longhurst, A., Sathyendranath, S., Platt, T., & Caverhill, C. (1995). An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. *Journal Plankton Research*, 17, 1245–1271.
27. Mélin, F., & Hoepffner, N. (2011). Monitoring Phytoplankton Productivity from Satellite—An Aid to Marine Resources Management. *Handbook of Satellite Remote Sensing Image Interpretation: Applications for Marine Living Resources Conservation and Management*. (pp. 79–93). EU PRESPO and IOCCG.
28. Mitchell, B.G., & Kiefer, D.A. (1988). Chlorophyll a specific absorption and fluorescence excitation spectra for light limited phytoplankton. *Deep-Sea Research*, 35(5), 639–663.
29. Mitchell, B.G. (1990). Algorithms for determining the absorption coefficient of aquatic particulates using the quantitative filter technique (QFT). *Ocean Optics X*, 1302, 137–148.
30. Morel, A. & Prieur, L. (1991). Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography*, 22, 709–722.
31. Morel, A. (1991). Light and marine photosynthesis: A spectral model with geochemical and climatological implications. *Progress in Oceanography*, 26, 263–306.
32. O'Reilly, J.E., Maritorena, S.M., O'Brien, C., Siegal, D.A., Toole, D., Menzies, D., Smith, R.C. (2000). SeaWiFS postlaunch Calibration and Validation Analyses. In Part 3. *NASA Technical Memorandum. 206892*, edited by S. B. Hooker and E. R. Firestone, 11, 49 [in English].
33. Platt, T., & Sathyendranath, S. (1988). Oceanic primary production: estimation by remote sensing at local and regional scales. *Science*, 241, 1613–1620.
34. Platt, T., & Sathyendranath, S. (1993a). Estimators of primary production for interpretation of remotely sensed data on ocean color. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 98 (C8), 14561–14576.
35. Platt, T., & Sathyendranath, S. (1993b). The remote sensing of ocean primary productivity – use of a new data compilation to test satellite algorithms – comment. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 98, 16583–16584.
36. Platt, T., Sathyendranath, S., & Longhurst, A. (1995). Remote-sensing of primary production in the ocean – promise and fulfilment. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 348(1324), 191–201.
37. Sathyendranath, S., Platt, T., Cavarhill, C.M., Warnock, R.E., & Lewis, M.R. (1989). Remote sensing of oceanic primary production: computations using a spectral model. *Deep-Sea Research*, 36(3), 431–453.
38. Sathyendranath, S., Platt, T., & Stuart, V. (2000). Remote sensing of ocean colour: Recent advances, exciting possibilities and unanswered questions. *Proceedings from: 5th Pacific Ocean Remote Sens. Conf. (PORSEC)*. (p. 6). Dona Paula, Goa.
39. Shibata, K., Benson, A., & Calvin, M. (1954). The absorption spectra of suspension of living micro-organisms. *Biochimica et Biophysica Acta*, 15, 461–470.
40. Shibata, K. (1958). Spectrophotometry of intact biological materials, absolute and relative measurements of their transmission, reflection, and absorption spectra. *Journal of Biochemistry*, 45, 599–623.
41. Smith, R.C., & Baker, K.S. (1978). The bio-optical state of ocean waters and remote sensing. *Limnology and Oceanography*, 23, 247–259.
42. Twardowski, M., Röttgers, R., & Stramski, D. (2018). The absorption Coefficient, An Overview. *IOCCG Ocean Optics and Biogeochemistry Protocols for Satellite Ocean Colour Sensor Validation*. Dartmouth, NS, Canada. Vol. 1.0: *Inherent Optical Property Measurements and Protocols: Absorption Coefficient*. Ch. 1, 1–17.
43. Wozniak, B., Dera, J., Ficek, D., Majchrowski, R., Ostrowska, M., & Kaczmarek, S. (2003). Modelling light and photosynthesis in the marine environment. *Oceanologia*, 45(2), 171–245.
44. Yentsch, C.S. (1957). A non-extractive method for the quantitative estimation of chlorophyll in algal cultures. *Nature*, 179, 1302–1304.
45. Yentsch, C.S. (1962). Measurement of visible light absorption by particulate matter in the ocean. *Limnology and Oceanography*, 7, 207–217.
46. <http://blackseacolor.com>.

**VARIABILITY OF LIGHT ABSORPTION BY PHYTOPLANKTON PIGMENTS,
NON-ALGAL PARTICLES AND COLORED DISSOLVED ORGANIC MATTER
OF COASTAL AND OPEN WATERS OF THE UKRAINIAN PART OF THE BLACK SEA**

Dzhulai A.O., Junior researcher

National Antarctic Scientific Center of Ukraine

Zotov A.B., PhD, Senior researcher

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine

Dykyi E.O., PhD, Director

National Antarctic Scientific Center of Ukraine

Variability of light absorption by phytoplankton pigments, non-algal particles and colored dissolved organic matter was analyzed by monthly bio-optical monitoring of coastal and deep waters near Sevastopol in 2009–2014 and by sampling in northwestern part of the Black Sea and along the Crimean coast in August 2011.

Light absorption coefficients by phytoplankton were in 10 times bigger in coastal zone near Dnieper Delta compared with deep part of the sea in summer. In autumn light absorption coefficients by phytoplankton were in 5 times bigger in coastal zone near Dnieper Delta compared with deep part of the sea. Light absorption coefficients by non-algal particles in deep water and in coastal zone equally increased in summer and in autumn. Light absorption coefficients by colored dissolved organic matter were in 4 times bigger in coastal zone compared with deep part of the sea in summer.

It was found that in summer, both in deep water and near the coast, the main contribution to the total light absorption was made by colored dissolved organic matter, smaller contribution was made by phytoplankton, the smallest contribution was made by non-algal particles.

Seasonal and spatial variability of light absorption coefficients by phytoplankton, non-algal particles and colored dissolved organic matter was found. It is necessary to separate data from coastal and deep waters of the Black Sea, as well as to divide data by seasons to obtain better results when calculating primary production by using satellite data.

Key words: light absorption, phytoplankton, non-algal particles, colored dissolved organic matter, Black Sea.

НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ВОДІ, ДОННИХ ВІДКЛАДАХ ТА БОКОПЛАВАХ *PONTOGAMMARUS MAEOTICUS* ПСАМОКОНТУРУ ХАДЖИБЕЙСЬКОГО ЛИМАНУ

Кошелев О.В. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України»

Дятлов С.Є. – к.б.н., доц.

ДУ «Інститут морської біології НАН України»

Проведено визначення вмісту важких металів (Cr, Ni, Cu, Cd, Hg) в компонентах водного середовища (воді, донних відкладах та рачках *Pontogammarus maeoticus* (Sowinsky, 1894) псамоконтуру Хаджибейського лиману. Проби води, донних відкладів та рачків відбирались на піщаних ділянках узбережжя Хаджибейського лиману в адміністративних межах с. Алтестове, с. Холодна Балка та в районі випуску стічних вод СБО «Північна» в серпні–вересні 2020 року.

Проведене дослідження показало високе антропогенно-техногенне навантаження на псамоконтур Хаджибейського лиману. Середній вміст хрому у воді псамоконтуру Хаджибейського лиману перевищував встановлені значення ГДК для рибогосподарських водойм в тридцять разів; ртуті в два рази; міді в чотири рази в зоні випуску стічних вод СБО «Північна» та в двадцять сім разів поблизу с. Холодна Балка; нікелю в два рази біля с. Холодна Балка та чотири рази в районі СБО «Північна». Донні відклади в районі випуску стічних вод СБО «Північна» показали найбільший вміст важких металів, порівняно з іншими станціями, за винятком хрому, концентрація якого тут була мінімальною. Отримані середні концентрації важких металів в компонентах водного середовища хвилеприбійної зони Хаджибейського лиману мали такий ряд: Cr>Ni>Cu>Cd>Hg (вода); Cr>Cu>Ni>Cd>Hg (донні відклади); Cu>Cr>Ni>Cd>Hg (рачки).

З використанням коефіцієнту донної акумуляції та коефіцієнту накопичення показано інтенсивне, порівняно з водою, накопичення забруднюючих речовин в донних відкладах та рачках псамоконтуру Хаджибейського лиману. Донні відклади зони псамоконтуру є високо депонуючим середовищем хвилеприбійної зони Хаджибейського лиману.

Отримані результати дозволяють вважати *P. maeoticus* ефективним концентратором важких металів, особливо міді, та здатним інформативно відображати статус хімічного забруднення водного середовища хвилеприбійної зони континентальних солонуватих водойм.

Ключові слова: важкі метали, накопичення, псамоконтур, *Pontogammarus maeoticus*, Хаджибейський лиман.

Вступ

Основні «гарячі точки» в екосистемі моря розташовані на його зовнішніх поверхнях (у контурних біотопах), де морська вода контактує і взаємодіє з атмосферою (аероконтур), берегом (псамоконтур і літоконтур), дном (пелоконтур) або річковою водою (потамоконтур) (Zaitsev 2012). В зоні безпосереднього контакту води та піщаних ділянок суші, що є граничною поверхнею контурного біотопу «вода – піщаний берег» (псамоконтур), депонуються речовини аллохтонного та автохтонного походження та саме тут в контактній прибережній зоні з підвищеною геохімічною активністю відбувається їх перерозподіл між окремими компонентами водного середовища (водою, донними відкладами та біотою) (Зайцев, и Поликарпов 2002).

Прибережні морські екосистеми істотно забруднені багатьма хімічними речовинами, в тому числі

важкими металами, що може призводити до суттєвих екологічних наслідків через їх високу токсичність, постійну присутність та здатність до накопичення в гідробіонтах і подальшу міграцію по харчових ланцюгах (Израэль, и Цыбань 2009).

Виходячи з вищевикладеного, певний науковий інтерес представляє вивчення особливостей забруднення та накопичення важких металів в контактній зоні «вода – піщаний берег» у приморських водоймах з підвищеним рівнем антропогенного забруднення. До таких водойм можна віднести Хаджибейський лиман, якість водного середовища якого значною мірою визначається скидом недостатньо очищених комунально-побутових вод станції біологічної очистки м. Одеси (СБО «Північна»). Хаджибейський лиман – одна із найбільших замкнутих водойм північно-західної частини Чорного моря, південна акваторія

рія якої примикає до адміністративних меж м. Одеси, де антропогенний вплив проявляється особливо гостро. Саме тут локалізовано багато берегових джерел забруднення: скид стічних вод СБО «Північна» та інших промислових та комунально-побутових скидів крупних населених пунктів, промислова зона полів фільтрації, об'єкти міської інфраструктури, сховище пестицидів, магістральні автошляхи тощо.

Типовим мешканцем контактної зони «море – піщаний берег» є *Pontogammarus maeoticus* (Sowinsky 1894), найпоширеніший вид бокоплавів (Amphipoda) каспійського походження, який зустрічається в біотопі псамоконтура на прибережних мілководдях Чорного, Азовського, Каспійського морів, а також у лиманах і річках понтокаспійського басейну (Мордухай-Болтовской 1960).

Здатність *P. maeoticus* вибірково накопичувати важкі метали, порівняно з абіотичними компонентами довкілля, дозволяє його використання у екотоксикологічній оцінці статусу забруднення водойм (Ghasemian, Karimzadeh, and Zahmatkesh 2016).

Мета дослідження – визначення вмісту важких металів (Cr, Ni, Cu, Cd, Hg) та особливостей їх нако-

пичення в компонентах водного середовища (воді, донних відкладеннях та рачках *P. maeoticus*) псамоконтуру Хаджибейського лиману.

Матеріал і методи досліджень

Проби води, донних відкладів та рачків відбирались при штильовій погоді на піщаних ділянках узбережжя Хаджибейського лиману в адміністративних межах с. Алтестове, с. Холодна Балка та в районі випуску стічних вод СБО «Північна» в серпні–вересні 2020 року (рис. 1).

Під час відбору проб вимірювали температуру, солоність та концентрацію розчинного кисню у воді.

Виллов рачків здійснювали за допомогою ручної драги, після чого вони доставлялись в лабораторію в контейнерах з невеликою кількістю води і ґрунту. В лабораторії рачки відмивалися від ґрунту, після чого вимірювали середню довжину особин та зважували їх на аналітичних вагах.

Проводили вимірювання вмісту важких металів у воді, донних відкладах та рачках *P. maeoticus* методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії в атестованій лабораторії гігієни та екології води Українського НДІ медицини транспорту. Кожне з вимірювань виконували в п'яти аналітичних повторях.

Зважаючи на малі розміри рачків проводили вимірювання валового вмісту важких металів у однорозмірних особин, не розділяючи на окремі органи та без урахування статі рачків.

Оцінку забруднення донних відкладень здійснювали з використанням коефіцієнтів концентрування важких металів (Никаноров, и Жулидов 1991): коефіцієнт донної акумуляції (КДА) розраховували за формулою:

$$\text{КДА} = \frac{C_{\text{дв}}}{C_{\text{вода}}} \quad (1.1)$$

де: $C_{\text{дв}}$ – концентрація важкого металу в донних відкладеннях, мг/кг;

$C_{\text{вода}}$ – концентрація важкого металу у воді, мг/дм³;

коефіцієнт накопичення (КН) визначали за:

$$\text{КН} = \frac{C_{\text{гідробіонт}}}{C_{\text{вода}}} \quad (1.2)$$

де: $C_{\text{гідробіонт}}$ – концентрація важкого металу в організмі обраного виду гідробіонта, мг/кг;

$C_{\text{вода}}$ – концентрація важкого металу у воді, мг/дм³.

Отримані результати опрацьовували за допомогою стандартних методів варіаційної статистики.

Результати та обговорення

Загальна розмірно-масова характеристика рачків та базові гідрологічні параметри води псамоконтуру Хаджибейського лиману під час відбору проб представлені в таблиці 1. Донні відклади на всіх станціях були представлені піском із домішкою гравію.

Під час відбору проб середня мінералізація води в лимані не перевищувала 5,52 ‰. Концентрація

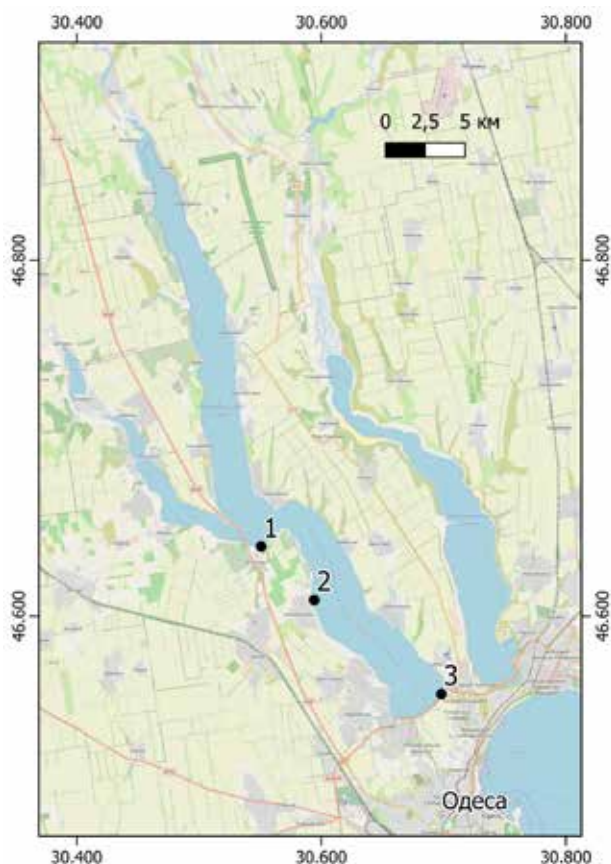


Рис. 1. Станції відбору проб води, донних відкладів та *P. maeoticus* в Хаджибейському лимані (1 – с. Алтестове, 2 – с. Холодна Балка, 3 – район випуску вод СБО «Північна»)

розчинного у воді кисню вказувала на умови нормоксії в воді псамоконтуру Хаджибейського лиману. Це вказує на те, що під час проведення дослідження фізіологічно рачки не мали відрізнятись.

Проведене аналітичне вимірювання показало суттєву різницю між валовим вмістом важких металів у компонентах водного середовища піщаних ділянок хвилеприбійної зони Хаджибейського лиману (табл. 2). Отримані значення порівнювали з гранично допустимими концентраціями (ГДК) важких металів для водойм рибогосподарського призначення (Обобщенный перечень... 1990). Слід зазначити, що вміст забруднюючих речовин у донних відкладах в Україні наразі не нормується.

Аналіз отриманих даних дозволив виявити наступні особливості вмісту важких металів у донних відкладах псамоконтуру Хаджибейського лиману: в максимальних значеннях накопичувався хром (в середньому $40,90 \pm 3,20$ мг/кг), мінімально, за винятком ртуті, кадмій ($0,22 \pm 0,01$ мг/кг). Середній вміст хрому у воді склав $0,03 \pm 0,008$ мг/дм³, що вище рибогосподарської ГДК ($0,001$ мг/дм³) в трид-

цять разів. Зазвичай, збільшення валової концентрації хрому в компонентах довкілля спостерігається при наближенні до індустріальних міст з великою кількістю населення (Водяницький 2009).

Вміст у воді найбільш токсичного та небезпечного для біоти металу ртуті, в два рази перевищував встановлену ГДК ($0,00001$ мг/дм³) на всіх станціях відбору проб. В донних відкладах найбільша концентрація ртуті зафіксована у пробі, відібраної поблизу СБО «Північна» на станції № 3 ($0,002$ мг/кг).

Вміст міді у воді псамоконтуру Хаджибейського лиману знаходився в межах рибогосподарських ГДК ($0,001$ мг/дм³) лише в районі с. Алтестове (станція № 1). На решті станцій відмічено перевищення ГДК: в чотири рази в зоні випуску стічних вод СБО «Північна» (станція № 3) та в двадцять сім разів поблизу с. Холодна Балка (станція № 2). Вміст міді в донних відкладах коливався у діапазоні $4,80$ – $4,92$ мг/кг при середньому вмісті $4,86 \pm 0,05$ мг/кг. Хронічне забруднення міддю зони псамоконтуру Хаджибейського лиману ймовірно пов'язано з активним використанням сполук міді

Таблиця 1

Середня ($M \pm m$) довжина та маса рачків і гідрологічні параметри води псамоконтуру Хаджибейського лиману на станціях відбору проб

№ станції	Розмірно-масові показники		Гідрологічні параметри		
	Довжина, мм	Маса, мг	T, °C	S, ‰	O ₂ (мг/дм ³)
1. с. Алтестове	$7,48 \pm 0,09$	$8,11 \pm 0,01$	21,7	5,27	7,2
2. с. Холодна Балка	$8,51 \pm 0,01$	$9,98 \pm 0,12$	24,8	5,52	7,9
3. СБО «Північна»	$7,08 \pm 0,02$	$8,02 \pm 0,02$	25,1	5,22	6,1

Таблиця 2

Валовий вміст важких металів у воді, донних відкладах та *P. maoticus* псамоконтуру Хаджибейського лиману

Елемент	1. (с. Алтестове)	2. (с. Холодна Балка)	3. (СБО «Північна»)
вода, мг/дм ³			
Cd	$0,00117 \pm 0,00022$	$0,00297 \pm 0,0003$	$0,00078 \pm 0,00008$
Ni	$0,00270 \pm 0,00030$	$0,02410 \pm 0,00100^*$	$0,04000 \pm 0,00010^*$
Cr	$0,02100 \pm 0,00400^*$	$0,04600 \pm 0,00700^*$	$0,02900 \pm 0,00800^*$
Cu	$0,00190 \pm 0,00020^*$	$0,02700 \pm 0,00400^*$	$0,00480 \pm 0,00050^*$
Hg	$0,00002 \pm 0,00003^*$	$0,00002 \pm 0,00001^*$	$0,00002 \pm 0,00004^*$
донні відклади, мг/кг			
Cd	$0,23800 \pm 0,03400$	$0,21034 \pm 0,02093$	$0,24100 \pm 0,09700$
Ni	$1,37000 \pm 0,24000$	$1,59400 \pm 0,06160$	$1,73000 \pm 0,14000$
Cr	$41,70000 \pm 13,20000$	$44,11000 \pm 5,52800$	$37,70000 \pm 14,80000$
Cu	$4,86000 \pm 0,33000$	$4,80400 \pm 0,34900$	$4,92300 \pm 0,32035$
Hg	$0,00142 \pm 0,00040$	$0,00197 \pm 0,00021$	$0,00211 \pm 0,00023$
рачки, мг/кг			
Cd	$0,0445 \pm 0,0085$	$0,06549 \pm 0,01422$	$0,03720 \pm 0,00800$
Ni	$0,24300 \pm 0,03800$	$0,41180 \pm 0,03660$	$0,16200 \pm 0,03100$
Cr	$0,91000 \pm 0,15000$	$1,26700 \pm 0,12200$	$1,77000 \pm 0,34000$
Cu	$16,99000 \pm 2,06000$	$11,21600 \pm 0,46800$	$10,58000 \pm 1,95000$
Hg	$0,00011 \pm 0,00003$	$0,00017 \pm 0,00002$	$0,00018 \pm 0,00002$

* – позначені випадки перевищення встановлених значень рибогосподарської ГДК.

як засобу захисту рослин для обробки чисельних виноградарників на площі водозбору.

Вміст кадмію у воді хвилеприбійної зони Хаджибейського лиману був в межах встановленого нормативу якості для рибогосподарських водойм ($0,005 \text{ мг/дм}^3$) і становив $0,001 \pm 0,001 \text{ мг/дм}^3$. У донних відкладах вміст коливався в межах $0,21\text{--}0,24 \text{ мг/кг}$: найменший рівень забруднення відмічений на станції поблизу с. Холодна Балка, найбільший в районі СБО «Північна».

Гранично допустимим рівнем нікелю у воді водойм рибогосподарського призначення вважається концентрація $0,01 \text{ мг/дм}^3$. Перевищення встановленого нормативу було відмічено у воді на станції біля с. Холодна Балка (в два рази) та в районі СБО «Північна» (в чотири рази). Середній валовий вміст нікелю у донних відкладах склав $1,66 \pm 0,06 \text{ мг/кг}$, причому найбільший вміст ($1,73 \pm 0,14 \text{ мг/кг}$) також був зафіксований на станції відбору проб поблизу СБО «Північна».

В цілому, донні відклади в районі випуску стічних вод СБО «Північна» показали найбільший вміст важких металів, порівняно з іншими станціями, за винятком хрому, концентрація якого тут була мінімальною.

Отримані середні концентрації важких металів в компонентах водного середовища хвилеприбійної зони Хаджибейського лиману мали наступний ряд: $\text{Cr} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Hg}$ (вода); $\text{Cr} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Hg}$ (донні відклади); $\text{Cu} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Hg}$ (рачки).

Валовий вміст важких металів у воді був набагато нижчим ніж в донних відкладах та рачках, що вказує на інтенсивне накопичення забруднюючих речовин саме в цих компонентах псамоконтуру Хаджибейського лиману (табл. 3).

Високих значень КДА набуває, коли вміст певного токсиканту в донних відкладах набагато вищий, ніж у воді, що вказує на здатність донних відкладів вибірково збагачуватися забруднюючими речовинами з води. В ході дослідження високі значення КДА отримані для міді та хрому, оскільки цими металами найбільше забруднені донні відклади псамоконтуру Хаджибейського лиману.

На станції № 1, поблизу с. Алтестове, відмічено інтенсивне накопичення у донних відкладах міді та хрому. В акваторії хвилеприбійної зони на узбережжі лиману в межах с. Холодна Балка (станція № 2) та в районі випуску стічних вод СБО «Північна» (станція № 3) значення КДА навпаки були найвищими для хрому та міді.

Коефіцієнт КДА дозволяє виявляти специфіку процесів накопичування важких металів донними відкладами в умовах хронічного забруднення водного об'єкту в цілому чи його окремої акваторії. Так, незважаючи на відносно невисокий вміст ртуті як у воді, так і в донних відкладах, отримане середнє значення КДА ($102,00 \pm 3,50$) вказує на те, що в псамоконтурі Хаджибейського лиману накопичення цього вкрай небезпечного для біоти металу йде досить активно.

Діапазон КДА міді в хвилеприбійній зоні знаходився в широкому діапазоні $177,92\text{--}2557,89$ при середньому значенні $601,77$, що свідчить про високу здатність донних відкладів зони псамоконтуру Хаджибейського лиману накопичувати цей метал із води.

Найвищим показником коефіцієнту накопичення (КН) міді характеризувалась піщана ділянка хвилеприбійної зони в районі с. Алтестове, причому інтенсивність накопичення в рачках перевищувала акумуляцію цього металу у донних відкладах майже в три с половиною рази. На решті станцій така різниця склала два рази, що дозволяє вважати *P. maeoticus* ефективним концентратором міді у зоні псамоконтуру. В цілому, коефіцієнти накопичення важких металів корелювали з коефіцієнтами донної акумуляції: збільшення значень одного показника мало відповідне збільшення іншого для кожного з металів.

Аналіз значень отриманих коефіцієнтів акумуляції вказує на значне перевищення КДА ніж біоакумуляції (КН), що свідчить про прискорені процеси накопичення важких металів в донних відкладах псамоконтуру Хаджибейського лиману порівняно з біотою. Ділянки з підвищеною акумуляцією важких металів є потенційно небезпечними та здатними

Таблиця 3

Показники накопичення важких металів у донних відкладах та *P. maeoticus*

№ станції	Cd	Ni	Cr	Cu	Hg
коефіцієнт донної акумуляції (КДА)					
1. (с. Алтестове)	203,41	507,40	1985,71	2557,89	71,00
2. (с. Холодна Балка)	70,82	66,14	958,91	177,92	98,50
3. (СБО «Північна»)	308,97	43,25	1300,00	1025,62	105,5
коефіцієнт накопичення (КН)					
1. (с. Алтестове)	38,08	90,00	43,33	8942,10	38,03
2. (с. Холодна Балка)	22,05	17,08	27,54	415,40	7,77
3. (СБО «Північна»)	47,69	4,05	61,03	2204,16	47,69

при зміні фізико-хімічних умов збагачувати водні маси додатковою кількістю важких металів.

Переважно балочний рельєф берегів Хаджибейського лиману не тільки визначає різноманітність прибережних ландшафтів (балки, коси, гирла малих водотоків), а й значною мірою сприяє переносу забруднюючих речовин із великої водозбірної площі лиману, що призводить до локального підвищення рівня забруднення. Попередні дослідження (Дятлов, Кошелев, та Запорожець 2017) показали наявність хронічного забруднення донних відкладів південної частини Хаджибейського лиману важкими металами, причому в концентраціях здатними навіть чинити гостру токсичну дію. Більшість випадків реєстрації високих концентрацій важких металів спостерігалось в районі с. Холодна Балка в акваторії з найбільшою глибиною (13–15 м). Донні відклади Хаджибейського лиману виконують накопичувальну функцію (Богатова, Секундяк, и Кирсанова 2017) та визначають інтенсивність потоків забруднюючих речовин, що в решті решт призводить до концентрування важких металів і в зоні псамоконтуру.

Неперіодичні коливання рівня води ускладнюють адекватну оцінку забруднення безпосередньо контактної зони «берег–вода», оскільки її розташування, а саме стик підводної і надводної частини берега, постійно змінюється внаслідок згінно-нагінних явищ. Ця обставина суттєво знижує інформативність даних про забруднення, отриманих в результаті прямого аналітичного вимірювання вмісту токсичних речовин в конкретному місці та в конкретний момент часу у прибережній контактній зоні. На відміну від абіотичної складової, бокоплави постійно знаходяться в зоні псамоконтуру, переміщаючись вздовж вузької берегової смуги відповідно до зміни положення урізу води залежно від режиму осушення або затоплення та інтегрально відображають хімічне забруднення всієї потенційно можливої площі псамоконтуру.

Високий вміст білка і значна калорійність *P. maeoticus* обумовлюють його кормову цінність для риб та навколоводних птахів, що в умовах хронічного хімічного забруднення псамоконтуру Хаджибейського лиману приводить до акумуляції важких металів в тканинах рачків та визначає небезпечність подальшої передачі токсикантів вище по харчовому ланцюгу.

Проведені дослідження показали, що використання *P. maeoticus* як біомонітору досить інформативно характеризує ступінь хімічного забруднення

важкими металами водного середовища псамоконтуру Хаджибейського лиману. Це дозволяє вважати *P. maeoticus* ефективним концентратором важких металів, особливо міді (Mirzajani, Hamidian, and Hassan 2021), та здатним відображати статус забруднення хвилеприбійної зони континентальних солонуватих водойм понто-каспійського басейну. Рачки *P. maeoticus* можуть бути залученими до визначення статусу хімічного забруднення псамоконтуру водойм на рівні з традиційними об'єктами моніторингу водного середовища: донними відкладами та водою.

Дослідження по біонакопиченню важких металів *P. maeoticus* слід і надалі продовжити і оцінити сезонні зміни, а також виявити вплив на здатність до акумуляції факторів середовища (температури та солоності води, гранулометричного складу ґрунту тощо) та провести порівняльний аналіз біоакумуляції рачків у різних водоймах.

Висновки

1. Отримані значення вмісту важких металів у воді, донних відкладах та рачках *P. maeoticus* інформативно відображають процеси накопичення та перерозподіл потоків забруднюючих речовин на піщаних ділянках хвилеприбійної зони Хаджибейського лиману.

2. Середні концентрації важких металів в компонентах водного середовища псамоконтуру Хаджибейського лиману за зменшенням вмісту мають наступний ряд: Cr>Ni>Cu>Cd>Hg (вода); Cr>Cu>Ni>Cd>Hg (донні відклади); Cu>Cr>Ni>Cd>Hg (*P. maeoticus*).

3. В умовах хронічного забруднення важкими металами Хаджибейського лиману показано, що псамоконтур є критичною зоною накопичення токсикантів в компонентах водного середовища, в якому найбільше концентрування характерно для донних відкладів та біоти.

4. Високий вміст важких металів в тканинах *P. maeoticus* та відповідні високі значення коефіцієнту накопичення дозволяють вважати цей вид бокоплавів акумулятивним індикатором хімічного забруднення контурного біотопу «вода–піщаний берег».

5. Висока здатність до накопичення важких металів донними відкладами та рачками *P. maeoticus* дозволяє їх використання у визначенні антропогенних хімічних навантажень хвилеприбійної зони континентальних солонуватих водойм понто-каспійського басейну.

Список використаних джерел

1. Богатова Ю.И., Секундяк Л.Ю., Кирсанова Е.В. Качество водной среды Хаджибейского лимана летом 2016 года. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2017. № 21. С. 78–85.

2. Водяницкий Ю.Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах. Москва : ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева Россельхозакадемии, 2009. 95 с.

3. Дятлов С.С., Кошелев О.В., Запорожець С.О. Донні відкладення південної частини Хаджибейського лиману в умовах хронічного забруднення. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія*. 2017. № 2 (69). С. 60–64.
4. Зайцев Ю.П., Поликарпов Г.Г. Экологические процессы в критических зонах Чёрного моря (синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала XXI веков). *Морской экологический журнал*. 2002. Т. 1, № 1. С. 33–55.
5. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. Москва : Флинта Наука, 2009. 532 с.
6. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. Москва-Ленинград : АН СССР, 1960. 286 с.
7. Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах.

Ленинград : Гидрометеиздат, 1991. 312 с.

8. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоёмов. Москва : ВНИРО, 1990. 46 с.
9. Ghasemian S., Karimzadeh K., Zahmatkesh A. Metallothionein levels and heavy metals in Caspian Sea gammarid, *Pontogammarus maeoticus* (Crustacea, Amphipoda, Pontogammaridae). *AACL Bioflux*. 2016. Vol. 9. № 1. P. 1–7.
10. Mirzajani A., Hamidian A.H., Hassan J. Metal concentrations in the coastal fauna of the Caspian sea. *Ocean Science Journal*. 2021. Vol. 56. № 3. P. 256–265.
11. Zaitsev Yu. Major Accumulations of Life and Main “Pain Points” in the Seas and Oceans. *Journal of Environmental Science and Engineering*. 2012. A 1. P. 886–897.

References

1. Bogatova, Iu.I., Sekundiak, L.Iu., & Kirsanova, E.V. (2017). Kachestvo vodnoi sredy Khadzhibeiskogo limana letom 2016 goda [The quality of the aquatic environment of the Khadzhibey estuary in the summer of 2016]. *Visnyk Odeskoho derzhavnoho ekolohichnoho universytetu – Bulletin of Odessa State Environmental University, issue 21*, 59–69 [in Russian].
2. Vodanitskii, Iu.N. (2009). *Tiazhelye i sverkhthiazhelye metally i metalloidy v zagriaznennykh pochvakh [Heavy and superheavy metals and metalloids in contaminated soils]*. Moscow: GNU Pochvennyi institut im. V.V. Dokuchaeva Rosselkhozakademii [in Russian].
3. Diatlov, S.Ie., Koshelev, O.V., & Zaporozhets, S.O. (2017). Donni vidkladennia pivdennoi chastyny Khadzhibeiskoho lymanu v umovakh khronichnoho zabrudnennia [Bottom sediments of the southern part of the Khadzhibey estuary under conditions of chronic pollution]. *Naukovi zapysky Ternopilskoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatiuka. Serii: Biologiia – The Scientific Issues of Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University. Series: Biology*, 2 (69), 60–64 [in Ukrainian].
4. Zaitcev, Iu.P., & Polikarpov, G.G. (2002). Ekologicheskie protsessy v kriticheskikh zonakh Chernogo moria (sintez rezultatov dvukh napravlenii issledovaniia s serediny XX do nachala XXI vekov) [Ecological processes in critical zones of the Black Sea (synthesis of the results of two directions of research from the middle of the 20th to the beginning of the 21st centuries)]. *Morskoi ekologicheskii zhurnal – Marine ecological journal*, 1 (1), 33–55 [in Russian].
5. Izrael, Iu.A., & Tsyban, A.V. (2009). *Antropogennaia ekologiia okeana [Anthropogenic ocean ecology]*. Moscow: Flinta Nauka [in Russian].
6. Mordukhai-Boltovskoi, F.D. (1960). *Kaspiiskaia fauna v Azovo-Chernomorskom basseine [Caspian fauna in the Azov-Black Sea basin]*. Moscow-Leningrad: AN SSSR [in Russian].
7. Nikanorov, A.M., & Zhulidov, A.V. (1991). *Biomonitoring tyazhelykh metallov v presnovodnykh ekosistemakh [Biomonitoring of heavy metals in freshwater ecosystems]*. Leningrad.: Gidrometeoizdat [in Russian].
8. *Obobshchennyi perechen predelno dopustimyykh kontcentratsii (PDK) i orientirovochno bezopasnykh urovnei vozdetsviia (OBUV) vrednykh veshchestv dlia vody rybokhoziaistvennykh vodoemov [A generalized list of maximum permissible concentrations (MPC) and tentatively safe exposure levels (TSEL) of harmful substances for the water of fishery reservoirs]*. (1990). Moscow: VNIRO [in Russian].
9. Ghasemian, S., Karimzadeh, K., & Zahmatkesh, A. (2016). Metallothionein levels and heavy metals in Caspian Sea gammarid, *Pontogammarus maeoticus* (Crustacea, Amphipoda, Pontogammaridae). *AACL Bioflux*, 9 (1), 1–7.
10. Mirzajani, A., Hamidian, A.H., & Hassan, J. (2021). Metal concentrations in the coastal fauna of the Caspian sea. *Ocean Science Journal*, 56 (3), 256–265.
11. Zaitsev, Yu. (2012). Major Accumulations of Life and Main “Pain Points” in the Seas and Oceans. *Journal of Environmental Science and Engineering*, A 1, 886–897.

ACCUMULATION OF HEAVY METALS IN WATER, BOTTOM SEDIMENTS AND AMPHIPOD *PONTOGAMMARUS MAEOTICUS* PSAMMOCONTOUR OF KHADZhibey ESTUARY

Koshelev O.V., PhD, Senior Researcher

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

Dyatlov S. Ye., PhD, Associate Professor

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

The content of heavy metals (Cr, Ni, Cu, Cd, Hg) in the components of the aquatic environment (water, bottom sediments and crustaceans *Pontogammarus maeoticus* (Sowinsky, 1894) of the Khadzhibey estuary psammocontour was determined. Samples of crustaceans *Pontogammarus maeoticus*, water, bottom sediments of the Khadzhibey estuary were taken within the administrative boundaries of the village of Altestove, the village of Kholodnaya Balka and in the area of biological treatment plants BTP «Pivnichna» of city Odesa in August–September 2020.

The study showed a high anthropo-technogenic load on the psammocontour of the Khadzhibey estuary. The average chromium content in the water of the psammocontour of the Khadzhibey estuary was thirty times higher than the established MPC values for fishery reservoirs; mercury twice; copper four times in the wastewater discharge zone of the BTP «Pivnichna» and twenty-seven times near the village of Kholodnaya Balka; nickel twice about the village of Kholodnaya Balka and four times in the area of the BTP «Pivnichna». Bottom sediments in the wastewater discharge area of the BTP of city of Odesa (Northern Plants) have the highest content of heavy metals compared to other stations, with the exception of chromium, the level of which was minimal here.

The obtained average indicators of heavy metals in the components of the aquatic environment of the Khadzhibey estuary are the following regressive series: Cr> Ni> Cu> Cd> Hg (water); Cr> Cu> Ni> Cd> Hg (bottom sediments); Cu> Cr> Ni> Cd> Hg (crustaceans).

Using the bottom accumulation coefficient and the accumulation coefficient, the intensive, as compared to water, accumulation of pollutants in bottom sediments and crustaceans of the psammocontour of the Khadzhibey estuary is shown. Bottom sediments of the psammocontour zone are highly deposited medium in the wave-break zone of the Khadzhibey estuary.

The results obtained make it possible to consider *P. maeoticus* to be an effective concentrator of heavy metals, especially copper, and capable of informatively reflecting the status of chemical pollution of the aquatic environment in the wave-break zone of continental brackish water bodies.

Key words: heavy metals, accumulation, psammocontour, *Pontogammarus maeoticus*, Khadzhibey estuary.

ОЦІНКА ГЛИБИН ЗАЛЯГАННЯ ВЕРХНЬОЇ МЕЖІ СІРКОВОДНЕВОЇ ЗОНИ ЧОРНОГО МОРЯ ЗА ДАНИМИ БУЇВ 2015-2022 рр.

Попов Ю.І. – к. геогр.н., с.н.с.

Наукова дослідна установа «Український науковий центр екології моря»

Диханов Ю.М. – н.с.

Наукова дослідна установа «Український науковий центр екології моря»

Коморін В.М. – к. геогр.н., с.н.с.

Наукова дослідна установа «Український науковий центр екології моря», vkomorin@gmail.com

Біоценози Чорного моря є одними з найбільш вразливих природних систем Землі. Біля 87 % об'єму Чорного моря займає сірководнева зона. Екосистеми тонкого прошарку верхньої кисневої зони є вкрай чутливими як до антропогенного впливу, так і до впливу природних факторів, інтенсифікація яких спостерігається останнім часом із-за стрімкої глобальної зміни клімату.

Метою роботи є оцінка глибини прояву, просторового розподілу та мінливості верхньої межі сірководневої зони Чорного моря за даними буїв АРГО.

У статті використано гідрофізичну та гідрохімічну інформацію, отриману з бази океанографічних даних проекту АРГО у Чорному морі за період з березня 2015 року до березня 2022 року, а саме: температура, солоність, розчинений кисень та сірководень. Всього розглянуто 591 масивів зондування. Виконано критичний аналіз якості відібраної інформації. Виконано коригування профільних даних. При обробці матеріалу застосовувалися метод оптимальної інтерполяції, графічний та статистичний аналіз. Використовувалися оригінальні програми Українського наукового центру екології моря (УкрНЦЕМ). За результатами роботи зроблено висновки, що верхня межа анаеробної зони Чорного моря в районах дрейфу буїв була розташована на глибинах 100–180 м. Розбіжність у показаннях визначення меж за двома незалежними критеріями: глибині розташування водного масиву з концентрацією сірководню 3 $\mu\text{моль/л}$ та глибині розташування ізоповерхні умовної щільності 16,18, що в середньому коливалася в межах ± 7 м. На окремих ділянках відзначені значні коливання верхньої межі залягання анаеробної зони, викликані впливом локальних гідродинамічних вихорів, або виносів інтрузивних вод із протоки Босфор. Показано просторово-часову мінливість субкисневого шару, в районах дрейфу буїв-профілометрів, а також ділянки, де цей шар має мінімальну та максимальну потужність

Ключові слова: сірководень, Чорне море, буй АРГО.

Вступ

Чорне море є найбільшою меромікничною водоймою на планеті. Його унікальною характерною особливістю є наявність відносно тонкого поверхневого шару аеробних вод і потужної сірководневої зони, яка розташована починаючи з глибин 70–160 м до дна і охоплює близько 87 % об'єму моря (Скопинцев 1975).

Біологічні угруповання тонкого прошарку верхньої кисневої зони є вкрай чутливими як до антропогенного впливу, так і до впливу природних факторів, пов'язаних, в першу чергу, з глобальними змінами клімату.

Просторово-часові зміни положення анаеробних вод представляють не тільки науковий, але і практичний інтерес, починаючи ще з 80-х років ХХ ст., коли вийшли публікації про зміну глибини верхньої межі сірководневої зони і припущень про

можливість швидкого проникнення анаеробних вод в аеробний шар і в атмосферу (Murray et al. 1989).

Досі триває дискусія, що і як впливає на глибину залягання верхньої межі сірководневої зони (ВМСЗ). Антропогенні чинники чи природні є найбільш впливовими. Потепління клімату, зменшення стоку річок, ослаблення вітрового режиму можуть спричинити повільний підйом глибинних вод і, відповідно, сірководневої зони.

Метою роботи є оцінка просторово-часової мінливості верхньої межі сірководневої зони Чорного моря за сучасними матеріалами буїв-профілометрів проекту АРГО.

Матеріали та методи досліджень

Порівняльні характеристики глибин залягання різних океанографічних параметрів морської води були отримані за даними дрейфуючих буїв АРГО № 6901866 і № 6903240 (<https://argo.ucsd.edu/>),

де крім датчиків температури та солоності води в комплекті був датчик концентрації сірководню. Буй № 6901866 був запущений 27 травня 2015 р., а завершив свою роботу в липні 2019 р. Загалом пройшов 2990 миль та виконав 295 циклів зондування. Буй № 6903240 розпочав роботу 13 березня 2018 р. та продовжує функціонувати по теперішній час (травень 2022 р.). До березня 2022 року пройшов 1129 миль та виконав 296 циклів зондування. Часова дискретність робочих циклів буїв становить 10 та 5 діб, відповідно, максимальна глибина занурення, з якої здійснюється робоче спливання, 1000 м і 600 м (буй № 6901866) та 1000 м (буй № 6903240). У тих випадках, коли дані зондування по сірководню були представлені окремо від даних температури та солоності та з іншою дискретизацією по глибині, проводилася попередня інтерполяція окремо кожного з параметрів та формування їх числових масивів з рівною дискретністю по глибині. Після цього здійснювалось підсумовування даних у єдиний файл. У нашому випадку дискретність становила 1 м до глибин 500 м і дещо більша у нижніх шарах. У деяких випадках з відносно великим кроком вертикальної дискретності вихідних даних для їх інтерполяції використовувався метод оптимальної інтерполяції сплайну або інакше сплайн з натягом (Белкин 1991). Ця методика дає профілі необхідного ступеня згладженості, а самий прямолінійний варіант відповідає рівню лінійної інтерполяції.

Дані вимірювань цих буїв отримані з архіву IFREMER (URL: <ftp://ftp.ifremer.fr/>). Первинне коригування профільних даних виконується затвердженням Міжурядовою океанографічною комісією регіональним фахівцем і для основних термохалінних даних найчастіше полягає в плоско-паралельному зсуві вертикальних профілів на величину відхилення глибинних показань від кліматичних значень. Однак, як показали наші дослідження за матеріалами спостережень буїв АРГО, далеко не всі суттєві похибки виявляються фахівцем, тому використання цих даних вимагає ретельного контролю з обов'язковою візуалізацією, а можливо і редагуванням кожного профілю до початку проведення аналітичної обробки.

Результати та обговорення

Просторово-часова мінливість розташування верхньої межі анаеробної зони визначається в першу чергу синоптичними та сезонними змінами гідрологічної структури вод моря. При вивченні гідрохімічного стану вод Чорного моря використовують структури гідрофізичних характеристик морського середовища. Були зроблені

спроби встановити статистичну залежність між положенням верхньої межі наявності сірководню і нижньою межею холодного проміжного шару (ХПШ) (Брянцев, Фашук, и Айзатулин 1988), але в результаті вони втратили сенс через суттєві кліматичні зміни та зникнення раніше визнаних кордонів ХПШ (8°C).

В деяких наукових роботах (Безбородов 1990; Безбородов, и Єремєєв (1993) показано, що у більшості випадків глибини появи сірководню у водах Чорного моря відповідає величина умовної густини 16,18. Це значення було прийнято нами для подальшого аналізу.

Глибини залягання верхньої межі сірководню (концентрації сірководню $3\text{ }\mu\text{моль/л}$) та ізопикни 16,18 та різниці глибин їх залягання представлені на рисунку 1 а, б.

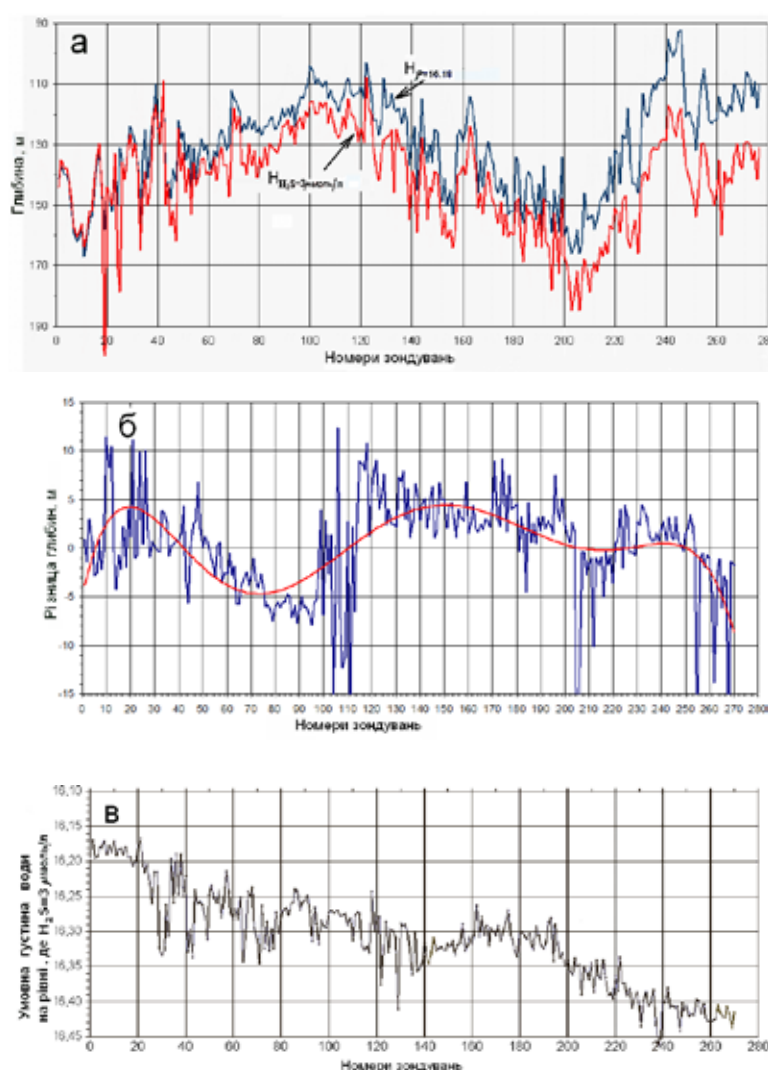


Рис. 1. Просторово-часовий розподіл: а) глибини залягання шару морської води з концентрацією сірководню $3\text{ }\mu\text{моль/л}$ та ізопикни 16,18; б) різниці глибин залягання сірководню $3\text{ }\mu\text{моль/л}$ та ізопикни 16,18; в) значення умовної густини води на рівні залягання концентрації сірководню $3\text{ }\mu\text{моль/л}$ (за даними буя АРГО № 6903240, 29.03.2018-10.03.2022 р.)

Середнє значення заглиблення ізопікни 16,18 у середньому за чотирирічний період становила величину 127,7 м (рис. 1в). Аналогічна характеристика заглиблення шару з вмістом сірководню на рівні 3 $\mu\text{моль/л}$ склало 141,1 м. Середня різниця цих глибин становила величина 13,4 м. За період своєї роботи скануючий буй проходив області з різною динамічною активністю, зони підйому і опускання вод і умовних кордонів, що розглядаються нами, в діяльному шарі моря (рис. 2).

Обидві межі майже синхронно змінюють своє глибинне місцезнаходження. Буй дуже повільно переміщався протягом усього періоду роботи, перебуваючи переважно в зоні периферійного антициклонічного вихору. Найбільш глибоко умовні кордони опустилися при проведенні зондувань з квітня 2020 р. по кінець червня 2021 р. У цей період буй проходив по північній периферії Батумського антициклонічного вихору і далі по зоні конвергенції, розташованої вздовж південної частини кавказького узбережжя (рис. 2). У липні 2021 р. буй був захоплений невеликим антициклонічним вихором і протягом майже 8 місяців, тобто по березень 2022 р., утримувався у сфері його впливу. Дивне те, що вихор був тривалий період практично стаціонарним і не інтенсивним, бо викликав лише незначне опускання вод (рис. 1а, 2).

Однак у характері змін глибин простежується інший цікавий факт – збільшення різниці в глибинах залягання позначок меж практично від 0 до величини 25–30 м (рис. 1б). Багато що пояснюється, коли

стає відомим факт поступового в часі підвищення умовної щільності води на рівні вмісту сірководню в 3 $\mu\text{моль/л}$ від $\sim 16,18$ на початку вимірювань до $\sim 16,42$ наприкінці (рис. 1в). Цей факт може свідчити про процес 4-річного опускання верхньої межі шару сірководневого зараження на 13,4 м, що малоймовірно, або про помилку, що стабільно накопичується в роботі одного з датчиків приладу.

Для перевірки роботи датчиків температури та солоності води були побудовані часові розгортки мінливості цих параметрів на багатьох глибинних горизонтах, одна з яких, на горизонті 500 м, наведена на рисунку 3.

Температура, солоність та тиск є єдиними параметрами, які беруть участь у формуванні щільності води і можуть бути причетні до наявності раніше виявленого факту.

На початкових етапах робіт були присутні два періоди істотних коливань температури, але з 90-х циклів вимірювань робота датчика стабілізувалася і до березня 2022 р. температура коливалася в межах $\pm 0,02^\circ\text{C}$ щодо середнього рівня в $8,9^\circ\text{C}$. Кліматичні значення температури води на цьому горизонті становлять $\sim 8,88\text{--}8,91^\circ\text{C}$, а при реальних вимірах і попаданні вимірювальної системи в інтенсивні антициклонічні вихори температура води може досягати значення 9°C і навіть більше.

Інакше поводить себе датчик електропровідності (солоності). Протягом перших 80-ти циклів вимірювань прилад показував значення солоності, яка відповідала кліматичній нормі 22,03–22,07 опс.

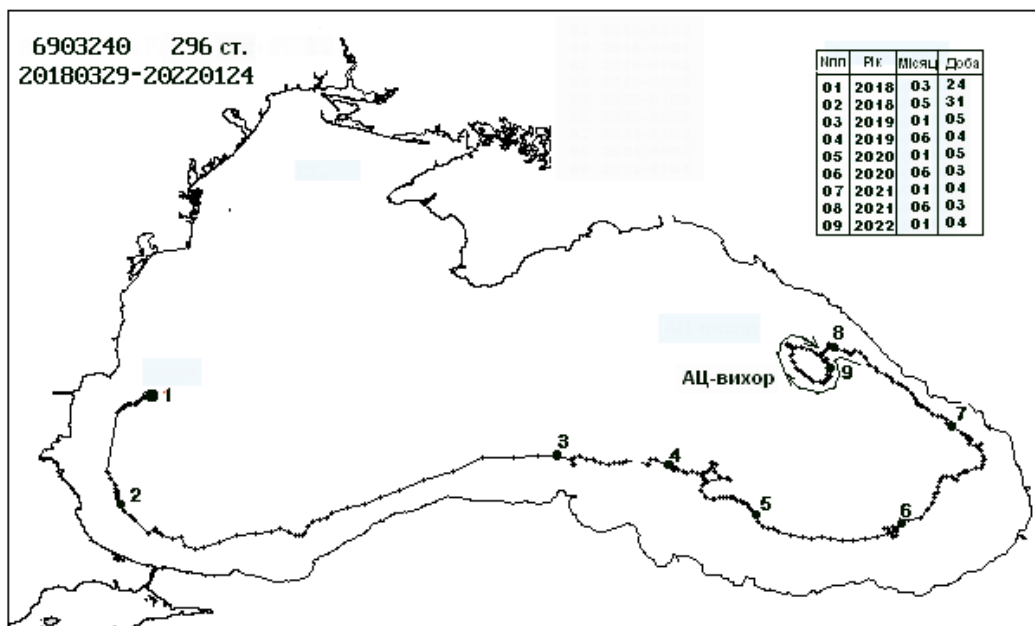


Рис. 2. Траєкторія руху буя АРГО № 6903240 у період з 18.03.2018 р. по 10.03.2022 р. (номери та дати окремих спливань вказані в таблиці на рисунку)

До 115 циклу вимірювань солоність злегка підвищувалася, а згодом, аж до 220 циклу, була стабільна на рівні 22,08–22,12 опс. Далі, протягом місяця, сталося раптове падіння значень солоності до попереднього рівня і почався процес активного підвищення солоності. До кінця аналізованого нами терміну (приблизно через рік) солоність досягла величини 22,24 опс, що нереально вище за кліматичну норму для горизонту 500 м.

Таким чином, фактором, що негативно вплинув на результати визначення верхньої анаеробної межі водного шару за показниками датчика щільності буя-профілометра АРГО № 6903240, виявилася солоність води. Чотирирічні термохалінні дані цього буя не можуть бути використані як предиктори при визначенні горизонтальних меж аеробної та анаеробної зон.

Перекалібрувати якийсь із датчиків працюючого в морі буя неможливо; звичайне плоско-паралельне зміщення всього профілю солоності до кліматичних значень глибинного шару (500–2000 м) покращить показання в цьому шарі, але не може дати достовірних результатів у мінливому діяльному шарі.

Розглянемо аналогічні матеріали спостережень іншого буя АРГО № 061866, який також оснащений датчиком сірководню. Робочий цикл буя становив трохи більше 4-х років. За час свого функціонування він виконав півтора обороту навколо західного великомасштабного циклонічного круговороту і один раз обійшов по всій периферійній зоні Чорного моря, при цьому істотно не віддаляючись в його південно-східний сектор (рис. 5).

Часовий розподіл глибин залягання водних шарів з концентрацією сірководню 3 $\mu\text{моль/л}$ і з ізо-

пільною 16,18 представлена на рисунку 4а. На відміну від даних буя № 6903240 глибини залягання двох поверхонь дуже синхронно змінювалися протягом 4-річного періоду роботи буя та мали невеликі розбіжності значень різних знаків до 5–10 м в окремі нетривалі періоди часу (рис. 4б).

Осереднені за весь період оцінки глибин занурення водного шару з вмістом сірководню 3 $\mu\text{моль/л}$ і шару розташування ізопікни 16,18 склали 125 м та 124,7 м відповідно. Різниця становила 0,3 м. Лінійний коефіцієнт кореляції рядів становив 0,965.

Найбільш суттєві і переважно негативні відхилення у різниці глибин із величиною до 10–15 м мали місце у областях заглиблення меж шарів, тобто у антициклонічних зонах. Більш детальний сумісний аналіз отриманих профілів показав, що основна маса неузгодженості глибин пов'язана, перш за все, з ситуаціями, коли буй потрапляв у зону впливу вод з порушеними термічними і сірководневими характеристиками. Це зона присутності відносно недавно виявлених вод з протоки Босфор, генерованих, в основному, в період дії дуже сильних південних вітрів (явище «Оркоз»), що замикають і навіть реверсують південний потік чорноморських вод на північ і створюють умови активізації перемішування у протоці поверхневих та придонних вод з абсолютно різними характеристиками. Виходячи в Чорне море в проміжних шарах 100–600 м, інтрузії більш теплих, більш насичених киснем і трохи ослонених вод порушують відносно стійку вертикальну структуру вод, у тому числі позначаються на вертикальному розподілі сірководню. На думку деяких науковців (Falina et al. 2017) ці інтрузії "про-

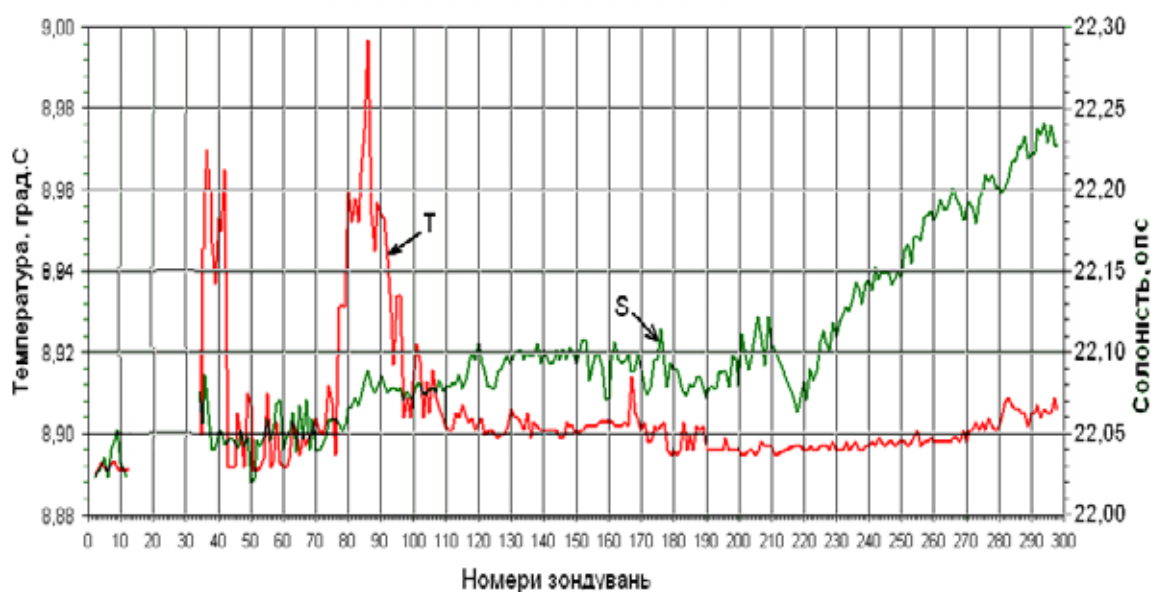


Рис. 3. Просторово-часова мінливість температури та солоності води на горизонті 500 м (за даними буя АРГО № 6903240, 29.03.2018–10.03.2022 р.)

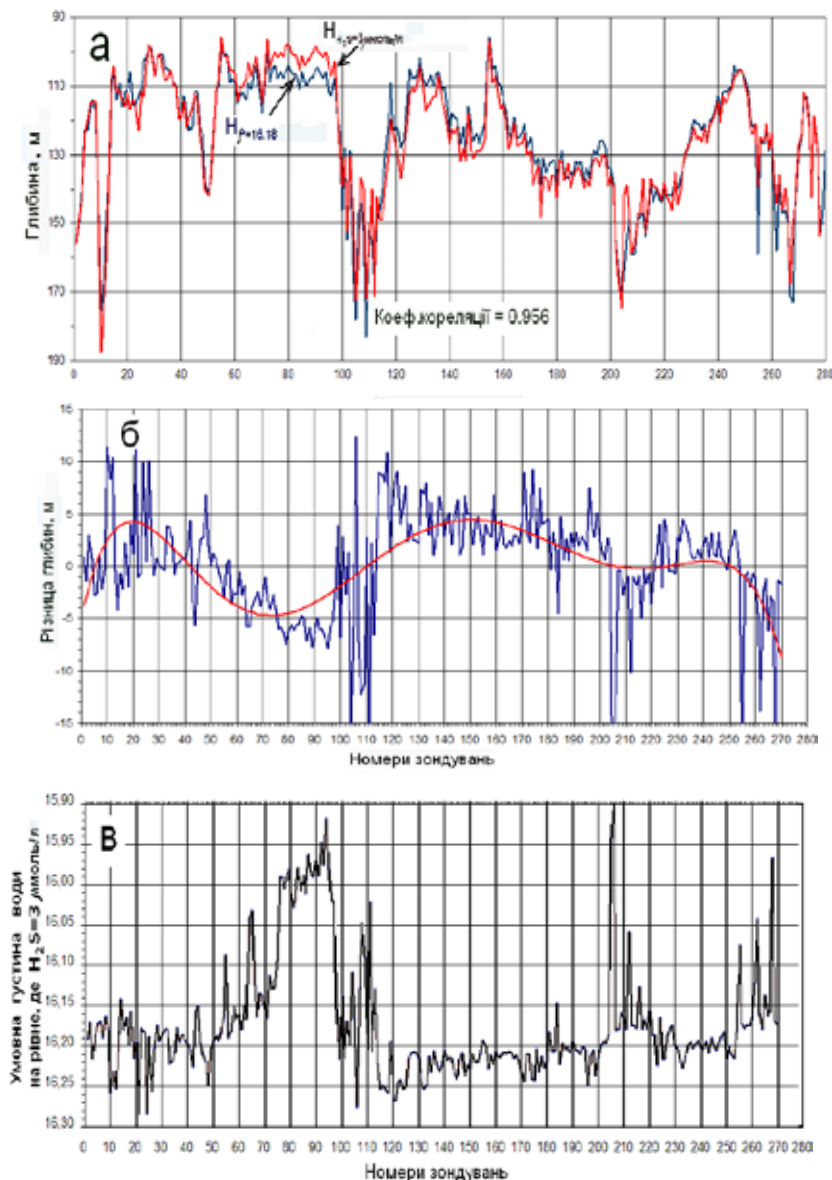


Рис. 4. Просторово-часовий розподіл: а) глибини залягання шару морської води з концентрацією сірководню 3 $\mu\text{моль/л}$ та ізопікні 16,18; б) різниці глибин залягання сірководню 3 $\mu\text{моль/л}$ та ізопікні 16,18; в) значення умовної густини води на рівні залягання концентрації сірководню 3 $\mu\text{моль/л}$ (за даними буя АРГО № 6901866, 27.05.2015-07.07.2019 р.)

вітрюють" водний стовп на проміжних глибинах і стримують висхідний потік сірководню з глибших шарів. Є і інші науковці (Kononov et al. 2006), які теж припускають що окисно-відновний баланс і біо-геохімічна структура безкисневої зони сильно залежать від обміну між Чорним морем і протокою Босфор, який, мабуть, є основною причиною існування субкисневої зони, а епізодичне поширення інтрузій середземноморської води є стримуючим фактором підйому вгору потоків сірководню із глибинної аноксіїної області.

до анаеробних. За нижню межу аеробних вод ми вибрали нижню межу окислину з концентрацією кисню 20 $\mu\text{моль/л}$, при якій значно падає активність аеробного життя.

На рисунку 7 показаний графік просторово-часової мінливості цього параметра, суміщений з положенням ВМСЗ.

Візуальний аналіз графіків показує їхню синхронну мінливість за винятком деяких фрагментів. Вертикальні коливання нижнього "кисневого" кордону були більш інтенсивні. Стандартне відхилення

менш значні неузгодженості глибин відзначаються при рідкісних випадках видозміни, як правило, гладкого характеру профілів солоності і, відповідно, щільності в основному галокліні. Відбувається це при наявності різких гідродинамічних зрушень у водній товщі. Така ситуація спостерігалася в період з червня по жовтень 2016 р., коли буй був залучений у дію і довгий час стаціонував у зоні складної динамічної структури – приповерхневого антициклонічного вихору та у зоні підстилаючої циклонічної завихореності (рис. 5, маркери 5–6). Про це свідчать вертикальні профілі температури, солоності та сірководню для даного району (рис. 6). Для периферійної зони вихору вони представлені світлими лініями, для внутрішньої області вихору – темними. Профілі температури та солоності води в ядрі вихору свідчать про опускання на 10–15 м нижньої частини сезонного термокліну і верхньої частини основного галокліну (шар 30–100 м), а профіль солоності в нижній частині основного галокліну істотно піднятий, що підтверджує циклонічний підйом вод на горизонтах 100–400 м. Різностямовані вертикальні рухи в області вихору утворили суттєвий злам профілю сірководню і збільшили різницю у визначенні глибин ВМСЗ за різними критеріями до 5–7 м (рис. 4а, б).

Безумовний інтерес представляє собою просторово-часова мінливість субкисневої зони, перехідної зони від аеробних вод

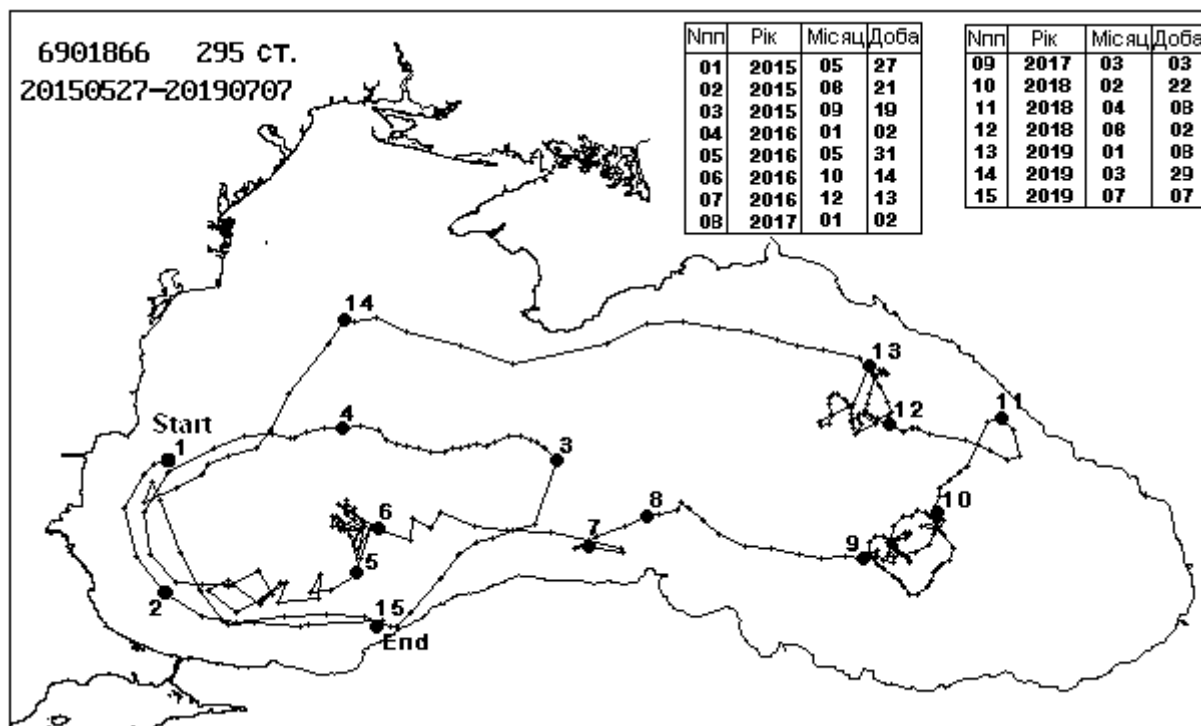


Рис. 5. Траєкторія руху буя АРГО № 6901866 у період з 27.05.2015 р. до 07.07.2019 р.
(дати окремих спливань вказані в таблиці на рисунку)

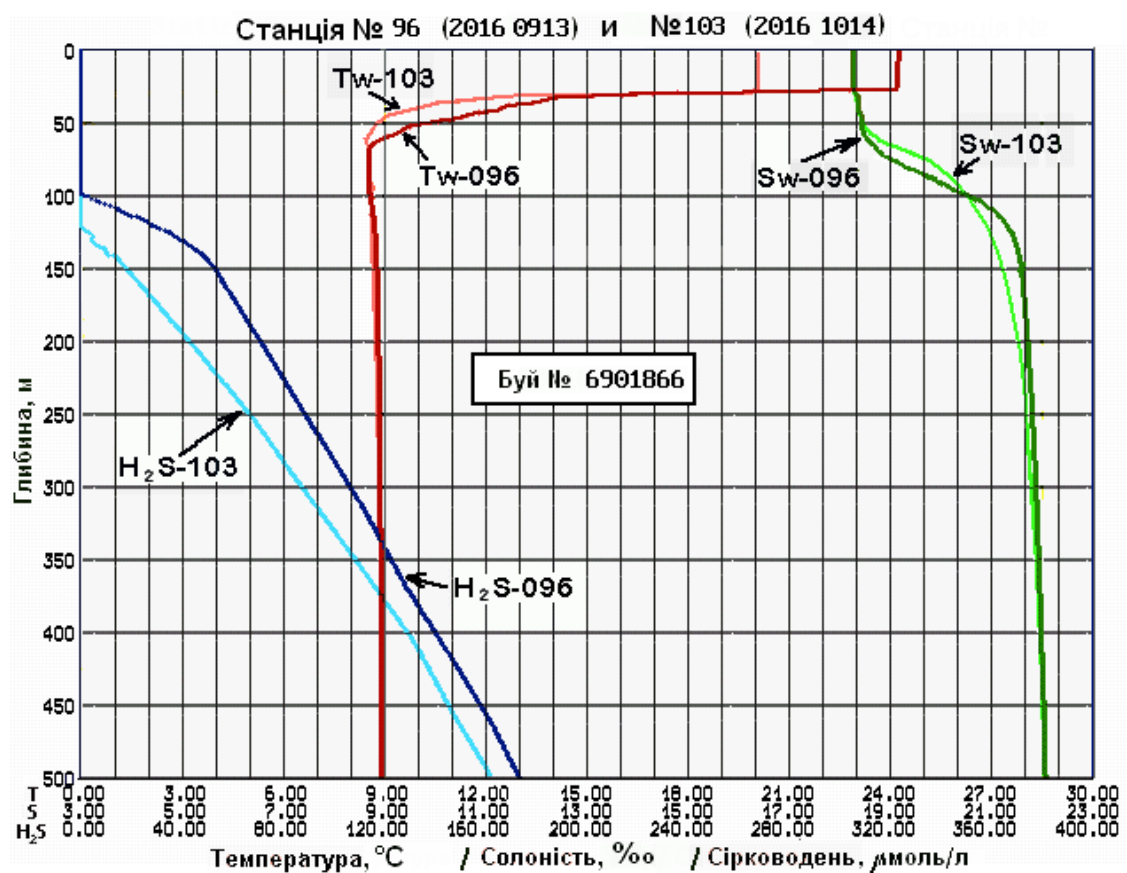


Рис. 6. Вертикальні профілі температури, солоності та концентрацій сірководню
на двох станціях: №№ 96 і 103 (за даними буя АРГО № 6901866)

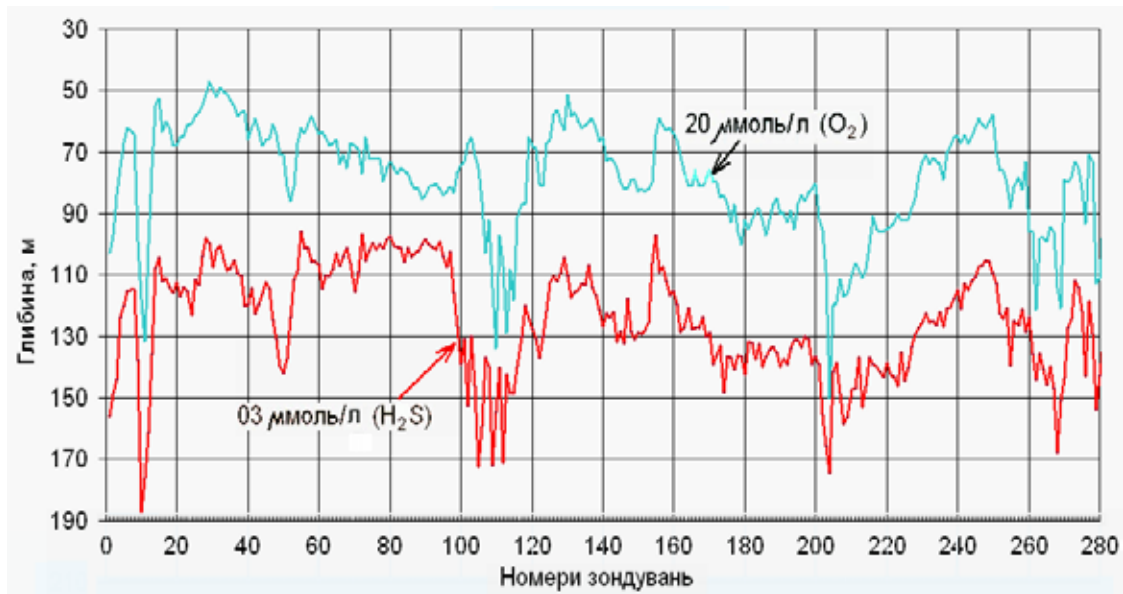


Рис. 7. Просторово-часовий розподіл: глибини залягання шарів води з концентрацією сірководню 3 $\mu\text{моль/л}$ та концентрацією кисню 20 $\mu\text{моль/л}$ за даними буя АРГО № 6901866

ряду становило 28 м, у сірководню – 17 м. Коефіцієнт кореляції між рядами глибин залягання параметрів дорівнював 0,76. Мінімальне заглиблення кисневої зони – 47 м, (зондування 32) спостерігалось при перетині західного циклонічного круговороту. Товщина субкисневої зони змінювалася від 13 м до 100 м. Її середнє значення по всьому маршруту буя склало 45 м. Ділянка графіка з підвищеною частотою коливань (зондування 90–110) відображає ситуацію, описану вище, коли буй багаторазово перетинав периферію і центральну область антициклонічної структури. Тут же відзначені мінімальні значення товщини субкисневого шару 14–19 м. Також товщина субкисневого шару зменшувалась в районах знаходження локальних антициклонічних структур біля південного узбережжя до 13,4 м (рис. 5, маркер 7), біля кавказького узбережжя до 19,8 м (рис. 5, маркер 11). Такі ситуації хоч і зумовлені природними причинами, але є випадковими, вносять різкі зміни в структурні характеристики вод діяльного шару і заважають вивченню питання про становище горизонтальних меж розподілу океанографічних характеристик вод Чорного моря. За такої постановки завдання дослідження вони повинні виключатися з аналізу даних.

Висновки

1. Верхня межа сірководневої зони Чорного моря за даними буїв програми АРГО у період з 2015 по березень 2022 рр. знаходилася в межах кліматичних коливань.

2. Верхня межа положення анаеробної зони в Чорному морі за даними датчика сірководню

буя-профілометра АРГО № 6903240 протягом останніх 4-х років розташовувалася в межах від 120 до 180 м, в залежності від того, знаходився буй в зонах підйому (циклон) або опускання (антициклон) вод.

3. Верхня межа положення анаеробної зони в Чорному морі за даними датчика сірководню та розрахунками щільності за матеріалами термохалінних датчиків буя-профілометра АРГО № 6901866 протягом 4-х річного циклу вимірювань розташовувалася в межах від 100 до 175 м. Розходження в показаннях глибин за результатами застосування двох незалежних методик, за виключенням рідкісних випадків, не перевищували величини ± 7 м.

4. Значну роль у рідкісних невідповідностях результатів розрахунку глибин положення анаеробної зони за двома застосованими методиками відіграють порушення структури вертикальних профілів температури, солоності або сірководню в районах інтрузійних виносів вод з протоки Босфор з сторонніми характеристиками або потрапляння вимірювального засобу у зони локальних вихрових утворень.

5. Коефіцієнт кореляції між глибиною залягання ізопікни 16,18 і глибиною концентрації сірководню 3 $\mu\text{моль/л}$ становив 0,965.

6. Середня глибина кисневих вод складала величину близько 80 м, мінімальна – 47 м в зоні західного циклонічного круговороту.

7. Використання даних буїв АРГО вимагає ретельного контролю за обов'язковою візуалізацією, а можливо і редагуванням даних профілю до початку проведення процесів обробки.

Список використаних джерел

1. Безбородов А.А. Связь границы сероводородной зоны с плотностной структурой вод в Черном море. Доклады АНУ. 1990. 12. С. 3–7.
2. Безбородов А.А., Еремеев В.Н. Черное море. Зона взаимодействия аэробных и анаэробных вод. Севастополь, 1993. 299 с.
3. Белкин И.М. Морфолого-статистический анализ стратификации океана. Ленинград: Гидрометеиздат, 1991. 134 с.
4. Брянецев В.А., Фашук Д.Я., Айзатулин Т.А. Динамика верхней границы сероводородной зоны Черного моря: анализ натурных наблюдений и результаты моделирования. Океанология. 1988. Т. 28. № 3. С. 236–242.
5. Скопинцев В.А. Формирование современного химического состава воды Черного моря. Ленинград: Гидрометеиздат, 1975. 336 с.
6. Falina A., Sarafanov A., Özsoy E., Turunoğlu U. Observed basin-wide propagation of Mediterranean water in the Black Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2017. 122. 4. P. 3141–3151.
7. Konovalov S.K., Murray J.W., George W.L., Bradley M.T. Processes controlling the redox budget for the oxic/anoxic water column of the Black Sea. *Deep-Sea Research*. 2006. 53. 17–19. P. 1817–1841.
8. Murray J.W., Jannasch H.W., Hojo S., Anderson R.F., Reeburgh W.S., Top Z., Friederich G.E., Codispoti L.A., Izdar E. Unexpected changes in the oxic/anoxic interface in the Black Sea. *Nature*. 1989. 338, 6214. P. 411–413.

References

1. Bezborodov, A.A. (1990). Svyaz granitsy serovodorodnoy zony s plotnostnoy strukturoy vod v Chernom more [Relationship between the boundary of the hydrogen sulfide zone and the density structure of waters in the Black Sea]. *Dokl. ANU*, 12, 3–7 [in Ukrainian].
2. Bezborodov, A.A., & Yeremeyev, V.N. (1993). *Chernoye more. Zona vzaimodeystviya aerobnykh i anaerobnykh vod* [Black Sea. Zone of interaction of aerobic and anaerobic waters]. Sevastopol [in Ukrainian].
3. Belkin, I.M. (1991). *Morfologo-statisticheskiiy analiz stratifikatsii okeana* [Morphological and statistical analysis of ocean stratification]. Leningrad: Gidrometeoizdat [in Russian].
4. Bryantsev, V.A., Fashchuk, D.YA., & Ayzatulin, T.A. (1988). Dinamika verkhney granitsy serovodorodnoy zony Chernogo morya: analiz naturnykh nablyudeniy i rezultaty modelirovaniya [Dynamics of the Upper Boundary of the Black Sea Hydrogen Sulfide Zone: Analysis of Field Observations and Modeling Results]. *Okeanologiya – Oceanology*, 28, 3, 236–242 [in Russian].
5. Skopintsev, V.A. (1975). *Formirovanie sovremennogo khimicheskogo sostava vod Chernogo morya* [Formation of the Present Chemical Structure of the Black Sea]. Leningrad: Gidrometeoizdat [in Russian].
6. Falina, A., Sarafanov, A., Özsoy, E., & Turunoğlu, U. (2017). Observed basin-wide propagation of Mediterranean water in the Black Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 122, 4, 3141–3151.
7. Konovalov, S.K., Murray, J.W., George, W.L., & Bradley, M.T. (2006). Processes controlling the redox budget for the oxic/anoxic water column of the Black Sea. *Deep-Sea Research*, 53, 1817–1841.
8. Murray, J.W., Jannasch, H.W., Hojo, S., Anderson, R.F., Reeburgh, W.S., Top, Z. et al. (1989). Unexpected changes in the oxic/anoxic interface in the Black Sea. *Nature*, 338, 6214, 411–413.

ASSESSMENT OF THE DEPTH OF THE UPPER BOUNDARY OF THE HYDROGEN SULPHIDE ZONE OF THE BLACK SEA WITH THE BUOYS' DATA OF 2015-2022

Popov Y.I., PhD, Senior Researcher.

Ukrainian scientific centre of ecology of the sea

Dikhanov Y.M., Researcher

Ukrainian scientific centre of ecology of the sea

Komorin Y.M . PhD, Senior Researcher

Ukrainian scientific centre of ecology of the sea, vkomorin@gmail.com

Biocenoses of the Black Sea are ones of the most vulnerable natural systems of the Earth. About 87 % of the Black Sea water volume is occupied by the hydrogen sulfide zone. Ecosystems of the thin layer of the upper oxygen zone are extremely sensitive to both anthropogenic impact and the influence of natural factors, the intensification of which has been observed recently due to rapid global climate change.

The aim of the work is to assess the depth appearance, spatial distribution and change of the upper boundaries of the hydrogen sulfide zone of the Black Sea with the buoys ARGO data.

In the article it was used hydrophysical and hydrochemical information obtained from the oceanographic database of the ARGO project in the Black Sea for the period from March 2015 to March 2022, such as: temperature, salinity, dissolve oxygen and hydrogen sulfide. A total of 591 arrays were analysed. A critical analysis of the quality of the selected information was carried out. The profile data has been adjusted. When processing the material,

the method of optimal interpolation, graphic and statistical analysis were used. The original programs of UkrSCES were used.

It was concluded according to the results of the work that the upper boundary of the anaerobic zone of the Black Sea in areas of buoy drift was located at depths of 100-180 meters. The difference in the indications for determining the boundaries according to two independent criteria: the depth of the water bodies with a hydrogen sulfide concentration of $3 \mu\text{mol/kg}$, and the depth of the iso-surface of the conditional density of 16.18, which on average fluctuated within ± 7 meters. In some areas, significant fluctuations in the upper limit of the anaerobic zone, caused by the influence of local hydrodynamic vortices, or removal of intrusive water from the Bosphorus Strait, were noted. The spatio-temporal variability of the sub-oxygen zone in the areas of buoy-profilometer drift, as well as the areas where this layer has minimum and maximum power.

Keywords: hydrogen sulfide, Black Sea, buoy ARGO.

УДК 574.587:595.34.(262.5)

DOI 10.47143/1684-1557/2022.1-2.7

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВИДОВОГО РІЗНОМАНІТТЯ ГАРПАКТИКОЇД КОНТАКТНИХ ЗОН ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

Портянко В.В. – к.б.н., м.н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України», portianko_valentyn@ukr.net

Узун О.Є. – пров.інж.

ДУ «Інститут морської біології НАН України», biolena17@gmail.com

У статті наведено результати порівняльного аналізу видової структури ракоподібних ряду Harpacticoida (Copepoda) у складі мейобентосу різних контактних зон північно-західної частини Чорного моря. Фауна гарпактикоїдних копепод контурних біотопів у ПЗЧМ за період досліджень налічувала 76 видів, що відносяться до 46 родів із 23 родин. Найбільша кількість видів гарпактикоїдних копепод (44 види) була зареєстрована на пелоконтурі. Літоконтур та псамоконтур налічували 39 та 34 видів гарпактикоїд відповідно. На потамоконтурі зареєстровано найменшу кількість видів (19 видів) гарпактикоїдних копепод. Кластерний аналіз чисельності видів гарпактикоїд контурних біотопів показав, що фауна потамоконтурі подібна до інших контурів лише на 20,07 %. Схожість за видовим складом пело- та літоконтурі складає 52,27 %, а видове різноманіття гарпактикоїд потамоконтурі подібно до них на 42,85 %.

Спільними для всіх контурних біотопів є 6 видів: *Ameira parvula parvula*, *Dactylopusia tisboides*, *Ectinosoma melaniceps*, *Harpacticus flexus*, *Harpacticus littoralis*, *Laophonte elongata elongata*.

Обростання літоконтурі Одеського морського регіону налічували найбільшу кількість видів (35 видів, що складає 46 % від загальної кількості видів), а біля о. Зміїний було відмічено 24 види. На віддалених від берега та прибережних станціях потамоконтурі було відмічено майже однакову кількість видів. На інтерстиціалі супраліторалі псамоконтурі відмічено найменшу кількість видів, а їхня кількість у верхній субліторалі була майже втричі більше. Пелоконтур Ягорлицької та Тендрівської заток нараховував 34 види гарпактикоїдних копепод, а в ОМР – 21 вид.

Найбільшим видовим різноманіттям характеризується прибережна частина потамоконтурі (індекс Маргалєфа – $1,3 \pm 0,1$, індекс Шеннона – $1,7 \pm 0,3$; індекс Сімпсона – $0,8 \pm 0,05$).

Ключові слова: контурні біотопи, Harpacticoida, Copepoda, мейобентос.

Вступ

Особливу категорію в морському середовищі представляють собою зовнішні кордони моря або контурні (крайові) біотопи. Вони і угруповання, які їх населяють, – це свого роду «гарячі точки» моря, за якими можна говорити про стан всієї його екосистеми (Виноградов 1969; Зайцев, Александров, и Миничева 2006). Вони заселені специфічними контурними біоценозами та класифікуються наступним чином: аероконтур (море – атмосфера), псамоконтур (море – піщаний берег), літоконтур (море – кам'янистий берег), пелоконтур (море – мулистий берег), потамоконтур (море – річка) (Зайцев 1986; Зайцев, Александров, и Миничева 2006).

Кожному контурному біотопу притаманні свої групи організмів, пристосовані до його специфічних умов. Контурним угрупованням властиві високі зна-

чення біологічної продуктивності. У той же час ці угруповання знаходяться в зонах найбільш сильних негативних впливів на живі організми з боку різних проявів антропогенного чинника (Зайцев 1982; 1986а; 1992). Контурні біотопи відіграють значну роль у функціонуванні водних екосистем, репродукції гідробіонтів та є чутливими до зовнішніх впливів (Колесникова 2003).

Важливою екологічною групою гідробіонтів є мейобентосні організми, що вносять значний внесок у формування кормової бази для молоді донних риб (Schückel et al. 2013; Воробьева и др. 2004). Можна визначити мейобентос як сукупність мікроскопічних Metazoa, що утворюють самостійний розмірний (зазвичай менше 1 мм, але більше 32 мкм), таксономічний та функціональний блок донної екосистеми (Giere 2009; Hullings, and Gray 1971). У прибережних

районах північно-західної частини Чорного моря мейобентосні угруповання на різних субстратах добре вивчені (Snigirova, Uzun, and Portyanko 2020; Vorobyova, and Kulakova 2009; Vorobyova, Bondarenko, and Izaak 2008; Vorobyova et al. 2016; Контактные ... 2019; Одесский регион ... 2017).

В угрупованнях морського мейобентосу гарпактикоїди, зазвичай, є однією з найбільш чисельних груп евмейобентосу та часто займають друге місце за щільністю поселень після представників *Nematoda*. В умовах наростаючого антропогенного навантаження вивчення видового різноманіття, кількісних та якісних показників гарпактикоїдних копепод робить їх вдалим інструментом для оцінки екологічних змін, що відбуваються в певному регіоні (Drira et al. 2018; Warwick 1981). На сьогоднішній день екологія гарпактикоїд північно-західної частини Чорного моря добре досліджена (Portyanko 2017; Воробйова та ін. 2020; Воробьева, и Портянко 2014; Воробьева, Кулакова, и Гарлицкая 2012; Гарлицкая 2009; 2010). Порівняльний аналіз особливостей угруповань гарпактицид різних контурних біотопів раніше не проводився.

Метою цієї роботи було порівняти видову структуру гарпактикоїдних копепод у складі

мейобентосу різних контактних зон північно-західної частини Чорного моря.

Матеріал та методи досліджень

Для дослідження особливостей угруповань гарпактикоїдних копепод проби відбирали в північно-західній частині Чорного моря (ПЗЧМ). Було обрано райони, що значно різняться за гідрологічним режимом та контурно-біологічним розподілом: Одеський морський регіон (ОМР) – пелоконтур та літоконтур; Ягорлицька і Тендрівська затоки – пелоконтур; пригирлова морська частина р. Дунай – потамоконтур; акваторія біля о. Зміїний – літоконтур (рис. 1). Карта-схема зроблена у вільній крос-платформеній геоінформаційній системі QGIS.

Матеріалом для даної роботи слугували 528 кількісних проб мейобентосу та архівний матеріал ДУ «Інститут морської біології» НАН України за період 2005–2017 рр. Відповідно до контурних біотопів кількість зібраного матеріалу є наступною: псамоконтур – 60, пелоконтур – 270, літоконтур – 68 та потамоконтур – 130 проб.

Проби мейобентосу у більшості випадків відбирали бентосною металеву рамкою площею 100 см², з однієї сторони якої прикріплено млиновий газ з розміром вічка 70 мкм. Для рихлих ґрунтів наряду

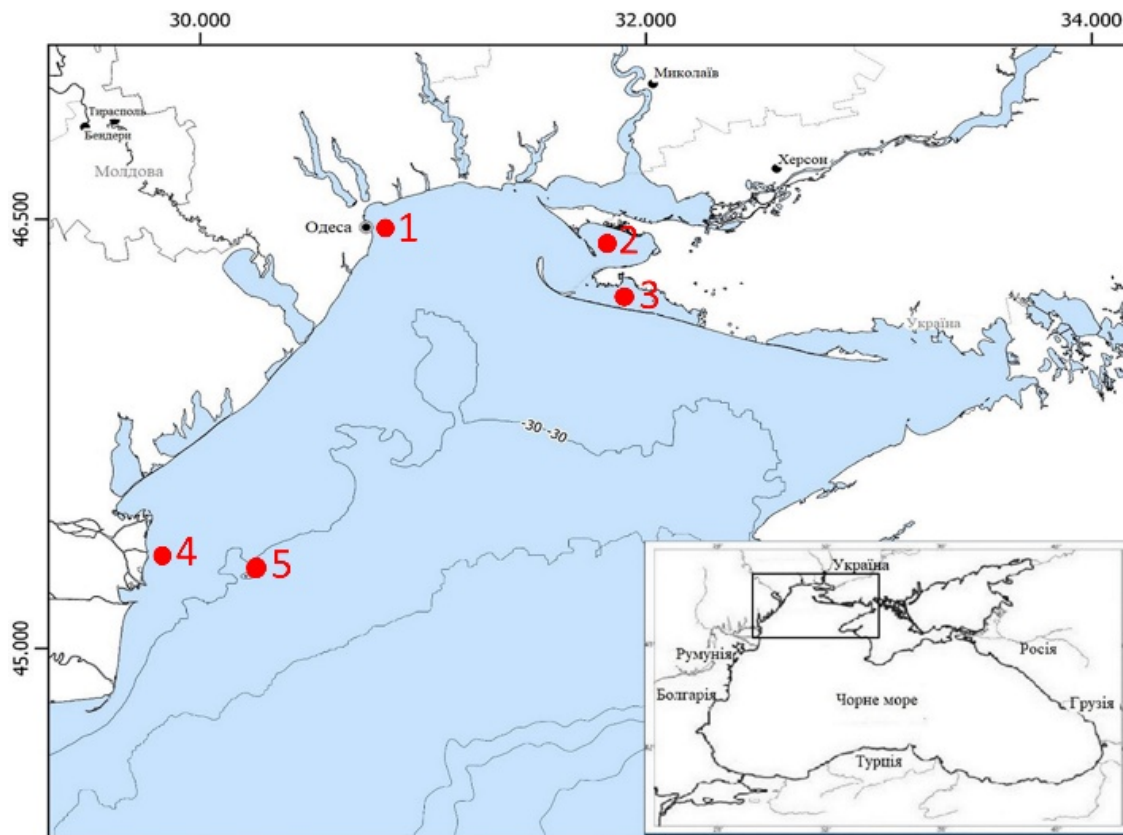


Рис. 1. Карта-схема району досліджень мейобентосних гарпактикоїд контурних біотопів в ПЗЧМ України у 2005–2017 рр.: 1 – Одеський морський регіон, 2 – Ягорлицька затока, 3 – Тендрівська затока, 4 – пригирлова частина р. Дунай, 5 – прибережна частина о. Зміїний

з рамкою використовували мейобентосну трубку (металева поршнева трубка довжиною 500 мм, діаметр вхідного отвіру якої становить 2,8 мм).

Матеріал на глибоководних станціях Одеського морського регіону (10–15 м) відбирався за допомогою дночерпака Петерсена з площею розкриття 0,1 м². На мулових станціях з дночерпака кількісний матеріал відбирали пробовідбирником з високою металевою рамки 25 см та площею 100 см², яку занурювали на глибину 10 см у ґрунт, а на піщаних, черепашкових та замулених субстратах – промивали вміст всього дночерпака.

Проби промивали через систему сит (верхнє з розміром вічка 1 мм, а в якості нижнього сита використовували млиновий газ з розміром вічка 70 мкм). Отриману пробу мейобентосу фіксували 4 % буферним розчином формальдегіду та забарвлювали «Бенгальським рожевим» (Hullings, and Gray 1971).

Для підрахунку чисельності мейобентосних організмів використовували камеру Богорова. Біомаса мейобентосних організмів визначалася методом номограм (Воробьева, и Торгонская 1998; Численко 1968).

З кожної проби відбиралися не менше 50-ти екземплярів гарпактикоїд для ідентифікації видового складу. Відібрані організми зберігалися в епіндорфах у 90 % розчині етилового спирту. Видову ідентифікацію проводили під мікроскопом зі збільшенням х200–400 з використанням визначників (Apostolov, and Marinov 1988; Wells 1976; Грига 1969).

При порівнянні всіх станцій вибору проб для проведення порівняльного аналізу контурних біо-

топів і виділення груп за показниками чисельності та біомаси проводили кластерний аналіз методом середніх значень. Розрахунок і аналіз подібності проб проводили з використанням індексу подібності Брея-Кертиса. Для оцінки достовірності результатів кластерного аналізу проводили SIMPROF тест (Change ... 2014).

Оцінку видової різноманітності гарпактикоїд на різних контурних біотопах в районах досліджень проводили на кількох рівнях: індекс видового багатства Маргалефа, індекс різноманітності Шеннона (Шеннона-Уївера) та індекс різноманітності Сімпсона (Margalef 1958; Shannon, and Weaver 1949).

Для статистичного аналізу даних використовували програми: пакет Статистика в MS Excel 2010 року (Microsoft™) та PRIMER версія 6.1.6 6 (Change ... 2014).

Результати та обговорення

Фауна гарпактикоїдних копепод контурних біотопів у ПЗЧМ за період досліджень налічувала 76 видів, що відносяться до 46 родів із 23 родин. Незважаючи на велику кількість відмічених видів ракоподібних ряду Harpacticoida, тільки 16 з них є масовими та зустрічаються майже на всіх контурних біотопах ПЗЧМ (табл. 1).

Фауністичний розподіл контурних біотопів неоднорідний: найбільша кількість видів гарпактикоїдних копепод (44 види) була зареєстрована на пелоконтурі. На літоконтурі та псамоконтурі було відмічено 39 та 34 видів гарпактикоїд відповідно. За кількістю видів найменш багатою є фауна потамо-

Таблиця 1

Перелік найбільш масових видів Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) та їхня зустрічальність (%) на контурних біотопах ПЗЧМ

Вид	Л		Пс		Пл		Пт	
	ОМР	Зм	ВС	І	ОМР	ЯТ	ПД	ВД
Ameira parvula parvula	65	100	85	45	80	45	–	85
Canuella perplexa	45	–	100	–	85	60	–	–
Dactylopusia tisboides	60	85	85	–	55	–	45	–
Delavalia elisabethae	45	45	35	–	80	40	–	–
Ectinosoma melaniceps	55	65	35	40	90	80	–	95
Harpacticus flexus	85	–	85	–	65	40	35	–
Harpacticus littoralis	80	–	55	55	45	–	30	–
Harpacticus obscurus	100	20	45	–	–	20	–	–
Heterolaophonte stroemii stroemii	35	45	45	–	–	80	–	–
Heterolaophonte uncinata	40	25	25	–	–	10	–	–
Laophonte elongata elongata	35	20	55	–	10	–	–	55
Paradactylopusia brevicornis	30	40	10	–	–	10	–	–
Parastenhelia spinosa spinosa	75	15	–	–	–	55	–	–
Pseudobradia minor	10	45	–	–	–	20	70	70
Tisbe bulbisetosa	60	30	10	–	–	–	–	–
Tisbe marmorata	45	30	15	–	90	–	–	30

Примітка: Л – літоконтур; Пс – псамоконтур; Пл – пелоконтур; Пт – потамоконтур; ОМР – Одеський морський регіон; Зм – о. Зміїний; ВС – верхня сублітораль; І – інтерстиціаль супраліторалі; ЯТ – Ягорлицька та Тендрівська затоки; ПД – прибережні ділянки; ВД – віддалені від берега ділянки.

контуру, для якого було зареєстровано 19 видів гарпактикоїдних копепод.

Спільними для всіх контурних біотопів є 6 видів: *Ameira parvula parvula*, *Dactylopusia tisboides*, *Ectinosoma melaniceps*, *Harpacticus flexus*, *Harpacticus littoralis*, *Laophonte elongata elongata*.

Кластерний аналіз видової структури угруповань гарпактикоїд контурних біотопів ПЗЧМ показав, що фауна потамоконтуру подібна до інших контурів лише на 20,07 % (рис. 2). Схожість за видовим складом пело- та літоконтуру складає 52,27 %, а видове різноманіття гарпактикоїд потамоконтуру подібно до них на 42,85 %.

Найбільша кількість видів гарпактикоїд була на обростаннях літоконтуру ОМР (35 видів, що складає 46 % від загальної кількості видів), а біля о. Зміїний було відмічено 24 види (табл. 2). На віддалених від берега та прибережних станціях потамоконтуру було відмічено майже однакову кількість видів. Найменше видів було знайдено в інтерстиціалі супраліторалі псамоконтуру, а їхня кількість у верхній субліторалі була майже втричі більше. На пелоконтурі Ягорлицької та Тендрівської заток знайдено 34 види гарпактикоїдних копепод, а в ОМР – 21 вид.

Індекси видового різноманіття показали, що у досліджуваних контурних біотопах формуються досить різноманітні угруповання гарпактикоїдних копепод (табл. 3). Згідно з отриманими даними для досліджуваних контурних біотопів характерні високі видове багатство, високі значення індексів різноманітності та складності структури угруповань.

Найвищі показники індексу видового багатства Маргалєфа характерні для прибережних і віддалених від берега станцій потамоконтуру та обростань літоконтуру ОМР. Формування фауни гарпактикоїдних копепод низин і дельти р. Дунай відбувається за рахунок прісноводних, евригалінних, солоноватоводних і морських видів (Дехтяр 1968; Монченко 1974, 1967; Монченко, и Полищук 1969). У зазначеній зоні формуються свої характерні комплекси мікроводоростей і представників зоопланктону, що, безумовно, має вплив на формування мейофауни біля дна. Структура фауни гарпактикоїд узмор'я Дунаю також залежить від типу донних відкладень (Воробйова, Кулакова, та Гарлицька 2010; Воробьева, Кулакова, и Портянко 2012; Гарлицкая 2009, 2010).

За індексом Маргалєфа на інтерстиціалі супраліторалі формується угруповання гарпактикоїдних копепод з найменшим видовим багатством. Піщана грань моря є однією з його активних поверхонь, де протікають різноманітні і інтенсивні фізичні, хімічні та біологічні процеси. Наслідки цих процесів позначаються не тільки у вузькій смузі псамоконтуру моря, але і далеко за її межами, як в сторону моря, так і в бік суші (Зайцев 1982; Зайцев, Александров, и Миничева 2006). Фауна гарпактикоїд псамоконтуру складається з двох основних форм – інтерстиціальної (мезопсамон) і епібентичної (епіпсамон) (Hicks, and Coull 1983). Види гарпактикоїд мезапсамону адаптовані до проживання в інтерстиціальній воді піщаних наносів (Wilson 1932).

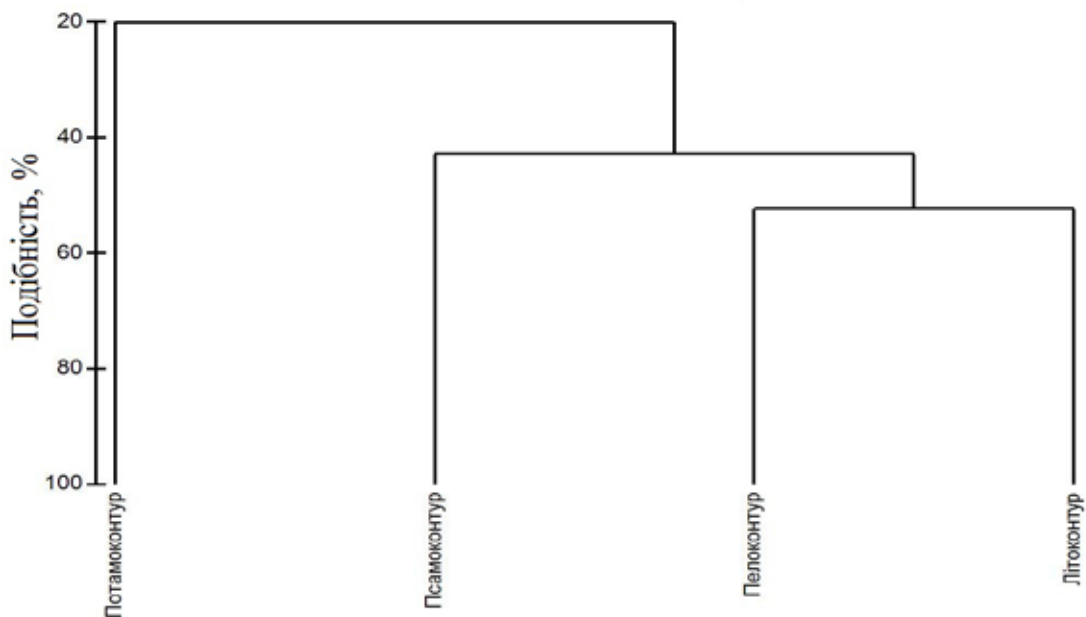


Рис. 2. Дендрограма кластерного аналізу фаністичного складу гарпактикоїдних копепод контурних біотопів ПЗЧМ на основі індексу подібності Брея–Кертіса

Таблиця 2

Кількість таксонів Harpacticoida у контурних біотопах ПЗЧМ

Таксони	Контурні біотопи							
	Літоконтур		Псамоконтур		Пелоконтур		Потамоконтур	
	ОМР	Зм.	I	BC	ОМР	ЯТ	ПД	ВД
Родини	14	10	6	13	13	15	6	8
Роди	26	22	7	19	17	26	7	9
Види	35	24	8	29	21	34	9	12
Види, %	46	32	11	38	28	39	12	16

Примітка: див. примітку до таблиці 1.

% – від всіх видів, що відмічені у рамках дослідження.

Таблиця 3

Показники індексів видового різноманіття гарпактикоїд контурних біотопів ПЗЧМ

Контурний біотоп	d	1-Lambda'	H'(loge)
Літоконтур (ОМР)	1,1±0,04	0,7±0,02	1,8±0,10
Літоконтур (Змішаний)	0,8±0,02	0,7±0,03	1,4±0,20
Псамоконтур (BC)	0,8±0,04	0,7±0,02	1,5±0,20
Псамоконтур (I)	0,4±0,10	0,6±0,04	1,1±0,30
Пелоконтур (ОМР)	0,5±0,02	0,4±0,01	0,8±0,10
Пелоконтур (ЯТ)	0,8±0,05	0,7±0,03	1,4±0,40
Потамоконтур (ПД)	1,3±0,10	0,8±0,05	1,7±0,30
Потамоконтур (ВД)	1,2±0,30	0,7±0,03	1,6±0,10

Примітка 1: d – індекс видового багатства Маргалефа; 1-Lambda' – індекс різноманіття Сімпсона; H'(loge) – індекс Шеннона.

Примітка 2: див. примітку до таблиці 1.

З ростом технічного прогресу морські акваторії відчувають дедалі більший прес різних видів антропогенних навантажень: вплив річкових стоків, скидання господарсько-побутових вод, будівництво та розчищення підхідних каналів до акваторій портів і великомасштабні протизсувні берегозахисні споруди. Значне збільшення в прибережній зоні морів штучних твердих субстратів, на яких формуються фіто- і зоообрастання, не можуть бути віднесені до негативного фактору для морських прибережних екосистем. Гарпактикоїдні копепода можуть жити безпосередньо на літоконтурі, обгризаючи плівку з бактерій і мікроводоростей (Azovsky et al. 2005; De Troch et al. 2005), а також входити до складу біоконтуру (Зайцев 2015). Численні факти і відомості, що містяться в публікаціях, свідчать про своєрідність цих субстратів, що функціонують як біотопи, про специфіку формування на них поселень і про необхідність виділення морського обростання і його біотопів в категорію явищ, що має не менш самостійний статус, ніж інші екологічні і біотопічні одиниці галосфери (Протасов 2011, 2012).

Показники видового різноманіття індексу Сімпсона контурних біотопів коливаються в межах від 0,4 до 0,8. Найменш різноманітним за цим показником є угруповання пелоконтуру ОМР. За індексом Шеннона найменше різноманіття також характерно для пелоконтуру ОМР (0,8±0,1).

Пелоконтур складається з власне мулів, замуленого піску та черепашок. Подібні оселища позбавлені капілярних просторів, доступних для організмів мейобентосу. У таких умовах тварини, до яких входять і гарпактикоїди, не можуть вільно переміщатися, тому змушені або розсовувати донні відкладення (інбентос), або жити на його поверхні (епібентос). Для фауни гарпактикоїд пелоконтуру характерна присутність епібентосних і риючих форм.

Загалом найбільш різноманітні угруповання гарпактикоїдних копепод контурних біотопів за всіма показниками формуються на прибережних і глибоководних станціях потамоконтуру та в обрастаннях літоконтуру ОМР.

Висновки

Фауна гарпактикоїдних копепод контурних біотопів ПЗЧМ за результатами досліджень у період 2005-2017 рр. налічувала 76 видів, що відносяться до 46 родів із 23 родин. Найбільша кількість видів відмічена для пелоконтуру (44), найменша для потамоконтуру (19).

Спільними для всіх контурних біотопів північно-західної частини Чорного моря є 6 видів: *Ameira parvula parvula*, *Dactylopusia tisboides*, *Ectinosoma melaniceps*, *Harpacticus flexus*, *Harpacticus littoralis*, *Laophonte elongata elongata*.

Найбільшу кількість видів (35 видів) визначено для обростання літоконтуру ОМР. Найменшу

кількість видів знайдено на інтерстиціалі супраліторалі псамоконтуру (8 видів). На віддалених від берега та прибережних станціях потамоконтуру було відмічено майже однакову кількість видів (12 та 16 видів відповідно). Пелоконтур Ягорлицької, Тендрівської заток та ОМР нараховували 34 види та 21 вид гарпактикоїдних копепод відповідно.

За чисельністю видів гарпактикоїд потамоконтур подібен до інших контурних біотопів на 20,07 %, а за видовим різноманіттям на 42,85 %.

Найбільшим видовим різноманіттям характеризується прибережна частина потамоконтуру (індекс

Маргалєфа – $1,3 \pm 0,1$, індекс Шеннона – $1,7 \pm 0,3$; індекс Сімпсона – $0,8 \pm 0,05$).

За показником фауністичної подібності угруповання гарпактикоїд потамоконтуру значно відрізняються від інших (індекс подібності Брея-Кертиса складає менше 23,53 %). Найбільш схожими (індекс подібності 52,27 %) за видовим складом є пелоконтур та літоконтур.

Подяка. Автори щиро вдячні дайверу, провідному інженеру О.П. Куракіну (ДУ «Інститут морської біології НАН України») за збір глибоководних проб.

Список використаних джерел

1. Виноградов К.А. Контактные зоны южных морей. *Биологические проблемы океанографии южных морей*: материалы юбилейной научной сессии Одесского филиала Института биологии южных морей. Киев : Наукова думка, 1969. С. 45–48.
2. Воробйова Л.В., Кулакова І.І., Бондаренко О.С., Портянко В.В. Мейофауна перифітону природного кам'янистого субстрату (Одеська затока, Чорне море). *Морський екологічний журнал*. 2020. Т. XIV. № 2. С. 14–21.
3. Воробйова Л.В., Кулакова І.І., Гарлицька Л.А. Сучасний стан мейобентосу передгірлових ділянок Дунаю в умовах будівництва судноплавного каналу. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія*. 2010. № 2 (43). С. 68–71.
4. Воробьева Л.В., Виноградов А.К., Нестерова Д.А., Настенко Е.В., Гарлицкая Л.А. Условия формирования кормовой базы рыб в северо-западной части Черного моря. *Экология моря*. 2004. Вып. 65. С. 5–14.
5. Воробьева Л.В., Кулакова И.И., Гарлицкая Л.А. Мейобентос украинской части дунайского взморья в условиях строительства судоходного канала. *Морський екологічний журнал*. 2012. Т. XI. № 3. С. 33–40.
6. Воробьева Л.В., Кулакова И.И., Портянко В.В. Мейобентос як кормова база молоді риб донного та придонного комплексів південно-західної частини Чорного моря. *Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово-Черноморского региона*: материалы Международной конференции. ЮгНИРО, 2012. Т.1. С. 126–131.
7. Воробьева Л.В., Портянко В.В. Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) как компонент мейобентоса контурных биотопов Одесского морского региона. *Экосистемы, их оптимизация и охрана*. 2014. Вып. 11. № 30. С. 179–186.
8. Воробьева Л.В., Торгонская О.А. Энергетические характеристики мейобентоса Жебриянской бухты. *Экология взморья украинской дельты Дуная* / отв. ред. Л.В. Воробьева. Одесса : Астропринт, 1998. С. 275–289.
9. Гарлицкая Л.А. Видовой состав и разнообразие бентосных гарпактикоид северо-западной части Черного моря – сравнительный анализ. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2009. С. 301–309.
10. Гарлицкая Л.А. Экология Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) северо-западной части Черного моря : автореф. дисс. ... канд. биол. наук : 03.00.17. Севастополь, 2010. 20 с.
11. Грига Р.Е. Отряд гарпактицида Harpacticoida. *Определитель фауны Черного и Азовского морей* / Отв. ред. В.А. Водяницкий. Киев : Наукова думка, 1969. Т. 2. С. 56–152.
12. Дехтяр М.Н. Видовой состав и распределение низших ракообразных мезобентоса в заливах дельты Килийского рукава Дуная. *Гидробиологический журнал*. 1968. Т. 4. № 6. С. 12–19.
13. Зайцев Ю.П. Контурные сообщества морей и океанов. *Фауна и гидробиология шельфовых зон Тихого океана*: материалы XIV Тихоокеан. науч. конгр. Хабаровск, август, 1979 г. Владивосток, 1982. С. 51–54.
14. Зайцев Ю.П. Краевой эффект и его значение для морских экосистем. *Тезисы докладов 5-го съезда Всесоюзного гидробиологического общества*. Куйбышев, 1986а. Т.1. С. 80–81.
15. Зайцев Ю.П. Маргинальные экотоны в мониторинге океана. *Комплексный мониторинг состояния биосферы*: труды III Международного симпозиума СССР. Ленинград : Гидрометеиздат, 1986б. Т.3. С. 33–34.
16. Зайцев Ю.П. О контурной структуре биосферы. *Гидробиологический журнал*. 2015. Т. 51. № 1. С. 3–27.
17. Зайцев Ю.П. Экологическое состояние шельфовой зоны Черного моря у побережья Украины. *Гидробиологический журнал*. 1992. № 4. С. 3–14.
18. Зайцев Ю.П., Александров Б.Г., Миничева Г.Г. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. Киев : Наукова думка, 2006. 701 с.
19. Колесникова Е.А. Изменение видового разнообразия Harpacticoida крымского побережья Чер-

ного моря. *Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор)* / Под ред. В.Н. Еремеева, А.В. Гаевской. Севастополь: ЭКО-СИ-Гидрофизика, 2003. С. 267–270.

20. Контактные зоны Черного моря: мейофауна литоконтур северо-западного шельфа / Л.В. Воробьева и др. Одесса : Фенікс, 2019. 196 с.

21. Монченко В.И. Новые данные о распространении редких гарпактикоид у северо-западного побережья Черного моря. *Гидробиологический журнал*. 1974. Т. 10. № 5. С. 98–101.

22. Монченко В.И. Обзор фауны веслоногих ракообразных Днепровско-Бугского лимана. *Гидробиологический журнал*. 1967. Т. 3. № 1. С. 74–83.

23. Монченко В.И., Полищук В.В. О гарпактикоидах (Crustacea, Harpacticoida) советского участка низовьев Дуная и его дельты. *Вестник зоологии*, 1969. № 6. С. 58–64.

24. Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали: монография / Л.В. Воробьева, И.И. Кулакова, И.А. Синегуб и др.; отв. ред. Б.Г. Александров. Одесса, 2017. 324 с.

25. Протасов А.А. Жизнь в гидросфере. Очерки по общей гидробиологии. Киев: Академперіодика, 2011. 704 с.

26. Протасов А.А., Силаева А.А. Контурные группировки гидробионтов в техно-экосистемах ТЭС и АЭС. Киев : Институт гидробиологии НАН Украины, 2012. 274 с.

27. Численко Л.Л. Номограммы для определения веса водных организмов по размерам и форме тела (морской мейобентос и планктон). Ленинград : Наука, 1968. 106 с.

28. Apostolov A., Marinov T. Fauna Bulgarica. T. 18: Copepoda, Harpacticoida. Sofia : Aedibus Academiae Scientiarum Bulgaricae, 1988. 384 p.

29. Azovsky A.I., Saburova M.A., Chertoproud E.S., Polikarpov I.G. Selective feeding of littoral harpacticoids on diatom algae: hungry gourmands? *Marine Biology*. 2005. Vol. 148(2). P. 327–337.

30. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation (3rd edition) / K.R. Clarke et al. Primer-E Ltd: Plymouth, UK. 2014. 262 p.

31. Clarke K.R., Warwick R.M. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Primer-E Ltd : Plymouth, UK. 2001. 172 p.

32. De Troch M., Steinarsdottir M., Chepurnov V., Olafsson E. Grazing on diatoms by harpacticoid copepods: species-specific density dependent uptake and microbial gardening. *Aquatic Microbial Ecology*. 2005. Vol. 39. P. 135–144.

33. Drira Z., Kmiha-Megdiche S., Sahnoun H., Tedetti M., Pagano M., Ayadi H. Copepod assemblages as a bioindicator of environmental quality in three coastal

areas under contrasted anthropogenic inputs (Gulf of Gabes, Tunisia). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 2018. № 98 (8). P. 1889–1905.

34. Giere O. Meiobenthology: the microscopic motile fauna of aquatic sediments, 2nd edition. Berlin, Heidelberg : Springer-Verlag, 2009. 527 p.

35. Hicks G.F.R., Coull B.C. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. 1983. Vol. 21. P. 67–175.

36. Hulings N.C., Gray J.S. A Manual for the Study of Meiobenthos. *Smithsonian Contributions to Zoology*. 1971. № 78. P. 1–84.

37. Margalef D.R. Information theory in ecology. *Generation Systems*. 1958. Vol. 3. P. 36–71.

38. Portianko V.V. Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) of mussel beds and macroalgae on the rocky substrates in the north-western Black Sea. *Vestnik zoologii*. 2017. Vol. 51. № 5. P. 407–412.

39. Schücker S., Sell A.F., Kihara T.C., Koeppen A., Krönke I., Reiss H. Meiobenthos as food source for small-sized demersal fish in the southern North Sea. *Helgolander Marine Research*. 2013. Is. 67. P. 203–218.

40. Shannon C.E., Weaver W. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. 1949. 117 p.

41. Snigirova A., Uzun E., Portyanko V. Colonizing of bottom marine litter by benthic organisms in the northwestern Black Sea (Gulf of Odessa). *Marine Litter in the Black Sea* / Eds. Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova. Istanbul, Turkey: Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), 2020. № 56. P. 247–267.

42. Vorobyova L., Bondarenko O., Izaak O. Meiobenthic polychaetes in the northwestern Black Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 2008. Vol. 37. № 1. P. 43–55.

43. Vorobyova L., Kulakova I. Contemporary state of the meiobenthos in the western Black Sea. Odessa : Astroprint, 2009. 126 p.

44. Vorobyova L., Kulakova I., Bondarenko O., Portyanko V., Uzun E. Meiobenthos of the periphytal of the Odessa coast Ukraine. *Journal Black Sea Mediterranean Environment*. 2016. Vol. 22. № 1. P. 60–73.

45. Warwick R.M., The nematode/copepod ratio and its use in pollution ecology. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 12. Iss. 10. 1981. P. 329–333.

46. Wels J.B.J. Keys to aid in the identification of marine harpacticoid copepods. The Aberdeen University Press Ltd., 1976. 215 p.

47. Wilson C.B. The copepods of the Woods Hole region, Massachusetts. *Bulletin of the United States National Museum*. 1932. № 158. P. 1–635.

References

1. Vinogradov, K.A. (1969). Kontaknyye zony yuzhnykh morey. Biologicheskiye problemy okeanografii yuzhnykh morey [Contact zones of the southern seas.

Biological problems of oceanography of the southern seas]. Proceedings from: *Yubileynaya nauchnaya sessiya Odesskogo filiala Instituta biologii yuzhnykh*

morey – Anniversary Scientific Session of the Odessa Branch of the Institute of Biology of the Southern Seas. (pp. 45–48). Kiyev: Naukova dumka [in Russian].

2. Vorobyova, L., Kulakova, I., Bondarenko, O., & Portianko, V. (2020). Mejofauna perifitonu prirodnoho kam'yanistogo substratu (Odes'ka zatoka, Chorne more) [Meiofauna of the natural stone substrate periphyton (Odessa Gulf, Black Sea)]. *Mors'kyy ekologichnyy zhurnal – Marine ecological journal*, XIV (2), 14–21 [in Ukrainian].

3. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., & Garlicka, L.A. (2010). Suchasnyj stan mejobentosu peredgirlovih dilyanok Dunayu v umovah budivnictva sudnoplavnogo kanalu [The current meiobenthos state of the estuarine sections of the Danube river in the context of the shipping channel building]. *Naukovi zapysky Ternopilskoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatiuka. Ser. Biologiya – Scientific notes of the Ternopil National Pedagogical University named after Volodymyr Hnatiuk. Ser. Biology*, 2 (43), 68–71 [in Ukrainian].

4. Vorobyova, L.V., Vinogradov, A.K., Nesterova, D.A., Nastenka, E.V., & Garlicka, L.A. (2009). Usloviia formirovaniia kormovoi bazy ryb v severo-zapadnoi chasti Chernogo moria [Conditions of the forming fish food base in the north-western part of the Black sea]. *Ekologiya moria – Ecology of the sea*, 65, 5–14 [in Russian].

5. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., & Garlicka, L.A. (2012). Mejobentos ukrainskoj chasti dunajskogo vzmor'ya v usloviyah stroitel'stva sudohodnogo kanala [Meiobenthos of the Ukrainian part of the Danube seaside in the context of the shipping channel building]. *Mors'kyy ekologichnyy zhurnal – Marine ecological journal*, XI (3), 33–40 [in Russian].

6. Vorobyova, L., Kulakova, I., & Portianko, V. (2012). Mejobentos yak kormova baza molodi rib donnogo ta pridonnoho kompleksiv pivdenno-zahidnoi chastini Chornogo moria [Meiobenthos as a food base for juvenile fish of the bottom and near-bottom complexes in the western-western part of the Black Sea]. Proceedings from: *Mezhdunarodnaya konferentsiya «Sovremennyye rybokhozyaystvennyye i ekologicheskiye problemy Azovo-Chernomorskogo regiona» – Of the International Conference «Modern fisheries and environmental problems of the Azov-Black Sea region»*. (pp. 126–131). [in Russian].

7. Vorobyova, L., Kulakova, I., & Portianko, V. (2014). Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) kak komponent mejobentosu konturnykh biotopov Odesskogo morskogo regiona [Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) as meiobenthos component of the Odessa marine region contour biotopes]. *Ekosistemy, ikh optimizatsiya i okhrana – Ecosystems, their optimization and protection*, 11 (30), 179–186 [in Russian].

8. Vorobyova, L.V., & Torgonskaia, O.A. (1998). Energeticheskie kharakteristiki meiobentosa Zhebrianskoi bukhty [Energy characteristics of the meiobenthos of the Zhebriyan Bay]. *Ekologiya vzmoria ukrainskoi delty Dunai – Ecology of the seaside of the Ukrainian Danube delta*. (pp. 275–289). Odessa: Astroprint [in Russian].

9. Garlickaya, L.A. (2009). Vidovoj sostav i raznoobrazie bentosnykh garpaktikoid severo-zapadnoj chasti Chernogo moria – sravnitel'nyj analiz [Species composition and diversity of benthic harpacticoids in the northwestern part of the Black Sea – a comparative analysis]. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoy i shel'fovoy zon i kompleksnoye ispol'zovaniye resursov shel'fa – Ecological safety of coastal and shelf zones and integrated use of shelf resources*, 301–309 [in Russian].

10. Garlickaya, L.A. (2010). Ekologiya Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) severo-zapadnoj chasti Chernogo moria [Ecology of the Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) in the north-western Black sea]. *Extended abstract of candidate's thesis*. Odessa [in Russian].

11. Griga, R.E. (1969). *Otriad harpaktitcida Harpacticoida. Opredelitel fauny Chernogo i Azovskogo morei [Order harpaktitcida Harpacticoida – Keys to the fauna of the Black and Azov seas]*. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].

12. Dekhtyar, M.N. (1968). Vidovoj sostav i raspredelenie nizshih rakoobraznykh mezobentosa v zalivah del'ty Kilijskogo rukava Dunaya [Species Composition and Distribution of Lower Mesobenthos Crustaceans in the Bays of the Delta of the Kiliya Branch of the Danube]. *Gidrobiologicheskij zhurnal – Hydrobiological journal*, 4 (6), 12–19 [in Russian].

13. Zaitsev, Y.P. (1982). Konturnyye soobshchestva morey i okeanov [Contour communities of the seas and oceans]. Proceedings from: *XIV Tikhookeanicheskij nauchnyy kongress «Fauna i gidrobiologiya shel'fovykh zon Tikhogo okeana» – XIV Pacific Scientific Congress «Fauna and hydrobiology of the shelf zones of the Pacific Ocean»*. (pp. 51–54). Vladivostok [in Russian].

14. Zaitsev, Y.P. (1986a). Krayevoy effekt i yego znachenije dlya morskikh ekosistem [Edge effect and its significance for marine ecosystems]. Proceedings from: *5 s'yezd Vsesoyuznogo gidrobiologicheskogo obshchestva – 5th Congress of the All-Union Hydrobiological Society*. (pp. 80–81). Kuibyshev [in Russian].

15. Zaitsev, Y.P. (1986b). Marginal'nyye ekotony v monitoringe okeana [Marginal ecotones in ocean monitoring]. Proceedings from: *III Mezhdunarodnyy simpozium SSSR «Kompleksnyy monitoring sostoyaniya biosfery» – III International Symposium of the USSR «Integrated monitoring of the state of the biosphere»*. (Vols. 3). (pp. 33–34). Leningrad: Gidrometeoizdat [in Russian].

16. Zaitsev, Y.P. (2015). O konturnoj strukture biosfery [On the contour structure of the biosphere]. *Gidrobiologicheskij zhurnal – Hydrobiological journal*, 51 (1), 3–27 [in Russian].

17. Zaitsev, Y.P. (1992). Ekologicheskoe sostoyanie shel'fovoj zony Chernogo moria u poberezh'ya Ukrainy [Ecological state of the shelf zone of the Black Sea near the coast of Ukraine]. *Gidrobiologicheskij zhurnal – Hydrobiological journal*, 4, 3–14 [in Russian].

18. Zaitsev, Y.P., Alexandrov, B.G., & Minicheva G.G. (2006). *Severo-zapadnaya chast Chernogo moria:*

biologiya i ekologiya [Northwestern part of the Black Sea: biology and ecology]. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].

19. Колесникова, Е.А. (2003). *Izmeneniye vidovogo raznoobraziya Harpacticoida krymskogo poberezh'ya Chernogo morya* [Changes in the species diversity of Harpacticoida of the Crimean coast of the Black Sea]. *Sovremennoye sostoyaniye bioraznoobraziya pribrezhnykh vod Kryma (chernomorskiy sektor) – The current state of biodiversity of coastal waters of the Crimea (Black Sea sector)*. (pp. 267–270). Sevastopol: ECOSY-Hydrophysics [in Russian].

20. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Bondarenko, O.S., & Portianko V.V. (2019). *Kontaktnye zony Chernogo moria: meiofauna litokontura severo-zapadnogo shelfa* [Contacts zones of the Black Sea: meiofauna of the litocontour of the north-western shelf]. Odesa: Fenix [in Russian].

21. Monchenko, V.I. (1974). *Novye dannye o rasprostraneniі redkih garpaktikoid u severo-zapadnogo poberezh'ya Chernogo morya* [New data about distribution of the rare harpacticoids near north-western Black sea shore]. *Gidrobiologicheskii zhurnal – Hydrobiological journal*, 10 (5), 98–101 [in Russian].

22. Monchenko, V.I. (1967). *Obzor fauny veslonogih rakoobraznykh Dneprovsko-Bugskogo limana* [Overview of the copepod fauna of the Dnieper-Bug Estuary]. *Gidrobiologicheskii zhurnal – Hydrobiological journal*, 3 (1), 74–83 [in Russian].

23. Monchenko, V.I., & Polishchuk, V.V. (1969). *O garpaktikoidah (Crustacea, Harpacticoida) sovetskogo uchastka nizov'ev Dunaya i ego del'ty* [On Harpacticoids (Crustacea, Harpacticoida) of the Soviet Sector of the Lower Danube and its Delta]. *Vestnik zoologii – Bulletin of Zoology*, 6, 58–64 [in Russian].

24. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Synohub, I.O., Polishchuk, L.M., Nesterova, D.A., Bondarenko, O.S., et al. (2017). *Odeskyyi rehion Chornoho moria: hidrobiolohiia pelahiali i bentali* [Odessa region of the Black Sea: hydrobiology of pelagic and bental]. B.G. Alexandrov (Ed.). Odesa: Astroprint [in Russian].

25. Protasov, A.A. (2011). *Zhizn' v gidrosfere. Ocherki po obshchej gidrobiologii* [Life in the hydrosphere. Essays on general hydrobiology]. Kyiv: Akadempriodika [in Russian].

26. Protasov, A.A., & Silaeva, A.A. (2012). *Konturnye gruppировки gidrobiontov v tekhnо-ekosistemah TES i AES* [Contour groups of hydrobionts in techno-ecosystems of TPPs and NPPs]. Kyiv: Institute of Hydrobiology of the NASU [in Russian].

27. Chislenko, L.L. (1968). *Nomogrammy dlia opredeleniia vesa vodnykh organizmov po razmeram i forme tela (morskoі meіobentos i plankton)* [Nomograms for measurement mass of aquatic organisms by the body size and shape]. Leningrad: Nauka [in Russian].

28. Apostolov, A., & Marinov, T. (1988). *Fauna Bulgarica. T. 18: Copepoda, Harpacticoida*. Sofia: Aedibus Academiae Scientiarum Bulgaricae.

29. Azovsky, A.I., Saburova, M.A., Chertoproud, E.S., Polikarpov, I.G. (2005). *Selective feeding of littoral*

harpacticoids on diatom algae: hungry gourmands? Marine Biology, 148(2), 327–337.

30. Clarke, K.R., Gorley, R.N. Somerfield P.J., & Warwick R.M. (2014). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation (3rd edition)*. Primer-E Ltd: Plymouth, UK.

31. Clarke, K.R., & Warwick, R.M. (2001). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Primer-E Ltd: Plymouth, UK.

32. De Troch, M., Steinarsdottir, M., Chepurinov, V., & Olafsson, E. (2005). *Grazing on diatoms by harpacticoid copepods: species-specific density dependent uptake and microbial gardening*. *Aquatic Microbial Ecology*, 39, 135–144.

33. Drira, Z., Kmiha-Megdiche, S., Sahnoun, H., Tedetti, M., Pagano, M., & Ayadi, H. (2018). *Copepod assemblages as a bioindicator of environmental quality in three coastal areas under contrasted anthropogenic inputs (Gulf of Gabes, Tunisia)*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(8), 1889–1905.

34. Giere, O. (2009). *Meiobenthology: the microscopic motile fauna of aquatic sediments, 2nd edition*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.

35. Hicks, G.F.R., & Coull, B.C. (1983). *The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods*. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 21, 67–175.

36. Hulings, N.C., & Gray, J.S.A. (1971). *Manual for the Study of Meiofauna*. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 78, 1–84.

37. Margalef, D.R. (1958). *Information theory in ecology*. *Generation Systems*, 3, 36–71.

38. Portianko, V.V. (2017). *Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) of mussel beds and macroalgae on the rocky substrates in the north-western Black Sea*. *Vestnik zoologii*, 51(5), 407–412.

39. Schükel, S., Sell, A.F., Kihara, T.C., Koeppen, A., Krönke, I., & Reiss, H. (2013). *Meiofauna as food source for small-sized demersal fish in the southern North Sea*. *Helgoland Marine Research*, 67, 203–218.

40. Shannon, C.E., & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press.

41. Snigirova, A., Uzun, E., & Portyanko, V. (2020). *Colonizing of bottom marine litter by benthic organisms in the northwestern Black Sea (Gulf of Odessa)*. *Marine Litter in the Black Sea*. Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova (eds.). Istanbul, Turkey: Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), 56.

42. Vorobyova, L., Bondarenko, O., & Izaak, O. (2008). *Meiobenthic polychaetes in the northwestern Black Sea*. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 37 (1), 43–55.

43. Vorobyova, L., & Kulakova, I. (2009). *Contemporary state of the meiobenthos in the western Black Sea*. Odesa: Astroprint.

44. Vorobyova, L., Kulakova, I., Bondarenko, O., Portyanko, V., & Uzun, E. (2016). *Meiofauna*

of the periphytal of the Odessa coast Ukraine. *Journal Black Sea Mediterranean Environment*, 22 (1), 60–73.

45. Warwick, R.M. (1981). The nematode/copepod ratio and its use in pollution ecology. *Marine Pollution Bulletin*, 12 (10), 329–333.

46. Wels, J.B.J. (1976). *Keys to aid in the identification of marine harpacticoid copepods*. The Aberdeen University Press Ltd.

47. Wilson, C.B. (1932). The copepods of the Woods Hole region, Massachusetts. *Bulletin of the United States National Museum*, 158, 1–635.

COMPARATIVE CHARACTERISTICS OF HARPACTICOIDS SPECIES DIVERSITY IN CONTACT ZONES OF THE NORTHWESTERN PART OF THE BLACK SEA

Portianko V.V., PhD, Junior researcher

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine, portianko_valentyn@ukr.net

Uzun O.Ye., Leading engineer

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine, biolenal7@gmail.com

In the article there are research results of comparative analysis of the species structure of crustaceans Harpacticoida (Copepoda) in the meiobenthos of different contact zones in the north-western part of the Black Sea. The fauna of harpacticoid copepods of contour biotopes in NWBS during the study period numbered 76 species belonging to 46 genera from 23 families. The largest number of species of harpacticoid copepods (44 species) was registered on the pelocontour. The lithocontour and psamocontour had 39 and 34 species of harpacticoids, respectively. The smallest number of species (19 species) of harpacticoid copepods was registered on the potamo contour. Cluster analysis of the harpacticoid species number in contour biotopes showed that the fauna of the potamocontour is similar to other contours by only 20.07 %. The similarity in the species composition of the peloton and lithocontour is 52.27 %, and the species diversity of the potamocontour harpacticoids is similar to them by 42.85 %.

Common to all contour habitats are 6 species: *Ameira parvula parvula*, *Dactylopusia tisboides*, *Ectinosoma melaniceps*, *Harpacticus flexus*, *Harpacticus littoralis*, *Laophonte elongata elongata*.

Vegetation of the OMR lithocontour had the largest number of species (35 species, which is 46 % of the total number of species), and near 24 species of snakes were noted. Almost the same number of species was observed at the stations remote from the shore and near the shore. The smallest number of species was noted on the interstitial supralittoral of the psamocontour, and their number was almost three times greater in the upper sublittoral. The Pelocontour of Yagorlytska and Tendrivska counted 34 species of harpacticoid copepods, and in the OMR – 21 species.

The coastal part of the potamocontour is characterized by the greatest species diversity (Margalef index – 1.3 ± 0.1 , Shannon index – 1.7 ± 0.3 ; Simpson index – 0.8 ± 0.05).

Key words: contour biotopes, Harpacticoida, Copepoda, meiobenthos.

АНАЛІЗ СУЧАСНОГО ПРОМИСЛУ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ДОПУСТИМОГО УЛОВУ ОСНОВНИХ ПРОМИСЛОВИХ ВИДІВ РИБ ДНІСТРОВСЬКОГО ЛИМАНУ

Снігірьов С.М. – к.б.н., пров.н.с.

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
ДУ «Інститут морської біології НАН України, snigirev@te.net.ua

Леончик Є.Ю. – к.м.н., доцент

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова, leonchik@ukr.net

Бушуєв С.Г. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України», bsg1956@gmail.com

В роботі наведено дані, що характеризують динаміку вилову основних промислових видів риб Дністровського лиману. Проаналізовано розмірно-віковий склад п'яти основних видів з промислових уловів: карася сріблястого *Carassius gibelio* (Bloch, 1783), коропа звичайного (сазана) *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), ляща звичайного *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), тарані *Rutilus heckelii* (Nordmann, 1840) та судака звичайного *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) у Дністровському лимані в 2012–2021 рр. Отримані дані використані для аналізу стану запасів риб та для визначення рекомендованих оптимальних показників їх експлуатації за допомогою сучасних моделей *BSM*, *LBB* та *LB-SPR*. Отримані дані свідчать, що на даний час спостерігається надмірна промислова експлуатація карася в Дністровському лимані. Різне збільшення рівня експлуатації запасу карася призвело до його зниження. Рівень експлуатації коропа у 2018–2021 рр. наблизився до оптимального значення. Стан його популяції в Дністровському лимані відносно хороший. Вилучення ляща залишається на надмірному, а тарані – на відносно помірному рівні. Вилов і улов на одне промислове зусилля судака суттєво знизилися в останні роки. Запас цього виду знаходиться у вкрай незадовільному стані. Наведено рекомендації щодо подальшого використання основних промислових видів риб у Дністровському лимані. Величина максимального врівноваженого вилову (*MSY*) особин карася становить 813 т при оптимальній промисловій довжині в улові – 18,5–19 см. *MSY* коропа визначено на рівні 92,7 т при оптимальній довжині в улові 39,9 см, ляща – 148 т з оптимальною довжиною в улові не нижче 30 см. *MSY* тарані визначений на рівні 57,7 т. Величина біомаси судака є суттєво нижчою за критичне значення $B_{pa} = 0,5 \cdot BMSY$ – його вилов не повинен перевищувати 5 т. Суворе дотримання вимог Правил та Режимів промислового рибальства, а також регулювання промислу шляхом обмеження застосування знарядь лову, є найбільш ефективними методами відновлення чисельності та раціонального використання запасів водних біоресурсів Дністровського лиману.

Ключові слова: Дністровський лиман, промислові види риб, запас, експлуатація.

Вступ

Дністровський лиман є другим за величиною у північно-західному Причорномор'ї і відноситься до найбільш продуктивних водойм Півдня України (Старушенко, и Бушуєв 2001). Рибальство в лимані, як і раніше, залишається одним з головних напрямів його господарського використання. Нижня частина р. Дністер та Дністровський лиман мають дуже велике рибогосподарське значення в регіоні, будучи фактично єдиною рибогосподарською водоймою – пониззя Дністра використовується рибами переважно для нересту, а лиман для нагулу (Старушенко, и Бушуєв 2001). Як зазначалося раніше, зміни іхтіофауни лиману та величини

промислових уловів значною мірою визначаються сукупністю природних та антропогенних факторів (Старушенко, и Бушуєв 2001). Відомо, що суттєві перетворення іхтіоценозів цього лиману пов'язані зі змінами гідрологічного режиму: з ліквідацією Очаківського гирла в 1926 році; будівництвом і наповненням Дубоссарського водосховища в 1954–1956 рр.; прокладкою судноплавного каналу від Дністровського передгірлового простору у Чорному морі до Білгород-Дністровського порту через Царгородське гирло в 1970 році; створенням і наповненням Дністровського (основного та буферного) водосховища в 1981–1987 рр. (Гребень и др. 2019; Старушенко, и Бушуєв 2001). Помітні зміни також

викликані загальним і локальним забрудненням вод, випадковою і цілеспрямованою інтродукцією кількох видів-вселенців, перетвореннями екосистеми басейну Дністра в умовах кліматичних змін (Бушуєв, та Снігірьов 2020). Окрім цього падіння уловів і запасів більшості промислових видів в значній мірі пов'язано з інтенсифікацією промислу, збільшенням обсягів ННН-рибальства, неефективною системою регулювання рибальства (Булат і др. 2019; Снігірьов, Леончик, та Бушуєв 2020; Бушуєв, та Снігірьов 2020; Тромбицкий и др. 2020).

За останніми даними із 79 видів риб сучасної іхтіофауни нижньої течії р. Дністер та Дністровського лиману (Snigirov et al. 2022) близько третини мають промислове значення. Вилов п'яти з них, а саме карася сріблястого *Carassius gibelio* (Bloch, 1783), коропа звичайного (сазана) *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), ляща звичайного *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), тарані (плітки звичайної) *Rutilus heckelii* (Nordmann, 1840) та судака звичайного *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) у Дністровському лимані має найбільше значення для сучасного промислу. Загалом на їх частку припадає від 76 до 95 % загального улову риби в Дністровському лимані.

Десять років тому у Дністровському лимані почалося значне зростання чисельності популяції карася сріблястого, яке досягло піку у 2019 році. В останні роки карась складав основу промислу в лимані (80–85 % загального вилову). Його вилов збільшився майже у 8 разів – з 264,7 т у 2013 році до 2066,2 т у 2019 р. Зростання вилову було досягнуто завдяки успішному застосуванню закидних неводів у холодний період року (жовтень-грудень, січень-березень) (Бушуєв, та Снігірьов 2020). Різке збільшення рівня експлуатації призвело до зниження запасу цього виду в лимані. Оцінка стану запасу коропа значною мірою є складним завданням, оскільки значна частка його вилову залишається в тіні і не відображається в офіційній промисловій статистиці. Офіційні показники вилову коропа в Дністровському лимані в останні роки мають тенденцію до зростання. Експлуатація запасів тарані та ляща в останні роки оцінювалася як відносно задовільна. Вилов цих видів здійснювався на рівні близькому до оптимального. Запас судака Дністровського лиману, відповідно до останніх досліджень, знаходиться у край неадекватному стані. Щорічне зниження показників вилову судака свідчить, що елімінація внаслідок природної і промислової смертності не компенсується поповненням (Снігірьов, Леончик, та Бушуєв 2020). Як зазначалося раніше (Старушенко, и Бушуев 2001) інтенсивна експлуатація рибних запасів при недостатньо обґрунтованих та малоефективних заходах щодо їх відновлення може призвести до деградації та різкого падіння

рибопродуктивності Дністровського лиману. Саме тому обґрунтування об'ємів допустимого вилову та недопущення перелову рибних ресурсів не втрачають своєї актуальності.

Метою даної роботи є аналіз сучасного промислу, оцінка стану запасів та надання рекомендацій щодо регулювання експлуатації п'яти основних промислових видів риб Дністровського лиману.

Матеріал та методи досліджень

Основою роботи є матеріали, які було зібрано в Дністровському лимані в період 2012–2021 рр. У роботі використані дані офіційної промислової статистики Держрибагентства України. Біологічний матеріал збирався з промислових уловів приватного підприємства «Калкан». Проаналізовано розмірно-віковий склад п'яти видів риб з промислових уловів: карася сріблястого, коропа (сазана) звичайного, ляща звичайного, тарані та судака звичайного. Рибу ловили за допомогою промислових знарядь лову: зябрових сіток (розмір вічка 30–70 мм), частикових ятерів (розмір вічка 36–40 мм) та закидних неводів (довжина до 600 м, висота 2 м, вічко 30–40 мм). Збір та обробка матеріалу здійснювалися відповідно до методів рибогосподарських досліджень (Методика збору ... 1998; Методические указания ... 1990). Біологічний аналіз виловленої риби проводили згідно з класичними іхтіологічними методиками (Правдин 1966; Пряхин, и Шкицкий 2008). Вік риби визначали за лускою (Чугунова 1959). Систематичні назви риб наведено за монографією «Риби України (визначник-довідник)» (Мовчан 2011).

Для дослідження стану запасів основних промислових видів риб Дністровського лиману була використана математична модель, що складається з двох програмних модулів: *BSM* (*Bayesian State-space Model*) (Froese et al. 2017) та *LBB* (*Length-based Bayesian Biomass*) (Froese et al. 2018). В основу байєсівської моделі простору станів *BSM* покладено продукційне рівняння Шефера (Schaefer 1954) і стохастичний метод обчислення Монте-Карло (Markov Chain Monte Carlo ... 1996). Результатами комп'ютерного моделювання, яке було реалізовано у програмному середовищі *R*, є:

- $L_{c, opt}$ – оптимальне значення довжини вступу до промислу (тобто відсоток частини популяції з цією довжиною, що обловлюється, складає 50 %);
- L_{opt} – довжина, при якій біомаса покоління досягає максимуму;
- L_{MSY} – оптимальна середня промислова довжина в улові, що відповідає максимально стійкому вилову (*Maximum Sustainable Yield*);
- L_{inf} – асимптотична довжина особин за формулою Бергаланфі;
- M/K – відношення природної смертності до коефіцієнта росту Бергаланфі;

– F/M – рівень промислової експлуатації як відношення промислової смертності до природної;
 – B/B_0 і B/B_{MSY} – відносна значення біомаси до максимально можливого та до оптимального значень відповідно за досліджуваний період.

Вхідними даними були величини уловів та результати попередніх обчислень на підставі розмірних рядів за період 2013–2021 рр. Діапазон 0,2–0,8 для зміни параметру стійкості до промислу (*resilience*) досліджуваних видів був обраний на підставі рекомендацій *FAO* (Froese, and Pauly 2021). Для налаштування моделі були використані дані по вилову на одне промислове зусилля (табл. 1).

Також для оцінки експлуатації промислової частини популяцій використовували допоміжний метод *LB-SPR*, що надає оцінку відтворювальної здатності популяцій за темпами дозрівання особин. Індекс *SPR* (*Spawning Potential Ratio*) обчислюється як відношення поточної відтворювальної продукції до відтворювальної продукції, яка відбуватиметься при умові відсутності промислу (Goodyear 1993). Цей показник широко використовується у США, Канаді, Австралії та багатьох країнах ЄС для встановлення цільових та граничних орієнтирів для моніторингу стану популяцій риб (Hordyk et al. 2015; Prince et al. 2015). Наприклад, у США цей індекс входить до чинного законодавства в рамках закону Магнусон-Стівенса про охорону та управління ресурсів у рибному господарстві (The Magnuson-Stevens ... 2022 updated).

Всесвітній Фонд Дикої Природи (WWF) використовує *SPR* як індикатор для моніторингу та аналізу змін природного середовища. Таким чином, цей метод широко апробований та успішно застосовується як надійний інструмент оцінки рівня експлуатації різних видів риб. Значення індексу коливаються у межах від 0 до 1 – чим нижче значення *SPR*, тим вище рівень експлуатації запасу. Відповідно до значення цього показника, стан запасів можна класифікувати на три групи:

- $SPR < 0,2$ – надмірно експлуатований;
- $0,2 < SPR < 0,4$ – помірно експлуатований;
- $SPR > 0,4$ – слабо експлуатований.

Асимптотична довжина особин згідно рівняння росту Берталанфі оцінювалась за формулою (Froese, and Binohlan 2000). Відношення природної смертності до коефіцієнта росту Берталанфі $M/K=1,6$ було обрано як інваріант (Jensen 1996).

Результати та обговорення

Основу сучасних промислових уловів Дністровського лиману, як і раніше, складають карась сріблястий та лящ звичайний. З 2012 року щорічний вилов цих видів складав від 60 до 92 % загального улову риби. Традиційними об'єктами промислу також є короп звичайний (1,2–3 % загального щорічного вилову), тараня (плітка) звичайна (1,4–2,9 %), судак звичайний (0,2–2,5 %), оселедець чорноморсько-азовський (1,2–5,5 %). Щорічний вилов деяких інших видів, таких як окунь звичайний, сом європейський, щука звичайна, білізна європейська, бички, плоскирка європейська не перевищує 1,5 % загального улову риби (табл. 2).

Відповідно до даних промислової статистики загальний вилов риби в Дністровському лимані в період 2016–2021 рр. був найбільшим серед зареєстрованих уловів за історичний період з 1945 року. В останні роки істотно збільшився вилов карася сріблястого (рис. 1). Він є основним видом сучасного промислу в Дністровському лимані – його вилов досягає 84 % загального обсягу риби, що виловлюється. У 2018 році вилов карася становив 1685,1 т. У 2019 році було виловлено рекордну кількість карася в лимані – 2066,2 т (табл. 2).

Виллов карася у 2020 році суттєво знизився і склав лише 1378,5 т. Проте, це зниження певною мірою пов'язане з внесенням змін до схеми регулювання промислу органами рибохорони. Весною 2020 року у верхній частині Дністровського лиману було введено в експлуатацію Режим СТРГ,

Таблиця 1

Середній вилов риби у Дністровському лимані на одне промислове зусилля

Вид	Рік									
	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Середній вилов (т) за одне притоніння неводу										
Карась сріблястий	-	30,0 ±5,8	25,0 ±5,1	15,0 ±2,2	9,0 ±2,6	5,5 ±1,4	2,2 ±0,5	1,8 ±0,9	1,5 ±0,6	1,3 ±0,4
Середній вилов (кг) на одну сітку										
Короп (сазан)	1,8 ±0,7	2,6 ±0,5	2,1 ±0,5	3,0 ±0,3	3,4 ±0,6	3,2 ±1,8	5,1 ±0,9	4,8 ±1,5	5,1 ±1,2	4,6 ±0,8
Лящ	16,7 ±2,4	17,5 ±1,7	13,2 ±2,0	14,2 ±2,5	15,8 ±1,9	21,3 ±0,9	14,3 ±0,5	19,3 ±1,1	13,0 ±2,4	13,4 ±0,5
Тараня (плітка)	1,7 ±0,1	1,3 ±0,2	1,5 ±0,1	1,6 ±0,09	1,5 ±1,2	2,7 ±0,9	2,7 ±1,6	2,2 ±0,7	2,1 ±0,7	2,4 ±0,3
Судак	0,8 ±0,41	0,6 ±0,32	0,5 ±0,45	0,3 ±0,09	0,2 ±0,08	0,1 ±0,05	0,1 ±0,06	0,2 ±0,13	0,1 ±0,05	0,1 ±0,04

Таблиця 2

Динаміка промислового вилову водних біологічних ресурсів (ВБР) в Дністровському лимані в 2012–2021 рр. (за даними офіційної статистики промислу Держрибагентства України)

Вид ВБР	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Оседець чорноморсько-азовський	6,8	31,8	3,2	45,2	42,8	36,8	25,3	28,3	24,1	43,7
Сазан (короп) звичайний	15,9	22,4	18,7	26,0	30,0	28,3	44,2	41,6	45,0	40,5
Лящ звичайний	145,8	153,0	115,7	124,2	138,0	186,3	124,7	168,7	113,8	117,2
Судак звичайний	22,3	14,5	14,3	10,7	6,7	4,6	4,1	8,4	5,2	4,9
Тараня (плітка) звичайна	28,9	22,4	26,2	28,6	26,7	46,9	47,9	38,6	37,2	42,4
Карась сріблястий	126,7	264,7	324,6	560,3	1267,0	1967,8	1685,1	2066,2	1378,5	900,5
Щука звичайна	3,8	2,0	3,0	2,3	0,2	0,9	3,0	7,9	9,5	2,4
Білізна європейська	1,9	2,6	2,3	1,1	0,5	3,4	3,1	1,7	18,3	2,1
Бички	15,9	10,1	3,0	4,4	5,5	10,9	4,0	5,1	5,4	5,6
Тюлька чорноморсько-азовська	2,3	0,0	1,1	0,2	0,0	0,4	4,6	5,4	8,0	113,5
Сом європейський	2,2	0,5	0,5	0,15	0,9	1,2	1,4	1,0	2,0	0,5
Товстолобики	33,8	16,8	20,9	14,6	11,0	18,1	37,0	76,5	28,5	65,0
Амур білий	0,03	0,03	0,07	0,01	0,03	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0
Плоскирка європейська	27,5	16,5	20,5	14,5	12,6	19,9	29,1	71,9	30,3	51,6
Краснопірка звичайна	1,6	0,3	0,7	0,9	0,1	0,8	3,2	4,5	1,8	1,0
Окунь звичайний	18,0	19,5	21,2	20,1	13,0	17,2	12,3	50,0	46,5	48,6
Кефалеві	0,03	0,01	0,0	0,05	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Рак річковий	0,9	0,7	0,12	0,4	0,5	0,06	0,6	0,6	0,5	0,7
Інші види	0,4	0,13	0,0	0,0	0,06	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
Всього:	454,8	578,0	576,1	853,7	1555,6	2344,5	2029,6	2576,5	1754,8	1440,3

а використання закидних неводів традиційними користувачами було штучно обмежено. Також було обмежено використання неводів і в осінній період 2020 року. У таких умовах спостерігали збільшення частки тіньового вилову, обсяги якого не відображаються офіційною статистикою промислу. У 2021 році вилов карася ще зменшився і склав 900,5 т (рис. 1). З одного боку це також сталося завдяки обмеженням промислу навесні 2021 року, а з другого, вочевидь, може свідчати про зниження чисельності популяції карася в умовах інтенсивної його експлуатації.

За даними промислової статистики у 2012–2021 рр. річний обсяг вилову коропа в Дністровському лимані знаходився в межах 15,9–45 т. За десять років його офіційний вилов збільшився приблизно в 1,5 рази. З одного боку, зростання обсягів вилову могло бути наслідком штучного зариблення та випадкових попадань зарибку в лиман з вирослих ставків басейну Нижнього Дністра, з другого – значним поповненням стаду особинами врожайного покоління 2015–2016 рр. внаслідок успішного природного нересту. В 2020–2021 рр. спостерігалось подальше збільшення чисельності коропа. Однак це не відображалось промисловою статистикою. Оскільки прогноз допустимого вилову (тобто фактично ліміт) з 2018 року не обґрунтовано залишався на одному рівні (45 т), значно збільшився рівень неконтрольованого, непідзвітнього та нелегального вилову цього виду риби. За експертними оцін-

ками вилов коропа на промислі 2021 року міг досягати 80–120 т.

Вилов ляща в 2012–2021 рр. знаходився в межах 113,8–186,3 т. У 2019 році за даними статистики було виловлено 168,7 т. У 2020 та 2021 рр. в 1,4 рази менше – 113,8 та 117,2 т відповідно. Коливання обсягів вилову ляща пов'язані, перш за все, з ефективністю його нересту та рівнем промислової експлуатації (Снігірьов, Леончик, та Бушуєв 2020). За даними іхтіологічних спостережень вилов ляща у лимані зменшується. На даний час результати статистики вилову ляща, вірогідно, більш менш реально відображають стан його промислу.

Улови тарані в 2012–2021 рр. складали від 22,4 до 47,9 т на рік. З 2017 року вилов збільшився в порівнянні з попередніми роками. Однак, у 1980-х рр. вилов тарані тут складав близько 200 т на рік і з кінця минулого століття дуже помітно скоротився. У 2021 році за даними статистики було виловлено 42,4 т (див. табл. 2). На даний час не має підстав для поліпшення стану популяції тарані у Дністровському лимані.

З 2012 року обсяги вилову судака неухильно знижувалися – з 22,3 т до 4,1 т у 2018 році. У 2019 році вилов судака дещо збільшився до 8,4 т, але у 2020 та 2021 рр. знову знизився до 5,2 та 4,9 т відповідно (див. табл. 2). Значне скорочення уловів судака обумовлено низкою факторів. Найбільш негативний вплив на стан популяції судака спричиняє неконтрольоване, непідзвітнє та нелегальне рибальство, особливо вилов молоді при

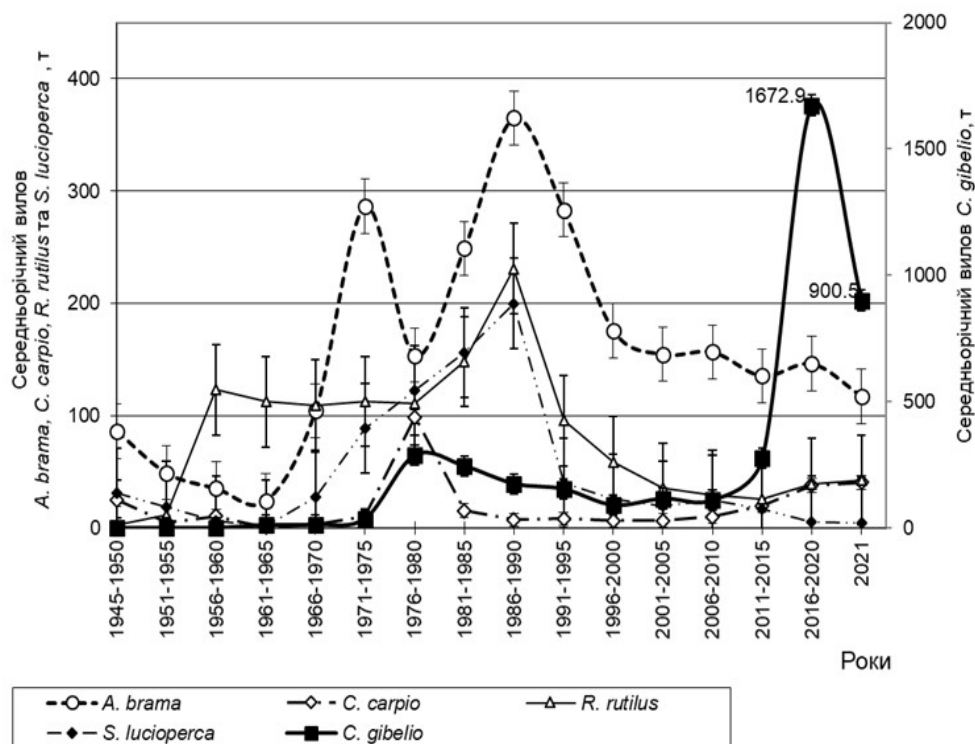


Рис. 1. Середньорічний вилов (т) п'яти основних промислових видів риби Дністровського лиману в 1945–2021 рр.

використанні дрібновічкових ліскових сіток, в яких гине значна кількість його особин. Збільшення масштабів неконтрольованого любительського вилову цього виду риби в попередні роки також могло негативно вплинути на стан його запасів (Снігірьов, Леончик, та Бушуєв 2020).

Карась сріблястий. Насамперед, слід зазначити, що ні ліміт, ні прогноз на виловлення цього виду риби у Дністровському лимані не встановлювалися. Регулювання його промислу здійснювалося за допомогою обмеження промислового навантаження, а також встановлення мінімального промислового розміру особин, що виловлюються, і максимально допустимого обсягу прилову молоді (Правила ... 1998). Так Правилами та Режимми промислового рибальства було встановлено максимально допустиму кількість застосовуваних для лову закидних неводів у кількості 4 одиниці та визначено допустимий прилов молоді (особи менше 15 см завдовжки) не більше 8 % загального обсягу вилову. Але слід визначити, що на Дністровському лимані щорічно відмічається дуже високий рівень ННН-рибальства. Постійно допускаються грубі порушення рекомендованих заходів регулювання промислу. Так, за усними повідомленнями рибалок, кількість застосовуваних неводів в окремих випадках досягала 7 одиниць. За даними іхтіологічних спостережень частка особин карася непромислового розміру (менше 15 см) в уловах 2013–2018 рр. коливалася у межах від

10 до 37,5 %, а в 2019–2021 рр., порівняно з попереднім періодом, збільшилася (рис. 2). Таким чином, сучасний вилов карася базується на виловленні особин, промислова довжина яких становить від 10 до 20 см. До 2018 року особини карася в уловах були крупніше – 15–25 см (рис. 2).

Це свідчить не лише про інтенсивну експлуатацію промислового запасу, але також і про високі темпи його поповнення молоддю при ефективному природному відтворенні карася в Дністровському лимані та Нижньому Дністрі.

Слід відмітити, що різке збільшення рівня експлуатації запасу карася сріблястого призвело до його зниження в наступні роки. На підставі оцінки моделювання *BSM* (рис. 3) біомаса частини популяції карася, що обловлюється, скоротилася з 9 тис. т/рік у період до інтенсивної експлуатації (2012–2015 рр.) до 2,5–3 тис. т/рік у 2019–2021 рр. Величина максимального врівноваженого вилову *MSY* становить 813 т і може бути використана у якості величини загального допустимого вилову, а відповідне оптимальне значення промислової біомаси становить $B_{MSY}=4,87$ тис. т. У 2019–2021 рр. поточне значення біомаси *B* опустилося майже до гранично допустимого ($B_{pa}=2,44$ тис. т), що є ознакою наближення колапсу у разі неприйняття суттєвих заходів, які будуть спрямовані на відновлення популяції.

При зниженні величини біомаси до $1,3 \cdot B_{MSY}$, як це спостерігалось з 2017 року, значення допустимого

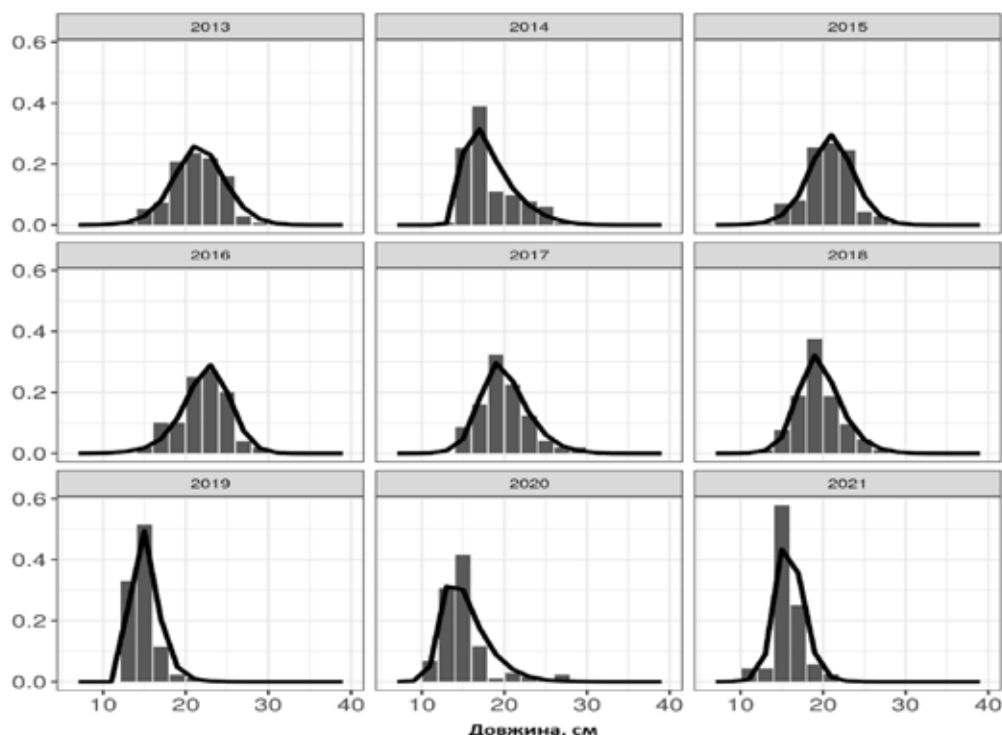


Рис. 2. Розподіл частот розмірних класів за промисловою довжиною карася сріблястого в уловах закидного неводу у Дністровському лимані в 2013–2021 рр.

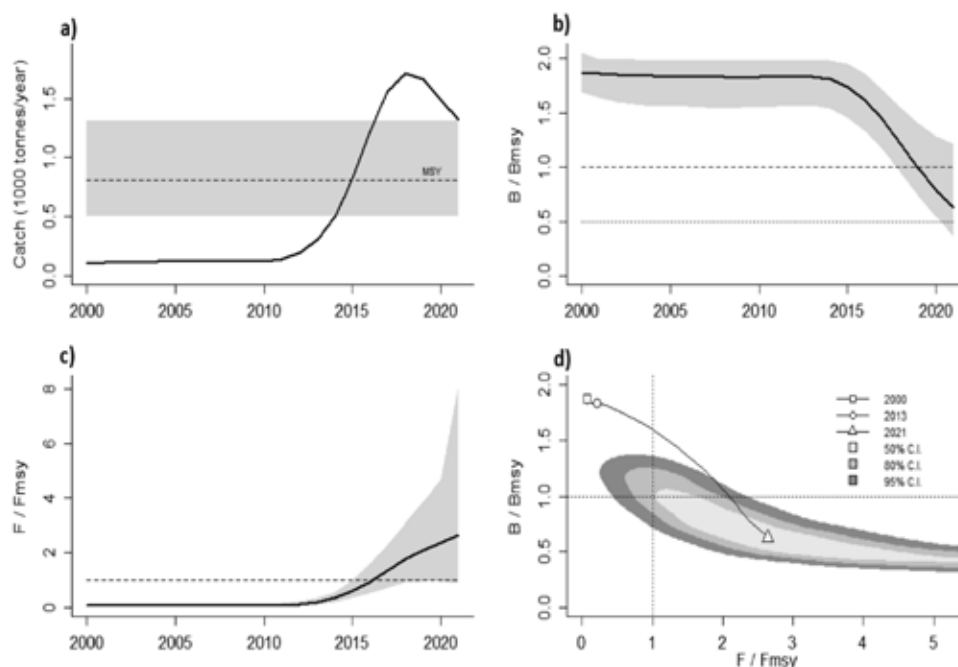


Рис. 3. Стан запасу карася сріблястого у Дністровському лимані (2000–2021 рр.)

Примітка: тут і далі перерахування йде зверху вниз і зліва направо: а) улов (Catch 1000 tonnes/year) зі згладжуванням як рухоме середнє за 3 роки; б) відношення відносної величини промислової біомаси до оптимальної (B/B_{MSY}); в) рівень експлуатації як відношення промислової смертності до оптимального значення (F/F_{MSY}); г) загального стану запасу – залежність відношення відносної величини промислової біомаси до оптимальної (B/B_{MSY}) від відношення промислової смертності до оптимального значення (F/F_{MSY}).

вилову (ліміту) може бути встановлено як 90 % від величини MSY (Froese et al. 2011) – на рівні 732 т. Такий обережний підхід також може бути рекомендований для запобігання зниженню величини запасу нижче, ніж B_{MSY} , у разі раптового виникнення несприятливих екологічних змін або інших чинників, що знижують чисельність популяції. Аналіз якості отриманих результатів за останні три роки проводили за допомогою ретроспективного аналізу. Патернів завищування або занижування значень промислової експлуатації та біомаси не виявлено. Значення r -індексу Мона (середнє відносне зміщення ретроспективних оцінок) (Mohn 1999) становили -0,012 для F/F_{MSY} та 0,072 для B/B_{MSY} при нижньому

та верхньому допустимих значеннях -0,150 та 0,200 відповідно (Hurtado-Ferro et al. 2015). Таким чином, модель BMS можна вважати досить стабільною (рис. 4).

Згідно LBB аналізу оптимальна середня довжина $L_{c, opt}$ вступу до промислу (тобто відсоток частини популяції з цією довжиною, що обловлюється, складає 50 %) становить 14 см при оптимальній середній промисловій довжині в улові $L_{F=M}=18,5$ см у припущенні, що $F_{MSY}=M$. Біомаса покоління досягає максимуму при довжині $L_{opt}=19$ см. Зауважимо, що з 2019 року середні розміри риб в улові були нижче оптимальних значень (ліва нижня частина діаграми (див. рис. 5).

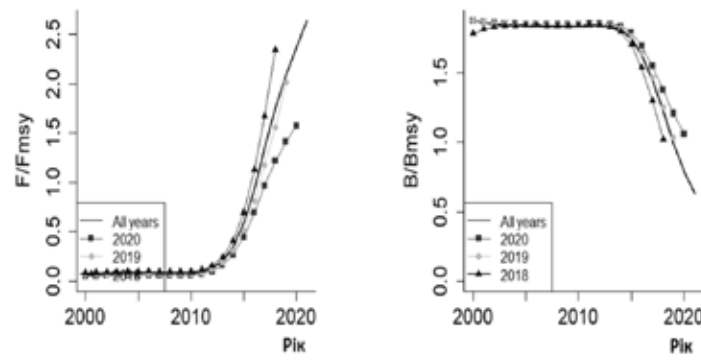


Рис. 4. Ретроспективний аналіз відносних промислового рівня експлуатації та біомаси карася сріблястого у Дністровському лимані (2000–2021 рр.)

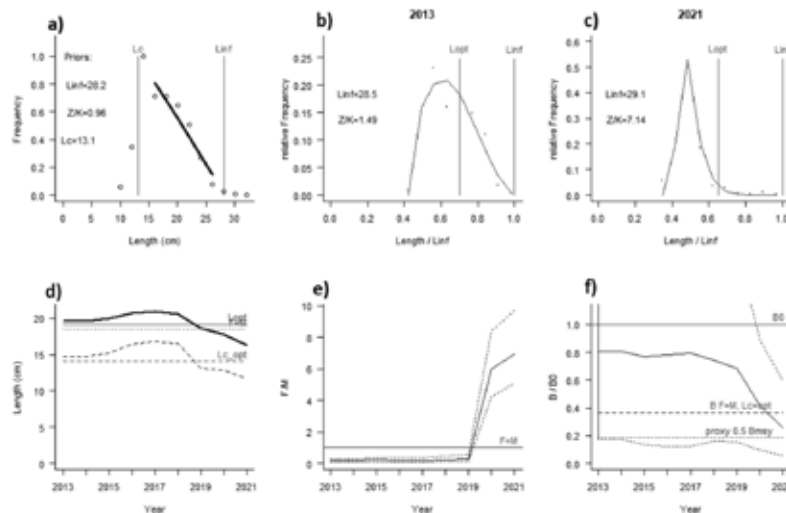


Рис. 5. Аналіз розмірних рядів карася сріблястого у Дністровському лимані в 2013–2021 рр.

Примітка: тут і далі перерахування йде зверху вниз і зліва направо: а) об'єднаний розмірний ряд за всі роки спостережень (частка особин $F_{frequency}$ розмірного класу $Length$); б) та с) розмірний ряд за початковий 2013 і кінцевий 2021 рр. відповідно; д) середня довжина в улові; е) рівень експлуатації у термінах відношення промислової смертності до природної (F/M); ф) оцінка промислової біомаси до максимально можливої при відсутності промислу (B/B_0). Останні три індикатори (нижній рядок на рисунку) розраховані зі згладжуванням як рухоме середнє за 3 роки.

Оцінка стану запасу на підставі аналізу розмірних рядів збігається з результатами, які отримано у моделі *BSM*, – відбулося зниження промислової біомаси до критичного значення на тлі надмірно високого рівня експлуатації. Так відношення промислової смертності до природної F/M у останні роки набуло значень суттєво вищих за оптимальне, а рівень промислової біомаси B знизився майже до граничного значення $B_{pa} = 0,5 \cdot B_{MSY}$. Таким чином, можна вважати, що в останні роки спостерігається істотний перелов запасу карася у Дністровському лимані. Безумовно це негативно позначиться на стані його популяції.

Наразі величина промислової біомаси знизилася до гранично допустимого значення. У такому випадку допустимий вилов не повинен перевищувати 750–800 т при оптимальній промисловій довжині в улові 18,5–19 см.

За результатами аналізу LB-SPR (рис. 6) у період із 2013 по 2021 рр. середнє значення індексу SPR карася склало 0,18. Це нижче критичної позначки (20 %), що також свідчить про надмірну промислову експлуатацію цього виду в Дністровському лимані. При цьому слід зазначити, що відповідно до отриманих результатів промислова смертність F в 3–4 рази перевищувала природну M при оптимальному співвідношенні $F/M=1$.

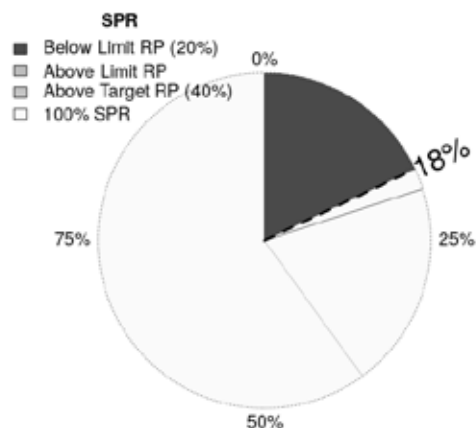


Рис. 6. Середнє значення індексу *SPR* карася сріблястого у Дністровському лимані в 2013 – 2021 рр.

Примітка: *Below limit RP* – $SPR < 0,2$ – надмірно експлуатований; *Above limit RP* – $0,2 < SPR < 0,4$ – помірно експлуатований; *Above target RP* – $SPR > 0,4$ – слабо експлуатований.

Короп (сазан) звичайний. Сучасний вилов коропа складають особини промисловою довжиною 35–45 см. В 2020 та 2021 рр. частка крупних особин в уловах збільшилася (рис. 7). Це свідчить про відносно стабільний стан промислового запасу, який щорічно поповнювався завдяки досить ефективному

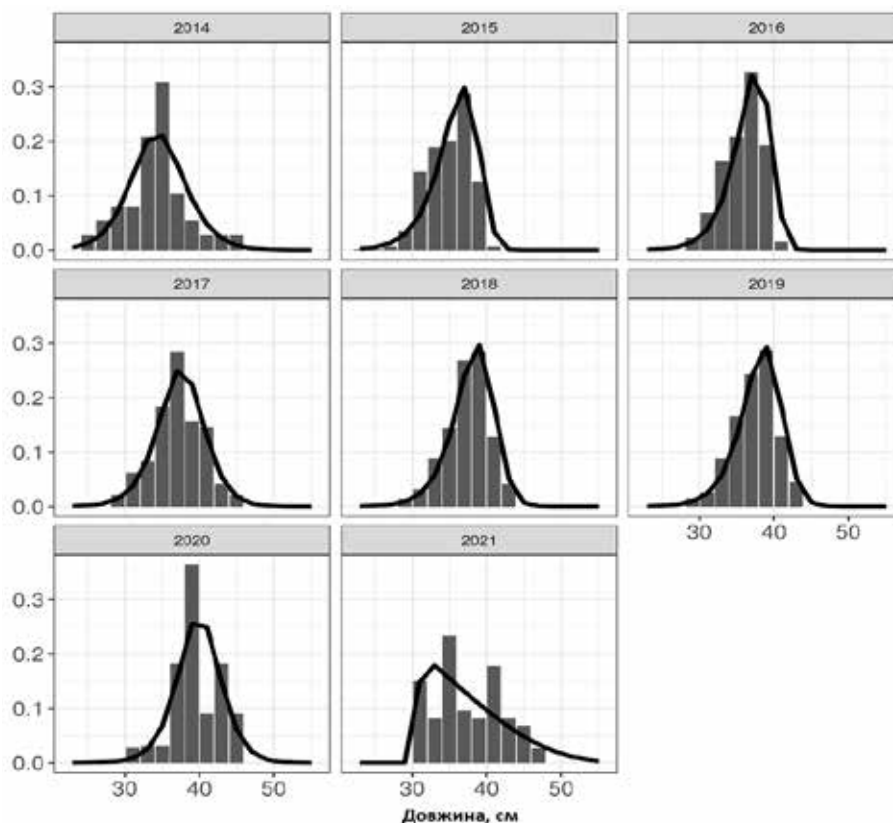


Рис. 7. Розподіл частот розмірних класів за промисловою довжиною коропа в уловах сіток та ятерів у Дністровському лимані в 2014–2021 рр.

природному нересту та періодичному штучному зарибленню.

За результатами аналізу оцінки BSM величина біомаси запасу B не знижувалась нижче ніж B_{MSY} протягом досліджуваного періоду, а рівень експлуатації у 2018–2021 рр. наблизився до оптимального значення (рис. 8).

Зростання уловів коропа в 2018–2021 рр. у Дністровському лимані відбувалося на фоні зростання улову на зусилля (див. табл. 1). За результатами аналізу розраховане оптимальне значення промислової біомаси коропа становить $B_{MSY}=177$ т, що в 1,3 рази перевищує значення 2019 року. Запас знаходиться у відносно стабільному доброму стані і постійно додатково поповнюється. Промислова смертність оцінена на рівні $F_{2021}=0,163$, при оптимальних значеннях $F_{MSY}=0,185$. Слід визначити, що величина максимального врівноваженого вилову MSY коропа, за розрахунками з використанням даних офіційної статистики, становить 32,7 т. Але, враховуючи, що дані вилову офіційної статистики, що використовуються для розрахунків у BSM моделі, є недостовірними та неповними, слід з великою обережністю використовувати одержані показники для регулювання промислу

коропа. Вочевидь, що при неправильній оцінці запасу штучне заниження допустимого вилову призведе лише до збільшення ННН-рибальства у лимані.

За експертними оцінками та за усними повідомленнями рибалок об'єми неконтрольованого вилову коропа у Дністровському лимані, включаючи любительський лов, оцінюються не менш ніж промислові (Бушуєв, та Снігірьов 2020; Снігірьов, Леончик, та Бушуєв 2020; Тромбицкий и др. 2020), таким чином загальний реальний вилов може в 2–3 рази перевищувати офіційні дані вилову. Використовуючи відкоригований (з урахуванням експертних оцінок) набір даних, у моделі отримуємо величину максимального врівноваженого вилову MSY коропа на рівні 92,7 т (табл. 3). Саме це значення рекомендується використовувати у якості величини загального допустимого вилову цього виду риби у Дністровському лимані, але за лише умовами повної ліквідації ННН-рибальства у цієї водоймі.

Згідно LBB аналізу оптимальна середня довжина Lc_{opt} вступу до промислу коропа становить 32 см при оптимальній середній промисловій довжині в улові 39,9 см (рис. 9). Біомаса покоління досягає максимуму при довжині $L_{opt}=34$ см. На початку

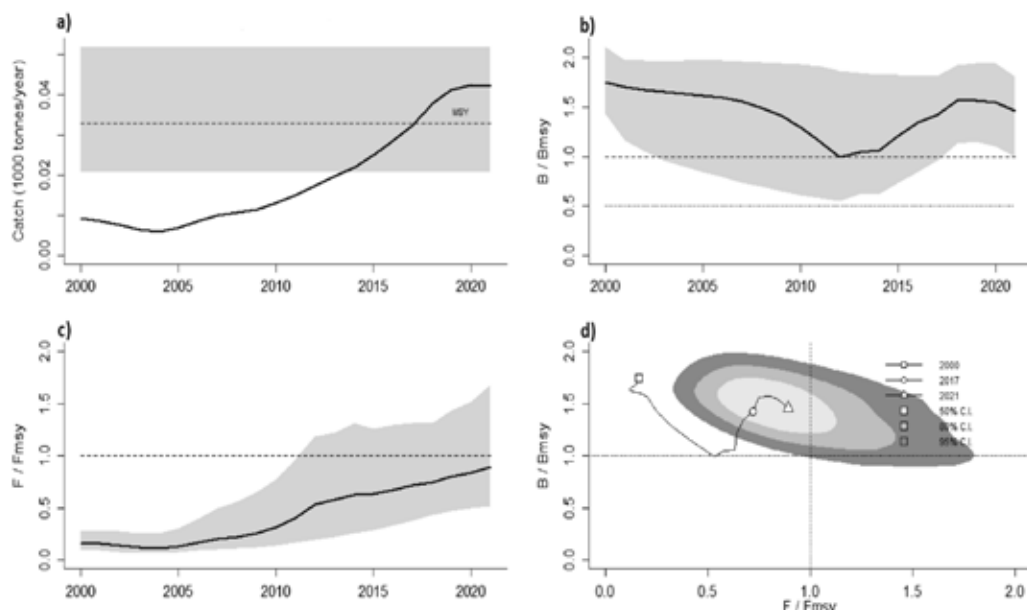


Рис. 8. Стан запасу коропа у Дністровському лимані (2000–2021 рр.)

Примітка: а) – d) – див. опис до рисунку 3.

Таблиця 3

Результати оцінки стану запасу коропа у Дністровському лимані за моделлю BSM за даними офіційної статистики та з урахуванням ННН вилову

Результати BSM	MSY , т	B_{2021} , т	B_{MSY} , т	B_{2021}/B_{MSY}	F_{2021}	F_{MSY}	F_{2021}/F_{MSY}
Оцінка за офіційною статистикою	32,7	258	177	1,46	0,163	0,185	0,89
Оцінка з урахуванням ННН вилову	92,7	749	521	1,44	0,169	0,178	0,95

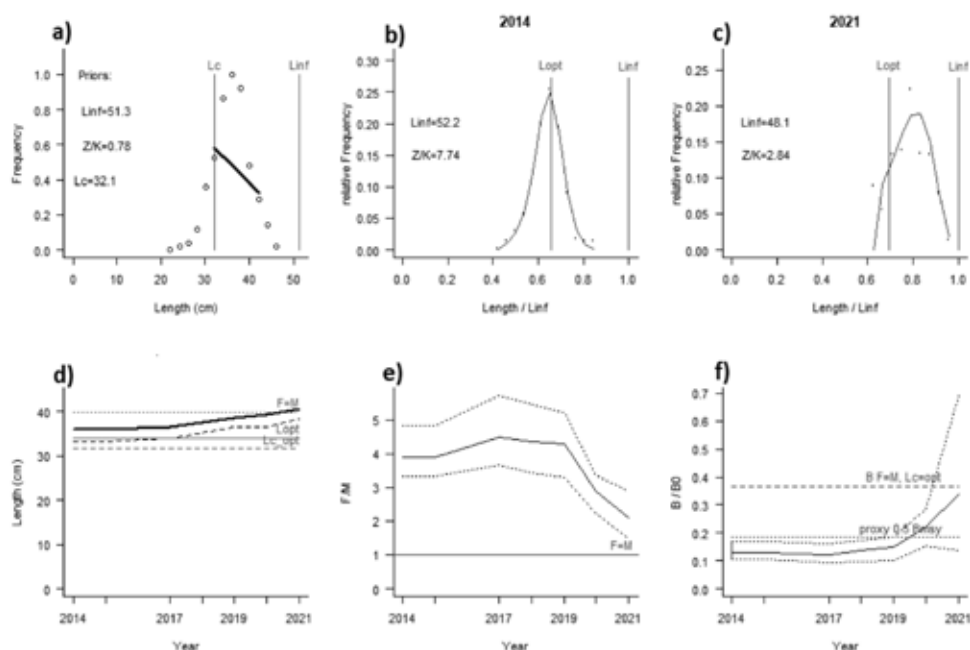


Рис. 9. Аналіз розмірних рядів коропа у Дністровському лимані в 2014–2021 рр.

Примітка: а) – ф) – див. опис до рисунку 5.

досліджуваного періоду середні розміри риб в улові були нижче ніж $LF=M$ (ліва нижня частина діаграми), але поступово зростали та досягли оптимального значення у 2020–2021 рр. (рис. 9). При цьому рівень промислової експлуатації F/M зменшився у останні роки, що призвело до поліпшення стану запасу. Величина промислової біомаси B у 2021 році майже досягла оптимального значення B_{MSY} (див. рис. 9).

За результатами аналізу $LB-SPR$ (рис. 10) у період із 2014 по 2021 рр. середнє значення індексу SPR коропа виявилося трохи вище 40 % (помірно експлуатований). Це також свідчить про відносно добрий стан популяції цього виду в Дністровському лимані.

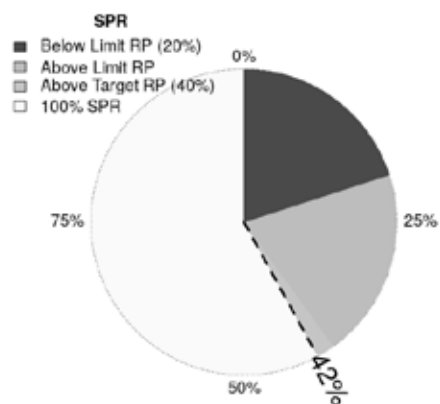


Рис. 10. Середнє значення індексу SPR коропа у Дністровському лимані в 2014–2021 рр.

Примітка: див. опис до рисунку 6.

Лящ звичайний. В сучасних умовах ляща представлені особини, промисловою довжиною 12–40 см. З 2018 року частка крупних особин в уловах поступово зменшувалась. В останні три роки промисел базувався на використанні особин молодших вікових груп (до 3 років) – маломірна молодь ляща (менше 30 см довжиною) в уловах становила 80–85 % (рис. 11). Суттєве омолодження стада ляща безумовно є наслідком надмірної експлуатації його запасу. За результатами аналізу BSM впродовж 2000–2021 рр. вилов лящу коливався близько значення MSY з перевищенням у період 2005–2009 рр. (рис. 12), а улов на зусилля варіювався від 21,3 кг до 13 кг, досягши мінімального значення у 2020 році (див. табл. 1). Експлуатація запасу лящу лише незначно перевищувала оптимальну. Однак якісний склад уловів поступово знижувався. Основу вилову 2019–2021 рр. складали особини ляща, які не досягли статевої зрілості.

Надмірний вилов нестатевозрілих особин привів до зниження чисельності маточного стада ляща та, як наслідок, зниження чисельності групи поповнення у 2020 та 2021 рр. Запас ляща у минулий рік зменшився практично в 1,2 рази – $B_{2021}=849$ т в порівнянні з $B_{2019}=1010$ т. Оптимальне значення промислової біомаси за результатами моделювання становить $B_{MSY}=1120$ т. Промислова смертність оцінена на рівні $F_{2021}=0,143$, при оптимальних значеннях $F_{MSY}=0,132$ (рис. 12). Величина максимального врівноваженого вилову MSY ляща становить 148 т.

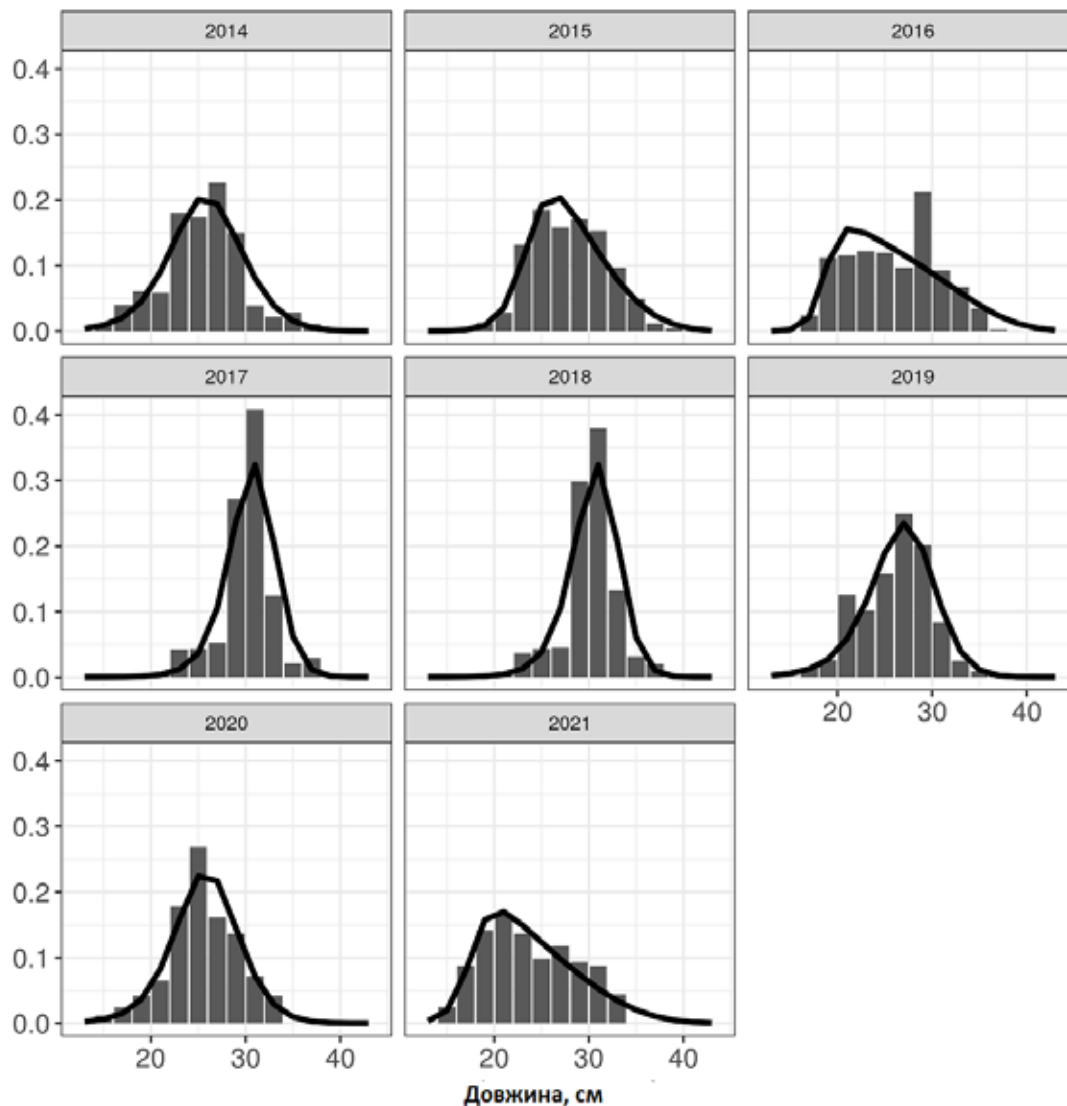


Рис. 11. Розподіл частот розмірних класів за промисловою довжиною ляща в уловах сіток та ятерів у Дністровському лимані в 2014–2021 рр.

Слід зазначити, що величина допустимого улову ляща у 2017–2021 рр. становила 200 т/рік і потребує коригування у бік зниження.

За результатами *LBB* аналізу оптимальна середня промислова довжина в улові становить $LF=M=29,1$ см у припущенні, що $FMSY=M$ (рис. 13).

Однак треба зауважити, що Правилами промислового рибальства в басейні Чорного моря (1998) встановлена мінімальна промислова міра ляща на рівні 30 см. Відповідно до попередніх досліджень, 50 % особин довжиною 30 см тільки досягають статевої зрілості, тому не дозволено зменшувати мінімальний допустимий розмір ляща на промислі. Необхідне вжиття заходів для зменшення прилову молоді, частка якої в останні три роки в уловах ста-

новила 80–85 %. Насамперед рекомендується обмеження застосування дрібновічкових ліскових сіток на Дністровському лимані.

Ймовірно доцільно запровадити обмеження на певні місця та терміни лову, посилити контроль та впровадити заходи з запобігання ННН-промислу ляща.

Також про надмірну експлуатацію цього виду риби в Дністровському лимані свідчать результати *LB-SPR* аналізу. Середнє значення індексу *SPR* ляща у період із 2014 по 2021 рр. становило лише 18 % (рис. 14).

Тараня (плітка). Основу уловів тарані складають особини промисловою довжиною 15–20 см (рис. 15). В останні роки було помітно еліміновано великорозмірних особин в уловах.

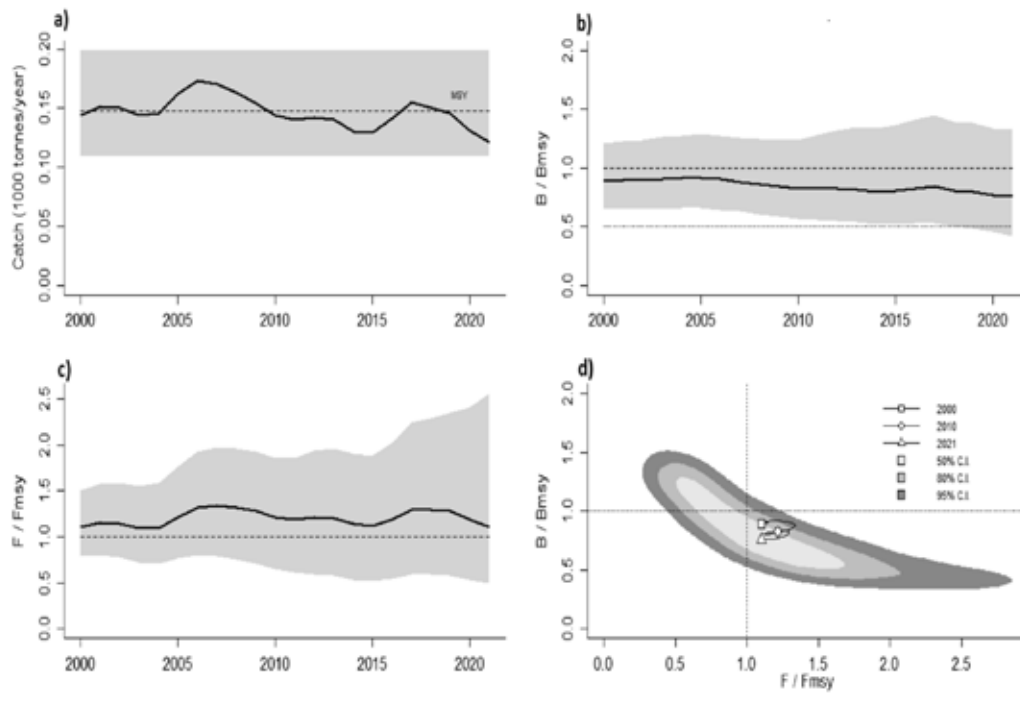


Рис. 12. Стан запасу ляща у Дністровському лимані (2000–2021 рр.)

Примітка: а) – д) – див. опис до рисунку 3.

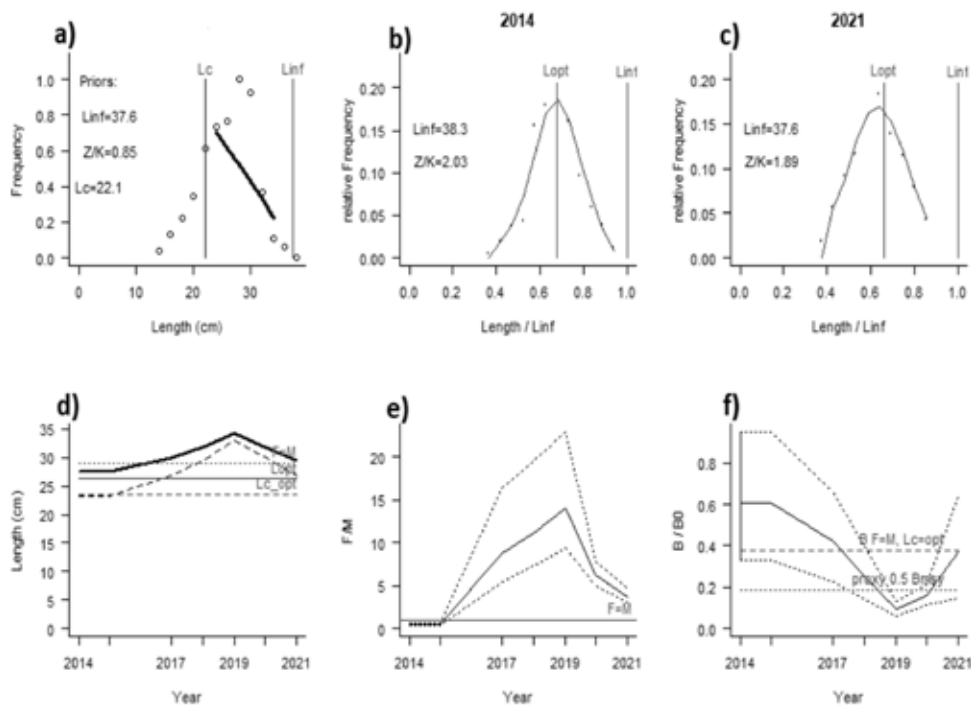


Рис. 13. Аналіз розмірних рядів ляща у Дністровському лимані в 2014–2021 рр.

Примітка: а) – ф) – див. опис до рисунку 5.

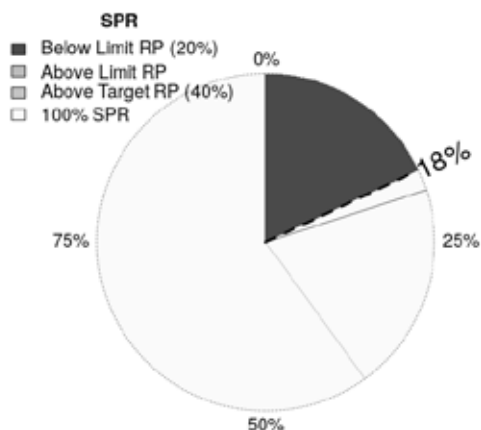


Рис. 14. Середні значення індексу *SPR* ляща у Дністровському лимані в 2014–2021 рр.

Примітка: див. опис до рисунку 6.

За результатами моніторингу промислу в період 2015–2021 рр. визначено негативний тренд якісних характеристик популяції: її структура помітно погіршилася – домінуюча група змістилася у бік малорозмірних класів.

Останні три роки частка маломірної молоді тарані в уловах становила 35–80 %. Все це свідчить про інтенсивну експлуатацію популяції тарані Дністровського лиману.

За даними аналізу *BSM* вилов тарані у 2000–2001 рр. значно перевищував оптимальний, що призвело до зниження запасу. Однак з 2002 року експлуатація здійснювалася на рівні близькому до оптимального. Внаслідок цього відбулося швидке відновлення популяції. У 2017–2021 рр. спостерігалася як зростання загального вилову, так й улову на зусилля. Наразі поточне значення промислової біомаси *B* практично співпадає з B_{MSY} (рис. 16).

За результатами моделювання сучасне оптимальне значення промислової біомаси становить $B_{MSY}=306$ т, що більш ніж в 1,5 рази перевищує значення 2019 р. Промислова смертність оцінена на рівні $F_{2021}=0,127$, при оптимальних значеннях $F_{MSY}=0,13$. Величина максимального врівноваженого вилову *MSY* тарані становить 39,9 т (за оцінками з використанням даних офіційної промислової статистики). Однак, як і у випадку з коропом, для більш точної оцінки допустимого вилову слід враховувати обсяги неконтрольованого, насамперед любительського вилову.

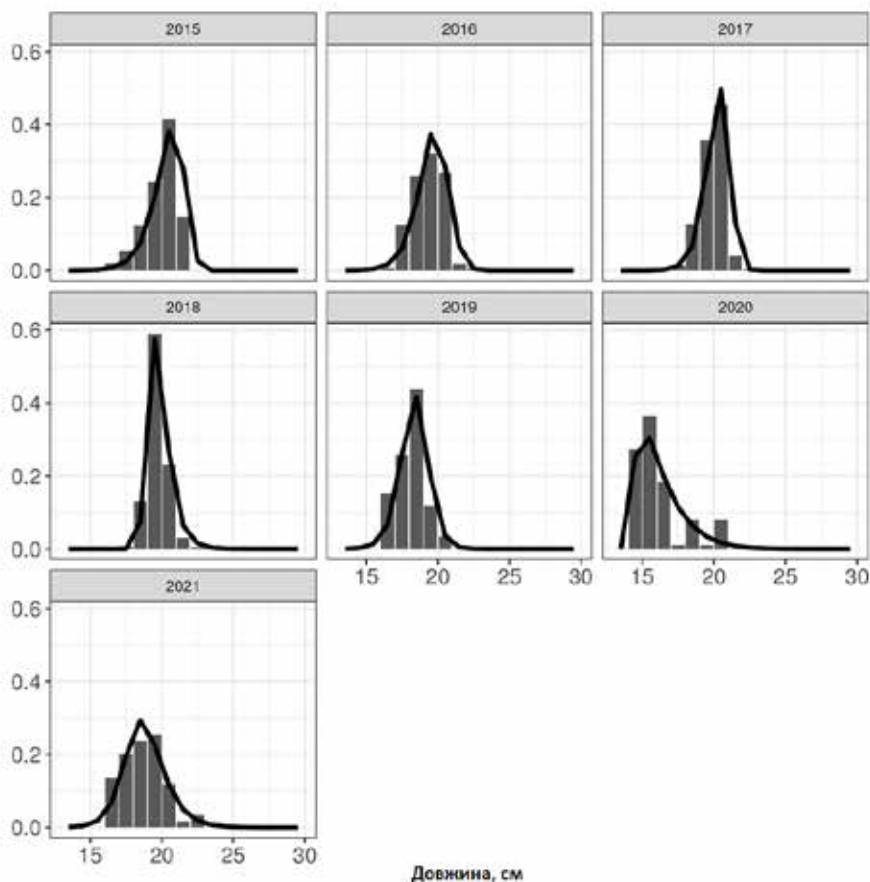


Рис. 15. Розподіл частот розмірних класів за промисловою довжиною тарані в уловах сіток у Дністровському лимані в 2015–2021 рр.

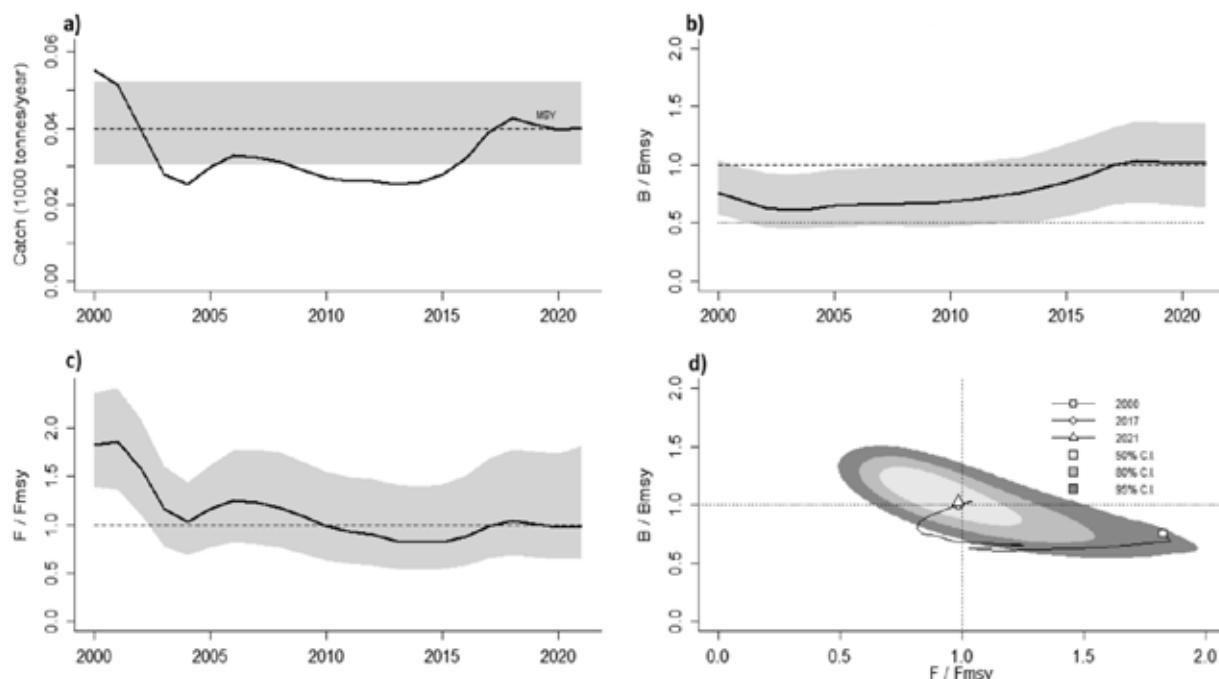


Рис. 16. Стан запасу тарані у Дністровському лимані (2000–2021 рр.)

Примітка: а) – d) – див. опис до рисунку 3.

За відкоригованими даними вилову MSY тарані становить 57,7 т (табл. 5).

Результати $LB-SPR$ аналізу тарані (рис. 17) вказують на відносно помірну експлуатацію промислової частини її популяції (28 %)

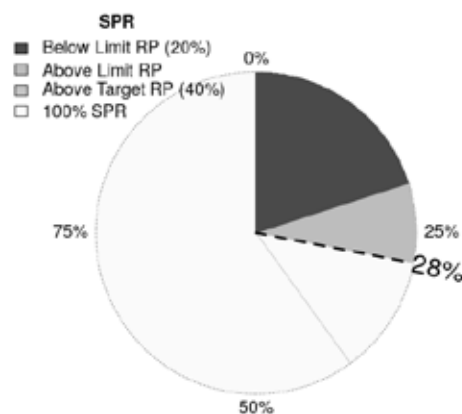


Рис. 17. Середні значення індексу SPR тарані у Дністровському лимані в 2015–2021 рр.

Примітка: див. опис до рисунку 6.

Судак звичайний. Основу уловів судака складають особини, промислова довжина яких становить 30–40 см (рис. 18). За даними спостережень понад половину уловів складають особини, довжина яких менше дозволеного промислового розміру – 38 см (Правила ... 1998). Значна частина молоді гине в дрібновічкових сітках та інших знаряддях лову

та ніяк не враховується офіційною статистикою. Частка крупних особин (1,5 кг та більше) в уловах вкрай незначна. Все це свідчить про дуже високий вплив промислу на стан популяції судака у Дністровському лимані. За даними BSM аналізу протягом 2000–2014 рр. вилов судака значно перевищував значення MSY , що призвело до суттєвого скорочення його запасу (рис. 19). Вилов і улов на одне промислове зусилля суттєво знизилися у наступні роки.

На даний час запас судака знаходиться у вкрай незадовільному стані. Величина біомаси є суттєво нижчою за критичне значення $B_{pa} = 0,5 \cdot B_{MSY}$. На підставі обережного підходу для запасу судака визначено значення $F_{MSY} = 0,0067$ (це значення застосовано для побудови графіків на діаграмі див. рис. 19). Вилов цього виду в лимані не повинен перевищувати 5 т. Слід зазначити, що зниження дозволеного обсягу вилову (ліміту, прогнозу) не призведе до суттєвого покращення стану запасу. Молодь судака продовжуватиме гинути в дрібновічкових знаряддях лову без будь-якого обліку.

Більш ефективним заходом, спрямованим на відновлення чисельності, була б заборона або значне обмеження застосування дрібновічкових ліскових сіток для лову риби в лимані.

Отже, слід ще раз підкреслити, що Дністровський лиман не є замкнутим та відокремленим від басейну р. Дністер. Разом з нижньою частиною річки, з її широкою плавневою системою, утворює фактично єдину велику рибогосподарську водойму.

Таблиця 5

Результати оцінки стану запасу тарані у Дністровському лимані за моделлю *BSM*
за даними офіційної статистики та з урахуванням ННН вилову

Результати <i>BSM</i>	$MSY, \text{т}$	$B_{2021}, \text{т}$	$B_{MSY}, \text{т}$	B_{2021}/B_{MSY}	F_{2021}	F_{MSY}	F_{2021}/F_{MSY}
Оцінка за офіційною статистикою	39,9	315	306	1,03	0,127	0,130	0,98
Оцінка з урахуванням ННН вилову	57,7	580	528	1,10	0,146	0,109	1,34

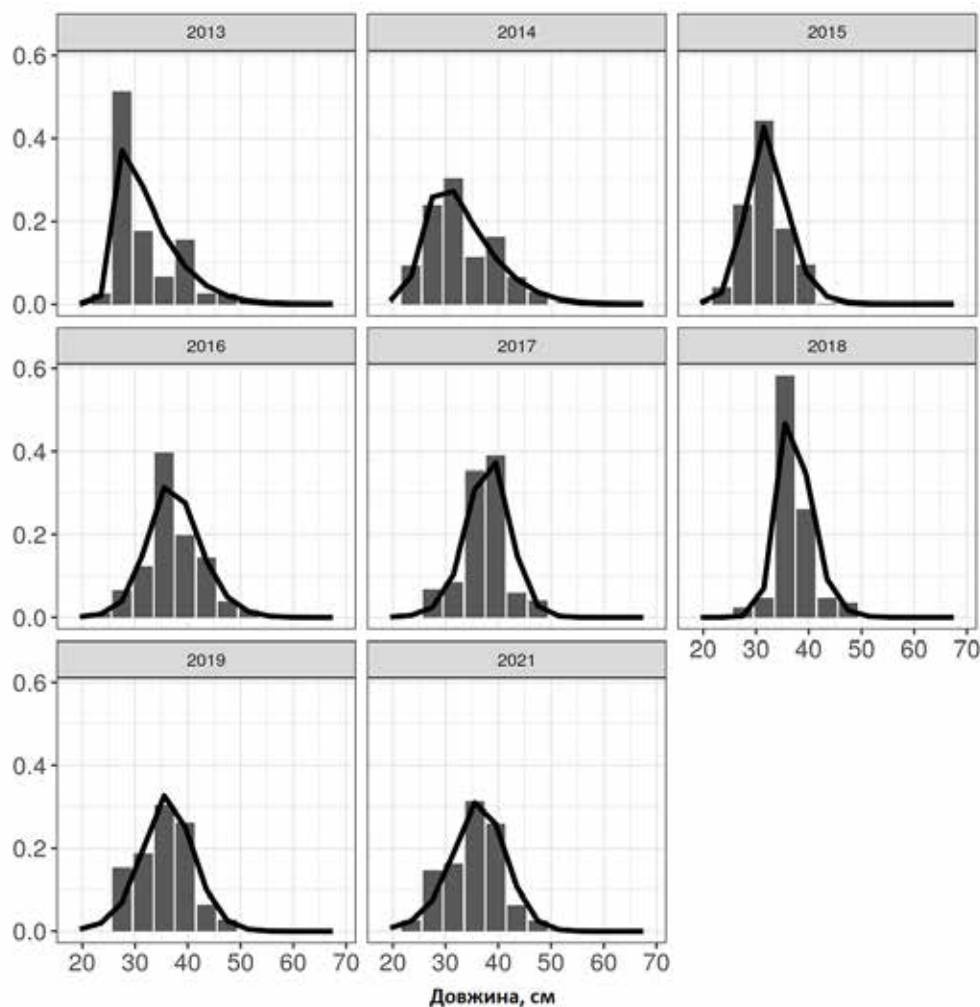


Рис. 18. Розподіл частот розмірних класів за промисловою довжиною судака в уловах сіток у Дністровському лимані в 2013–2021 рр.

Запас водних біоресурсів лиману, який є по суті великою нагульною водоймою, постійно поповнюється за рахунок молоді з нерестовищ Нижнього Дністра (Старушенко, и Бушуєв 2001). Точна оцінка чисельності груп поповнення на великій території, значна частина якої є транскордонною, а також має охоронний статус, практично неможлива, тому не враховується при розрахунках кількісних показників рибних ресурсів. Періодично запаси промислових видів риб, насамперед коропа та рослиноїдних (товстолобиків та білого амура), можуть поповнятися за рахунок зарибка вирослих ставків, які зазнають

руйнувань у період повені. Не є абсолютно достовірною статистика зариблення самого лиману, так же як офіційна статистика вилову водних біоресурсів. Дуже серйозною проблемою для точної оцінки запасів залишається неконтрольований вилов риби рибалками-любителями та бракон'єрами (Булат и др. 2019; Снігірьов, Леончик, та Бушуєв 2020; Бушуєв, та Снігірьов 2020; Тромбицкий и др. 2020). Об'єми ННН вилову досить важко оцінити на такій великій водоймі. Все це дуже ускладнює коректне рішення задачі оцінки запасів водних біологічних ресурсів, визначення прогнозів та лімітів їх вилову.

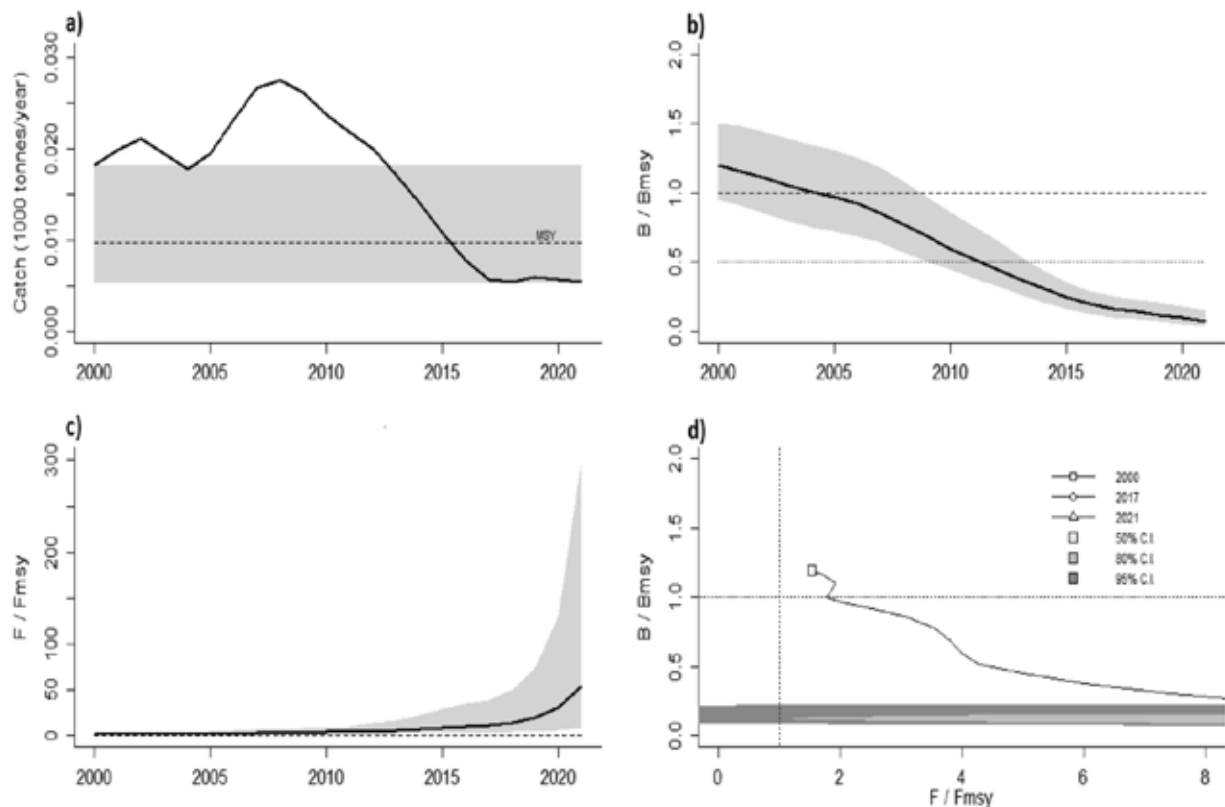


Рис. 19. Стан запасу судаку у Дністровському лимані (2000–2021 рр.)

Примітка: а) – д) – див. опис до рисунку 3.

чення. Вочевидь, що недостовірність оцінки запасу, безумовно, призводить до помилок при визначенні прогнозів допустимого вилову. Завищена величина прогнозу при завищеній оцінці запасу веде до перелову ресурсів, тоді як занижені значення допустимого вилову можуть спричинити збільшення рівня ННН-рибальства. Таким чином, стає цілком зрозумілим, що лімітування або визначення допустимого вилову не може бути єдиним надійним інструментом регулювання промислу, особливо стосовно такого великого та складного для вивчення рибних ресурсів водоймища як Дністровський лиман. Дуже яскравим тому прикладом є катастрофічний стан популяції судака в лимані. Лімітування, тобто визначення величини допустимого його вилову, не призвело до позитивних результатів, а лише посилює нелегальний вилов. Набагато дієвим заходом щодо збереження чисельності судака могло б бути обмеження застосування дрібновічкових ліскових сіток, в яких гине велика кількість молоді цього виду риби. Кількісні обмеження знарядь лову може бути кориснішим для регулювання промислу тарані, ляща, а також і для карася сріблястого. На даний момент може бути ефективним введення тимчасової заборони на використання закидних неводів восени 2022 р. Надалі можуть здійснюватися обмеження

застосування закидних неводів та/або закриття окремих ділянок лиману для промислу на підставі даних контрольних ловів та іхтіологічних зйомок. Слід враховувати також те, що карась сріблястий, як харчовий конкурент коропа, ляща та тарані, є відносно малоцінною рибою з вищими темпами відтворення та поповнення запасу. Тому повне закриття його промислу не буде ефективним заходом раціонального використання біоресурсів лиману.

Наприкінці важливо зазначити, що одна з основних причин збіднення рибних запасів Дністровського лиману – це безмежна експлуатація водних біоресурсів, що була створена недієвою системою управління. Очевидно, що в даному випадку суттєве та швидке покращення ситуації можливе не при введенні додаткових заборон та мораторіїв, а лише у разі суворого дотримання вимог Правил та Режимів промислового рибальства, максимально можливого виключення ННН-рибальства як на Дністровському лимані, так і на всій території Нижнього Дністра.

Висновки

Основу промислових уловів Дністровського лиману як і раніше складають карась сріблястий, лящ, оселедець чорноморсько-азовський, короп звичайний (сазан), тараня (плітка звичайна), судак звичайний, окунь звичайний та деякі інші види.

Загальний вилов риби в період 2016–2021 рр. був найбільшим серед зареєстрованих уловів за весь історичний період. В 2019 році зареєстровано найбільший вилов карася сріблястого. В 2020 та 2021 рр. спостерігалось його суттєве зменшення. В 2018–2021 рр. в 1,5 рази збільшився вилов коропа (до 45 т за офіційною статистикою). Улови тарані та ляща були відносно стабільними. Вилов судака залишається на критично низькому рівні (до 5 т).

Різке збільшення рівня експлуатації запасу карася призвело до значного зниження його чисельності. За даними BSM моделювання біомаса частини популяції, що обловлюється, скоротилася з 9 тис. т/рік у 2012–2015 рр. до 2,5–3 тис. т/рік у 2019–2021 рр. Величина максимального врівноваженого вилову MSY становить 813 т при оптимальній середній промисловій довжині особин карася в улові – 18,5–19 см. Результати $LB-SPR$ аналізу свідчать про надмірну промислову експлуатацію карася в Дністровському лимані – промислова смертність F в 3–4 рази перевищує природну M .

Величина біомаси запасу коропа не знижувалась нижче ніж B_{MSY} протягом досліджуваного періоду, а рівень експлуатації у 2018–2021 рр. наблизився до оптимального значення. За даними експертних оцінок з урахуванням об'ємів ННН та любительського вилову, MSY коропа визначено на рівні 92,7 т. Оптимальна середня довжина вступу до промислу оцінена на рівні 32 см при оптимальній довжині в улові 39,9 см. Результати аналізу $LB-SPR$ свідчать про відносно задовільний стан популяції коропа в Дністровському лимані.

Експлуатація запасу ляща перевищувала оптимальну в останні роки і здійснювалася у вкрай

нераціональному режимі. Надмірний вилов нестатевозрілих особин привів до зниження чисельності маточного стада ляща та, як наслідок, до зниження чисельності груп поповнення. MSY ляща становить 148 т. Середня промислова довжина ляща в улові не повинна бути нижче 30 см. Результати $LB-SPR$ аналізу вказують на надмірну експлуатацію цього виду.

Поточне значення промислової біомаси тарані практично співпадає з B_{MSY} . Величина максимального врівноваженого вилову тарані становить 57,7 т (з урахуванням ННН-вилову). За даними $LB-SPR$ експлуатація тарані залишається на відносно помірному рівні (28 %).

Загальний вилов і улов на одне промислове зусилля судака суттєво знизилися в останні роки. Запас цього виду знаходиться у вкрай неблагополучному стані. Величина біомаси є суттєво нижчою за критичне значення $B_{pa} = 0,5 \cdot B_{MSY}$. Вилов судака не повинен перевищувати 5 т.

Регулювання промислу шляхом обмеження застосування знарядь лову при суворому дотриманні вимог Правил та Режимів промислового рибальства, є найбільш ефективними методами відновлення чисельності та раціонального використання запасів водних біоресурсів Дністровського лиману.

Подяка

Автори висловлюють велику вдячність Чернотубу Віктору Васильовичу – керівнику приватного підприємства «Калкан» і всім рибалкам цього підприємства за допомогу в проведенні науково-дослідних робіт, зборі іхтіологічного матеріалу, а також за цінну інформацію про стан промислу на Дністровському лимані.

Список використаних джерел

1. Булат Ден., Булат Дм., Зубков Е., Филипенко С., Мустя М., Богатый Д., Губанов В., Степанок Н., Тромбицкий И. Предварительная оценка прессинга любительского лова на рыбные запасы Нижнего Днестра. Hydropower impact on river ecosystem functioning : Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, October 8–9 2019. Tiraspol: Eco-Tiras, 2019. С. 35–40.
2. Бушуев С.Г., Снігірьов С.М. Організація рибальства в Нижньому Дністрі і в Дністровському лимані (аналітичний огляд). *Морський екологічний журнал*, 2020. 1. С. 53–63.
3. Гребень В., Губанов В., Гуляева О., Гылка Г., Зубкова Е., Калашник А., Кольвенко В., Мелиан Р., Пенков М., Тромбицкий И., Усов А. Анализ влияния водохранилищ Днестровских ГЭС на состояние бассейна Днестра. Отчет молдавско-украинской экспертной группы / ред. Денисов Н. 2019. 62 с.
4. Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробиологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України / уклад. Озінковська С.П., В.М. Єрко, Г.Д. Коханова та ін. Київ: ІРГ УААН, 1998. 47 с.
5. Методические указания по оценке численности рыб в пресноводных водоемах / сост. Ю.Т. Сечин. Москва: ВНИИПРХ, 1990. 50 с.
6. Мовчан Ю.В. Риби України (визначник-довідник). Київ: Наукова думка, 2011. 420 с.
7. Правила промислового рибальства в басейні Чорного моря: Наказ Державного комітету рибного господарства України від 08 грудня 1998 № 164. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0147-99#Text>
8. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). Москва: Пищевая промышленность, 1966. 375 с.
9. Пряхин Ю.В., Шкицкий В.А. Методы рыбохозяйственных исследований. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН, 2008. 256 с.
10. Снігірьов С.М., Леончик Є.Ю., Бушуев С.Г. Стан промислових запасів коропа *Cyprinus carpio*

Linnaeus, 1758, ляща *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), тарані *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) та судака *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) у Дністровському лимані в 2000–2019 рр. *Рибогосподарська наука України*. 2020. 1(51). С. 44–52.

11. Старушенко Л.И., Бушуєв С.Г. Причерноморские лиманы Одесщины и их рыбохозяйственное использование. Одесса: Астропринт, 2001. 151 с.

12. Тромбицкий И., Булат Ден., Булат Дм., Филипенко С., Мустя М., Богатый Д., Губанов В., Степанок Н. Оценка влияния любительского рыболовства на рыбные запасы Нижнего Днестра. Отчет по результатам полевых исследований в 2019–2020 гг. Кишинев–Одесса–Тирасполь: Eco-Tiras, 2020. 23 с.

13. Чугунова Н.И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. Москва: Изд-во АН СССР, 1959. 164 с.

14. Froese R., Binohlan C. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*. 2000. Vol. 56(4). P. 758–773.

15. Froese R., Branch T.A., Proelß A., Quaas M., Sainsbury K., Zimmermann C. Generic harvest control rules for European fisheries. *Fish and Fisheries*. 2011. Vol. 12(3). P. 340–351.

16. Froese R., Demirel N., Coro G., Kleisner K., Winker H. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries*. 2017. Vol. 18(3). P. 506–526.

17. Froese R., Winker H., Coro G., Demirel N., Tsikliras A., Dimarchopoulou D., Scarcella G., Probst W.N., Dureuil M., Pauly D. A new approach for estimating stock status from length frequency data. *ICES Journal of Marine Science*. 2018. Vol. 75(6). P. 2004–2015.

18. Froese R., Pauly D. (eds). FishBase. World Wide Web electronic publication. URL: www.fishbase.org (06/2021)

19. Goodyear C.P. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. *Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences*. 1993. Vol. 120. P. 67–82.

20. Hordyk A., Ono K., Sainsbury K., Loneragan N., Prince J. Some explorations of the life history ratios

to describe length composition, spawning-per-recruit, and the spawning potential ratio. *ICES Journal of Marine Science*. 2015. Vol. 72(1). P. 204–216.

21. Hurtado-Ferro F., Szuwalski C.S., Valero J.L., Anderson S.C., Cunningham C.J., Johnson K.F., Licandeo R., McGilliard C.R., Monnahan C.C., Muradian M.L., Ono K., Vert-Pre K.A., Whitten A.R., Punt A.E. Looking in the rear-view mirror: bias and retrospective patterns in integrated, age-structured stock assessment models. *ICES Journal of Marine Science*. 2015. 72. P. 99–110.

22. Jensen A.L. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. *Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences*. 1996. 53. P. 820–822.

23. Markov Chain Monte Carlo in Practice / eds. W.R. Gilks, S. Richardson, D.J. Spiegelhalter. London: Chapman and Hall/CRC, 1996. 504 p.

24. Mohn R. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES Journal of Marine Science*. 1999. 56. P. 473–488.

25. Prince J., Hordyk A., Sarah R.V., Loneragan N., Sainsbury K. Revisiting the concept of Beverton-Holt life-history invariants with the aim of informing data-poor fisheries assessment. *ICES Journal of Marine Science*. 2015. 72 (1). P. 194–203.

26. Schaefer M.B. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*. 1954. 1(2). P. 23–56.

27. Snigirov S., Kvach Yu., Kutsokon Yu., Zamorov V., Snigirova A., Sylantsev S. Ecological and taxonomic analysis of the ichthyofauna of the Lower Dniester, the Dniester Estuary and the adjacent Black Sea area. *Acta Zoologica Bulgarica*. 2022. 74 (2). P. 245–254.

28. The Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act is the primary law that governs marine fisheries management in U.S. federal waters. Last updated by Office of Sustainable Fisheries on 02/24/2022. URL: <https://www.fisheries.noaa.gov/resource/document/magnuson-stevens-fishery-conservation-and-management-act>

References

1. Bulat, Den., Bulat, Dm., Zubkov, E., Filipenko, S., Mustya, M., Bogatyi, D. et al. (2019). Predvaritelnaia otsenka pressinga liubitelskogo lova na rybnye zapasy Nizhnego Dnestra [Preliminary assessment of amateur fishing pressure on the fish stocks of the Lower Dniester]. Proceedings of the: *International Conference «Hydropower impact on river ecosystem functioning»*. (pp. 35–40). Tiraspol: Eco-Tiras [in Russian].

2. Bushuiev, S.H., & Snigirov, S.M. (2020). Orhanizatsiia rybalstva v Nyzhnomu Dnistri i v Dnistrovskomu lymani (analychnyi ohliad) [Fishery organization in the lower Dniestr and in the Dnistrovsky liman (analytical overview)]. *Morskyi ekologichnyi*

zhurnal – Marine ecological journal, 1, 53–63 [in Ukrainian].

3. Greben, V., Gubanov, V., Guliaeva, O., Gylka, G., Zubkova, E., Kalashnyk, A. et al. (2019). Analiz vliianiia vodokhranilishch Dnestrovskikh GES na sostoianie basseina Dnestra. Otchet moldavsko-ukrainskoi ekspertnoi gruppy / red. Denisov N. 62 p. [in Russian].

4. Ozinkovska, S.P., Yerko, V.M., Kokhanova, G.D. et al. (Eds.). (1998). *Metodyka zboru i obrobky ikhtiologichnykh i hidrobiologichnykh materialiv z metoiu vyznachennia limitiv promyslovoho vyluchennia ryb z velykykh vodoskhovyshch i lymaniv Ukrainy* [Methods of collecting and processing ichthyological

and hydrobiological materials in order to determining the limits of industrial extraction of fish from large reservoirs and estuaries of Ukraine]. Kyiv: IRH UAAN [in Ukrainian].

5. Sechin, Iu. T. (Eds.). (1990). *Metodicheskie ukazaniia po otcenke chislennosti ryb v presnovodnykh vodoemakh* [Methodical guidelines for estimating the abundance of fish in freshwater reservoirs]. Moskva: VNIIPRKh [in Russian].

6. Movchan, Yu. V. (2011). *Ryby Ukrainy (vyznachnyk-dovidnyk)* [Fish of Ukraine]. Kyiv: Naukova dumka [in Ukrainian].

7. Nakaz Derzhavnoho komitetu rybnoho hospodarstva Ukrainy Pravyla promyslovoho rybalstva v baseini Chornoho moria : zatv. 08.12.1998 № 164 [Commercial fishery rules in the Black Sea basin from December 8 1998, № 164] [in Ukrainian].

8. Pravdin, I. F. (1966). *Rukovodstvo po izucheniiu ryb (preimushchestvenno presnovodnykh)* [Guide to studying fish (predominantly freshwater)]. Moskva: Pishchevaia promyshlennost [in Russian].

9. Priakhin, Iu. V., & Shkitchii, V. A. (2008). *Metody rybokhoziaistvennykh issledovaniy* [Methods of fishery research]. Rostov-na-Donu: Izd-vo IuNTs RAN [in Russian].

10. Snihirov, S. M., Leonchuk, Ye. Iu., & Bushuev, S. H. (2020). Stan promyslovykh zapasiv koropa *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, liashcha *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), tarani *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) ta sudaka *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) u Dniistrovskomu lymani v 2000–2019 rr. [The state of commercial stocks of common carp *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, bream *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), roach *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) and zander *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) in the Dniestrovskiy estuary in 2000–2019]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy – Fisheries science of Ukraine*, 1 (51), 44–52 [in Ukrainian].

11. Starushenko, L. I., & Bushuev, S. G. (2001). *Prichernomorskie limany Odesshchiny i ikh rybokhoziaistvennoe ispolzovanie* [The Black Sea estuaries of the Odesa region and their fishery use]. Odessa: Astroprint [in Russian].

12. Trombitckii, I., Bulat, Den., Bulat, Dm., Filipenko, S., Mustya, M., Bogatyi, D. et al. (2020). *Otcenka vliianiia liubitelskogo rybolovstva na rybnye zapasy Nizhnego Dnestra. Otchet po rezul'tatam polevykh issledovaniy v 2019–2020 gg.* [Assessment of the influence of recreational fishing on the fish stocks of the Lower Dniester: Report on the results of field research in 2019–2020]. Kishinev-Odessa-Tiraspol: Eco-Tiras [in Russian].

13. Chugunova, N. I. (1959). *Rukovodstvo po izucheniiu vozrasta i rosta ryb.* [Guide to the study of the fish age and growth]. Moskva: Izd-vo AN SSSR [in Russian].

14. Froese, R., & Binohlan, C. (2000). Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56, 758–773.

15. Froese, R., Branch, T. A., Proelß, A., Quaas, M., Sainsbury, K., & Zimmermann, C. (2011). Generic harvest

control rules for European fisheries. *Fish and Fisheries*, 12 (3), 340–351.

16. Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K., & Winker, H. (2017). Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries*, 18 (3), 506–526.

17. Froese, R., Winker, H., Coro, G., Demirel, N., Tsikliras, A., Dimarchopoulou, D. et al. (2018). A new approach for estimating stock status from length frequency data. *ICES Journal of Marine Science*, 75 (6), 2004–2015.

18. Froese, R., Pauly, D. (eds). (2021). FishBase. World Wide Web electronic publication. Retrieved from www.fishbase.org, version (06/2021).

19. Goodyear, C. P. (1993). Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. *Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences*, 120, 67–82.

20. Hordyk, A., Ono, K., Sainsbury, K., Loneragan, N., & Prince, J. (2015). Some explorations of the life history ratios to describe length composition, spawning-per-recruit, and the spawning potential ratio. *ICES Journal of Marine Science*, 72 (1), 204–216.

21. Hurtado-Ferro, F., Szuwalski, C. S., Valero, J. L., Anderson, S. C., Cunningham, C. J., Johnson K. F. et al. (2015). Looking in the rear-view mirror: bias and retrospective patterns in integrated, age-structured stock assessment models. *ICES Journal of Marine Science*, 72, 99–110.

22. Jensen, A. L. (1996). Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. *Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, 820–822.

23. Gilks, W. R., Richardson, S., Spiegelhalter, D. J. (Eds.). (1996). Markov Chain Monte Carlo in Practice. London: Chapman and Hall/CRC.

24. Mohn, R. (1999). The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES Journal of Marine Science*, 56, 473–488.

25. Prince, J., Hordyk, A., Sarah, R. V., Loneragan, N., & Sainsbury, K. (2015). Revisiting the concept of Beverton-Holt life-history invariants with the aim of informing data-poor fisheries assessment. *ICES Journal of Marine Science*, 72 (1), 194–203.

26. Schaefer, M. B. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 1 (2), 23–56.

27. Snigirov, S., Kvach, Yu., Kutsokon, Yu., Zamorov, V., Snigirova, A., & Sylantyev, S. (2022). Ecological and taxonomic analysis of the ichthyofauna of the Lower Dniester, the Dniester Estuary and the adjacent Black Sea area. *Acta Zoologica Bulgarica*, 74 (2), 245–254.

28. The Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act is the primary law that governs marine fisheries management in U.S. federal waters. Last updated by Office of Sustainable Fisheries on 02/24/2022. <https://www.fisheries.noaa.gov/resource/document/magnuson-stevens-fishery-conservation-and-management-act>.

**ANALYSIS OF NOWADAYS FISHERIES AND THE RECOMMENDATIONS
OF THE REGULATION OF THE MAIN COMMERCIAL FISH SPECIES STOCKS
EXPLOITATION IN THE DNIESTROVSKIY LIMAN**

Snigirov S.M., PhD, Senior researcher

Odessa National I.I. Mechnikov University,

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine, snigirev@te.net.ua

Leonchik Ye.Yu., PhD, Associate professor

Odessa National I.I. Mechnikov University, leonchik@ukr.net

Bushuev S.G., PhD, Senior researcher

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

The dynamics of the catch of the main commercial fish species of the Dniesterovskiy liman are presented. The size-age composition of the gibel carp *Carassius gibelio* (Bloch, 1783), common carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), common bream *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), roach *Rutilus heckelii* (Nordmann, 1840) and common pike-perch *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) from commercial catches in the Dniesterovskiy liman in 2012–2021 was analyzed. The obtained data were used to analyze the state of fish stocks and to obtain the recommended optimal indicators of their exploitation using modern models *BSM*, *LBB* and *LB-SPR*. The overexploitation of gibel carp in the Dniesterovskiy liman was observed accordingly *BSM*, *LBB* and *LB-SPR* results. A sharp increase in the level of exploitation of gibel carp has led to its stock decline. The level of common carp exploitation in 2018–2021 has approached the optimal value. The currently state of its population in the Dniesterovskiy liman is relatively good. Commercial exploitation of the common bream and roach remains at an excessive and at a relatively moderate level respectively. The catch and CPUE of the pike perch have been declined significantly in recent years. The stock of this species is in a very unfavorable condition. The recommendations for further use of the main commercial fish species in the Dniesterovskiy liman are given. Accordingly obtained results the value of the maximum sustainable yield (*MSY*) of gibel carp is 813 tons with the optimal average commercial length in the catch – 18.5–19 cm. *MSY* of common carp is set at 92.7 tons with the optimal length in the catch – 39.9 cm, common bream – 148 tons with an optimal length in the catch no less than 30.0 cm. *MSY* of roach is set at 57.7 tons. The value of pike perch biomass is significantly lower than the critical value of $B_{pa} = 0.5 BMSY$ – its catch should not exceed 5 tons.

The strict compliance with the Rules (1998) and Regimes of commercial fishery, as well as commercial fishing regulating by limiting the use of fishing gear are the most effective methods of the abundance increasing and rational use of water biological resources of the Dniesterovskiy liman.

Key words: Dniesterovskiy liman, commercial fish species, stock, exploitation.

МАКРОЗООБЕНТОС ПРИБЕРЕЖНИХ БІОТОПІВ ОДЕСЬКОГО МОРСЬКОГО РЕГІОНУ (ЧОРНЕ МОРЕ)

Синьогуб І.О. – с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

Бондаренко О.С. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України», olena.bondarenko@gmail.com

Кудренко С.А. – к.б.н., м.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України», skudrenko@ukr.net

Рибалко О.А. – м.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

Наведені дані про склад та структуру макробоентосу біотопів каміння і піску Одеського морського регіону на глибині до 8 м в період 2019–2021 рр. Всього в районі дослідження зареєстровано 91 таксон макробоентосу: кільчастих червів – 31, молюсків – 23, ракоподібних – 29, представників інших груп – 8. Середня чисельність макрофауни склала 25350 ± 4983 екз. \cdot м⁻², біомаса – $3462,2 \pm 570,1$ г \cdot м⁻². Найбільші показники середньої чисельності (16394 ± 4020 екз. \cdot м⁻²) визначені у *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), біомаси ($2519,6 \pm 454,3$ г \cdot м⁻²) – у *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819. За чисельністю (74 %) і біомасою (95,6 %) переважали молюски; серед трофічних груп – сестонофаги (77,9 % і 98,9 % відповідно).

В біотопі каміння знайдено 83 таксони, в біотопі піску – 58; коефіцієнт подібності по Жаккару-Альохіну між ними склав 54,9 %. Середні показники чисельності бентосу в біотопі каміння (54027 ± 10558 екз. \cdot м⁻²) були в 27 разів, біомаси ($7648,3 \pm 847,9$ г \cdot м⁻²) – в 137 разів більшими, ніж в біотопі піску (2008 ± 659 екз. \cdot м⁻² і $55,7 \pm 26,9$ г \cdot м⁻²). В обох біотопах за кількістю таксонів переважали кільчасті черви і ракоподібні; за чисельністю (75,4–43,3 %) і біомасою (95,6–88,3 %) домінували молюски. Серед трофічних груп за кількістю таксонів домінували детритофаги, за чисельністю і біомасою – сестонофаги. Частка видів-вселенців склала 7,8–1,1 % чисельності і 2,9–8,8 % біомаси. В біотопі каміння за чисельністю і біомасою переважали сесильні гідробіонти епіфауни, в біотопі піску – вагільні організми інфауни. В біотопі каміння виділені біоценози *M. galloprovincialis* і *M. lineatus*, в біотопі піску – *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758). Найбільші показники кількості таксонів (76), середньої чисельності (74147 ± 13133 екз. \cdot м⁻²) і біомаси ($10635,2 \pm 478,2$ г \cdot м⁻²) зареєстровані в біоценозі *M. galloprovincialis*, найменші (31 таксон, 4024 ± 2418 екз. \cdot м⁻² і $133,6 \pm 35,2$ г \cdot м⁻²) – в біоценозі *Ch. gallina*.

Ключові слова: макробоентос, прибережна зона моря, чисельність, біомаса, біотопи, біоценози, Одеський морський регіон Чорного моря.

Вступ

Одеський морський регіон належить до північно-західної частини Чорного моря. Його північною межею прийнято вважати гирло Григорівського лиману, південною – гирло Сухого лиману, морською – ізобату 20 м. Регіон знаходиться під впливом трансформованих, опріснених водних мас з Дніпровсько-Бузького лиману і урбанізованого теригенного стоку (Одеський регіон ... 2017).

Структуру угруповань макробоентосу природних субстратів прибережної зони Одеського морського регіону в різні часи на рівні біоценозів досліджували Н.А. Загоровський і Д. Рубінштейн (1916), С.Б. Грінбарт (1937, 1949), Ю.П. Зайцев та ін. (1995), І.О. Синьогуб та О.А. Рибалко (2001), Л.В. Воробйова

та І.О. Синьогуб (2014), на рівні біотопів – І.О. Синьогуб та ін. (2015) і І.О. Синьогуб (2017).

Ще на початку 1950-х рр. прибережна зона Одеського морського регіону почала зазнавати значних змін, коли в ній розпочалось берегоукріплювальне та протизсувне будівництво. Це стало серйозним втручанням в життя прибережної біоти. Біоценоз прибережних скель і каміння виявився засипаним шаром намитого піску з флорою і фауною, що їх населяла. Зміна ґрунтів призвела до зменшення площі твердих субстратів і, як наслідок, до ослаблення прибережного поясу біофільтраторів. Вже наприкінці 1980-х років відбулося якісне збіднення донної фауни та її кількісних показників – чисельності в 1,5 рази, біомаси – в 3,5. На якість

середовища існування донних організмів даного району також впливає скидання господарсько-побутових та промислових стоків (Одеський регіон ... 2017). Угрупування макрозообентосу прибережної зони Одеського морського регіону знаходяться під постійним впливом природних та антропогенних чинників, що призводить до значних змін їх структурно-функціональної організації.

Мета даної роботи – визначення структури угруповань макрозообентосу м'яких та природних твердих субстратів прибережної зони Одеського морського регіону в сучасний період.

Матеріал та методи досліджень

Матеріалом для даної роботи слугували проби макрозообентосу, які були зібрані в прибережній зоні Одеського морського регіону в районах мисів Ланжерон та Великий Фонтан (рис. 1) на глибині 0,5, 2, 4, 6 та 8 м в квітні та жовтні 2019–2021 рр. На кожній глибині зразки відбирали на кам'янистому та піщаному субстратах (на глибині 0,5 м тільки на піску) рамкою кількісного обліку площею 0,03 м². Всього зібрано 78 проб, в тому числі 35 – в біотопі каміння, 43 – в біотопі піску. В лабораторних умовах проби промивали через набір ґрунтових сит з мінімальним розміром вічка 1 мм та фіксували 4 % формаліном. Їх подальшу обробку проводили за стандартними методиками (Володкович 1980). Ідентифікацію особин за можливості проводили до таксонів нижчого рангу. Латинські назви видів наведені відповідно до Світового реєстру морських видів (<http://www.marinespecies.org>).

Для всіх таксонів визначені: середня чисельність – N , екз./м²; середня біомаса – B , г/м², частота

трапляння у відсотках – P . До основних віднесені таксони, знайдені на ≥ 50 % станцій, до другорядних – таксони, відмічені на 25–<50 % станцій, до випадкових – менш ніж на 25 % станцій. Для колоніальних тварин – губок, мохуваток, асцидій *Botryllus schlosseri* (Pallas, 1766) – чисельність не визначали, для поліхети *Janua heterostrophu* (Montagu, 1803) вказана тільки частота трапляння. У мідій, довших за 20 мм, перед зважуванням видаляли внутрішньомантіїну рідину.

Для порівняння видового складу макрозообентосу різних біотопів розраховано коефіцієнт подібності Жаккара-Альохіна (Воробьев 1949). Для аналізу біорізноманіття розраховані показники α -різноманіття, індекси Шеннона (H' (log2), домінування Сімпсона (D) та вирівняності Пієлу (e) (Одум 1986; Лебедева, и Кривоуцкий 2002). Для оцінки складності харчової структури фауни розраховані індекси її одноманіття (Несис 1965). При виділенні трофічних груп використані літературні джерела (Грезе 1985; Киселева 1981). Для виділення донних біоценозів для кожного виду розраховували індекс щільності (\sqrt{BP}), де B – його біомаса на станції (г/м²), а P – частота трапляння (Воробьев 1949).

Результати та обговорення

Під час відбору проб температура придонного шару води на глибині до 8 м в квітні була в межах 6,5–14,2 °C, солоність – 13,7–17,9 ‰, в жовтні – 13,4–20,5 °C і 16,6–17 ‰. Донні відклади були представлені пісками різного розміру, місцями з домішкою битої черепашки, та камінням. Починаючи з глибини 4–5 м, спостерігалася замулення обох субстратів.



Рис. 1. Район відбору проб макрозообентосу в прибережній зоні Одеського морського регіону (2019–2021 рр.)

Загальна характеристика макрозообентосу. Зареєстровано 91 таксон переважно видового рангу макрозообентосу евригалінного морського комплексу: кільчастих червів – 31, моллюсків – 23, ракоподібних – 29, представників інших груп – 8.

Показники макрозообентосу на станціях варіювали в значних межах. Так на одній з станцій (в біотопі піску на глибині 0,5 м) його представники не були виявлені. Натомість максимальна кількість таксонів (41) чисельністю 249475 екз. \cdot м² і біомасою 16037,8 г \cdot м² зареєстровані в біотопі каміння. Загалом середня чисельність склала 25350 \pm 5 екз. \cdot м², біомаса – 3462,2 \pm 570,1 г \cdot м².

За частотою трапляння до числа основних таксонів (P=53,8–56,4 %) увійшли *Mysta picta* (Quatrefages, 1866), олігохети і *M. lineatus*. Найбільший внесок у показник середньої чисельності (64,7 %) був у *M. lineatus*, біомаси (72,8 %) – у *M. galloprovincialis*. Мідія була представлена особинами з довжиною ступок до 80 мм, за чисельністю (53,7 %) переважала молодь довжиною до 5 мм. Серед таксономічних груп за чисельністю (74 %) і біомасою (95,6 %) переважали моллюски; серед п'яти трофічних груп – за кількістю таксонів (33) – детритофаги, за чисельністю (77,9 %) і біомасою (98,9 %) – сестонофаги. Індекс одноманіття харчової структури склав 0,97. За кількістю таксонів (54), чисельністю (91 %) і біомасою (99,1 %) домінували представники епіфауни. За кількістю таксонів (79) переважали гідробіонти вагільного комплексу, за чисельністю (76,2 %) і біомасою (98,3 %) – сесильного.

Зареєстровано 8 видів-вселенців: *Diadumene lineata* (Verrill, 1869), *Polydora cornuta* Bosc, 1802, *Dipolydora quadrilobata* (Jacobi, 1883), *Corambe obscura* (A. E. Verrill, 1870), *Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906), *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842), *Mya arenaria* Linnaeus, 1758, *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854). Їх сумарна частка склала 7,5 % чисельності і 2,9 % біомаси. Основу чисельності (73,7 %) і біомаси (95,5 %) вселенців формували *A. improvisus*.

Середня чисельність (41688 \pm 10171 екз. \cdot м²) і біомаса (5033,3 \pm 917,4 г \cdot м²) макрозообентосу біля мису Ланжерон були відповідно в 4,6 і 2,7 разів більшими, ніж біля мису Великий Фонтан. Кількість таксонів на обох ділянках була майже однаковою (74 і 76); коефіцієнт подібності Жаккара-Альохіна склав 64,8 %.

Характеристика макрозообентосу біотопів каміння і піску. В біотопі каміння зареєстровано 83 таксони макрозообентосу, в біотопі піску – 58. Коефіцієнт подібності між ними склав 54,9 %, в тому числі для кільчастих червів – 58,1 %, моллюсків – 43,5 %, ракоподібних – 65,5 %. Середні значення чисельності (54027 \pm 10558 екз. \cdot м²) і біомаси (7648,3 \pm 847,9 г \cdot м²) зообентосу в біотопі каміння

були в 27 та 137 разів більшими, ніж в біотопі піску (2008 \pm 659 екз. \cdot м² і 55,7 \pm 26,9 г \cdot м² відповідно). Найбільші кількісні показники угруповань зообентосу в біотопі каміння зареєстровані на глибині 2,1–4 м, в біотопі піску – на глибині 4,1–6 м.

В біотопі каміння основу чисельності (93,7 %) і біомаси (99,2 %) макрозообентосу формували 22 основних таксони (P=88,6–51,4 %). Серед них сумарна частка *M. lineatus*, *M. galloprovincialis* і *A. improvisus* складала 79,2 % чисельності і 98,2 % біомаси. В біотопі піску до числа основних таксонів увійшли лише олігохети (P=51,2 %). Основу чисельності (55,1 %) і біомаси (82,7 %) донної фауни в біотопі піску складали 7 другорядних (P=25,6–41,9 %) таксонів (немертини, *M. picta*, *Glycera tridactyla* Schmarda, 1861, *Spio filicornis* (Müller, 1776), *Heteromastus filiformis* (Claparède, 1864), *M. lineatus*, *Ch. gallina*). В обох біотопах за кількістю таксонів переважали черви і ракоподібні, за чисельністю і біомасою – моллюски (рис. 2).

Угруповання макрозообентосу біотопу каміння відрізнялося значно вищим показником α -різноманіття та високим індексом домінування Сімпсона, в той час як індекси Шеннона та Пієлу були вищими для біотопу піску (табл. 1).

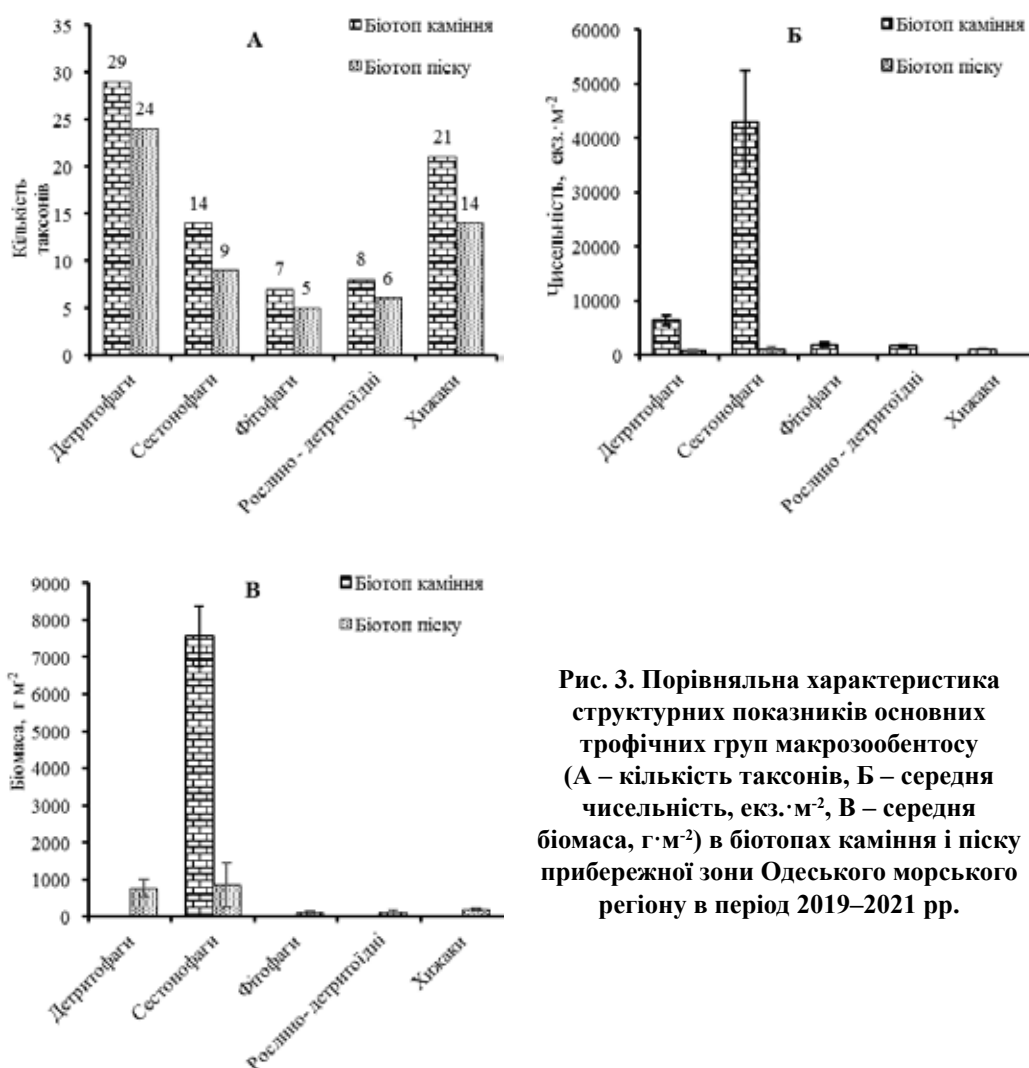
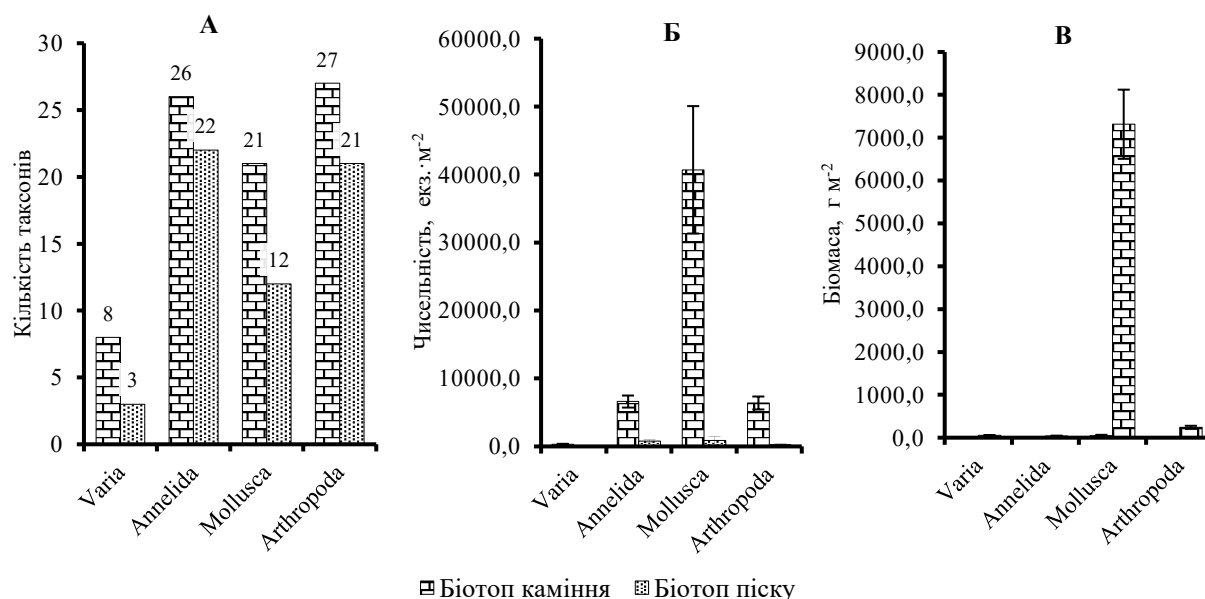
Таблиця 1

Показники біорізноманіття макрозообентосу біотопів каміння та піску прибережної зони Одеського морського регіону в період 2019–2021 рр.

Показники біорізноманіття	Біотоп каміння	Біотоп піску
α -різноманіття	25	6
Індекс Сімпсона, D	0,59	0,34
Індекс Шеннона, $H'(\log_e)$	1,14	2,24
Індекс Пієлу, e	0,18	0,38

Серед п'яти трофічних груп в обох біотопах за кількістю таксонів домінували детритофаги, за чисельністю і біомасою – сестонофаги (рис. 3). Індекс одноманіття харчової структури в біотопі каміння склав 0,97, в біотопі

В біотопі каміння за чисельністю (94,1 %) і біомасою (99,7 %) переважали гідробіонти епіфауни; в біотопі піску – інфауни (75,9 % і 64,8 % відповідно). В біотопі каміння за кількістю таксонів домінували вагільні безхребетні (71), за чисельністю (79,5 %) і біомасою (98,8 %) – сесильні. В біотопі піску за кількістю таксонів (53), чисельністю (95,5 %) і біомасою (67,7 %) переважали вагільні тварини. Сумарні показники чисельності (4215 \pm 739 екз. \cdot м²) і біомаси (218,3 \pm 35,1 г \cdot м²) восьми видів-вселенців в біотопі каміння були відповідно в 192 та 45 разів більшими, ніж чотирьох видів-вселенців в біотопі піску.



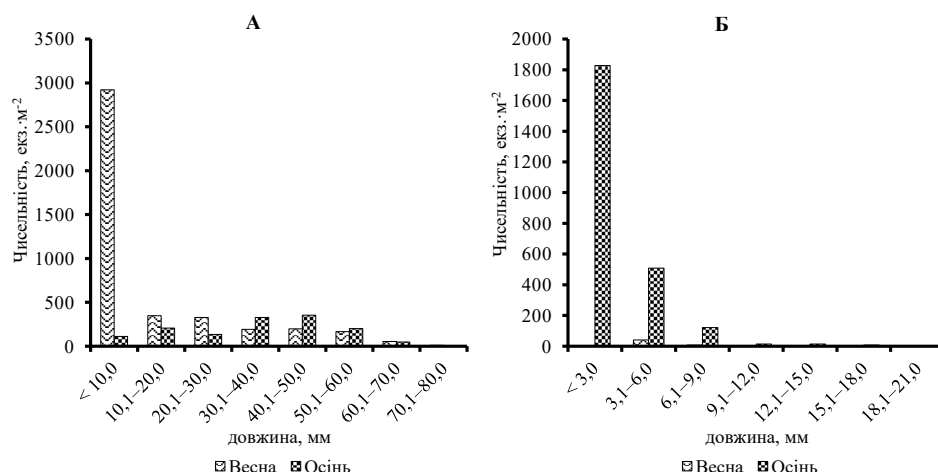


Рис. 4. Розмірний склад популяцій *Mytilus galloprovincialis* в біотопі каміння (А) і *Chamelea gallina* в біотопі піску (Б) навесні і восени в прибережній зоні Одеського морського регіону в період 2019–2021 рр.

Таблиця 2

Порівняльна характеристика структурних показників макрозообентосу донних біоценозів прибережної зони Одеського морського регіону в період 2019–2021 рр.

Показник	Керівний вид біоценозу		
	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	<i>Mytilaster lineatus</i>	<i>Chamelea gallina</i>
Кількість станцій	24	8	10
Кількість таксонів, всього	76	53	31
в тому числі: кільчастих червів	25	17	12
Молюсків	19	15	8
Ракоподібних	24	15	10
Інших	8	6	1
Середня чисельність макрозообентосу, екз.·м ⁻²	74147±13133	12920±4780	4024±2418
в тому числі: кільчастих червів, %	11,3	21,5	13,2
молюсків, %	76,8	55,9	83,8
ракоподібних, %	11,3	21,7	2,9
інших, %	0,6	0,9	0,1
Середня біомаса макрозообентосу, г·м ⁻²	10635,2±478,2	1551,3±679,3	133,6±35,2
в тому числі: кільчастих червів, %	0,5	0,9	1,7
молюсків, %	95,8	92,3	94,0
ракоподібних, %	3,0	5,0	4,3
інших, %	0,7	1,8	–
Середня чисельність керівного виду, %	6,4	50,8	77,9
Середня біомаса керівного виду, %	77,0	91,0	88,6
Чисельність сестонофагів, %	81,0	58,7	82,2
Біомаса сестонофагів, %	99,0	98,7	95,5
Індекс одноманітності харчової структури	0,98	0,97	0,89
Кількість таксонів епіфауни / інфауни	49 / 27	32 / 21	14 / 17
Чисельність епіфауни / інфауни, %	95,1 / 4,9	84,0 / 16,0	7,5 / 92,5
Біомаса епіфауни / інфауни, %	99,7 / 0,3	98,9 / 1,1	9,1 / 90,9
Кількість таксонів сесильних / вагільних форм	12 / 64	9 / 44	3 / 28
Чисельність сесильних / вагільних форм, %	81,1 / 18,9	58,1 / 41,9	3,2 / 96,8
Біомаса сесильних / вагільних форм, %	98,9 / 1,1	98,1 / 1,9	6,5 / 93,5
Вселенці, кількість видів	8	4	1
чисельність, %	7,9	7,4	0,9
біомаса, %	2,8	4,7	1,9

З весни до осені середня чисельність макрозообентосу в біотопі каміння зменшилася вдвічі, а біомаса зросла в 1,2 рази. В біотопі піску за цей же період чисельність збільшилася в 1,9, а біомаса – в 2,3 рази. Кількісні зміни в біотопі каміння відбулися головним чином за рахунок *M. lineatus* і *M. galloprovincialis*, в біотопі піску – за рахунок *Ch. gallina*. Змінився і розмірний склад їх популяцій (рис. 4).

Виділені три донні біоценози, керівними видами яких були двостулкові молоски: в біотопі каміння – *M. galloprovincialis* і *M. lineatus*, в біотопі піску – *Ch. gallina*. На 3-х станціях в біотопі каміння та 33-х в біотопі піску, макрозообентос яких характеризувався низькими показниками чисельності і біомаси та відсутністю домінування жодного з наявних таксонів, біоценози не ідентифіковані. Найбільші показники кількості таксонів, середні значення чисельності і біомаси бентосу були в біоценозі *M. galloprovincialis*, найменші – в біоценозі *Ch. gallina* (табл. 2).

У всіх біоценозах за кількістю таксонів домінували кільчасті черви і ракоподібні, за чисельністю і біомасою – молоски, серед трофічних груп за кількістю таксонів – детритофаги, за чисельністю і біомасою – сестонофаги. За кількістю таксонів у всіх біоценозах переважали вагільні гідробіонти. В біоценозах *M. galloprovincialis* і *M. lineatus* за чисельністю і біомасою домінували сесильні організми епіфауни, в біоценозі *Ch. gallina* – вагільні представники інфауни.

Висновки

В 2019–2021 рр. в прибережній зоні Одеського морського регіону на глибині до 8 м в біотопі каміння зареєстровано 83 таксони макрозообентосу евригалін-

ного морського комплексу, в біотопі піску – 58. Коефіцієнт подібності між ними склав 54,9 %. Середні показники чисельності (54027 ± 10558 екз. \cdot м⁻²) і біомаси ($7648,3 \pm 847,9$ г \cdot м⁻²) зообентосу в біотопі каміння були відповідно в 27 і 137 разів більшими, ніж в біотопі піску (2008 ± 659 екз. \cdot м⁻² і $55,7 \pm 26,9$ г \cdot м⁻²).

Угрупування макрозообентосу в біотопі піску характеризувалось високим індексом біорізноманіття Шеннона ($2,24$ біт \cdot особина⁻¹), високе α -різноманіття (25 видів) та індекс домінування Сімпсона (0,59) зареєстровані в угрупованні на кам'янистому субстраті.

В обох біотопах за кількістю таксонів переважали кільчасті черви і ракоподібні, за чисельністю і біомасою – молоски; серед трофічних груп за кількістю таксонів домінували детритофаги, за чисельністю і біомасою – сестонофаги. Сумарні показники чисельності (4215 ± 739 екз. \cdot м⁻²) і біомаси ($218,3 \pm 35,1$ г \cdot м⁻²) восьми видів-вселенців в біотопі каміння були на кілька порядків більшими, ніж чотирьох видів-вселенців в біотопі піску (22 ± 17 екз. \cdot м⁻² і $4,9 \pm 2,7$ г \cdot м⁻² відповідно).

Виділені три біоценози, основними видами яких були двостулкові молоски: в біотопі каміння *M. galloprovincialis* і *M. lineatus*, в біотопі піску – *Ch. gallina*. Найбільші показники кількості таксонів (76), середньої чисельності (74147 ± 13133 екз. \cdot м⁻²) і біомаси ($10635,2 \pm 478,2$ г \cdot м⁻²) зареєстровані в біоценозі *M. galloprovincialis*, найменші (31 таксон, 4024 ± 2418 екз. \cdot м⁻² і $133,6 \pm 35,2$ г \cdot м⁻²) – в біоценозі *Ch. gallina*.

Подяка. Автори висловлюють щирю подяку провідному інженеру ДУ «Інститут морської біології НАН України» Олександрі Петровиці Куракіну за відбір проб бентосу.

Список використаних джерел

1. Володкович Ю.Л. Методы изучения морского бентоса. *Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений*. Ленинград : Гидрометеиздат, 1980. С. 150–165.
2. Воробьев В.П. Бентос Азовского моря. *Труды АзЧерНИРО*. 1949. Вып. 13. 193 с.
3. Воробьева Л.В., Синьгуб И.А. Зообентос биоценозов Одесского морского региона Черного моря. *Экосистемы, их оптимизация и охрана*. 2014. Вып. 11. С. 198–206.
4. Грезе И.И. Бокоплавы. Фауна Украины. Высшие ракообразные. Киев : Наукова думка, 1985. Т. 5. 172 с.
5. Грінбарт С.Б. Матеріали до вивчення зообентосу Одеської затоки Чорного моря. *Труди Одеського університету. Біологія*. 1937. Т. 2. С. 41–47.
6. Грінбарт С.Б. Зообентос Одеської затоки. *Праці Одеського університету. Серія : Біологія*. 1949. Т. 4. С. 51–73.
7. Загоровский Н., Рубинштейн Д. Материалы к системе биоценозов Одесского залива. *Записки Императорского общества сельского хозяйства Южной России*. 1916. Т. 86, № 1. С. 203–241.
8. Зайцев Ю.П., Александров Б.Г., Воробьева Л.В., Головенко В.К., Рясинцева Н.И., Синьгуб И., Волков С.О. Биологический контроль за состоянием экосистемы Одесского залива. *Экологические проблемы Одесского региона и их решение : международная научно-практическая конференция, 14–15 декабря 1994 г. Одесса*, 1995. С. 103–107.
9. Киселева М.И. Бентос рыхлых грунтов Черного моря. Киев : Наукова думка, 1981. 168 с.
10. Несис К.Н. Некоторые вопросы пищевой структуры морских биоценозов. *Океанология*. 1965. Т. 5. Вып. 4. С. 701–704.
11. Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали: монография / Л.В. Воробьева, И.И. Кулакова, И.А. Синьгуб и др.; отв. ред. Б.Г. Александров. Одесса, 2017. 324 с.
12. Одум Ю. Экология. Москва: Мир, 1986. Т. 2. 376 с.
13. Лебедева Н.В., Криволуцкий Д.А. Биологическое разнообразие и методы его оценки. *География и мониторинг биоразнообразия*. Москва, 2002. С. 8–75.
14. Синьгуб И.А. Общая характеристика макрозообентоса. *Одесский регион Черного моря : гидробиология пелагиали и бентали*. Одесса : Астропринт, 2017. С. 161–197.

15. Синегуб І.А., Рыбалко А.А. Состояние макрозообентоса Одесского региона Черного моря в период 1994–1999 гг. *Наукові записки Тернопільського педагогічного університету. Серія : Біологія. Спеціальний випуск: Гідроєкологія*. 2001. № 3 (14). С. 157–158.

16. Синегуб І.А., Бондаренко А.С., Рыбалко А.А., Кудренко С.А. Современное состояние макрозо-

обентоса прибрежной зоны Одесского морского региона (Черное море). *Наукові записки Тернопільського педагогічного університету. Серія : Біологія*. 2015. № 3–4 (64). С. 605–609.

17. World Register of Marine Species (WoRMS) <http://www.marinespecies.org/>.

References

1. Volodkovich, Yu.L. (1980). *Metody izucheniya morskogo bentosa [Methods for the study of marine benthos]*. *Rukovodstvo po metodam biologicheskogo analiza morskoy vody i donnykh otlozheniy – Guide to Methods for the Biological Analysis of Seawater and Bottom Sediments* (pp. 150–165). Leningrad: Gidrometeoizdat [in Russian].

2. Vorobyev, V.P. (1949). *Bentos Azovskogo morya [Benthos of the Azov Sea]*. *Trudy Azovsko-Chernomorskogo nauchno-issledovatel'skogo instituta morskogo ribnogo khozyaystva i okeanografii – Proceedings of the Azov-Black Sea Scientific Research Institute of Marine Fisheries Industry and Oceanography*, 13 [in Russian].

3. Vorob'yeva, L.V., & Synegub, I.A. (2014). Zoobentos biotsenozov Odesskogo morskogo regiona Chernogo moray [Zoobenthos of biocenoses of the Odessa Sea Region of the Black Sea]. *Ekosistemy, ikh optimizatsiya i okhrana – Ecosystems, their optimization and protection*, 11, 198–206 [in Russian].

4. Greze, I.I. (1985). *Bokoplavy. Fauna Ukrainy. Vysshieye rakoobraznyye [Amphipods. Fauna of Ukraine. Higher crustaceans]*. (Vol. 5). Kyiv: Naukova dumka [in Russian].

5. Hrinbart, S.B. (1937). *Materialy do vyvchennya zoobentosu Odes'koyi zatoky Chornoho morya. [Materials for the study of the zoobenthos of the Odesa Bay of the Black Sea]*. *Trudy Odes'koho universytetu. Biologiya – Proceedings of Odessa University. Biology*, 2, 41–47 [in Ukrainian].

6. Hrinbart, S.B. (1949). *Zoobentos Odes'koyi zatoky [Zoobenthos of the Odesa Bay]*. *Pratsi Odes'koho universytetu. Seriya: Biologiya – Proceedings of Odessa University. Series: Biology*, 4, 51–73 [in Ukrainian].

7. Zagorovskiy, N., & Rubinshteyn, D. (1916). *Materialy k sisteme biotsenozov Odesskogo zaliva [Materials for the system of biocenoses of the Odessa Bay]*. *Zapiski Imperatorskogo obshchestva sel'skogo khozyaystva Yuzhnoy Rossii – Notes of the Imperial Society of Agriculture of Southern Russia*, 1 (86), 203–241 [in Russian].

8. Zaitsev, Yu.P., Aleksandrov, B.G., Vorob'yeva, L.V., Golovenko, V.K., Ryasintseva, N.I., Sinegub, I. et al. (1995). *Biologicheskii kontrol' za sostoyaniyem ekosistemy Odesskogo zaliva [Biological control over the state of the ecosystem of the Odessa Bay]*. *Proceedings from: mezhdunarodnaya nauchno-prakticheskaya konferentsiya «Ekologicheskkiye problemy Odesskogo regiona i ikh*

resheniye – Ecological problems of the Odessa region and their solution: international scientific and practical conference. (pp.103–107). Odessa [in Russian].

9. Kiseleva, M.I. (1981). *Bentos rykhlykh gruntov Chernogo morya [Benthos of soft sediments of the Black Sea]*. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].

10. Nesis, K.N. (1965). *Nekotoryye voprosy pishchevoy struktury morskikh biotsenozov [Some questions of the food structure of marine biocenoses]*. *Okeanologiya – Oceanology*, 4 (5), 701–704 [in Russian].

11. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Synyogub, I.O. et al. (2017). *Odeskyi rehion Chornoho moria: hidrobiologiya pelahiali i bentali [Odessa region of the Black Sea: hydrobiology of pelagic and benthal]*. Alexandrov B.G. (Ed.) Odesa: Astropoint [in Russian].

12. Odum Yu. (1986). *Ekologiya*. Moskva: Mir [in Russian].

13. Lebedeva, N.V., & Krivolutskiy, D.A. (2002). *Biologicheskoye raznoobrazie i metody yego otsenki [Biodiversity and methods for its assessment]*. *Geografiya i monitoring bioraznoobraziya – Geography and biodiversity monitoring*, (pp. 8–75). Moskva [in Russian].

14. Synegub, I.A. (2017). *Obshchaya kharakteristika makrozoobentosu [General characteristics of macrozoobenthos]*. *Odesskiy region Chernogo morya: gidrobiologiya pelagiali i bentali – Odessa region of the Black Sea: hydrobiology of the pelagial and benthal*, (pp. 161–197). Odessa: Astropoint [in Russian].

15. Synegub, I.A., & Rybalko, A.A. (2001). *Sostoyaniye makrozoobentosu Odesskogo regiona Chernogo moray v period 1994-1999 gg. [The state of macrozoobenthos in the Odessa region of the Black Sea in the period 1994-1999]*. *Naukovi zapysky Ternopil'skoho pedahohichnoho universytetu. Seriya: Biologiya – Scientific Notes of Ternopil Pedagogical University. Series: Biology*, 3 (14), 157–158 [in Russian].

16. Synegub, I.A., Bondarenko, A.S., Rybalko, A.A. & Kudrenko, S.A. (2015). *Sovremennoye sostoyaniye makrozoobentosu pribrezhnoy zony Odesskogo morskogo regiona (Chernoye more) [The current state of the macrozoobenthos of the coastal zone of the Odessa Sea Region (Black Sea)]*. *Naukovi zapysky Ternopil'skoho pedahohichnoho universytetu. Seriya: Biologiya – Scientific Notes of Ternopil Pedagogical University. Series: Biology*, 3–4 (64), 605–609 [in Russian].

17. World Register of Marine Species (WoRMS) <http://www.marinespecies.org/>.

MACROZOOBENTHOS OF COASTAL BIOTOPES OF THE ODESSA SEA REGION (BLACK SEA)

Synyogub I.A., Senior Researcher

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

Bondarenko O.S., PhD, Senior Researcher

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

olena.bondarenko@gmail.com

Kudrenko S.A., PhD, Junior Researcher

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

skudrenko@ukr.net

Rybalko A.O., Junior Researcher

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

The data on the structure of macrozoobenthos of rock and sand biotopes in the Odessa Sea Region at a depth of up to 8 m are presented. A total of 91 taxa of macrozoobenthos were recorded in the study area: 31 annelida, 23 molluscs, 29 crustaceans and 8 representatives of other groups. The average density of fauna amounted to $25,350 \pm 4,983 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$, biomass – $3,462.2 \pm 570.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$. The highest indicators of average density ($16,394 \pm 4,020 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$) were noted for *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), biomass ($2,519.6 \pm 454.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) for *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819. In terms of density (74 %) and biomass (95.6 %), mollusks predominated; among the trophic groups – sestonophages (77.9 % and 98.9 %, respectively).

We revealed 83 taxa in the stone biotope, and 58 taxa in the sand biotope; the coefficient of similarity (Zhakkara-Al'okhina) was 54.9 %. The average density of benthos in the biotope of stones were 27 times higher ($54,027 \pm 10,558 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$) than in the biotope of sand ($2,008 \pm 659 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$). The average biomass in the biotope of stones ($7,648.3 \pm 847.9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) was 137 times higher than in the biotope of sand ($55.7 \pm 26.9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$). In both biotopes, annelida and crustaceans predominated in the number of taxa; in terms of number (75.4–43.3 %) and biomass (95.6–88.3 %) molluscs dominated. Among the trophic groups in both biotopes, detritophages prevailed in the number of taxa, and sestonophages prevailed in density and biomass.

The proportion of invasive species was 7.8–1.1 % of the density and 2.9–8.8 % of the biomass. In the biotope of stones, sessile hydrobionts of epifauna prevailed in terms of density and biomass, while in the biotope of sand, vagil organisms of infauna prevailed. Biocenoses of *M. galloprovincialis* and *M. lineatus* were identified in the stone biotope, and biocenosis of *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758) in the sand biotope. The highest indicators of the number of taxa (76), average density ($74,147 \pm 13,133 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$) and biomass ($10,635.2 \pm 478.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) were noted in the biocenosis of *M. galloprovincialis*, and the lowest (31 taxa, $4,024 \pm 2,418 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ and $133.6 \pm 35.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) – in the biocenosis of *Ch. gallina*.

Key words: macrozoobenthos, coastal zone of the sea, density, biomass, biotope, biocenosis, Odessa sea region of the Black Sea.

ПОПУЛЯЦІЙНА СТРУКТУРА МІДІЇ *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* З ДОННИХ ПОСЕЛЕНЬ В ЗОНАХ ТРАНСФОРМАЦІЇ РІЧКОВОЇ ВОДИ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

Стадніченко С.В. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

У статті наводяться результати порівняльного аналізу біомаси та чисельності, характеристик росту, продукції, виживання мідії *Mytilus galloprovincialis* Lam. з донних поселень у різних районах північно-західної частини Чорного моря, які розрізняються за ступенем впливу річкового стоку. Аналіз стану донних поселень мідій проводили за вибірками з Придунайського, Придністровського (Дністровська банка) і Придніпровсько-Бузького (мис Аджияск) пригирлових районів – з Одеського району, з Ягорлицької затоки, відкритої частини моря – в районі Філофорного поля Зернова на глибинах від 2,5 м до 30 м в 2016–2019 рр.

Найменші значення чисельності та біомаси мідій у поселеннях відзначені у Придунайському районі (1254 екз.·м⁻² і 2065 г·м⁻² відповідно), максимальні в Придністровському районі (11331 екз.·м⁻² і 6685 г·м⁻² відповідно). Середня маса мідії в поселеннях нижче в акваторіях, де рівень опріснення морської води вище. Для морських районів, що знаходяться під інтенсивним впливом трансформованих річкових вод, діапазон зміни річного *P/B*-коефіцієнта варіює від 0,62 до 1,86, в середньому складаючи 1,09. Для районів зі слабшим впливом трансформованих річкових вод річний *P/B*-коефіцієнт змінюється в діапазоні від 0,33 до 0,84, в середньому складаючи 0,56. Одержані середні значення продукційного коефіцієнта можуть бути використані в якості фонових для акваторій північно-західної частини Чорного моря з різним рівнем солоності морської води.

Мінімальні темпи росту відзначені для мідій донних поселень Філофорного поля, максимальні – з Ягорлицької затоки.

Виживаність і тривалість життя мідій у поселеннях пов'язані з умовами середовища, де стресором виступає опріснення морських вод. Низький рівень виживання, менше 36 %, характерний для опріснених районів поблизу гирл річок Дунай та Дністер. В акваторіях Одеської і Ягорлицької заток, з меншим впливом річкових вод, виживання сягає 70 %, у середньому становлячи 58,2 %.

Виявлено відмінності в морфології черепашки мідії. Розрізняються залежності між довжиною черепашки та співвідношенням висоти й опуклості, між довжиною та площею поверхні черепашки мідій у донних поселеннях північно-західної частини Чорного моря з різним рівнем солоності морської води.

Ключові слова: *Mytilus galloprovincialis*, ріст, *P/B*-коефіцієнт, виживаність, трансформовані річкові води

Вступ

Шельф північно-західної частини Чорного моря характеризується високим ступенем мінливості гідробіологічних, гідрологічних і гідрохімічних параметрів, що обумовлено впливом дуже опрісненого стоку великих річок: Дунаю, Дністра, Дніпра та Південного Бугу. Внаслідок мілководдя та величезного річкового стоку вертикальні та горизонтальні контрасти температури і солоності вод тут на порядок вище, ніж в інших регіонах моря. Характерною особливістю регіону є зони підвищених градієнтів солоності (гідрофронти) в районах, прилеглих до гирл річок, де прісні води змішуються з морськими та спостерігається найбільш потужний шар трансформованих річкових вод (Гаркавая та ін. 2000).

Відповідно з районуванням вод поверхневого шару моря, як найбільш схильного до впливу природних і антропогенних факторів, північно-західна частина Чорного моря поділяється на низку районів: пригирлові (I), з високою концентрацією біогенних речовин, які надходять з річковими водами – Придунайський, Придністровський і Придніпровсько-Бузький; межиріччя Дунай-Дністер (II); Одеський район (III); Придністровсько-Тендрівський район (VI); затоки – Ягорлицька, Каркінітська, Тендрівська (V); відкрита частина моря – Центральний район (VI) (Гаркавая та ін. 2000).

Обсяг і якісні показники річкового стоку мають важливе значення для життєдіяльності морських

мешканців, формуючи міжсезонну та міжрічну мінливість вмісту мінеральних речовин у морській воді. Індикаторами екологічного стану прибережно-морських вод Чорноморського басейну є різноманітні морські організми, у тому числі і двостулкові молюски (Kayhan et al. 2016; Nikolic et al. 2019; Richir, and Gobert 2014; Turja et al. 2014), які є одним найважливіших компонентів морської донної фауни (Одесский ... 2017; Çinar et al. 2008).

Мідія *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 є одним з найбільш масових видів двостулкових молюсків-фільтраторів, який широко поширений на шельфі Чорного моря. Як океанічний вид, що знаходиться в умовах низької солоності вод Чорного моря, мідія дуже чутлива до суттєвого опріснення, особливо на ранніх етапах життєвого циклу. Відомо, що для розвитку личинок чорноморських мідій оптимальною є солоність 15 ‰, тоді як вже при 12 ‰ спостерігається їх висока смертність (Штыркина 1986). Раніше були відзначені відмінності розмірної структури, швидкості росту, фенотипічної структури мідій у поселеннях під впливом різного рівня солоності морських вод (Шурова 2001). Відзначено позитивну кореляцію характеристик росту мідій в донних поселеннях із середньорічною солоністю придонних вод (Шурова 2013). Проаналізовано співвідношення різних складників маси мідії (сирої та сухої маси м'якого тіла, маси стулок) в прибережних акваторіях із різним градієнтом солоності морських вод (Говорин 2021).

З урахуванням екологічної та біоценотичної, кормової та харчової цінності мідій і особливостей структурно-функціональної організації молюска в поселеннях в залежності від солоності морської води актуальною є необхідність визначення індикаторних характеристик стану поселень мідій щодо змін яких можливо оцінювати ступінь впливу трансформованих річкових вод. У зв'язку з цим, основна мета досліджень полягала у визначенні популяційної структури донних природних поселень мідій в різних умовах середовища під впливом трансформованих річкових вод Чорного моря.

Матеріали та методи дослідження

У відповідності із запропонованим районуванням аналіз стану донних поселень мідій проводили за вибірками з Придунайського, Придністровського (Дністровська банка) і Придніпровсько-Бузького (мис Аджияск) пригирлових районів, з Одеського району, з Ягорлицької затоки, відкритої частини моря – Центрального району, до якого відноситься так зване «Філофорне поле Зернова» (Гаркавая та ін. 2000).

Проби донних природних поселень молюсків відібрано влітку 2016–2019 рр. у діапазоні глибин від 2,5 м до 10 м рамкою 10 × 10 см з поверхні донного ґрунту, на глибинах понад 10 м – дночерпаком Петерсена з площею захоплення 0,1 м².

Для визначення розмірно-вікової структури поселень мідій вимірювали довжину (L), висоту (H), ширину обох стулок (B) молюсків штангенциркулем з точністю до 0,1 мм. Для визначення морфологічних пропорцій розраховували площу поверхні мушлі мідії (A_s) за рівнянням (Reimer, and Tedengren 1996):

$$A_s = L \cdot (H^2 + B^2)^{0.5} \cdot \pi / 2; \quad (1)$$

де L – довжина, H – висота, B – ширина стулок, $\pi = 3,14$.

Індивідуальний вік мідій визначали методом скелерохнології (Шурова, и Золотарев 1988), підраховуючи щорічні прирости, що виявляються у внутрішньому перламутровому шарі мушель на радіальних (від верхівки до заднього краю) зрізах стулок. Максимальний вік молюсків з вибірки виступав показником тривалості життя мідії в цьому поселенні. В якості моделі лінійного росту мідій в більшості випадків використовували рівняння росту Берталанфі:

$$L_t = L_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_0)}], \quad (2)$$

де L_t – довжина молюска у віці t ; L_{∞} – гранична довжина мідій; k – показник вікового зниження швидкості росту, t_0 – вік, при якому $L_t = 0$.

Коефіцієнти L_{∞} , k і t_0 знаходили на основі середніх значень довжини одновікових черепашок нелінійним методом найменших квадратів, використовуючи пакет статистичних програм FISAT II (Fisat II ... 2002). Останній був також застосований в розрахунках індексу ϕ' , як інтегральної характеристики росту тварин (Munro, and Pauli 1983; Pauli, and Munro 1984), заснованого на коефіцієнтах L_{∞} і k рівняння Берталанфі:

$$\phi' = \log k + 2 \log L_{\infty} \quad (3)$$

У більшості локальних поселень мідій ріст опишувався рівнянням Берталанфі, але в деяких районах спостерігалася прямолінійна залежність між віком молюсків і їх середньою довжиною, тоді нами застосовувалося інше рівняння:

$$L_t = a + bt, \quad (4)$$

де a і b – емпіричні коефіцієнти.

Для порівняння швидкості росту мідій, розмірно-вікові співвідношення яких описуються рівняннями різних типів, був використаний показник T_{40} , який відображає час (в роках), необхідний молюскам для досягнення довжини мушлі в 40 мм. Коли ріст мідій опишувався рівнянням Берталанфі (2), то показник T_{40} обчислювали на основі рівняння:

$$T_{40} = t_0 - 1/k [\ln(1 - 40/L_{\infty})] \quad (5)$$

При лінійному рості молюсків (4), цей показник знаходили як:

$$T_{40} = (40 - a) / b, \quad (6)$$

де a і b коефіцієнти рівняння лінійного росту (4).

Продукцію мідії розраховували згідно із раніше обґрунтованим (Stadnichenko, and Shurova 2000) емпіричним рівнянням множинної регресії на основі даних про їх біомасу та середню масу однієї особини в окремих поселеннях:

$$\ln P = 1,004 \cdot \ln B - 0,484 \cdot \ln W \quad (R^2=0,970; SE=0,237) \quad (7)$$

де P – річна продукція, $г \cdot м^{-2} \cdot рік^{-1}$; B – біомаса поселення молюска, $г \cdot м^{-2}$; W – маса однієї особини, $г$; R^2 – коефіцієнт детермінації; SE – стандартна помилка рівняння регресії.

Річний P/B -коефіцієнт молюсків розраховували за співвідношенням їх річної продукції та біомаси. Значення B в розрахунках цього коефіцієнта визначає біомасу під час відбору проб.

Щорічну виживаність мідій *M. galloprovincialis* (V) обчислювали за залежністю (Стадніченко 2010):

$$V = 0,984 \cdot e^{-P/B} \quad (8)$$

Статистичну обробку отриманих даних, дисперсійний (ANOVA) і кореляційний аналізи, порівняння ліній регресії виконували з використанням пакета прикладних програм *Statgraphics Plus for Windows*.

Результати та обговорення

Одним з найважливіших показників стану популяції мідій є її розмірно-вікова структура, яка відображає ступінь щорічного поповнення поселень молоддю, швидкість росту молюсків, їх смертність і тривалість життя в певних умовах середовища. Ріст чорноморської мідії залежить від багатьох факторів середовища, але одним із головних, особливо в опріснених ділянках моря, є солоність. За солоності води 10 ‰ і нижче у багатьох молюсків припиняється їхня фільтраційна активність, що негативно відображається на життєдіяльності та темпах їх росту. Розгля-

нуті райони північно-західної частини Чорного моря відрізняються як рівнем солоності, так і концентрацією біогенних речовин, вмістом кисню, температурою придонного шару води, які впливають на швидкість росту та смертність мідій, тому й розмірно-вікова структура в поселеннях може бути неоднорідною як за кількістю вікових класів, так і за співвідношенням чисельності різних вікових груп. У більшості локальних поселень ріст мідій апроксимувався рівнянням 2, але в поселенні Дністровської банки (Придністровський район) спостерігалася прямолінійна залежність між віком молюсків та їх довжиною (4). В аналізі закономірностей росту чорноморської мідії *M. galloprovincialis* значний інтерес представляють співвідношення коефіцієнтів L_{∞} і k . Коефіцієнт k рівняння росту Бергаланфі для молюсків різних районів у 2016–2018 рр. варіював від 0,17 до 0,51, гранична довжина (L_{∞}) – від 48,98 до 134,33 мм (табл. 1).

Найбільшою граничною довжиною, понад 134 мм, за найнижчих значень коефіцієнта k , що не перевищують 0,17, характеризувався ріст мідій в обростаннях твердого субстрату в Придністровському районі. Коефіцієнт k був максимальний у мідій із поселень Одеської і Ягорлицької заток, досягаючи 0,51 при досить низьких значеннях L_{∞} – 63,83 і 60,34 відповідно.

На відміну від коефіцієнтів L_{∞} і k , які можуть значно варіювати у представників різних популяцій одного виду, індекс ϕ' стабільніший і тому він частіше використовується для характеристики видових особливостей росту багатьох гідробіонтів. Відомо, що у зеленої мідії *Perna viridis* (L., 1758) індекс ϕ' змінюється в залежності від району мешкання молюска від 2,32 до 4,36 (Nwe et al. 2020), у *Perna perna*

Таблиця 1

Характеристики росту *Mytilus galloprovincialis* у поселеннях північно-західної частини Чорного моря в 2016–2018 рр.

Район	Глибина, м	n	Коефіцієнти рівняння росту Бергаланфі		Показники росту мідій			
			L_{∞} / a^*	k / b^*	ϕ'	T_{40}	T_{max}	t_{cp}
Філофорне поле Зернова	25,0	77	70,82	0,20	3,001	2,58	4	1,19
	30,0	40	48,98	0,32	2,885	3,30	4	1,55
Дністровська банка	20,5	48	28,19*	6,24*	–	1,89	3	1,98
	16,0	489	134,33	0,17	3,487	1,53	7	0,79
Придунайський район	19,9	22	74,65	0,37	3,314	1,57	4	1,86
	18,0	16	77,47	0,39	3,369	1,30	5	3,16
Одеська затока	3,5	66	71,69	0,26	3,126	1,32	4	1,32
	7,0	49	63,83	0,51	3,318	1,39	4	1,58
	13	63	63,44	0,43	3,238	1,80	4	1,02
Ягорлицька затока	2,5	29	104,51	0,32	3,543	1,22	6	3,03
	5,9	104	60,34	0,51	3,269	1,18	4	0,74

Примітка: n – кількість особин, екз.; L_{∞} , k – коефіцієнти росту рівняння 2; * – a , b – значення емпіричних коефіцієнтів прямолінійної залежності (рівняння 3); ϕ' – інтегральна характеристика росту (рівняння 4); T_{40} – вік досягнення мідією довжини 40 мм, рік; T_{max} – максимальний вік, рік; t_{cp} – середній вік, рік.

(L., 1758) індекс ϕ' змінюється в залежності від пори року від 2,851 до 3,002 (Marques 1998). Аналіз росту молоді чорної устриці *Mimachlamys varia* виявив коливання цього індексу між 2,52 (когорта, зібрана у червні) і 3,03 (когорта, зібрана в серпні) у прибережній зоні Іонічного моря (Prato et al. 2020). У нашому дослідженні показники індексу варіювали з мінімумом 2,885 в районі Філофорного поля до його максимального значення 3,543 в Ягорлицькій затоці. Це означає, що зміни швидкості росту мідій Чорного моря, пов'язані з відмінностями їх біотопів, можуть бути сумірними з видовими відмінностями швидкості росту інших видів молюсків.

Використання індексу ϕ' , як характеристики росту мідій Чорного моря, має обмеження, яке пов'язане з тим, що ріст молюсків також описується рівнянням лінійної регресії (6). У зв'язку з цим був розрахований ще один показник росту (T_{40}) – час досягнення молюском довжини 40 мм (рівняння 5). Цей показник проявляє значні коливання в поселеннях мідій кожного з районів – від 1,18 року до 3,3 років. Найменші його значення (в середньому 1,2 роки), що визначають вищі темпи росту молюсків, були характерні для мешканців Ягорлицької затоки, а найвищі (3,3 роки) – для мідій з поселень Філофорного поля Зернова. Багатофакторний дисперсійний аналіз залежності віку досягнення довжини 40 мм (T_{40}) мідіями при використанні в якості коваріати глибини їх мешкання ($F=10,31$; $p=0,0237$) показав відмінність між розглянутими районами Чорного моря ($F=16,5$; $p=0,0044$). Статистично значуще відрізняється показник T_{40} у мідій з району Філофорного поля з низькою швидкістю росту та тривалістю життя не більше 4 років, проте це обумовлено лише відмінностями у глибині проживання мідій в поселеннях. Тривалість життя мідій змінюється від 3 до 7 років по районах (див. табл. 1). Достовірних відмінностей середнього та максимального віку мідії в поселеннях розглянутих районів не виявлено.

Таким чином, різноманітність умов середовища пов'язаних із трансформацією річкових вод в північно-західній частині Чорного моря обумовлює локальну мінливість вікової структури і швидкості росту мідій *M. galloprovincialis*, але між районами відмінності недостовірні.

Використовувати характеристики росту мідій як індикаторні показники для акваторій, трансформованих річковими водами різною мірою, не доцільно, оскільки процес визначення індивідуального віку мідій трудомісткий і вимагає певного досвіду, але не є в даному випадку інформативним.

Для з'ясування продукційних властивостей мідій під впливом трансформованих річкових вод проводили порівняння чисельності, біомаси, річної продукції, рівня виживаності молюска в поселеннях

з районів північно-західної частини Чорного моря (табл. 2).

Чисельність і біомаса мідій, як кількісні показники стану поселень молюска, є наочним результатом взаємодії організму з середовищем, оскільки визначаються мірою адаптації молюска до мінливих чинників середовища. Аналіз чисельності мідій у локальних поселеннях демонструє значну просторову неоднорідність, змінюючись від 99 екз. \cdot м² до 16195 екз. \cdot м². У досліджуваних районах північно-західного шельфу Чорного моря, що знаходяться під різною мірою впливу прісних річкових вод, середня чисельність мідій варіює від 1254 до 11331 екз. \cdot м². Біомаса мідії у донних поселеннях також змінюється в широких межах – від 101 г \cdot м² до 28827 г \cdot м² (табл. 2). Мінімальні та максимальні значення біомаси змінюються аналогічно чисельності мідій у поселеннях – найменші значення характерні поселенням молюска в Придунайському районі, максимальні значення відзначені для прибережної зони Придністровського району.

При об'єднанні районів з вираженим впливом річкового стоку (Придністровський, Придунайський, Придніпровсько-Бузький район – 2 тип), де солоність в середньому змінюється від 13,5 ‰ до 14,8 ‰ і районів з впливом, який проявляється меншою мірою (Одеська, Ягорлицька затоки, Філофорне поле Зернова – 1 тип) і середня солоність варіює від 16,3 ‰ до 17,4 ‰ (Гаркавая та ін. 2006) виявлено, що середні значення біомаси, чисельності та загальної річної продукції достовірно не розрізняються між двома типами районів. Діапазон варіювання біомаси та чисельності для району другого типу з максимальним впливом річкового стоку значно ширший, ніж для першого. Якщо для районів 1-го типу біомаса варіює від 2600 г \cdot м² до 21600 г \cdot м², то для 2 типу змінюється у ширшому діапазоні – від 28 г \cdot м² до 28827 г \cdot м² (табл. 3).

Дисперсійний аналіз виявив відмінності середньої маси мідії, яка є похідною характеристикою від біомаси та чисельності, в поселеннях досліджених районів ($F=8,92$; $p=0,0092$). Середні значення маси складають $5,324\pm 1,42$ г для 1-го типу і $1,230\pm 0,27$ г для 2-го типу районів з більш вираженим впливом річкового стоку.

Продукційні характеристики мідій північно-західного шельфу Чорного моря дуже мінливі просторово. Загальна річна продукція в поселеннях варіювала від 110 г \cdot м² \cdot рік⁻¹ до 22721 г \cdot м² \cdot рік⁻¹ (див. табл. 2). Найбільші значення річної продукції, темпів росту та тривалості життя молюска відзначені для поселень мідій Придністровського району.

У деяких акваторіях, де загибель молюсків дуже висока під впливом щорічно повторюваних заморів від тривалої за часом гіпоксії, значення річного P/B -кое-

Таблиця 2

Продукційні характеристики *Mytilus galloprovincialis* в північно-західній частині Чорного моря в 2017–2019 рр.

Н	N	B	W	P	P/B	V
Одеська затока						
4	1766	16285	9,22	5777	0,35	69,0
5	2067	21604	10,45	7221	0,33	70,4
7	1474	4937	3,35	2847	0,58	55,3
середнє	1769±171	14275±4915	7,67±2,2	5281±1287	0,42	64,9
Ягорлицька затока						
6	3964	9792	2,47	6558	0,67	50,4
Філофорне поле Зернова						
25	5997	13074	2,18	9314	0,71	48,3
30	3894	10318	2,65	6685	0,65	51,5
середнє	4945±1052	11696±1378	2,41±0,23	7997±1316	0,68	49,9
Придністровський район						
11	1301	377	0,29	703,2	1,86	15,6
16	16195	28827	1,78	22721	0,79	44,7
середнє	8748±7447	14602±14225	1,03±0,74	11712±11009	1,33	30,5
Придунайський район						
6	2625	4673	1,78	3662	0,78	45,0
10	3064	2972	0,97	3116	1,05	34,5
15	1532	4442	2,9	2745	0,62	53,1
23	99	117	1,18	110,0	0,94	38,4
24,5	145	159	1,1	155	0,97	37,1
середнє	1254±555	2065±910	1,40±0,34	1636±697	0,97	38,6
Придніпровсько-Бузький район						
10	11331	6685	0,59	8939	1,34	25,8

Примітка: Н – глибина, м; N – чисельність, екз.·м⁻²; B – біомаса, г·м⁻²; W – середня маса особини, г; P – річна загальна продукція, г·м⁻² рік⁻¹; P/B – продукційний коефіцієнт; V – виживаність, %.

фіцієнта перевищують 1 і можуть доходити до 5, що свідчить про високу швидкість обороту органічної речовини в цих ділянках моря (Шурова, и Стадниченко 2002). Високі значення P/B-коефіцієнта характерні тим поселенням моллюсків, де спостерігається низька тривалість життя мідій або мінімальна маса особини в поселенні. Найвищі його значення припадають на поселення з високою часткою осілої молоді моллюсків і цюголітків. В даному випадку рівень виживаності мідій у донному поселенні Придністровського району не досягає 16 %, що обумовлено мінімальним значенням середньої маси (0,29 г) і відповідає максимальному значенню P/B-коефіцієнта.

Значення річного P/B-коефіцієнта, як показника смертності в стаціонарних популяціях тварин, для мідій досліджуваних районів моря варіює від 0,33 в Одеській затоці до 1,86 в районі Дністровської банки (див. табл. 2, 3). Дисперсійний аналіз виявив достовірні відмінності середніх значень річного P/B-коефіцієнта ($F=11,97$; $p=0,0035$) і виживаності мідій ($F=15,29$; $p=0,0014$) між розглянутими типами районів (рис. 1).

В районі Дністровської банки на глибині 11 м поселення мідій представлені лише особинами 2–3 розмірно-вікових класів, що свідчить про нес-

Таблиця 3

Популяційні характеристики *Mytilus galloprovincialis* за типами районів північно-західної частини Чорного моря

Характеристики		Тип району	
		1	2
N	мінімум – максимум	1474–5997	57–16195
	середня	2825	4039
B	мінімум – максимум	2585–21604	28–28827
	середня	12192	5364
P	мінімум – максимум	2158–9312	40–22721
	середня	5850	4687
P/B	мінімум – максимум	0,33–0,84	0,62–1,86
	середня	0,56	1,09
V	мінімум – максимум	43,4–71,9	15,5–53,9
	середня	58,2	35,9

Примітка: N – чисельність, екз.·м⁻²; B – біомаса, г·м⁻²; P – річна загальна продукція, г·м⁻² рік⁻¹; P/B – продукційний коефіцієнт; V – виживаність, %; 1 тип – Одеська, Ягорлицька затоки, Філофорне поле Зернова; 2 тип – Придністровський, Придунайський, Придніпровсько-Бузький райони.

таціонарний характер даного поселення. Зазвичай такі поселення характерні для районів з високим рівнем смертності мідій. Такі показники популяційної структури підтверджують думку про негативний вплив опріснення на поселення мідій.

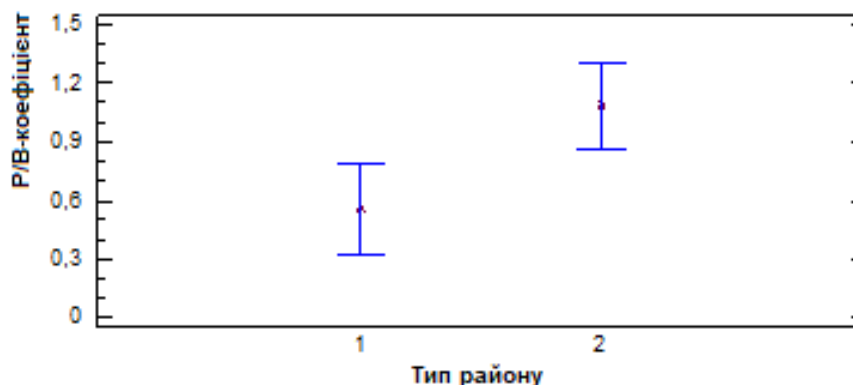


Рис. 1. Середні значення річного P/B -коефіцієнта та його довірчі інтервали за типом районів: 1 – Одеська, Ягорлицька затока, Філофорне поле Зернова; 2 – Придністровський, Придунайський, Придніпровсько-Бузький район

Стресовий вплив опріснення вод на виживаність і тривалість життя мідій підтверджують також отримані нами у червні 2006 року дані в прибережному районі, прилеглому до гирла Дністровського лиману: при збільшенні глибини від 16 м до 23 м і поступовому підвищенні солоності придонних вод від 17,3 ‰ до 17,8 ‰ коефіцієнт смертності зменшувався з 1,76 до 0,94, а тривалість життя молюсків збільшувалась з 2,6 до 4,9 років.

Особливості мешкання мідій (гідродинамічний режим, солоність води) впливають на форму раковини та її лінійні пропорції. Для можливості коректного порівняння морфологічної структури поселень мідій в різних районах північно-західної частини Чорного моря, що різняться за глибиною, аналізували молюсків лише з донних поселень на глибині 20,5 м в районі Дністровської банки та на глибині 25 м Філофорного поля Зернова. Порівняльний аналіз морфології черепашки *M. galloprovincialis*, а саме залежності довжини стулки (L) від співвідношення висоти (H) й опуклості (B), виявив достовірні відмінності кута нахилу рівнянь регресії, що описують зв'язок між характеристиками молюсків в поселеннях двох районів ($p < 0,0001$):

$$L = 139,82 - 67,78 \cdot H/B \text{ Дністровська банка}$$

$$L = 67,34 - 27,04 \cdot H/B \text{ Філофорне поле Зернова}$$

Також порівнювали площу поверхні черепашок (A_s) як одного з інтегральних показників морфології мідій. Виявлені статистичні відмінності площі поверхні черепашки в поселеннях Дністровської банки та Філофорного поля ($F=36,7$; $p < 0,0001$). Їх середні значення (A_s) становлять $208,2 \pm 13,74$ мм і $136,2 \pm 2,94$ мм відповідно.

Таким чином, виявлені морфологічні відмінності в пропорціях черепашки мідій в акваторіях, що різняться факторами навколишнього середовища

в зонах трансформації річкових вод, можливо залучати як індикаторний показник стану поселень мідій.

Висновки

Дослідження структурно-функціональних особливостей мідій в різних районах трансформованих річкових вод Чорного моря (рівень солоності становив 13,5–14,8 ‰ та 16,3–17,4 ‰ відповідно) виявили закономірності, які можливо використовувати в якості індикаторних з метою покращення системи моніторингу морського середовища.

Продукційні властивості мідій в природних поселеннях досить мінливі в просторовому розподілі. Високі показники річного продукційного коефіцієнта (P/B) характерні поселенням з великою часткою молодих молюсків і низьким рівнем виживаності внаслідок їх смертності. Для морських районів, що знаходяться під інтенсивним впливом трансформованих річкових вод, діапазон зміни річного P/B -коефіцієнта варіює від 0,62 до 1,86, в середньому складаючи 1,09. Для районів, де вплив трансформованих річкових вод проявляється в меншій мірі, річний P/B -коефіцієнт змінюється в діапазоні від 0,33 до 0,84, в середньому складаючи 0,56. Отримані середні значення продукційного коефіцієнту можливо використовувати в якості фонових для акваторій північно-західної частини Чорного моря з різним рівнем солоності морської води.

Середня маса мідій в поселеннях районів, де значною мірою проявляється опріснення вод, нижча, ніж в районах, в яких вплив трансформованих річкових вод менш виражений, змінюючись від 1,23 г до 5,324 г відповідно.

Для поселень мідій північно-західного шельфу Чорного моря відзначена просторова гетерогенність за рівнем виживання. Виживаність

і тривалість життя мідій донних поселень пов'язані з умовами середовища, де стресовий вплив здійснює опріснення морських вод. Низький рівень виживання, що не досягає 36 %, характерний для опріснених районів поблизу річок Дунай та Дністер.

Виявлено відмінності в морфології черепашки мідії. Розрізняються залежності між довжиною черепашки та співвідношення висоти до її опуклості, площі поверхні черепашки мідій в донних поселеннях північно-західної частини Чорного моря з різним рівнем солоності морської води.

Список використаних джерел

1. Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И., Берлинский Н.А., Гончаров А.Ю. Районирование украинского сектора северо-западной части Черного моря (по гидрофизическим и гидрохимическим характеристикам). *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2000. С. 9–24.
2. Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И., Гончаров А.Ю. Районирование шельфа по гидролого-гидрофизическим параметрам. *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология* / под ред. Ю.П. Зайцева, Б.Г. Александрова, Г.Г. Миничевой. Киев : Наукова думка, 2006. С. 83–86.
3. Говорин И.О. Структурно-морфологична характеристика донних поселень мідій у прибережних морських екосистемах, що знаходяться в зоні впливу річкового стоку. *Морський екологічний журнал*. 2021. № 2. С. 7–15.
4. Стадниченко С.В. Косвенные оценки смертности и выживаемости мидий северо-западной части Черного моря. *Вісник ОНУ*. 2010. Т.15, вип. 17. С. 82–87.
5. Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали [монография] / Л.В. Воробьева и др. ; отв. ред. Б.Г. Александров. Одесса : Астропринт, 2017. 324 с.
6. Штыркина Л.Ф. Влияние температуры и солености воды на ранний онтогенез черноморской мидии (*Mytilus galloprovincialis*). IV Всесоюз. конф. по промысл. беспозвоночным (Севастополь, апрель 1986). Ч. 2: тезисы докл. Москва, 1986. С. 257–258.
7. Шурова Н.М. Влияние солености на структуру и состояние поселений двусторчатого моллюска *Mytilus galloprovincialis*. *Биология моря*. 2001. Т. 27, № 3. С. 187–191.
8. Шурова Н.М. Структурно-функциональная организация популяции мидий *Mytilus galloprovincialis* Черного моря. Киев: Наукова думка, 2013. 207 с.
9. Шурова Н.М., Стадниченко С.В. Изменения популяционных характеристик черноморской мидии и стратегия формирования ее популяции в современных условиях среды. *Вісник Житомирського педагогічного університету*. 2002. Вип. 10. С. 137–139.
10. Шурова Н.М., Золотарев В.Н. Сезонные слои роста в раковинах мидии Черного моря. *Биология моря*. 1988. № 1. С. 18–22.
11. Çınar M.E., Katağan T., Koçak F., Öztürk B., Ergen Z., Kocatas A., Önen, M., Kirkim F., Bakir K., Kurt G., Dağlı E., Açık S., Doğan A., Özcan T. Faunal assemblages of the mussel *Mytilus galloprovincialis* in and around Alsancak Harbour (Izmir Bay, eastern Mediterranean) with special emphasis on alien species. *Journal of Marine Systems*. 2008. Vol. 71. P. 1–17.
12. Fisat II: *FAO-ICLARM Fish Stock Assessment Tools* (version 1.2.0) / eds. F.C. Gayanilo, P. Sparre, D. Pauly. FAO, Rome, 2002. URL: <http://www.fao.org/fi/statist/fisoft/fisat>.
13. Kayhan F.E., Balkis N., Aksu A., Yon Ertug N.D., Sesal C. Trace metal concentration and sea water quality of Tuzla Shipyard Area, Istanbul, Turkey using Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) for monitoring aquatic pollution. *Pakistan Journal of Zoology*. 2016. Vol. 48 (2). P. 597–600.
14. Marques H.L.de.A., Pereira R.T.L., Correa B.C. Seasonal variation in growth and yield of the brown mussel *Perna perna* (L.) cultured in Ubatuba, Brazil. *Aquaculture*. 1998. Vol. 189. P. 263–273.
15. Munro J.L., Pauly D. A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates. *Fishbite*. 1983. Vol. 1. P. 5–6.
16. Nikolic M., Kuznetsova T., Kholodkevich S., Gvozdenovic S., Mandic M., Joksimovic D., Teodorovic I. Cardiac activity in the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) as a biomarker for assessing sea water quality in Boka Kotorska Bay, South Adriatic Sea. *Mediterranean Marine Science*. 2019. Vol. 20(4). P. 680–687.
17. Nwe W.W., Aye Z.M., Oo N.N., Myint M.N. Population parameters of Green Mussel, *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) from Ye Estuary, Mon Coastal Area, Myanmar. *International Journal of Scientific and Research Publications*. 2020. Vol. 10 (12). P. 309–314.
18. Pauly D., Munro J.L. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte, The WorldFish Center*. 1984. Vol. 2 (1). P. 1–21.
19. Prato E., Biandolino F., Parlapiano I., Papa L., Denti G., Fanelli G. Estimation of growth parameters of the Black Scallop *Mimachlamys Varia* in the Gulf of Taranto (Ionian Sea, Southern Italy). *Water*. 2020. Vol. 12 (12). 3342.
20. Reimer O., Tedengren M. Phenotypical improvement of morphological defences in the mussel *Mytilus edulis* induced by exposure to the predator *Asterias rubens*. *Oikos*. 1996. Vol. 75, № 3. P. 383–390.
21. Richir J., Gobert S. A reassessment of the use of *Posidonia oceanica* and *Mytilus galloprovincialis* to biomonitor the coastal pollution of trace elements: New tools and tips. *Marine Pollution Bulletin*. 2014. Vol. 89 (1–2). P. 390–406.

22. Stadnichenko S.V., Shurova N.M. Estimating productivity of the Black Sea mussels from their density and biomass. *Black Sea Ecological Problems: Collected papers*. Odessa: SCSEIO, 2000. P. 297–300.

23. Turja R., Hoher N., Snoeijs P., Baršienė J., Butrimavičienė L., Kuznetsova T., Kholodkevich S.V.,

Devier M., Budzinski H.H., Lehtonen K.K. A multi-biomarker approach to the assessment of pollution impacts in two Baltic Sea coastal areas in Sweden using caged mussels (*Mytilus trossulus*). *Science of The Total Environment*. 2014. Vol. 473–474. P. 398–409.

References

1. Garkavaia, G.P., Bogatova, Iu.I., Berlinskii, N.A., & Goncharov, A.Iu. (2000). Raionirovanie ukrainskogo sektora severo-zapadnoi chasti Chernogo moria (po gidrofizicheskim i gidrokhimicheskim kharakteristikam) [Zoning of the Ukrainian sector of the northwestern part of the Black Sea (according to hydrophysical and hydrochemical characteristics)]. *Ekologicheskaya bezopasnost pribrezhnoi i shelfovoi zon i kompleksnoe ispolzovanie resursov shelfa – Ecological safety of coastal and shelf zones and integrated use of shelf resources*, 9–24 [in Russian].

2. Garkavaia, G.P., Bogatova, Iu.I., & Goncharov, A.Iu. (2006). Raionirovanie shelfa po gidrologo-gidrofizicheskim parametram [Shelf zoning according to hydrological and hydrophysical parameters]. *Severo-zapadnaia chast Chernogo moria: biologiya i ekologiya – Northwestern part of the Black Sea: biology and ecology*. (pp. 83–86). Kiev: Naukova Dumka [in Russian].

3. Hovoryn, I.O. (2021). Strukturno-morfolohichna kharakterystyka donnykh poselen midii u prybrezhnykh morskyykh ekosystemakh, shcho znakhodiatsia v zoni vplyvu richkovoho stoku [Structural and morphological characteristics of the bottom settlements of mussels in the coastal ecosystems in the river runoff influence zone of the Ukrainian shelf of Black Sea]. *Morskyi ekologichnyi zhurnal – Marine ecological journal*, 2, 7–15 [in Ukrainian].

4. Stadnichenko, S.V. (2010). Kosvennye otsenki smertnosti i vyzhivaemosti midii severo-zapadnoi chasti Chernogo moria [Indirect estimates of mortality and survival of mussels in the northwestern part of the Black Sea]. *Visnyk Odeskoho natsionalnoho universytetu. Seriya: Byolohiya – Odesa National University Herald. Series: Biology*, 15 (7), 82–87 [in Russian].

5. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Synyogub, I.A., Polyschuk, L.N., Nesterova, D.A., Bondarenko, A.S. et al. (2017). *Odesskii region Chernogo moria: gidrobiologiya pelagialy i bentaly [Odessa region of the Black Sea: hydrobiology of pelagic and benthic areas]*. Odessa: Astroprint [in Russian].

6. Shtyrkina, L.F. (1986). Vliianie temperatury i solenosti vody na rannii ontogenez chernomorskoi midii (*Mytilus galloprovincialis*) [Influence of water temperature and salinity on the early ontogenesis of the Black Sea mussel (*Mytilus galloprovincialis*)]. Proceedings from: *IV Vsesoiuz. konf. po promysl. bespozvonochnym – IV All-Union Conference on commercial Invertebrates*. Part 2. (pp. 257–258). Moscow [in Russian].

7. Shurova, N.M. (2001). Vliianie solenosti na strukturu i sostoianie poselenii dvustvorchatogo molliuskas

Mytilus galloprovincialis [Influence of salinity on the structure and condition of settlements of the bivalve mollusk *Mytilus galloprovincialis*]. *Biologiya moria – Marine Biology*, 27 (3), 187–191 [in Russian].

8. Shurova, N.M. (2013). *Strukturno-funkcional'naya organizatsiya populatsii midii Mytilus galloprovincialis Chornogo moria [Structural and functional organization of the Black Sea mussels]*. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].

9. Shurova, N.M., & Stadnichenko, S.V. (2002). Izmeneniia populatsionnykh kharakteristik chernomorskoi midii i strategiya formirovaniia ee populatsii v sovremennykh usloviakh sredy [Changes in the population characteristics of the Black Sea mussel and the strategy of its population formation in modern environmental conditions]. *Visnyk Zhytomyrskoho pedahohichnoho universytetu – Bulletin of the Zhytomyr Pedagogical University*, 10, 137–139 [in Russian].

10. Shurova, N.M., & Zolotarev, V.N. (1988). Sezonnye sloi rosta v rakovinakh midii Chernogo moria [Seasonal growth layers in Black Sea mussel shells]. *Biologiya moria – Marine Biology*, 1, 18–22 [in Russian].

11. Çinar, M.E., Katağan, T., Koçak, F., Öztürk, B., Ergen, Z., Kocatas, A. et al. (2008). Faunal assemblages of the mussel *Mytilus galloprovincialis* in and around Alsancak Harbour (Izmir Bay, eastern Mediterranean) with special emphasis on alien species. *Journal of Marine Systems*, 71, 1–17.

12. Gayanilo, F.C., Sparre, P., & Pauly, D. (2002). Fisat II: FAO-ICLARM Fish Stock Assessment Tools (version 1.2.2). *FAO, Rome*: <http://www.fao.org/fi/statist/fisofit/fisat>

13. Kayhan, F.E., Balkis, N., Aksu, A., Yon Ertug, N.D. & Sesal, C. (2016). Trace metal concentration and sea water quality of Tuzla Shipyard Area, Istanbul, Turkey using Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) for monitoring aquatic pollution. *Pakistan Journal of Zoology*, 48 (2), 597–600.

14. Marques, H.L.de.A., Pereira, R.T.L. & Correa, B.C. (1998). Seasonal variation in growth and yield of the brown mussel *Perna perna* (L.) cultured in Ubatuba, Brazil. *Aquaculture*, 189, 263–273.

15. Munro, J.L., & Pauly, D. (1983). A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates. *Fishbite*, 1, 5–6.

16. Nikolic, M., Kuznetsova, T., Kholodkevich, S., Gvozdenovic, S., Mandic, M., Joksimovic, D. et al. (2019). Cardiac activity in the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) as a biomarker for assessing

sea water quality in Boka Kotorska Bay, South Adriatic Sea. *Mediterranean Marine Science*, 20 (4), 680–687.

17. New, W.W., Aye, Z.M., Oo, N.N., & Myint, M.N. (2020). Population parameters of Green Mussel, *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) from Ye Estuary, Mon Coastal Area, Myanmar. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 10 (12), 309–314.

18. Pauly, D., & Munro, J.L. (1989). Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *ICLARM Fishbyte*, 2 (1), 21.

19. Prato, E., Biantolino, F., Parlapiano, I., Papa, L., Denti, G., & Fanelli, G. (2020). Estimation of growth parameters of the Black Scallop *Mimachlamys varia* in the Gulf of Taranto (Ionian Sea, Southern Italy). *Water*, 12 (12), 3342.

20. Reimer, O., & Tedengren, M. (1996). Phenotypical improvement of morphological defences in the mussel

Mytilus edulis induced by exposure to the predator *Asterias rubens*. *Oikos*, 75 (3), 383–390.

21. Richir, J., & Gobert, S. (2014). A reassessment of the use of *Posidonia oceanica* and *Mytilus galloprovincialis* to biomonitor the coastal pollution of trace elements: New tools and tips. *Marine Pollution Bulletin*, 89 (1–2), 390–406.

22. Stadnichenko, S.V., & Shurova, N.M. (2000). Estimating productivity of the Black Sea mussels from their density and biomass. *Black Sea Ecological Problems*. Odessa: SCSEIO, 297–300.

23. Turja, R., Hoher, N., Snoeijs, P., Baršienė, J., Butrimavičienė, L., Kuznetsova, T. et al. (2014). A multibiomarker approach to the assessment of pollution impacts in two Baltic Sea coastal areas in Sweden using caged mussels (*Mytilus trossulus*). *Science of The Total Environment*, 473–474, 398–409.

POPULATION STRUCTURE OF THE MUSSEL *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* FROM BOTTOM SETTLEMENTS IN THE RIVER WATER TRANSFORMATION ZONES OF THE NORTH-WESTERN PART OF THE BLACK SEA

Stadnichenko S.V., PhD, Senior Researcher

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

This article presents the results of a comparative analysis of biomass and number, growth characteristics, production, survival rate of *Mytilus galloprovincialis* Lam. from bottom settlements in different areas of the North-western part of the Black Sea, which differ in the degree of influence of river flow. The analysis of the status of bottom settlements of mussels was made by sampling in the near-river areas – Prydunaiskyi, Prydnistrovskyi and Dnieper-Bug (Cape Adzhyyask) regions, Odesa Gulf and Yavorlytskyi Gulf, the area of the Zernov *Phyllophora* Field at the depths from 2,5 to 30 meters.

The distribution of numbers and biomass of mussels in the bottom settlements has a similar pattern, with the lowest values for mussels in the Danube region, and the highest values for the coastal zone in the Prydnistrovskyi region. The average total mass of mussels in the settlements in the districts where water desalination is most pronounced and lower than in the districts where the influence of transformed river waters is less pronounced. For marine areas under the intensive influence of the transformed river water, the *PB*-coefficient varies from 0,62 to 1,86, with an average of 1,09. For the areas where the impact of transformed river water is manifested to a lesser extent, the annual *PB*-coefficient varies from 0,33 to 0,84, the average is 0,56. The obtained average values of the productive coefficient can be used as a background for the water areas of the western-north part of the Black Sea with the different levels of salinity of the sea water.

The minimum growth rate was found for the mussels of the bottom settlements of the *Phyllophora* field, and the maximum growth rate was found for the mussels of the Yavorlytskyi Gulf.

The differences in the morphology of the mussel shell were revealed. There are differences between the length of the shell and the ratio of height to its convexity, the surface area of the mussel shell in the bottom settlements of the northwestern part of the Black Sea with different levels of seawater salinity.

Key words: *Mytilus galloprovincialis*, transformed river water, growth, *P/B*-coefficient, survival

MEIOFAUNA OF VARIOUS BIOTOPES OF THE UPPER SUBLITTORAL OF THE ODESSA BAY

Vorobyova L.V. – D.Sc., Prof., Senior Researcher

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

vorobyova.meio@gmail.com

In the article, for the first time for the shelf of the northwestern part of the Black Sea, the features of the formation total abundance and biomass of permanent (permanent members) and temporary (temporary members) components of meiobenthos in the upper sublittoral of the Odessa Bay (2.5–11 m). The material was presented by quantitative samples collected in 2012, in the coastal zone of the Odessa Bay. During the research period, from 9 to 13 groups of meiobenthos were found on various substrates: Foraminifera, Nematoda, Harpacticoida, Ostracoda, Halacaridae, Kinorhyncha, Turbellaria, Oligochaeta, larvae and juveniles of Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda, Balanus. There are 9 large taxa on the sandy substrate, 12 on the shell, and 10 taxa on the stony substrate with algae cover. An analysis of the distribution of individual meiobenthic on various substrates showed their significant differences. Nematoda dominated on the sandy substrate. The main role was played by polychaetes and juvenile bivalves. On the shell rock, the total abundance of meiobenthos varied at different stations from 2500 ind. m⁻² to 269000 ind. m⁻² (average – 143300 ind. m⁻²), the main part of it was formed by eumeiobenthos (72.7 %). In the periphyton of rocky substrate, the meiobenthos consisted of 10 large taxons. Turbellaria, Kinorhyncha and Gastrotircha were absent. The total number of meiobenthos varied from 59000 ind. m⁻² to 341000 ind. m⁻² (on average 156107 ind. m⁻²). The proportion of eumeiobenthos in the total number of organisms was 67.4 %. On the mixed substrate, the formation of the total abundance of meiobenthos occurred mainly due to 6 groups (Nematoda, Harpacticoida, Ostracoda, Oligochaeta, Polychaeta, juveniles of Bivalvia). Concentration of the total meiobenthos varied from 83000 ind. m⁻² to 146500 ind. m⁻² (on average 120500 ind. m⁻²). Nematoda dominated, the subdominant group was Harpacticoida. The paper considers the formation of quantitative indicators of the main groups of meiobenthos (Foraminifera, Nematoda, Harpacticoida, Ostracoda, Halacaridae, temporary meiofauna) depending on the type of substrate.

Key words: meiofauna, Odessa Bay, sublittoral, various substrates.

Introduction

In the upper sublittoral of the Black Sea (10–11 m) the richest food base for fish larvae and juveniles is formed. The purpose of our research is to study the formation of quantitative characteristics of representatives of large taxa (total abundance and biomass) of the meiobenthic community in the upper sublittoral of the Odessa Bay. Earlier, studies of the end of the last century (Vorobyova 1999) and the first decades of the 21st century were devoted to these issues (Vorobyova et al. 2017; Vorobyova et al. 2019; Vorobyova 2021; Vorobyova 2021a). The study of the features of the formation of the ecological characteristics of the meiobenthos on various substrates of the northwestern part of the Black Sea is of great importance. Based on the indicators of the dominance of large taxa in the total abundance of meiobenthos, one can judge the formation of a food base for representatives of larvae and juveniles of the fish. According to meiobenthic indicators, it is possible

to rank the types of bottom substrates according to the accumulation of organic substances.

Material and research methods

The analysis was based on the results of 96 sample processing in the upper sublittoral of the Odessa Bay in 2012. The samples were collected by diver according to the following scheme (Fig. 1). Sections A and B, located perpendicular to the coast, covered a depth of 2–6 m to 11.7 m. Section C was located at a depth of 11–11.7 m, and section D, which, like section C, is located parallel to the shore – at a depth of 6.0–6.7 m. In this work, we consider the quantitative characteristics of only large taxa, which play a significant role in the formation of general indicators (abundance and biomass) of the meiobenthos. Samples were taken with a benthic frame 10x10 cm, washed through a system of benthic sieves, under the last of which (1 mm) mill gas was substituted with a mesh size of 90 μm. Samples were fixed with 4 % formalin and simultaneously stained

with Rose Bengal dye. The material was processed in the laboratory using optics.

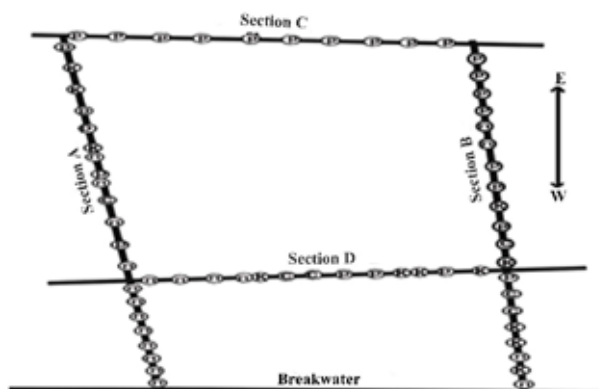


Fig. 1. The distribution scheme of bottom biocenoses in the area of the Marine research station of Odessa National Mechnikov University (Odessa Sea region) in July 2012 (k – stony substrate, n – sand, p – shell, c – mixed substrate)

Results and discussion

During the research period, from 9 to 13 groups of meiobenthos were found on various substrates: Foraminifera, Nematoda, Harpacticoida, Ostracoda, Halacaridae, Kinorhyncha, Turbellaria, Oligochaeta, larvae and juveniles of Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda, Balanus. There were 9 large taxa on the sandy one, 12 on the shell, and 10 taxa on the stony substrate with algae cover. At the same time, turbellarians, kinorhynchus and balanus larvae were noted only in one sample out of 96. Representatives of eumeiobenthos predominated in various biotopes, which accounted for 61.5 % on stony substrate, 72.7 % on shell rock, 67.6 % on sandy and on mixed one – 64.7 %. Thus, the proportion of the total abundance of these two categories of meiobenthos in the entire study area was within the same limits. The total number of meiobenthos on different substrates varied significantly. It was minimal on mixed substrate, and maximal – on rocks with algae.

The total biomass of meiobenthos on different types of substrates ranged from 1893 mg m⁻² to 3101 mg m⁻². The permanent (eumeiobenthos) component played the main role in the formation of the total abundance of meiobenthos, whereas the decisive role in the formation of the total biomass belonged to the pseudomeiobenthos (temporary component). So, on sandy substrate, it was 81.6 %, on a shell – 79.4 %, on stones with algal overgrowth – 74.6 %, on a mixed substrate – 78.6 %.

The analysis of the distribution of individual meiobenthic taxa on various substrates showed their significant differences. Nematoda dominated on the sandy substrate, Ostracods were absent. This is due to their ecological features and the possibility

to develop mainly on the algal substrate. Juvenile Gastropoda were also absent. Most of the total abundance was formed by eumeiobenthos, accounting for 67.4 % of the total number of organisms. The total biomass (variations from 437.4 to 5764.4 mg m⁻²) averaged 2807.5 mg m⁻², which was mainly formed by representatives of pseudomeiobenthos (81.6 %). The main role in the latter was played by polychaetes and juvenile bivalves.

On the shell rock, the total abundance of meiobenthos varied at different sites from 2500 ind. m⁻² to 269000 ind. m⁻² (average 143300 ind. m⁻²), the main part of it was formed by eumeiobenthos (72.7 %). Nematoda prevailed, leaving 54.1% of the total. The total biomass was slightly lower than on the sandy substrate – an average values made 1893 mg m⁻² (the range is 125.4–7675.8 mg m⁻²). These parameters, were formed mainly by polychaetes and bivalves as well as on the sand. Turbellarians, Kinorhyncha were met with single specimens. The remaining representatives of large taxa had a low abundance.

In the periphyton of rocky substrate, the meiobenthos consisted of 10 large taxa. Turbellaria, Kinorhyncha and Gastrotricha were absent. The total abundance varied from 59000 ind. m⁻² to 341000 ind. m⁻² (156107 ind. m⁻² on average). The proportion of eumeiobenthos in the total number of organisms was 67.4 %. The proportion of pseudomeiobenthos was quite high (32.6 %). The total biomass of meiobenthos varied widely – 739.38 mg m⁻² to 5873.0 mg m⁻² (3104.42 mg m⁻² on average). Harpacticoida dominated, Nematoda was the subdominant group. Thus, crustaceans and juvenile bivalve mollusks mainly developed on the stony substrate among algal fouling, which was also reflected in the study of the lithocontour of the northwestern part of the Black Sea (Vorobyova et al., 2019). The relatively high accumulation of nematodes is associated with silt that deposited on the settlements of Bivalvia.

On the mixed substrate, the formation of the total abundance of meiobenthos occurred mainly due to 6 groups (Nematoda, Harpacticoida, Ostracoda, Oligochaeta, Polychaeta, juveniles of Bivalvia). Indicators of the total abundance varied from 83000 ind. m⁻² to 146500 ind. m⁻² (120500 ind. m⁻² on average). Nematoda dominated, the subdominant group – Harpacticoida. The proportion of eumeiobenthos in the total abundance of organisms was 64.7 %. The total biomass of meiobenthos ranged from 1805.1 mg m⁻² to 3708.6 mg m⁻² (2458.3 mg m⁻² on average). The main role in its formation belonged to pseudomeiobenthos – 78.5 % of the total meiobenthos biomass. The main part of the biomass of pseudomeiobenthos was formed by polychaetes – 49.4 %.

Foraminifera

Their study is of great scientific interest. The importance of representatives of the taxocene

Foraminifera in marine ecosystems was previously mentioned by us (Vorobyeva 1999; Vorobyova et al. 2017; Vorobyova et al. 2019; Vorobyova 2017). The most important abiotic factors for benthic Foraminifera are, along with salinity, the type of bottom substrate, the depth of the marine area under consideration, water temperature, the amount of dissolved oxygen, and the content of organic matter. It is known that the most productive substrate for foraminifera is silt, a mixture of silt, sand, and detritus (Phleger 1960; Vorobyova 1999). The study of the meiobenthos over the past 17 years has shown that the minimum indicators of representatives of the taxocene Foraminifera in the Odessa Sea Region are confined to sandy and rocky substrates, as well as to the shell rock (Vorobyova et al. 2017; Vorobyova 2019).

During our studies in 2012 Foraminifera were absent on the mixed substrate. On the sandy bottom they were noted at one of the stations (A, 240-5000 ind.·m⁻²). On a shell rocky substrate, they developed at three of the 16 stations, mainly where the mollusks formed dense settlements. Their average density is 1789 ind.·m⁻², which is 1.5 % of the total abundance of meiobenthos (Fig. 2). On the shell rock, their occurrence was about 50 % and the abundance at a depth of 6 to 11 m varied from 4000 to 18000 ind.·m⁻² (average – 4480 ind.·m⁻²). At the same time, the share of foraminifers in the total abundance of meiobenthos was 4.2 %.

Nematoda

A great contribution to the study of the faunal composition and quantitative characteristics of the Nematoda of the Ukrainian shelf of the Black Sea was made by I.I. Kulakova (Kulakova 1989; Vorobyova, Zaitsev, and Kulakova 1992; Kulakova 2002). Among the free-living nematodes of the Black Sea, the largest numbers of species are eurybionts. The distribution of nematodes is impacted mainly by the characteristics of the substrate

and in particular the size of the interstitial spaces that can serve as a refuge for nematode. It is impacted by the diversity of biotopes at a minor extent (Gerlach 1953, 1958). The highest density of nematodes was on sandy soil (Fig. 3). The abundance of Nematoda varied from 2300 ind.·m⁻² to 484000 ind.·m⁻² (100972 ind.·m⁻² on average). Their maximum accumulation is confined to transect D, located near the breakwater parallel to the coast (depth 6.4 m). On the sandy substrate nematodes were the dominant group, accounting for 50.4 % of the total abundance of meiobenthos and 76.78 % of the total abundance of eumeiobenthos.

Harpacticoida

Harpacticoida are the crustaceans that live in all marine waters, at different depths and various bottom sediments (silt, sand, shell rock, stony rock and mixed substrates). The abundance of crustacean settlements varies significantly (Fig. 4). The minimum indicators are noted on the shell (average – 12580 ind.·m⁻²). Here, the occurrence of Harpacticoida is high. They were present at 23 stations out of 25. But their participation in the formation of the total abundance is rather low and made 8.3 %. The abundance of crustaceans on sandy and mixed substrates differed slightly. On the sand it averaged 28723 ind.·m⁻², and on the mixed substrate it was 20345 ind.·m⁻². The maximum concentrations of Harpacticoida, of course, are recorded in the periphyton of a stony substrate. In 2012, the abundance of Harpacticoida on a stony substrate in algal-mussel fouling averaged 45143±12060 ind.·m⁻². The nature of the distribution of Harpacticoida on this substrate was described by V.V. Portyanko (2019). The author indicates that the density of Harpacticoida varied significantly from 1000 ind.·m⁻² to 156500 ind.·m⁻². They dominated in the formation of the total number of meiobenthos. Here their share was 45 % of the total number of organisms, their share was the highest – 62.3 %. The proportion

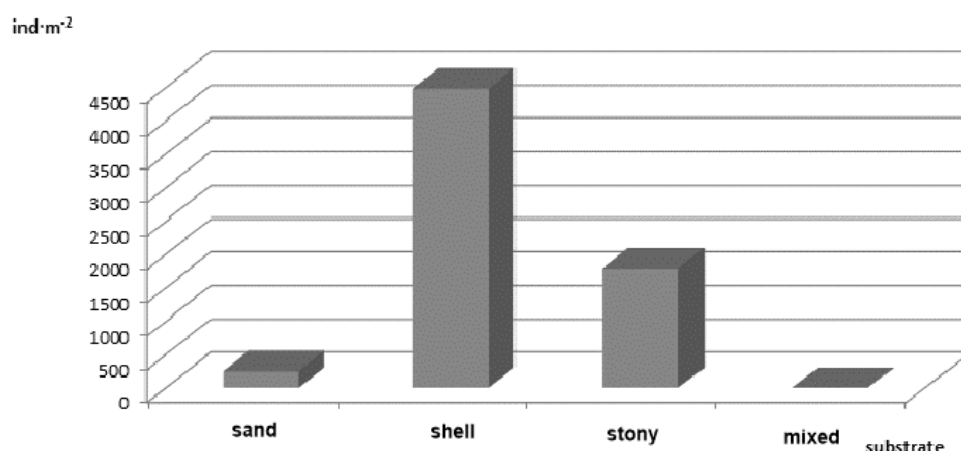


Fig. 2. The average abundance of Foraminifera (ind.·m⁻²) on various substrates in the upper sublittoral of the Odessa Bay

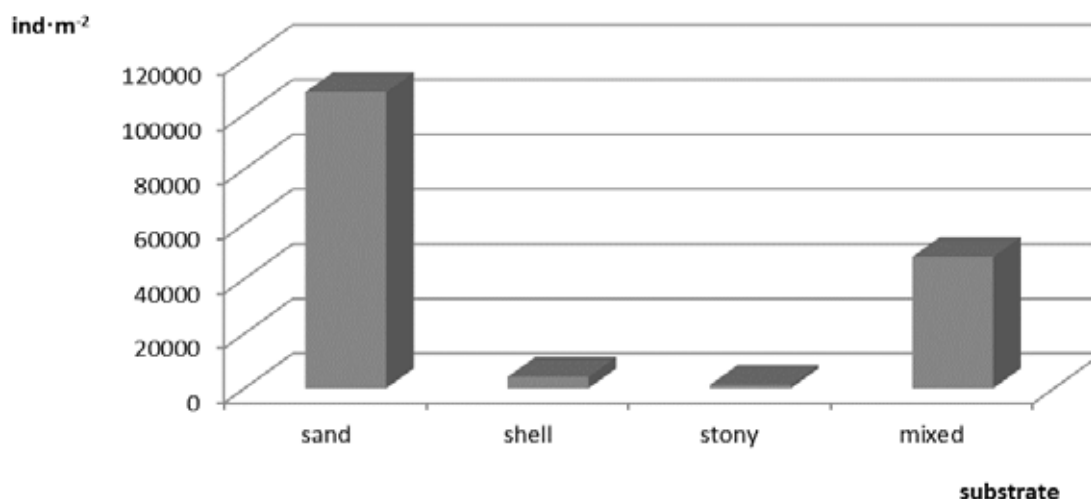


Fig. 3. The average abundance of Nematoda (ind.·m⁻²) on various substrates in the upper sublittoral of the Odessa Bay

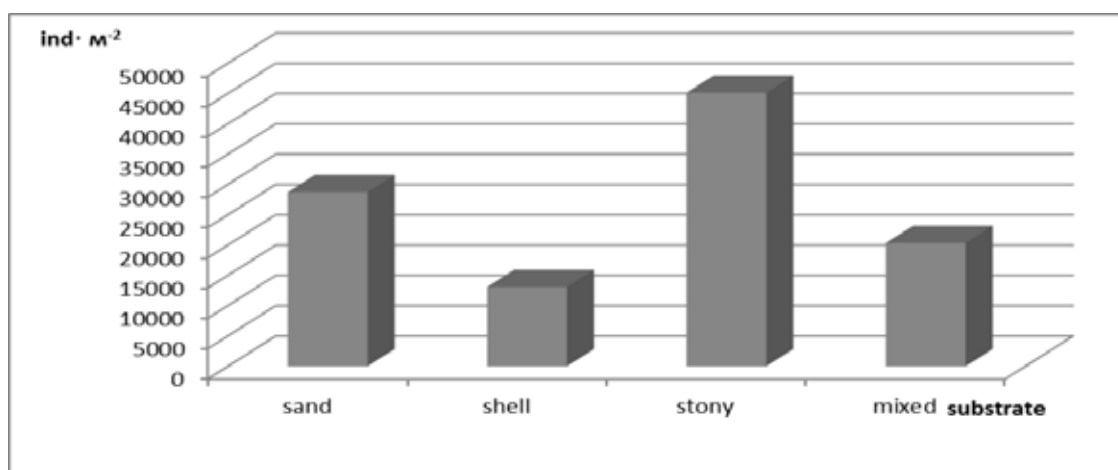


Fig. 4. Average numbers (ind. m⁻²) of Harpacticoida on various substrates in the upper sublittoral of the Odessa Bay

of Harpacticoida in the total abundance of meiobenthos in 2012 averaged 26.1 %, in biomass – 21.6 %.

Ostracoda

Ostracoda are mobile benthic crustaceans and are included in the meiobenthos category by their size. There is a small number of species that live in planktonic. The abundance of Ostracoda settlements to a greater extent than for other taxa of the meiobenthos is formed depending on the type of substrate. Crustaceans are poor swimmers; they prefer places with small bottom currents and biotopes with good development of periphyton. According to many literary data Ostracoda are omnivorous animals. They prefer to feed on the remains of small organisms and play a significant role in the transformation of organic matter. Representatives of this taxon, having a relatively high calorie content

(Vorobyova, Targonskaya 1998), are an excellent food object for juvenile fish. At present there is information about the faunal composition of Ostracoda in the coastal zones of the northwestern part of the Black Sea (Uzun 2016, 2021). The minimum accumulations of Ostracoda are characteristic of sandy substrate. Here the occurrence of Ostracoda in the period of our research was 27.7 %. The average abundance was 778 ind.·m⁻². On the shell, their occurrence was – 72.0 %. The average abundance was 4741 ind.·m⁻², which is 4.1% of the total abundance of meiobenthos. As can be seen from the presented graph (Fig. 5), the maximum concentrations of ostracods live on a stony substrate among the growth of algae and mussels. The average number was 17815 ind. m⁻². Their share in the total number of meiobenthos was 8.4 %, and in the eumeiobenthos – one seventh.

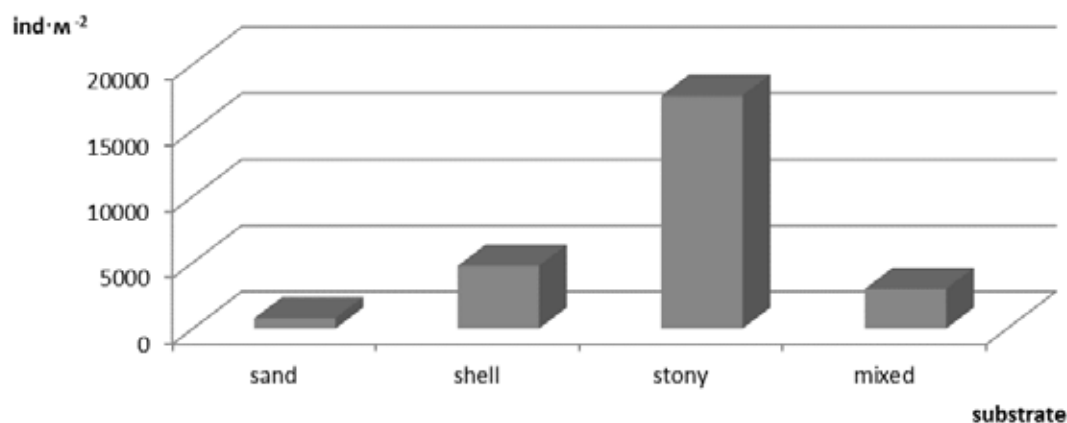


Fig. 5. Average numbers (ind.·m⁻²) of Ostracoda on different substrates in the upper sublittoral of the Odessa Bay

Halacaridae

In the middle of the last century, 26 species of sea mites were known for the Black Sea (Sokolov, and Yankovskaya 1972). In the list of fauna of the northwestern part of the Black Sea (Vinogradov 1967), Halacaridae were not mentioned at all. In the coastal zone subjected to wave action the branched algal thalli with a high specific surface area serve as a refuge for meiobenthic organisms. Representatives of the meiofauna actively inhabit finely branched, cylindrical macrophytes, which have high specific surface area of thalli. Single-celled organisms serve as a food source for herbivorous Halacaridae, and suspended organic matter consumed by detritivores. In the studies of M.V. Gelmboldt 1995–2001 in the NWBS (Gelmboldt 2003), 18 species (11 genera) were noted; in the Odessa Bay and adjacent water areas, 8 species (7 genera).

In this paper we demonstrate the spatial distribution of the abundance of Halacarids and their role in the formation of the total abundance of meiobenthos. During the period of our research, sea mites were found on all types of substrates (Fig. 6).

On the sandy substrate, the occurrence of mites was only 22.2 %. The abundance of their settlements was 808 specimens m⁻², which amounted to 0.4 % of the total number of meiobenthos and 0.3 % of its biomass. On the shell rock, the occurrence of Halacaridae was two times higher than on the sandy substrate (58.3 %). This is quite obvious, since on this substrate there are more dead small animals and microalgae that these animals feed on. The average abundance of halakarids was 2019 ind.·m⁻², the maximum indicator was recorded at station B240 and made 18000 ind.·m⁻². The share of the abundance of mites was 1.9 % of the total

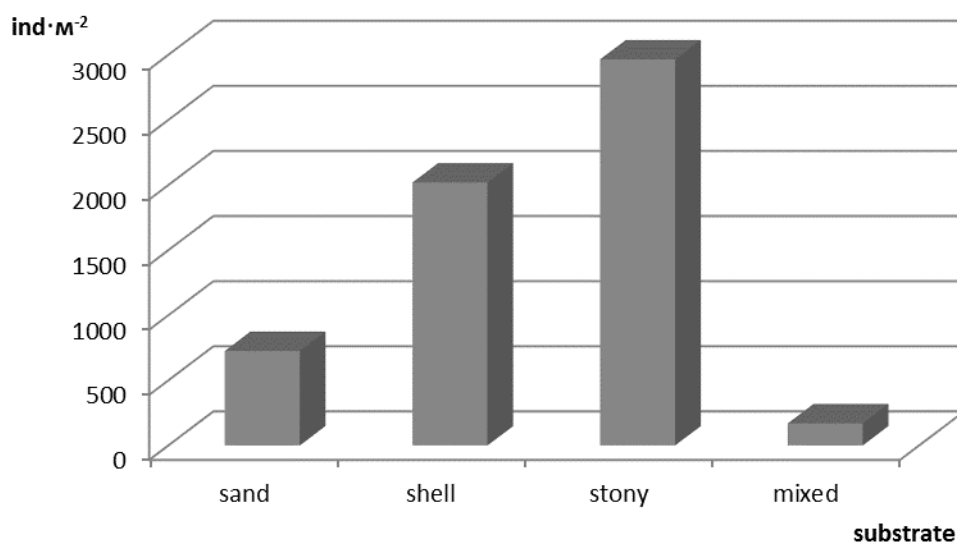


Fig. 6. Average abundance (ind.·m⁻²) of Halacaridae on various substrates in the upper sublittoral of the Odessa Bay

meiobenthos, and the share of biomass was 2.2 %. On the stony substrate Halacaridae were noted at 50 % of stations out of 24. The average density of mites colonies was 2964 ind. m^{-2} , which was 1.9 % of the total abundance of meiobenthos. The absence or minimal presence at a depth of up to 8 m is explained by the fact that sandy sediment was presented here. Deeper there were the rocky substrate and shell rock.

Pseudomeiobenthos (temporary meiofauna or pseudomeiobenthos)

As it is known from literary sources the representatives of the temporary meiobenthos component (temporary meiofauna or pseudomeiobenthos) play a significant role in marine ecosystems. The same important role was pointed out in our previous studies on the meiobenthos of the northwestern part of the Black Sea (Vorobyova 1999). The role of pseudomeiobenthos in the formation of quantitative indicators of meiobenthos (abundance and especially biomass) is significant. Possessing relatively high population abundance and biomass, they create a high-calorie food base for juveniles of benthic and demersal fishes, as well as for some representatives of macrozoobenthos. It is known that for representatives of pseudomeiobenthos the type of substrate is of the greatest importance. The maximum concentrations of oligochaetes during the study period were noted on a mixed substrate, where their population density was 5750 ind. m^{-2} . The minimum abundance of oligochaete settlements is typical for a stony substrate (Fig. 7). On sandy substrate, the occurrence

of oligochaetes was 50.1 %, the average abundance was 4889 ind. m^{-2} . The average biomass was 302.0 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$. On the shell rock, the quantitative indicators did not differ much. The average abundance of polychaetes in the upper sublittoral of the Odessa Bay on different substrates differed slightly (Fig. 7). The maximum indicators of abundance were noted on sandy substrate (19144 ind. m^{-2}), the biomass was low – 26.0 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$, which was almost one third of the biomass of the entire pseudomeiobenthos. On the stony and mixed substrate, the quantitative indicators of polychaetes at 100 % occurrence on both substrates differed very slightly. On the stony substrate, the abundance of polychaetes was 18787 ind. m^{-2} , whereas the biomass was 1127.14 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$. On the mixed substrate the indicators were the following: abundance 20830 ind. m^{-2} , biomass 49.4 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$. On the shell rock, the abundance of juvenile polychaetes was the lowest 14839 ind. m^{-2} (with biomass 26.0 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$). When comparing, it should be noted that the population density of juvenile polychaetes on almost all substrates was up to 50% of the average values of the entire temporal component of the meiobenthos. Juvenile mollusks, the representatives of the Bivalvia and Gastropoda taxocene, formed the maximum quantitative indicators on the stony substrate (Fig. 7).

Thus, the results of this study reflect the formation of quantitative indicators of the main meiobenthos taxa depending on one of the most important environmental factors – bottom substrates. The obtained characteristics of the meiobenthos of the upper sublittoral of the Odessa

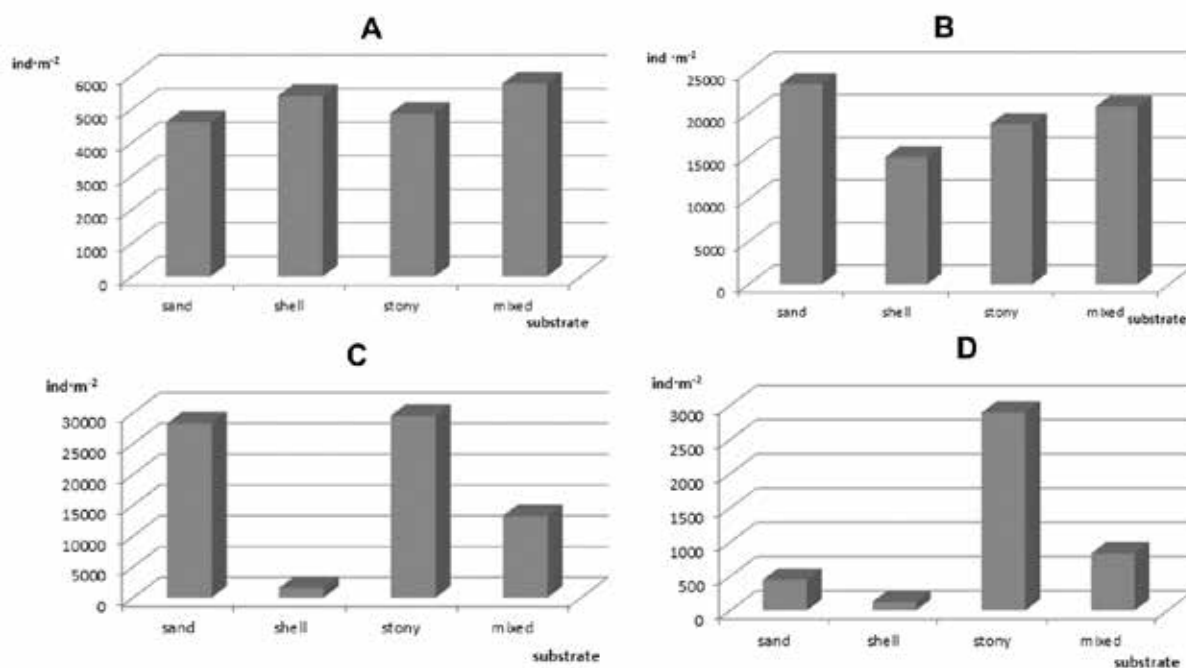


Fig. 7. The abundance of the main taxa of pseudomeiobenthos on different types of substrates. (A – Oligochaeta, B – Polychaeta, C – Bivalvia, D – Gastropoda)

Bay can be interpreted for the coastal zones of the water areas adjacent to it in order to determine the location and size of bottom areas with the best food supply for juvenile fish.

Gratitude

I express my gratitude to the leading engineer Kurakin A.P. for professional sampling of meiobenthos in the Odessa Sea Region.

References

1. Vinogradov, K.A. (Eds.). (1967). *Biologiya severo-zapadnoy chasti Chernogo morya* [Biology of the northwestern part of the Black Sea]. Kyiv: Naukova dumka (in Russian).
2. Vorobyova, L.V. (2017). *Foraminifera [Foraminifera]. Odesskiy region Chernogo morya: gidrobiologiya pelagiali i bentali – Odessa region of the Black Sea: hydrobiology of the pelagial and benthal*, (pp. 108–117). Odessa: Astropint (in Russian).
3. Vorobyova, L.V. (1999). *Meyobentos ukrainskogo shel'fa Chernogo i Azovskogo morya [Meiobenthos of the Ukrainian Shelf of the Black and Azov Seas]*. Kyiv: Naukova dumka (in Russian).
4. Vorobyova, L.V., Zaitsev, Yu.P., & Kulakova, I.I. (1992). *Interstitialna fauna peschanich pljazchej Chernogo morja [Interstitial meiofauna sandy beaches of the Black Sea]*. Kyiv: Naukova dumka (in Russian).
5. Vorobyova, L.V., & Torgonskaia, O.A. (1998). *Energeticheskie kharakteristiki meiobentosa Zhebrianskoi bukhty [Energy characteristics of the meiobenthos of the Zhebriyan Bay]. Ekologiya vzmoria ukrainskoi delty Dunaia – Ecology of the seashore of the Ukrainian Danube delta*. (pp. 275–289). Odessa: Astropint [in Russian].
6. Gelmboldt, M.V. (2003). *Morskie kleschi (Halacaridae: Acari) severo-zapadnoy chasti Chernogo morja [Sea mites of the northwestern part of the Black Sea: species diversity and ecology]. Extended abstract of candidate's thesis*. Sevastopol (in Russian).
7. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Bondarenko, O.S., & Portianko V.V. (2019). *Kontaktnye zony Chernogo moria: meiofauna litokontura severo-zapadnogo shelfa [Contacts zones of the Black Sea: meiofauna of the litocontour of the north-western shelf]*. Odessa: Fenix [in Russian].
8. Kulakova, I.I. (2002). *Osobnosti raspredeleniya svobodnozchivuschich nematod severo-zapadnoy chaste Chornogo morja [Features of the distribution of free-living nematodes in the northwestern part of the Black Sea]. Extended abstract of candidate's thesis*. Sevastopol (in Russian).
9. Kulakova, I.I. (1989). *Svobodho-chivuschie nematode severo-zapadnogo schelfa chernogo morja [Free-living nematodes of the western shelf of the Black Sea]. Ekologiya morja*, 3, 42–46 (in Russian).
10. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Sinegub, I.A., Polishchuk L.N., Nesterova, D.A., Bondarenko, A.S. et al. (2017). *Odeskij region Chornogo morja: gidrobiologiya pelagiali i bentali [Odessa region of the Black Sea: hydrobiology of the pelagial and benthal]*. Odessa : Astropint (in Russian).
11. Sokolov, I.I., & Yankovskaja, N.I. (1972). *Otryad kleshchi. Opredelitel' fauny Chernogo i Azovskogo morey [Squad of ticks. Definitor of the fauna of the Black and Azov Seas]*. Kyiv: Naukova Dumka (in Russian).
12. Uzun, E.E. (2015). *Kolichestvennie kharakteristiki rakuzchkovich rakov (Crustacea, Ostracoda) Odeskogo morskogo regiona (Cornoe more) [Quantitative characteristics of seed shrimps (Crustacea, Ostracoda) in the Odesa coastal region (Black Sea)]*. *Naukovi zapysky Ternopil's'koho natsional'noho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatyuka – Scientific notes of Ternopil National Pedagogical University*, 3-4 (64), 672–675 (in Russian).
13. Uzun, E.E., & Portianko, V.V. (2021). *Evmeiobentosni rakopodibni na plastukovome smiti v pruberezchnij chastuni m. Maluj Fontan (Odes'ka zatoka, Chorne more)) [Evmeobentos crustaceans on a plastic garbage in the coastal part of the small fountain (Odesa Gulf, Black Sea)]*. *Mors'kyi ekologichnyy zhurnal – Marine Ecological Journal*, 2, 83–92 (in Ukraine).
14. Gerlach, S.A. (1953). *Die biozönotische Gliederung der Nematodenfauna an den deutschen Küsten*. *Z. Morph. u. Ökol. Tiere*, 41, 5–6, 411–512.
15. Gerlach, S.A. (1958). *Die Nematoden fauna der sublitoralen Region in der Kieler Bucht*. *Kieler Meeresforsch*, 14, 64–92.
16. Phleger F.B., & Press J.H. (1960). *Ecology and Distribution of Recent Foraminifera*. Baltimore: Md.
17. Vorobyova, L.V. (2021). *Influence of abiotic factors on the abundance of Foraminifera in the Odessa Sea Region (Black Sea)*. *J. Black Sea/Mediterranean Environment*, 27 (1), 66–77.
18. Vorobyova, L.V. (2021a). *The role of environmental factors in the formation of temporary meiofauna in the Odessa Sea Region of the Black Sea*. *Naukovi zapysky Ternopil's'koho natsional'noho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatyuka – Scientific notes of Ternopil National Pedagogical University*, 81 (1–2), 39–45.
19. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Bondarenko, A.S., Portyanko, V.V., & Uzun, E.E. (2016). *Meiofauna of the periphytal of the Odessa coast*. *J. Black Sea Mediterranean Environment*, 22 (1), 60–73.

Список використаних джерел

1. Биология северо-западной части Черного моря / Отв. ред. К.А. Виноградов. Киев : Наукова думка, 1967. 268 с.
2. Воробьева Л.В. *Foraminifera. Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали*. Одесса : Астропринт, 2017. С. 108–117.
3. Воробьева Л.В. *Мейобентос украинского шельфа Черного и Азовского морей*. Киев : Наукова думка, 1999. 242 с.
4. Воробьева Л.В., Зайцев Ю.П., Кулакова И.И. *Интерстициальная мейофауна песчаных пляжей Черного моря*. Киев: Наукова думка, 1992. 144 с.

5. Воробьева Л.В., Торгонская О.А. Энергетические характеристики мейобентоса Жебриянской бухты. *Экология взморья украинской дельты Дуная* / отв. ред. Л.В. Воробьева. Одесса : Астропринт, 1998. С. 275–289.
6. Гельмбольдт, М.В. Морские клещи северо-западной части Чёрного моря: видовое разнообразие и экология : автореф. дис. ... канд. биол. наук: Севастополь, 2003. 18 с.
7. Контактные зоны Черного моря: мейофауна литоконтур северо-западного шельфа / Л.В. Воробьева и др. Одесса : Фенікс, 2019. 196 с.
8. Кулакова И.И. Особенности распределения свободноживущих нематод северо-западной части Черного моря : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Севастополь, 2002. 21 с.
9. Кулакова И.И. Свободноживущие нематоды западного шельфа Черного моря. *Экология моря*. 1989. Вып. 3. С. 42–46.
10. Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали / Л.В. Воробьева и др. : отв. ред Б.Г. Александров. Одесса : Астропринт, 2017. 320 с.
11. Соколов И.И., Янковская А.И. Отряд клещи. Определитель фауны Черного и Азовского морей. К.: Наукова думка, 1972. С. 8–31.
12. Узун Е.Е. Количественные характеристики ракушковых раков (Crustacea, Ostracoda) Одесского морского региона (Черное море). *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка*. 2015. Вип. 3-4 (64). С. 672–675.
13. Узун О.Є., Портянко В.В. Евмейобентосні ракоподібні на пластиковому смітті в прибережній частині м. Малий Фонтан (Одеська затока, Чорне море). *Морський екологічний журнал*. 2021. Вип. 2. С. 83–92.
14. Gerlach, S.A. Die biozönotische Gliederung der Nematodenfauna an den deutschen Küsten, *Z. Morph. u. Ökol. Tiere*. 1953. № 41, (5–6), P. 411–512.
15. Gerlach, S.A. Die Nematoden fauna der sublittoralen Region in der Kieler Bucht, *Kieler Meeresforsch.* 1958. № 14. P. 64–92.
16. Phleger F.B., Press J.H. Ecology and Distribution of Recent Foraminifera. Baltimore : Md., 1960. 297 p.
17. Vorobyova L.V. Influence of abiotic factors on the abundance of Foraminifera in the Odessa Sea Region (Black Sea). *J. Black Sea/Mediterranean Environment*. 2021. 27 (1). P. 66–77.
18. Vorobyova L.V. The role of environmental factors in the formation of temporary meiofauna in the Odessa Sea Region of the Black Sea. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія: Біологія*. 2021. Т. 81. № 1–2. С. 39–45.
19. Vorobyova L.V., Kulakova I.I., Bondarenko A.S., Portyanko V.V., Uzun, E.E. Meiofauna of the periphytal of the Odessa coast. *J. Black Sea Mediterranean Environment*. 2016. Vol. 22. № 1. P. 60–73.

МЕЙОБЕНТОС РІЗНИХ БІОТОПІВ ВЕРХНЬОЇ СУБЛІТОРАЛІ ОДЕСЬКОЇ ЗАТОКИ

Воробйова Л.В., д.б.н., проф.

ДУ «Інститут морської біології НАН України», vorobyova.meio@gmail.com

У статті вперше для шельфу північно-західної частини Чорного моря розглянуті особливості формування загальної чисельності та біомаси постійного (permanent) та тимчасового (temporary) компонентів мейобентосу у верхній субліторалі Одеської затоки (глибина 2,5–11 м). Матеріалом були кількісні проби, відібрані в 2012 р. в прибережній зоні Одеської затоки. За період досліджень на різних субстратах виявлено від 9 до 13 груп мейобентосу: Foraminifera, Nematoda, Harpacticoida, Ostracoda, Halacaridae, Kinorhyncha, Turbellaria, Oligochaeta, larvae and juveniles of Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda, Balanus. На піщаному – 9 крупних таксонів, на черепашнику – 12, на кам'янистому субстраті з водоростями – 10 таксонів. Аналіз розподілу окремих мейобентонтів на різних субстратах показав їх суттєві відмінності. На піщаному субстраті домінували нематоди. Велику роль відіграли поліхети та молодь двостулкових молюсків. На черепашнику чисельність мейобентосу змінювалася на різних станціях від 2500 екз. м⁻² до 269000 екз. м⁻² (середнє – 143300 екз. м⁻²), основну його частину утворював евмейобентос (72,7 %). У перифітоні скельного субстрату мейобентос складався з 10 великих таксонів, Turbellaria, Kinorhyncha та Gastrottricha були відсутні. Чисельність мейобентосу коливалася від 59 тис. екз. м⁻² до 341000 екз. м⁻² (середнє – 156107 екз. м⁻²). Частка евмейобентосу в загальній кількості організмів становила 67,4 %. На змішаному субстраті формування загальної чисельності мейобентосу відбувалося переважно за рахунок 6 груп (Nematoda, Harpacticoida, Ostracoda, Oligochaeta, Polychaeta, молодь Bivalvia). Концентрація загального мейобентосу коливалася від 83 тис. екз. м⁻² до 146500 екз. м⁻² (середній – 120500 екз. м⁻²). Домінували нематоди, субдомінантна група – гарпактикоїди. У статті розглянуто формування кількісних показників основних груп мейобентосу (Foraminifera, Nematoda, Harpacticoida, Ostracoda, Halacaridae, temporary meiofauna) залежно від типу субстрату. Отримані нами характеристики можна інтерпретувати для прибережних зон акваторій, що прилягають до затоки, з метою визначення розташування та розмірів ділянок дна з найкращим кормом для молоді риб.

Ключові слова: мейофауна, Одеська затока, сублітораль, різноманітні субстрати.

Наукове періодичне видання

МОРСЬКИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

**MARINE
ECOLOGICAL
JOURNAL**

**МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ**

**Том XVI
ном. 1–2 • 2022**

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

Формат 60x84/8. Гарнітура Times New Roman.
Папір офсет. Цифровий друк. Ум.-друк. арк. 13,72.
Підписано до друку 23.12.2022.
Замов. № 0922/378. 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**

**МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ**

**Vol. XVI
No. 1–2 • 2022**

Format 60x84/8. Times New Roman Font.
Offset. Digital printing. Conventional printed sheet 13,72.
Passed for printing: 23.12.2022.
Order № 0922/378. 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