

ISSN 1684-1557

ІНСТИТУТ МОРСЬКОЇ БІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ

МОРСЬКИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

MARINE
ECOLOGICAL JOURNAL

Заснований у квітні 2002 р.

НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ

Виходить 1–2 рази на рік
Одеса

ТОМ XVII
НОМ. 1–2 • 2023



Видавничий дім
«Гельветика»
2023

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».

Воробійова 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.

Garlan Пол, Nature Bureau Ltd (Великобританія).

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого ЗМІ: КВ № 23564-13404Р 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.

Фото на обкладинці – Олександр Куракін

ISSN 1684-1557

INSTITUTE OF MARINE BIOLOGY OF THE NAS OF UKRAINE

MARINE ECOLOGICAL JOURNAL

МОРСЬКИЙ
ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

Created in April 2002

SCIENTIFIC JOURNAL

1–2 issues per year
Odesa

VOL. XVII
No. 1–2 • 2023



Publishing house
Helvetica
2023

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 Oleksiiiovych, 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 Oleksiiiovych, Doctor of Biology, Professor, Odesa I. I. Mechnikov National University.

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

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

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

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

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

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

The journal is included in the List of scientific professional publications of Ukraine category B in the field of biological sciences (specialties 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.

Cover photo by Oleksandr Kurakin

З М І С Т

Наукові статті

- Варігін О.Ю.* Особливості стану макрозообентосу Тилігульського лиману (північне Причорномор'я) у 2021 році **7–15**
- Лепеха А.І., Караванський Ю.В., Заморев В.В., Квач Ю.В.* Толерантність до солоності личинок річкової креветки японської (*Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849) (Arthropoda: Decapoda: Palaemonidae) **16–22**
- Vorobyova L.V., Bolshakov V.M.* Meiobenthos of the Black Sea under anomalous climatic conditions **23–32**
- Стадніченко С.В.* Динаміка популяційної структури мідії *Mytilus Galloprovincialis* Lam. у донних природних поселеннях Одеського регіону Чорного моря в 2005–2020 рр. **33–42**
- Большаков В.М.* Метод виділення екстремальних річних та місячних обсягів витрат річок на прикладі Дунаю і Дніпра **43–51**
- Мінічева Г.Г., Бондаренко О.С., Богатова Ю.І., Большаков В.М., Бушуєв С.Г., Гаркуша О.П., Дятлов С.Є., Калашнік К.С., Кошелев О.В., Кудренко С.А., Кулакова І.І., Маринець Г.В., Мігас Р.В., Мартинюк М.О., Ніконова С.Є., Рибалко О.А., Синьогуб І.О., Соколов Є.В., Стадніченко С.В., Хуторной С.О., Виноградов О.К., Квач Ю.В., Демченко В.О., Сон М.О.* Реакція морської екосистеми на наслідки руйнування греблі Каховського водосховища **52–68**
- Соколов Є.В.* Просторова оцінка розподілу концентрації хлорофілу «а» українського сектору північно-західної частини Чорного моря **69–81**

CONTENTS

Scholarly papers

- Varigin A.Yu.* Specific features of the macrozoobenthos condition in the Tylihul estuary (northern Black Sea) in 2021. **7–15**
- Lepekha A.I., Karavanskyi Yu.V., Zamorov V.V., Kvach Yu.V.* Salinity tolerance of larvae of oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849)) (Arthropoda: Decapoda: Palaemonidae). **16–22**
- Vorobyova L.V., Bolshakov V.M.* Meiobenthos of the Black Sea under anomalous climatic conditions. **23–32**
- Stadnichenko S.V.* Interannual changes in the population structure of the Mediterranean mussel *Mytilus Galloprovincialis* Lam. in the bottom settlements of the Odesa region, Black Sea in 2005–2020. **33–42**
- Bolshakov V.M.* Method for identification of extreme annual and monthly volume of rivers flow using the example of the Danube and Dnieper river. **43–51**
- Minicheva G.G., Bondarenko O.S., Bogatova Yu.I., Bolshakov V.M., Bushuiiev S.G., Garkusha O.P., Dyatlov S.Ye., Kalashnik E.S., Koshelev O.V., Kudrenko S.A., Kulakova I.I., Marinets A.V., Migas R.V., Martynyuk M.O., Nikonova S.Ye., Rybalko O.A., Synyogub I.O., Sokolov Ye.V., Stadnichenko S.V., Khutornoi S.O., Vinogradov O.K., Kvach Yu.V., Demchenko V.O., Son M.O.* Reaction of the marine ecosystem to the consequences of destruction of the Kakhovka Reservoir dam. **52–68**
- Sokolov Y.V.* Spatial assessment of water blooms in the Ukrainian sector of the northwestern part of the Black Sea. **69–81**

ОСОБЛИВОСТІ СТАНУ МАКРОЗООБЕНТОСУ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ (ПІВНІЧНЕ ПРИЧОРНОМОР'Я) У 2021 РОЦІ

Варігін О.Ю. – д.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»
sealife_1@email.ua

Визначено видовий склад та кількісні характеристики макрозообентосу Тилігульського лиману, розташованого в північному Причорномор'ї за 60 км на північний схід від міста Одеси. Матеріал зібрано в травні та вересні 2021 року на 17 станціях, розташованих у вигляді розрізів, що проходили з одного берега лиману до іншого. Навесні 2021 року в складі угруповання макрозообентосу Тилігульського лиману виявлено 20 видів безхребетних, що належать до таких таксонів: Polychaeta – 4 види, Cumacea – 1, Isopoda – 2, Amphipoda – 5, Gastropoda – 2, Bivalvia – 5, Chironomidae – 1. Частки різноногих ракоподібних та двостулкових моллюсків становили по 25% від усіх виявлених видів. Найбільш значущим фактором, що визначає видове розмаїття та кількісний розвиток макрозообентосу лиману, була глибина мешкання безхребетних, яка на різних станціях коливалася від 1,5 до 13,5 м. Ключовими видами угруповання макрозообентосу Тилігульського лиману були двостулкові моллюски *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), *Cerastoderma glaucum* (Bruguiere, 1789) та *Abra segmentum* (Recluz, 1843). Навесні 2021 року середня чисельність *M. lineatus* складала 25385 ± 6803 екз.·м², що становило 80,4% від загальної чисельності всього макрозообентосу, а середня біомаса – 8525 ± 1042 г·м² (75,2%). На станції, розташованій біля виходу каналу, що з'єднує лиман із морем, вперше виявлено інвазійний вид двостулкових моллюсків *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842). Цей вид-опортуніст може становити серйозну загрозу розвитку місцевого двостулкового моллюска *Mytilaster lineatus*. Осінні збори 2021 року показали суттєве скорочення кількісних параметрів донних безхребетних у порівнянні з весняним. На окремих ділянках лиману заморні явища призвели до тотальної загибелі всіх донних організмів. Загалом в рамках досліджень 2021 року видове багатство макрозообентосу Тилігульського лиману зменшилося втричі в порівнянні з 1970–1980 роками.

Ключові слова: макрозообентос, Тилігульський лиман, північне Причорномор'я.

Вступ

Тилігульський лиман розташований у північному Причорномор'ї за 60 км на північний схід від м. Одеси. Він значно витягнутий в меридіональному напрямку на понад 55 км. Максимальна ширина лиману складає близько 4,5 км. Площа водної поверхні приблизно дорівнює 129 млн. м², а загальний обсяг вод – близько 693 млн. м³ (Тучковенко, та Кушнір 2013). Середня глибина лиману становить 3 м, а максимальна – близько 15 м. Солоність води в лимані в весняний період може знижуватися до 6‰, а восени – досягати 23‰. У літній період на глибині понад 10 м іноді формується вертикальна стратифікація вод, яка може призвести до суттєвого дефіциту кисню у придонному шарі води (Тучковенко та ін. 2011). Температурний режим лиману визначається погодними факторами. У зимовий період температура води може становити 0,1 °С, а в літній – 32 °С (Лиманы ... 1990). Від моря лиман відділений піщаним пересипом шириною близько 3,5 км. Через пересип проходить канал, який з'єднує південну

частину лиману з морем. Тилігульський лиман відрізняється від інших подібних водойм значною прозорістю вод, що становить в середньому 1,9–2,5 м, а на окремих ділянках – до 7 м (Мороз 1993).

Систематичні дослідження зообентосу Тилігульського лиману розпочалися у середині минулого століття. В 40–50-х роках ХХ століття С.Б. Гринбарт (1953, 1967) виявив у бентосі лиману 32 види безхребетних. Домінуючими видами були двостулкові моллюски *Cerastoderma glaucum*, *Parvicardium exiguum*, *Hypanis colorata* та *Abra ovata*. У 70–80-ті роки минулого століття в зообентосі лиману було виявлено 60 видів безхребетних. З них до Annelida належали 17 видів, Arthropoda – 30 і Mollusca – 13 (Мороз и др. 1986; Мороз 1993). Дослідження, проведені у 80–90-х роках ХХ століття, призвели до виявлення в лимані 64 видів зообентосу. При цьому понад 80% від біомаси всього бентосу припадало на частку моллюсків (Лиманы ... 1990). На початку нинішнього століття в зообентосі лиману було зареєстровано 35 таксонів, а саме:

черв'їв – 10, молюсків – 6, ракоподібних – 14, інших – 5 (Тучковенко, та Синегуб 2014).

Мета роботи полягає у вивченні видового складу, кількісних характеристик та розподілі донних безхребетних в Тилігульському лиману в весняний та осінній періоди 2021 року.

Матеріал та методи досліджень

Проби макрозообентосу було відібрано навесні (травень) та восени (вересень) 2021 року на 17 станціях, розташованих у різних частинах Тилігульського лиману. Відбір проб проводили за допомогою металевої рамки розміром 10×10 см, обтягнутої млиновим газом. На кожній станції було взято три рамки. При цьому вимірювали температуру та солоність води. Станції були розташовані у вигляді розрізів, що проходили з одного берега лиману до іншого. Розрізи розташовувалися навпроти населених пунктів Кошари, Калинівка, Курісове, Кордон, а також у районі Коси (рис. 1). На кожному розрізі були взяті проби на двох мілководних станціях (глибина 1,5–2,3 м), розташованих на різних берегах лиману, а також на одній глибоководній (глибина 7–13,5 м), що знаходиться в центрі водойми. Ґрунт на мілководних станціях був представлений піском з домішками уламків черепашок молюсків, а на глибоководних – м'яким мулом. Крім того, проби відбирали на трьох станціях, які розташовані в північній (ст. 18) та південній (ст. 17) частинах лиману, а також у прибережній частині моря (ст. 1) в районі з'єднувального каналу (рис. 1).

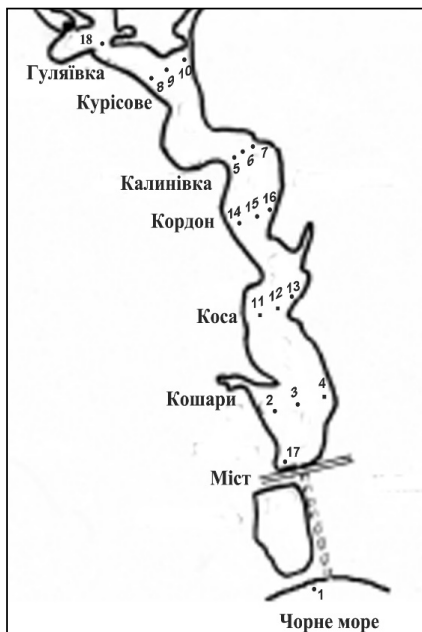


Рис. 1. Схема станцій відбору проб бентосу в Тилігульському лимані

Зібрані проби фіксували 4% формаліном та доставляли до лабораторії. Надалі отриманий

матеріал промивали через систему ґрунтових сит з мінімальним розміром вічка 0,5 мм. Відібраних безхребетних визначали до виду, підраховували та зважували. Для аналізу видової структури угруповання макрозообентосу використовували показник трапляння видів, що визначається як відношення числа проб, де зареєстрований вид, до їх загального числа і виражений у відсотках. При цьому характерними для угруповання вважалися види, трапляння яких було від 75 до 100%. Види, які потрапляли в проби від 50 до 75%, вважалися постійними, від 25 до 50% – рідкісними і менш 25% – випадковими. Порівняння видового складу зообентосу в різних частинах лиману проводили з допомогою коефіцієнта спільності видів Чекановського-Серенсена (Песенко 1982).

Для аналізу мінливості параметрів видового різноманіття угруповання макрозообентосу застосовували індексний підхід. Аспект видового багатства визначали за індексом Маргалефа, ступінь різноманітності – за індексом Шеннона, міру вирівняності – за індексом Пієлу (Мэгарран 1992). Рівень відмінності видового різноманіття макрозообентосу на різних станціях визначали за допомогою кластерного аналізу, який проводили методом найближчих сусідів, використовуючи в якості міри для порівняння кластерів Евклідову відстань. Для опису кількісних параметрів знайдених видів макрозообентосу використовували загальноприйняті показники чисельності (N) екз.·м⁻² і біомаси (B) г·м⁻².

Результати та їх обговорення

Аналіз отриманих даних показав, що в травні 2021 року температура води в різних частинах Тилігульського лиману коливалася в межах від 22 до 23,4 °С. Солоність води на більшій частині акваторії коливалася від 25,7 до 27,7‰. Виняток становили станції, що знаходяться поблизу від виходу з'єднувального каналу з морем (ст. 2 – 19‰ і ст. 17 – 22,6‰), а також у верхів'ях лиману (ст. 18 – 19,7‰). На станції 1, розташованій в морі біля входу в з'єднувальний канал, температура і солоність води становили 20,8 °С і 8,48‰, відповідно. У вересні 2021 року температура води в різних частинах лиману коливалася в межах від 22,2 до 24,2 °С, а солоність – від 26,4 до 30,9‰. Глибина на прибережних станціях не перевищувала 1,5 м, а на глибоководних – коливалася від 6 до 13,5 м. Ґрунт на прибережних станціях був представлений піском з домішками уламків черепашок молюсків, а на глибоководних – м'яким мулом.

У результаті проведених досліджень у складі угруповання макрозообентосу Тилігульського лиману навесні 2021 року виявлено 20 видів безхребетних, які належать до наступних таксонів: Polychaeta – 4 види, Cumacea – 1, Isopoda – 2, Amphipoda – 5, Gastropoda – 2, Bivalvia – 5,

Chironomidae – 1. За кількістю зареєстрованих видів переважали різноногі ракоподібні та двостулкові молюски, частки яких становили по 25% від всіх виявлених видів (рис. 2).

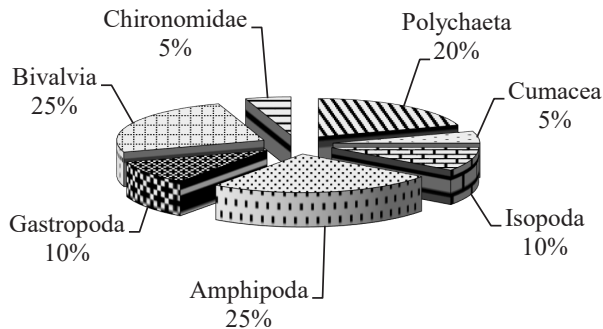


Рис. 2. Співвідношення основних таксонів макрозообентосу в Тилігульському лимані навесні 2021 року

Усі виявлені види належали лише до трьох типів: Annelida, Arthropoda і Mollusca. При цьому більшість видів безхребетних (45%) належала до типу членистоногих. Частки черв'яків і моллюсків становили 20 і 35% відповідно. Характерна особливість видової структури угруповання макрозообентосу Тилігульського лиману полягала в тому, що кожен виявлений рід був представлений тільки одним видом.

Виняток становили лише два види різноногих ракоподібних, що належать до роду *Gammarus*, а саме: *G. aequicauda* та *G. insensibilis*. При цьому перший належав до постійних видів угруповання макрозообентосу лиману, а другий – до випадкових. Очевидно, внаслідок міжвидової конкуренції в складі макрозообентосу лиману залишилися лише найбільш пристосовані до конкретних умов мешкання види. Подібне явище відзначено для видової структури угруповання обростання, що сформовано в прибережних районах північно-західної частини Чорного моря двостулковим моллюском мідією *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Varigin 2021). Раніше цього моллюска було відзначено у складі зообентосу Тилігульського лиману (Улізко 2003).

Станції, які були розташовані в різних ділянках лиману, відрізнялися за кількістю видів, що входять до складу угруповання макрозообентосу. Найменша кількість видів (3) зафіксована навесні 2021 р. на ст. 18, яка розташована в верхів'ях лиману. Найбільше видів (від 10 до 14) виявлено на прибережних мілководних станціях. Глибоководні станції за цим показником займали проміжне положення.

Відмінність видової структури угруповання макрозообентосу в різних районах лиману полягала не тільки в числі видів (показників видового багатства), а й у кількості спільних видів, що були вияв-

лені на різних станціях. Ця відмінність може бути відображена за допомогою коефіцієнта спільності видів Чекановського-Серенсена (Песенко 1982). Так, найбільше спільних видів (13) навесні 2021 р. відзначено для ст. 14 та ст. 16. Ці мілководні прибережні станції розташовані на розрізі Кордон (рис. 1). Для інших прибережних станцій кількість спільних видів коливалася від 7 до 12. Найменша кількість спільних видів (від 2 до 4) по відношенню до інших станцій зафіксована для глибоководної ст. 12, що розташована на розрізі Коса.

Прибережні мілководні станції характеризувалися найбільшою схожістю видового складу угруповання макрозообентосу. Коефіцієнт спільності видів Чекановського-Серенсена становив в цьому випадку від 0,80 до 0,96. Для глибоководних станцій по відношенню до прибережних цей показник коливався в межах від 0,23 до 0,67. Таким чином, найбільші відмінності були виявлені в характері видової структури макрозообентосу прибережних та глибоководних станцій.

Відмінність видової структури угруповання макрозообентосу на різних станціях полягала не тільки у числі видів кожного таксона, а й у видовій приналежності особин, які входять у них. Одні види траплялися майже на всіх станціях, інші – лише на деяких. Аналіз їх трапляння показав, що з 20 видів, які зафіксовані навесні 2021 р., лише 7 були характерними для угруповання макрозообентосу лиману, 6 – постійними, 2 – рідкісними і 5 – випадковими.

З усіх виявлених видів в проби стовідсотково потрапляла поліхета *Alitta succinea*. Цей вид рухливих поліхет має високий ступінь еврибіонтності, що дозволяє йому успішно виживати в умовах нестабільного зовнішнього середовища (Киселева 2004). Два інші види поліхет, *Harmothoe imbricata* і *Polydora cornuta*, належали до характерних та постійних видів. Перший є активним хижакком, а другий веде сидячий спосіб життя всередині мулистої трубки. Поліхета *Spio filicornis*, яка в даному випадку відносилася до рідкісних видів, була виявлена лише в межах глибоководних станцій (ст. 9 та ст. 12).

На розподіл представників макрозообентосу Тилігульського лиману впливав такий інтегральний показник як глибина мешкання безхребетних. Зі збільшенням глибини змінюється характер ґрунту в напрямку підвищення частки мулу в його складі. Аналіз отриманого матеріалу показав, що зі збільшенням глибини зменшувалося видове багатство макрозообентосу Тилігульського лиману. Так, у найбільш глибоких ділянках лиману, де цей показник досягав 11 м (ст. 9) і 13,5 м (ст. 12), було знайдено лише 7 і 5 видів безхребетних, відповідно (рис. 3).

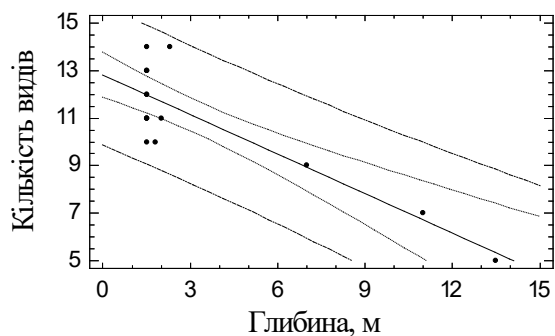


Рис. 3. Залежність кількості видів макрозообентосу Тилігульського лиману від глибини

Ця залежність може бути описана рівнянням лінійної регресії:

$$N_{sp} = 12,82 - 0,55 \cdot H \quad (r = -0,8561, \text{ St. er.} = 1,31),$$

де: N_{sp} – кількість видів, H – глибина, м, r – коефіцієнт кореляції, St. er. – стандартна помилка рівняння.

Застосування індексного підходу при аналізі видового різноманіття макрозообентосу Тилігульського лиману також показало істотний вплив на відповідні показники глибини мешкання безхребетних. Так, індекс Маргалефа зі збільшенням глибини з 1,5 до 13,5 м знижувався з 1,32 до 0,56. Зазвичай значення цього індексу знижується у разі погіршення умов мешкання представників бентосу (Мэгарран 1992). Найменше значення індексу Маргалефа (0,28) було визначено навесні 2021 р. на станції 18, яка розташована у верхів'ях лиману, де було зафіксовано значне замулення ґрунту.

Для виявлення ступеню видового різноманіття макрозообентосу на різних станціях використовували інформаційний індекс Шеннона. Проведений аналіз показав, що навесні 2021 р. найменші значення цього індексу (0,38 і 0,53 біт·екз⁻¹) зафіксовані в межах глибоководних станцій (ст. 6, 15). Максимальні значення (2,57 і 2,83 біт·екз⁻¹) були в межах прибережних мілководних станцій (ст. 13 і ст. 17, відповідно). В середньому для глибоководних станцій індекс Шеннона дорівнював 0,46±0,11 біт·екз⁻¹, а для мілководних – 1,54±0,35 біт·екз⁻¹.

Відомо, що видове різноманіття угруповання визначається не тільки видовим багатством, але і вирівняністю цих видів (Мэгарран 1992). Аналіз показав, що навесні 2021 р. показник вирівняності Піелу був максимальний на прибережній станції 17 (0,83), а мінімальний – на глибоководній станції 6 (0,12). В середньому для мілководних станцій цей індекс дорівнював 0,61±0,13, а для глибоководних – 0,24±0,11.

Таким чином, видове різноманіття макрозообентосу лиману значно відрізнялося в межах досліджених станцій. Рівень цієї відмінності можна вира-

зити за допомогою кластерного аналізу. Цей аналіз проводили за показниками індексу різноманітності Шеннона та видового багатства. За допомогою дендрограми, що відображає результати проведеного аналізу, можна виявити ступінь відмінності виділених кластерів (рис. 4).

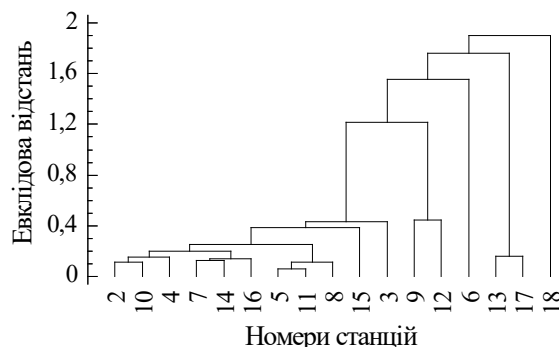


Рис. 4. Дендрограма розподілу станцій за індексом різноманітності Шеннона та видового багатства макрозообентосу Тилігульського лиману навесні 2021 року

На рисунку 4 видно, що найменш сприятлива для мешкання безхребетних прибережна станція 18 утворює окремий кластер. Мілководні станції 13 і 17, які дуже подібні за показниками, що аналізуються, утворюють спільний кластер. Наступні кластери формують глибоководні станції 6, 12, 9, причому останні дві демонструють найбільшу схожість. До них примикають станції 3 та 15, які також є глибоководними. Решта станцій утворюють компакту групу, що розділена на три окремі підгрупи, в які входять станції 8, 11, 5, а також 16, 14, 7 і 4, 10, 2. Усі станції, що входять в ці три підгрупи, розташовані в прибережних мілководних районах лиману. Таким чином, результати кластерного аналізу підтвердили, що найбільш значущим фактором, що визначає видове різноманіття макрозообентосу лиману, є глибина мешкання безхребетних.

Ключовими видами угруповання макрозообентосу Тилігульського лиману були двостулкові молюски *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), *Cerastoderma glaucum* (Bruguiere, 1789) та *Abra segmentum* (Recluz, 1843). Вони мали не тільки високий ступінь трапляння, а й значно перевищували всі інші види безхребетних за своїми кількісними параметрами (табл. 1). Так, навесні 2021 року середня чисельність *M. lineatus* була 25385±6803 екз·м⁻², що становило 80,4% від загальної чисельності всього макрозообентосу, а середня біомаса – 8525±1042 г·м⁻² (75,2%). Ці види двостулкових молюсків характеризуються різними вимогами до характеру ґрунту в водоймі. Так, *M. lineatus* закріплюється на субстраті за допомогою добре

Видовий склад, чисельність (N) та біомаса (B) видів макрозообентосу в Тилігульському лимані навесні та восени 2021 року

Вид	N, екз.·м ⁻²		B, г·м ⁻²	
	Весна	Осінь	Весна	Осінь
Polychaeta				
<i>Harmothoe imbricata</i>	315±98	171±41	8,52±4,15	2,56±0,96
<i>Alitta succinea</i>	219±68	166±34	9,83±1,54	2,61±0,28
<i>Spio filicornis</i>	167±32	–	0,41±0,15	–
<i>Polydora cornuta</i>	253±77	175±45	0,62±0,12	0,08±0,03
Cumacea				
<i>Iphinoe maeotica</i>	67±21	200±37	0,12±0,04	0,27±0,09
Isopoda				
<i>Lekanesphaera monodi</i>	220±56	291±39	8,85±2,15	8,93±2,06
<i>Idotea balthica</i>	176±61	153±42	5,87±1,45	0,77±0,12
Amphipoda				
<i>Gammarus aequicauda</i>	460±56	67±18	13,67±3,16	0,37±0,09
<i>Gammarus insensibilis</i>	116±32	33±9	5,49±1,12	0,29±0,07
<i>Dexamine spinosa</i>	130±22	78±31	0,61±0,12	0,19±0,05
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	269±46	213±57	1,01±0,22	0,31±0,11
<i>Corophium volutator</i>	381±82	100±27	0,38±0,09	0,09±0,02
Gastropoda				
<i>Pusillina lineolata</i>	67±13	325±54	0,31±0,08	0,99±0,12
<i>Hydrobia acuta</i>	729±87	1515±223	1,68±0,28	2,74±0,23
Bivalvia				
<i>Mytilaster lineatus</i>	25385±6803	8525±1042	1891±527,7	888,3±366,2
<i>Arcuatula senhousia</i>	–	100	–	29,13
<i>Cerastoderma glaucum</i>	430±113	233±86	404,5±91,9	588,6±97,6
<i>Abra segmentum</i>	1789±433	1382±279	147,8±57,3	115,4±48,2
<i>Mya arenaria</i>	33	–	11,27	–
Chironomidae				
<i>Chironomus salinarius</i>	371±87	527±96	1,36±0,26	1,56±0,39

розвинутого біссуса, *A. segmentum* мешкає у мулистому ґрунті, де використовує для харчування свої довгі сифони, в той час як *C. glaucum* пересувається на поверхні піску або замуленого піску за допомогою м'язистої ноги.

Два інші види двостулкових молюсків *Mya arenaria* Linnaeus, 1758 та *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) є інвазійними для Чорноморського регіону. Вони були зафіксовані лише в межах ст. 17, що розташована в районі моста через лиман у безпосередній близькості від виходу з'єднувального каналу (рис. 1).

Перший із цих молюсків вселився в Чорне море в середині минулого століття (Александров 2004), а другий – на початку цього століття (Міку 2004). Порівняно великий за розміром молюск *M. arenaria*, як і більшість представників Bivalvia, харчується за допомогою фільтрації води. При цьому молюск глибоко заривається у ґрунт, виставляючи на його поверхні свої сифони. Подібний спосіб життя дозволив йому зайняти свою екологічну нішу, не вступаючи при цьому в конкурентні відносини з місцевими видами двостулкових молюсків.

Дрібніший за розміром молюск *A. senhousia* (максимальна довжина раковини близько 30 мм) за минулі 20 років з моменту вселення ще не сформував великі поселення, проте надалі він може скласти серйозну топічну та трофічну конкуренцію аборигенним видам двостулкових молюсків, зокрема *Mytilaster lineatus*. Ці два близькоспоріднені види є представниками ряду Mutilida і входять в родину Mutilidae. Справа в тому, що *A. senhousia* відноситься до видів-опортуністів, які характеризуються високою швидкістю росту, значною плодючістю і здатністю до захоплення нових місць мешкання за допомогою розселення своїх личинок (Mistri 2002). Крім того, цей вид здатний формувати щільні скупчення, які повністю покривають субстрат у вигляді своєрідних матів. Всі малорухомі організми, в тому числі *M. lineatus*, які опинилися під цими матами, приречені на загибель через припинення водообміну з навколишньою водною товщею (Mistri 2004).

Аналіз проб, взятих на ст. 1, що розташована в морі біля входу до з'єднувального каналу, показав, що в складі макрозообентосу виявлено 15 видів безхребетних, що належать до

таких таксонів: Polychaeta – 6 видів, Isopoda – 1, Gastropoda – 2, Bivalvia – 6. Ключовими видами для угруповання макрозообентосу в прибережній частині моря були двостулкові моллюски *Donax trunculus* Linnaeus, 1758, *Donacilla cornea* (Poli, 1791) та *Lentidium mediterraneum* (O. G. Costa, 1830). Поселення останнього з цих видів зазвичай розташовуються у прибережній частині моря в районах, прилеглих до чорноморських лиманів (Варігін 2005).

Крім того, на ст. 1 було зафіксовано інвазійний вид поліхет *Streblospio gynobranchiata* Rice & Levin, 1998, нативним ареалом якого є Мексиканська затока. Вперше в Чорне море він проник у 2007 році (Болтачева 2008). Кілька років тому цей вид був виявлений в Сухому лимані, що розташований за 20 км на північний захід від міста Одеси (Radashkevsky, and Selifonova 2013). За час, що минув з моменту вселення, цей вид поліхет добре адаптувався до нових умов і широко поширився в прибережних районах Чорного моря.

Аналіз проб, зібраних восени 2021 р. на тих же станціях, що й навесні, виявив суттєві зміни у структурі макрозообентосу Тилігульського лиману. За минулі три літні місяці на більшості з вивчених станцій спостерігалось значне скорочення кількості виявлених видів безхребетних. При цьому на деяких станціях (11, 12, 18) безхребетних зовсім не було виявлено (рис. 5). Виняток становили ст. 1, що розташована в морі, де кількість видів збільшилася втричі, а також прибережна мілководна ст. 13, що розташована на розрізі Коса, де додалися ще 4 види (рис. 5).

Причини зменшення кількості видів або повної відсутності безхребетних пов'язані з локальними заморними явищами, які влітку часто відбуваються в чорноморських лиманах (Старушенко, и Бушуев 2001). Восени на розрізі Коса причиною відсутності організмів макрозообентосу можливо був локальний

замор, наслідки якого поширилися від прибережної частини (ст. 11) до глибоководної (ст. 12).

Підвищена температура води, а також погіршення кисневого режиму у літній період поряд з іншими факторами вплинули на кількісні параметри виявлених безхребетних. Так, восени 2021 року середня чисельність ключового виду макрозообентосу лиману *M. lineatus* знизилася втричі і дорівнювала 8525 ± 1042 екз.·м⁻², що становило 62,1% від загальної чисельності бентосу. А середня біомаса цього виду знизилась удвічі і дорівнювала $888,3 \pm 366,2$ г·м⁻² (54,1%). Кількісні параметри іншого ключового виду *A. segmentum* змінилися незначно. Цей моллюск мешкає в м'яких мулистих ґрунтах і має значну стійкість до дефіциту кисню в воді. Подібну стійкість мають більшість видів поліхет, ізопода *L. monodi*, гастропода *H. acuta* і хірономіда *Ch. salinarius*, середня чисельність та біомаса яких за літній період мало змінилися, а у випадку *H. acuta* навіть збільшилися. Різноногі ракоподібні, навпаки, дуже чутливі до дефіциту кисню в воді. Кількісні параметри цих видів восени значно знизились (табл. 1).

Висновки

1. В результаті проведених досліджень у складі макрозообентосу Тилігульського лиману виявлено 20 видів безхребетних, що належать до трьох типів: Annelida (20%), Arthropoda (45%) і Mollusca (35%). Кількість видів макрозообентосу лиману в порівнянні з другою половиною минулого століття (1970–1980 рр.) скоротилася втричі.

2. Ключовими видами угруповання макрозообентосу Тилігульського лиману були двостулкові моллюски *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), *Cerastoderma glaucum* (Bruguiere, 1789) та *Abra segmentum* (Recluz, 1843). Вони значно перевищували всі інші види безхребетних за своїми кількісними параметрами. Так, навесні 2021 року середня чисельність *M. lineatus* була 25385 ± 6803 екз.·м⁻², що становило 80,4% від загальної чисельності всього макрозообентосу, а середня біомаса – 8525 ± 1042 г·м⁻² (75,2%).

3. У складі цього угруповання вперше виявлено інвазійний вид двостулкових моллюсків *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842). Цей вид поки що не утворив великі поселення в лимані, проте його подальший розвиток може скласти серйозну конкуренцію ключовому аборигенному виду двостулкових моллюсків лиману *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791).

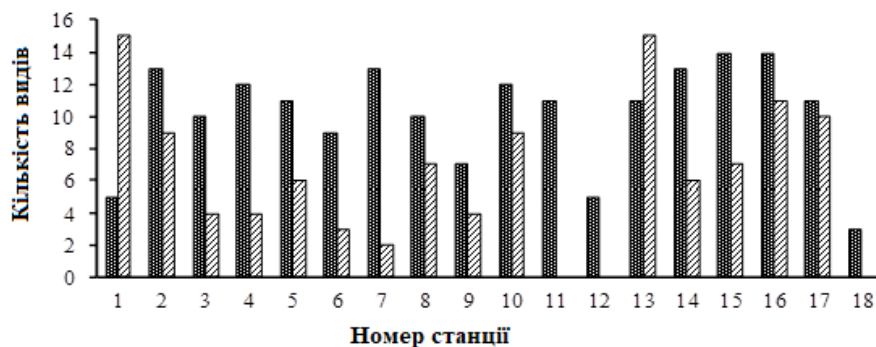


Рис. 5. Кількість видів макрозообентосу на станціях в Тилігульському лимані та прилеглому районі моря (ст. 1) навесні (темні стовпчики) та восени (світлі стовпчики) 2021 року

4. Зі збільшенням глибини змінюється характер ґрунту в напрямку підвищення частки мулу в його складі. Аналіз отриманого матеріалу показав, що зі збільшенням глибини та зміни ґрунту зменшувалося видове багатство макрозообентосу Тилигульського

лиману. Так, індекс Маргалефа зі збільшенням глибини з 1,5 до 13,5 м знижувався з 1,32 до 0,56.

Подяки. Автор висловлює глибоку подяку співробітникам ДУ «Інститут морської біології НАН України» О.П. Куракіну та М.О. Мартинюку за допомогу у зборі матеріалу.

Список використаних джерел

1. Александров Б.Г. Проблема переноса водных организмов судами и некоторые подходы к оценке риска новых инвазий. *Морской экологический журнал*. 2004. Т. 3. № 1. С. 5–17.
2. Болтачева Н.А. Обнаружение нового вида-вселенца *Streblospio gynobranchiata* Rice et Levin, 1998 (Polychaeta: Spionidae) в Черном море. *Морской экологический журнал*. 2008. Т. 7, № 4. С. 12.
3. Варигин А.Ю. Современное состояние поселений *Lentidium mediterraneum* в прибрежных районах северо-западной части Черного моря. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету. Серія Біологія* 2005. № 4(27). С. 32–34.
4. Гринбарт С.Б. Зообентос лиманов северо-западного Причерноморья и смежных с ними участков моря : автореф. дис... д-ра биол. наук. Одесса, 1967. 52 с.
5. Гринбарт С.Б. К изучению зообентоса Тилигульского лимана и его кормовых ресурсов. *Одесский госуниверситет. Сборник биологического факультета*. 1953. № 4. С. 85–105.
6. Киселева М.И. Многощетинковые черви (Polychaeta) Черного и Азовского морей. Апатиты : Изд-во КНЦ, 2004. 415 с.
7. Лиманы Северного Причерноморья / В.С. Полищук и др.; ред. О.Г. Миронова. Киев : Наукова думка, 1990. 201 с.
8. Мороз Т.Г. Макрозообентос лиманов и низовьев рек северо-западного Причерноморья. Киев : Наукова думка, 1993. 188 с.
9. Мороз Т.Г., Алексенко Т.Л., Борткевич Л.В. Бентос Тилигульского лимана. *Гидробиологический журнал*. 1986. Т. 22, № 4. С. 31–35.
10. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. Москва : Мир, 1992. 181 с.
11. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва : Наука, 1982. 287 с.

12. Старушенко Л.И., Бушуев С.Г. Причерноморские лиманы Одесщины и их рыбохозяйственное использование. Одесса : Астропринт, 2001. 152 с.

13. Тучковенко О.А., Синегуб И.А. Характеристика макрозообентоса Тилигульского лимана. *Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції "Лимани північно-західного Причорномор'я: сучасний гідроекологічний стан, проблеми водного та екологічного менеджменту та шляхи їх вирішення"*. Одеса : ОДЕКУ, 2014. С. 46–48.

14. Тучковенко Ю.С., Адобовский В.В., Тучковенко О.А. Современный гидрологический режим и динамика вод Тилигульского лимана. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2011. № 9. С. 192–209.

15. Тучковенко Ю.С., Кушнір Д.В. Моделирование ветровой циркуляции вод у Тилигульському лимані. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2013. № 16. С. 149–158.

16. Улізко І.В. Моллюски зообентоса пониззя Тилигульського лиману. *Вісник ОНУ*. 2003. № 8(6). С. 82–88.

17. Micu D. First record of *Musculista senhousia* (Benson in Cantor 1842) from the Black Sea. *Abstracts of International Symposium of Malacology, Sibiu, Romania* (19–22 august 2004). Sibiu, 2004. P. 47.

18. Mistri M. Ecological characteristics of the invasive Asian date mussel *Musculista senhousia* in the Sacca di Goro (Adriatic Sea, Italy). *Estuaries*. 2002. Vol. 25(3). P. 431–440.

19. Mistri M. Effect of *Musculista senhousia* mats on clam mortality and growth: much ado about nothing? *Aquaculture*. 2004. Vol. 241. P. 207–218.

20. Radashevsky V.I., Selifonova Zh.P. Records of *Polydora cornuta* and *Streblospio gynobranchiata* (Annelida, Spionidae) from the Black Sea. *Mediterranean Marine Sciences*. 2013. Vol. 14(2). P. 261–269.

21. Varigin O.Yu. Influence of river runoff and change in salinity on the composition of coastal fouling community of the northwestern part of the Black Sea. *Hydrobiological Journal*. 2021. Vol. 57(1). P. 18–26.

References

1. Aleksandrov, B.G. (2004). Problema perenosa vodnyih organizmov sudami i nekotoryie podhodyi k otsenke riska novyih invaziy [The problem of the transfer of aquatic organisms by ships and some approaches to assessing the risk of new invasions.] *Morskoy ekologicheskiy zhurnal – Marine Ecological Journal*, 3(1), 5–17 [in Russian].
2. Boltacheva, N.A. (2008). Obnaruzhenie novogo vida-vselentsa *Streblospio gynobranchiata* Rice et Levin,

- 1998 (Polychaeta: Spionidae) v Chernom more [Discovery of a new invasive species *Streblospio gynobranchiata* Rice et Levin, 1998 (Polychaeta: Spionidae) in the Black Sea]. *Morskoy ekologicheskiy zhurnal – Marine Ecological Journal*, 7(4), 12 [in Russian].

3. Varigin, A.Yu. (2005). Sovremennoe sostoyanie poseleniy *Lentidium mediterraneum* v pribrezhnyih rayonah severo-zapadnoy chasti Chernogo morya [Current state of *Lentidium mediterraneum* settlements in the coastal areas

- of the northwestern part of the Black Sea]. *Naukovi zapiski Ternopil'skogo derzhavno pedagogichnogo universitetu. Seriya Biologiya – Scientific notes of Ternopil State Pedagogical University. Series Biology*, 4(27), 32–34 [in Russian].
4. Grinbart, S.B. (1953). K izucheniyu zoobentosa Tiligul'skogo limana i ego kormovyih resursov [To the study of zoobenthos of the Tiligul estuary and its food resources]. *Odesskiy gosuniversitet. Sbornik biologicheskogo fakulteta – Odessa State University. Collection of the Faculty of Biology*, 4, 85–105 [in Russian].
 5. Grinbart, S.B. (1967). Zoobentos limanov severo-zapadnogo Prichernomor'ya i smezhnykh s nimi uchastkov morya [Zoobenthos of the estuaries of the northwestern Black Sea region and adjacent areas of the sea]. *Avtoref. dis... d-ra biol. nauk. Odessa – Author's abstract. Dis... Dr. Biol. Sci. Odessa* [in Russian].
 6. Kiseleva, M.I. (2004). *Mnogoshchetinkovye chervi (Polychaeta) Chernogo i Azovskogo morey [Polychaete worms (Polychaeta) of the Black and Azov seas]*. Apatity: Publishing house KSC [in Russian].
 7. Polishchuk, V.S., Zambriborshch, F.S., Timchenko, V.M. Novikov, B.I., Hil'man, V.L., Zhurav'ova, L.A. et al. (1990). *Limany Severnogo Prichernomor'ya [Estuaries of the Northern Black Sea region]*. Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].
 8. Moroz, T.G. (1993). *Makrozoobentos limanov i nizov'yev rek severo-zapadnogo Prichernomor'ya [Macrozoobenthos of estuaries and lower reaches of rivers in the northwestern Black Sea region]*. Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].
 9. Moroz, T.G., Aleksenko, T.L., Bortkevich, L.V., & Sabalenko, A.Z. (1986). Bentos Tiligul'skogo limana [Benthos of the Tiligul estuary]. *Gidrobiologicheskii zhurnal – Hydrobiological Journal*, 22(4), 31–35 [in Russian].
 10. Megarran, E. (1992). *Ekologicheskoye raznoobrazie i yego izmereniye [Ecological diversity and its measurement]*. Moskva: Mir [in Russian].
 11. Pesenko, Yu.A. (1982). *Printsipy i metody kolichestvennoy analiza v faunisticheskikh issledovaniyakh [Principles and methods of quantitative analysis in faunal studies]*. Moskva: Nauka [in Russian].
 12. Starushenko, L.I., & Bushuev, S.G. (2001). *Prichernomorskiye limany Odesshchiny i ikh rybokhozyaystvennoye ispol'zovaniye [Black Sea estuaries of Odessa region and their fishery use]*. Odessa: Astroprint [in Russian].
 13. Tuchkovenko, O.A., & Synegub, I.A. (2014). Kharakterystyka makrozoobentosa Tylyhul'skoho lymana [Characteristics of the macrozoobenthos of the Tylygul estuary]. Proceedings from: *Vseukrayins'ka naukovo-praktychna konferentsia «Lymany pivnichno-zakhidnoho Prychornomor'ya: suchasnyy hidroekologichnyy stan, problemy vodnoho ta ekologichnoho menezhmentu ta shlyakhy yikh vyrishennya» – All-Ukrainian scientific and practical conference «Estuaries of the northwestern Black Sea coast: modern hydro-ecological condition, problems of water and ecological management and ways to solve them»*. Odessa: ODEKU [in Russian].
 14. Tuchkovenko, Yu.S., Adobovsky, B.B., Tuchkovenko, O.A., & Hryb, O.H. (2011). Sovremennyy hydrolohycheskyy rezhym i dynamyka vod Tylyhul'skoho lymana [The modern hydrological regime and dynamics of waters of the Tylygul estuary]. *Ukrayins'kyi hidrometeorologichnyy zhurnal – Ukrainian hydrometeorological journal*, 9, 192–209 [in Russian].
 15. Tuchkovenko, Yu.S., & Kushnir, D.V. (2013). Modelyuvannya vitrovoyi tsyrkulyatsiyi vod u Tylyhul'skomu limani [Modeling of wind circulation of waters in Tylygul estuary]. *Visnyk Odes'koho derzhavnoho ekologichnoho universytetu – Bulletin of Odessa State Ecological University*, 16, 149–158 [in Ukrainian].
 16. Ulizko, I.V. (2003). Molyusky zoobentosu ponyzzya Tylihul's'koho lymanu [Zoobenthos molluscs from the bottom of the Tylygul estuary]. *Visnyk ONU – ONU Bulletin*, 8 (6), 82–88 [in Ukrainian].
 17. Micu, D. (2004). First record of *Musculista senhousia* (Benson in Cantor 1842) from the Black Sea. *Abstracts of International Symposium of Malacology, Sibiu, Romania* (19–22 august 2004). (pp. 47).
 18. Mistri, M. (2002). Ecological characteristics of the invasive Asian date mussel *Musculista senhousia* in the Sacca di Goro (Adriatic Sea, Italy). *Estuaries*, 25(3), 431–440.
 19. Mistri, M. (2004). Effect of *Musculista senhousia* mats on clam mortality and growth: much ado about nothing? *Aquaculture*, 241, 207–218.
 20. Radashevsky, V.I., & Selifonova, Zh.P. (2013). Records of *Polydora cornuta* and *Streblospio gynobranchiata* (Annelida, Spionidae) from the Black Sea. *Mediterranean Marine Sciences*, 14(2), 261–269.
 21. Varigin, O.Yu. (2021). Influence of river runoff and change in salinity on the composition of coastal fouling community of the northwestern part of the Black Sea. *Hydrobiological Journal*, 57(1), 18–26.

SPECIFIC FEATURES OF THE MACROZOOBENTHOS CONDITION IN THE TYLIHUL ESTUARY (NORTHERN BLACK SEA) IN 2021

Varigin A. Yu., Dr. Sci., Senior Researcher
Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine

The species composition and quantitative characteristics of the macrozoobenthos in the Tylygul estuary, located in the northern Black Sea region 60 km northeast of the city of Odessa, were determined. The material was collected

in May and September 2021 at 17 stations located in the form of sections that passed from one shore of the estuary to the other. In the spring of 2021, 20 species of invertebrates belonging to the following taxa were identified as part of the macrozoobenthos community of the Tyligul estuary: Polychaeta – 4 species, Cumacea – 1, Isopoda – 2, Amphipoda – 5, Gastropoda – 2, Bivalvia – 5, Chironomidae – 1. Amphipod crustaceans and bivalve molluscs each accounted for 25% of all detected species. The most significant factor determining the species diversity and quantitative development of the macrozoobenthos of the estuary was the depth of the habitat of invertebrates, which varied from 1,5 to 13,5 m at different stations. The key species of the macrozoobenthos community of the Tyligul estuary were the bivalve molluscs *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), *Cerastoderma glaucum* (Brugiere, 1789) and *Abra segmentum* (Recluz, 1843). In the spring of 2021, the average abundance of *M. lineatus* was 25385 ± 6803 ind.·m⁻², which was 80,4% of the total abundance of all macrozoobenthos, and the average biomass was 8525 ± 1042 g·m⁻² (75,2%). The invasive bivalve species *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) was discovered for the first time at the station located near the exit of the channel connecting the estuary with the sea. This opportunistic species can pose a serious threat to the development of the local bivalve *Mytilaster lineatus*. The autumn samples showed a substantial reduction in the quantitative parameters of benthic invertebrates compared to the spring samples. In some areas of the estuary, the deadly phenomena led to the total death of all benthic organisms. In general, in recent years, the species richness of the macrozoobenthos of the Tyligul estuary has decreased by three times compared to 1970–1980.

Key words: macrozoobenthos, Tyligul estuary, northern Black Sea.



**ТОЛЕРАНТНІСТЬ ДО СОЛОНОСТІ ЛИЧИНОК РІЧКОВОЇ КРЕВЕТКИ
ЯПОНСЬКОЇ (*MACROBRACHIUM NIPPONENSE* (DE HAAN, 1849)
(ARTHROPODA: DECAPODA: PALAEMONIDAE))**

Лепеха А.І. – провідний інженер

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»
makiiash1@gmail.com

Караванський Ю.В. – старший викладач

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова

Заморов В.В. – к.б.н., доцент

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

Квач Ю.В. – д.б.н., с.н.с., пров.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

Одним із відомих об'єктів промислового розведення на сході Азії є річкова креветка японська (*Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849)). В останні роки відзначається поширення цього виду водоймами півдня України. Річкова креветка японська в Україні населяє пониззя річок, а також приморські водойми із солоністю 1,5–6 ‰. Таким чином, цей вид має потенціал для розвитку рибальства та марикультури, а відповідно потребує вивчення його адаптивних якостей до умов існування у солонуватих водоймах півдня України. Метою досліджень було з'ясувати при якій солоності води річкова креветка японська розмножується найбільш ефективно.

Перші три доби планктонні личинки (зоєа) однаково пережили в усіх експериментальних умовах, від 0 до 10 ‰. На четверту добу відзначена повна загибель усіх зоєа в прісній воді (0 ‰). В решті акваріумів личинки доросли до стадії постличинки з виживанням 46 % при 3 ‰, 39 % при 5 ‰ і 47 % при 10 ‰. Отриманні в експерименті дані підтверджують, що річкова креветка японська успішно розмножується у солонуватоводних водоймах із солоністю до 10 ‰. Результати цілком відповідають поширенню цієї креветки в водоймах півдня України, де вона відзначається від абсолютно прісних озер і річок, до лиманів із солоністю 6 ‰. Враховуючи, що виживання зоєа в солоності 3, 5 і 10 ‰ майже не відрізнялося, підтверджується можливість розвитку аквакультури креветки у лиманах із рівнем солоності до 10 ‰.

Ключові слова: марикультура, лимани, креветка, чужорідні види, солоність.

Вступ

Інтегрована марикультура та аквакультура – це спеціалізована галузь рибного господарства, що передбачає вирощування морських організмів для отримання їжі та інших продуктів тваринного походження в закритих частинах моря (офшорна марикультура); рибні ферми, побудовані в прибережних водах (прибережна марикультура); в штучних резервуарах, ставках або каналах, наповнених морською водою (берегова марикультура) (Soto 2009; FAO 2013). В даний час світова продукція марикультури перевищує 6 млн. т на рік, з яких 84 % (5,4 млн. т) дають країни Азії, 13,2 % (0,8 млн. т) європейські,

1,7 % (0,1 млн. т) африканські та 1,1 % (0,07 млн. т) – американські (FAO 2020). Багато країн приділяють серйозну увагу питанням розвитку та подальшого зростання аквакультури, і в тому числі марикультури (Campbell, and Pauly 2013).

Аквакультура, і марикультура як її складова, має великі перспективи для розвитку у приморських регіонах України, її широкомасштабне впровадження дозволить підвищити загальну продуктивність природних екосистем та розширити їх біологічне різноманіття (Рижова 2010). Усі морські акваторії України знаходяться в сприятливих кліматичних умовах для культивування та відтворення

найбільш дорогих на внутрішньому і зовнішньому ринку промислових гідробіонтів.

Одним із відомих об'єктів промислового розведення на сході Азії є річкова креветка японська *Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849) (Kutty, and Weimin 2010). Це один із представників креветок роду *Macrobrachium* (Decapoda: Palaemonidae), що мешкають в річках і потоках Далекого сходу Азії від Маньчжурії й Кореї на півночі до В'єтнаму та М'янми на півдні, включно із Японськими островами та Тайванем (Yu, and Miyake 1972; Cai, and Ng 2002; Bisby et al. 2005). Цей вид креветки високо цінується в багатьох частинах Азії за свій чудовий смак і високу поживну цінність (Hongtuo, and Jin 2018). Він є важливим об'єктом рибальства та аквакультури в багатьох країнах. Також цей вид використовується у наукових дослідженнях, зокрема, для вивчення впливу забруднення води на живі організми (Gerhardt et al. 2002; Hou et al. 2021).

В природі річкова креветка японська досягає довжини від 5 до 8 см. Зазвичай віддає перевагу чистій, швидкорухливій воді з рН від 6,5 до 7,5 та діапазоном температур від 20 до 28°C. Креветка зазвичай живе в затоках і естуарних зонах, тому може переносити широкий діапазон солоності від 6 до 12 ‰ (Chen et al. 2015). Живиться креветка різноманітними біологічними об'єктами, включно із водоростями, водними рослинами, безхребетними та дрібними рибами (Carter, and Codabaccus 2022).

В останні роки відзначаються чисельні випадки інтродукції річкової креветки японської в різних частинах Світу. Так, цей вид відомий у солонуватих заплавах і лагунах на півдні Ірану та Іраку (De Grave, and Ghane 2006; Salman et al. 2006; Gorgin, and Sudagar 2008). У північнокавказькому регіоні він спостерігається в Дагестані та пониззі Дона (Afanasyev et al. 2020; Zhivoglyadova et al. 2021). В Європі річкову креветку японську відзначають у Болгарії, Молдові, Румунії, Україні (Surugiu 2022; Bushuiev et al. 2023; Kutsarov et al. 2023; Munjiu et al. 2023).

В Україні річкова креветка японська відома з 1982 року, коли вона була цілеспрямовано інтродукована до Кучурганського водосховища (басейн р. Дністер) задля підвищення його продуктивності (Владимиров и др. 1989). З 2020 року цей вид відзначається у басейні р. Дунай (Zhud et al. 2022). У 2022 році чисельність даного виду креветки в Україні сильно зросла насамперед у р. Дунай, а також у Дністровському лимані (Bushuiev et al. 2023). Загалом, цей вид населяє в Україні пониззя річок, а також приморські водойми із солоністю 1,5–6 ‰, такі як Джантшейський лиман, верхів'я Сухого і Великого Аджалицького лиманів, пониззя річок (Son et al. 2020; Bushuiev et al. 2023).

Таким чином річкова креветка японська є видом, який має великий потенціал як для наукових досліджень, так і для розвитку рибальства та марикульту-

тури. Це потребує вивчення її адаптивності до умов існування у солонуватих водоймах півдня України. Тому метою досліджень було з'ясувати при якій солоності води японська річкова креветка розмножується найбільш ефективно.

Матеріал та методи досліджень

Для постановки експерименту було відібрано 314 екз. річкової креветки японської (*M. nipponense*), з яких 257 були самці та 57 – самиці, з віддамбованої розпрісненої частини Сухого лиману (46.393634, 30.633659). Солоність води в районі лову становила 4,3 ‰. Для експериментальних робіт виловлену креветку транспортували в ємності із водою, відібраною в місці лову, із штучною аерацією до лабораторії Одеського національного університету імені І.І. Мечникова. Там креветок було оглянуто і відібрано 4 екз. самиць із ікрою, довжина яких дорівнювала 49, 44, 52 і 45 мм та масою 1,2, 0,8, 1,1 та 0,9 г відповідно. Обрані самиці були поміщені у окремі акваріуми до виведення личинок.

Для вирощування личинок креветки використовували скляні акваріуми об'ємом 60 л, об'єднані в експериментальну установку з замкненим циклом водообміну загальним робочим об'ємом 240 л. В лабораторних умовах досліджували динаміку проходження личинкових стадій у контрольованих умовах аквакультури. Для цього формували експериментальні вибірки личинок. Життєвий цикл річкової креветки японської містить два типи личинок: планктонну зоеа та бентосну постличинку (Ogasawara et al. 1979). Для експерименту брали 4 акваріуми, в кожному з яких розміщували по 100 зоеа. Протягом експерименту в кожному із акваріумів підтримували різний рівень солоності: 0, 3, 5 і 10 ‰. Температура води в усіх акваріумах підтримувалась на рівні 26°C. Для вигодовування личинок використовувати науплії *Artemia salina*.

Підрахунок кількості зоеа на кожній окремій стадії розвитку проводили щоденно. Загиблі зоеа відбиралися з дна акваріума піпеткою і підраховувались, після чого кількість загиблих особин віднімали від кількості особин зареєстрованих минулого дня. Після появи перших постличинок їх відловлювали, підраховували та пересаджували до окремого акваріуму. Тривалість експерименту склала 21 добу і завершилась на стадії постличинки.

Результати та обговорення

Перші три доби планктонні личинки річкової креветки японської (*M. nipponense*) однаково пережили в усіх експериментальних умовах, від 0 до 10 ‰. На четверту добу відзначена повна загибель усіх зоеа в прісній воді (0 ‰). Загибель відбулася на 2 стадії розвитку.

При солоності 3 ‰ (рис. 1А) перші постличинки з'явилися на 18 добу, їх період личинкового розвитку завершився за 21 добу. Найтривалішими є – 3, 4, 5 і 9 стадії зоеа. Максимальна кількість постличинок з'явилося в період від 19 до 21 діб. Кінцеве виживання личинок дорівнювало 46 %.

При солоності 5 ‰ (рис. 1Б) перші постличинки з'явилися на 17 добу, їх період личинкового розвитку завершився за 21 добу. Найтривалішими були – 6, 8 і 9 стадії зоеа. Максимальна кількість постличинок з'явилася в період від 20 до 21 діб. Вживання личинок дорівнювало 39 %.

При солоності 10 ‰ (рис. 1В) перші постличинки з'явилися на 17 добу, їх період личинкового розвитку завершився за 21 добу. Найтривалішими були – 7, 8 і 9 стадії зоеа. Максимальна кількість постличинок з'явилася в період від 18 до 21 діб. Вживання личинок дорівнювало 47 %.

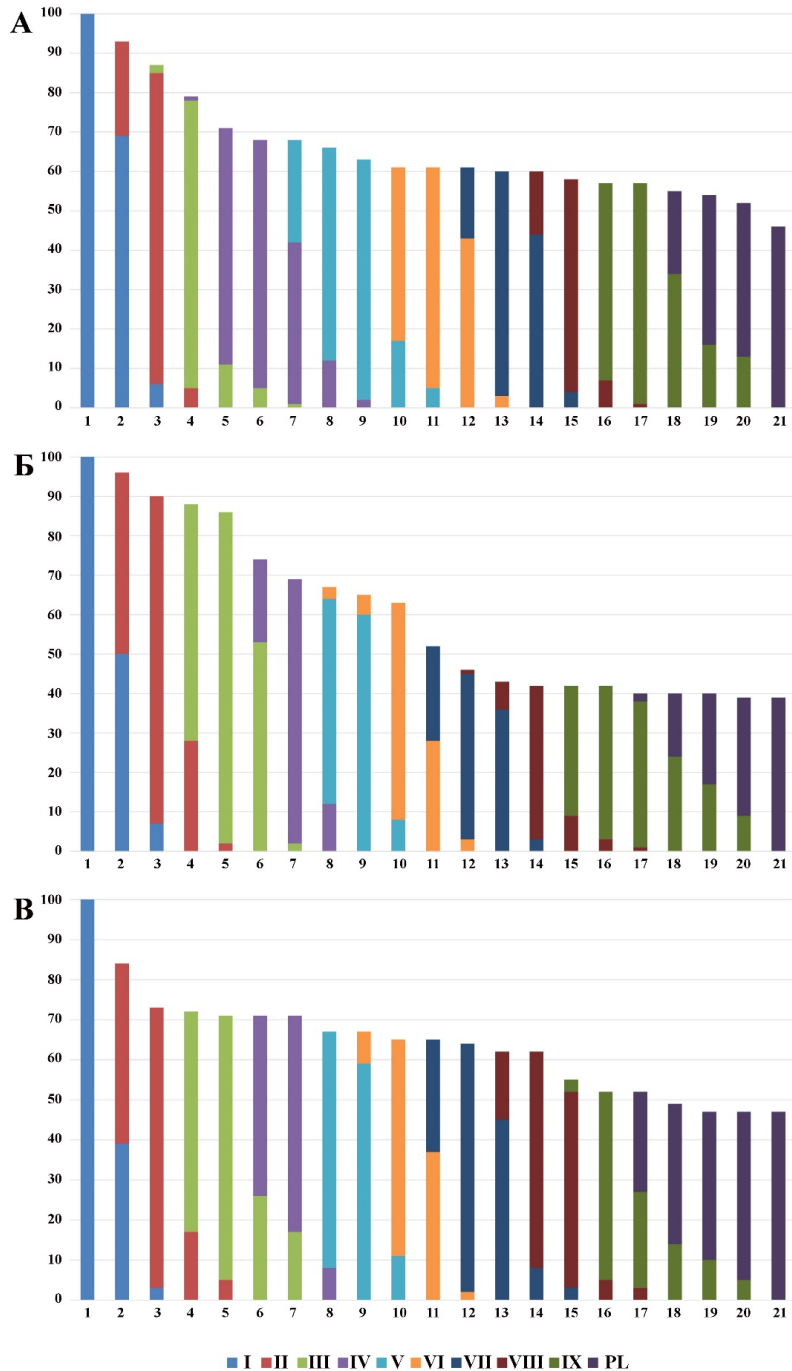


Рис. 1. Розвиток личинок річкової креветки японської (*Macrobrachium nipponense*) у лабораторних умовах при різній солоності (вісі: x – дні експерименту; y – кількість живих личинок). А – 3 ‰, Б – 5 ‰, В – 10 ‰. В легенді: I-IX – стадії зоеа, PL – постличинка

Дані отриманні в експерименті підтверджують, що річкова креветка японська (*M. nipponense*) здатна успішно розмножуватись у солонуватоводних водоймах із солоністю до 10 ‰. Ці дані цілком відповідають поширенню цієї креветки у водоймах півдня України, де вона відзначається від абсолютно прісних озер і річок, до 6‰ в Джантшейському лимані (Bushuiev et al. 2023).

Проведені експериментальні дослідження підкріплюються роботами П.В. Шекка і Ю.О. Астафурова (2019), які в штучних умовах перевіряли виживання ембріонів креветки з Дністровського лиману. За їх даними виживання ембріонів зростає при підвищенні солоності від 0 до 5 ‰ (з 95 до 98 %) і знижується до 82 % при подальшому рості солоності з 5 до 9 ‰.

Експериментальні дослідження витривалості зоеа в умовах різної солоності показують, що личинки, отримані від самиць з різних водойм, мають різну толерантність (Ogasawara et al. 1979). У природному ареалі дорослі креветки витримують солоність до 22 ‰, однак оптимальною солоністю, при якій спостерігалися найбільші темпи росту, є 14 ‰ (Huang et al. 2018). Відомо, що зоеа, отримані від прісноводних популяцій креветки з Японії, здатні досягти стадії постличинки навіть у прісній воді, однак рівень виживання значно нижчий, ніж у 3,3 ‰ і вище, а верхній ліміт виживання варіює від 13,4 до 23,4 ‰ в залежності від локацій (Imai et al. 2001). Також низьке виживання личинок у прісній воді відзначалось в Китаї, де виживання при солоності 10 ‰ складає в середньому 67,7 %, натомість у прісній воді знижується до 38,4 % (Wong, and McAndrew 1990).

Солонуваті водойми Північного Причорномор'я, які є дуже перспективними для розвитку рибного господарства, мають різні рівні солоності, що варіюють від олигогалінних, такі як Дністровський лиман, до морських, такі як Тилігульський і Тузловські лимани (Старушенко, и Бушуев 2001; Наконечний, і Даниленко 2014). Враховуючи, що найвище виживання ембріонів в популяції креветки з Дністровського лиману відзначається при солоності 5 ‰

(Шекк, і Астафуров 2019), а виживання зоеа в солоності до 10 ‰ майже не відрізнялося (наші дані), ми припускаємо можливість розвитку аквакультури креветки у лиманах із відповідним рівнем солоності до 10 ‰. Однак, враховуючи чужорідне походження креветки, її штучне вселення до нових акваторій може спричинити цілу низку ризиків. Оскільки ареал річкової креветки японської в Україні охоплює дельтові зони рр. Дунай та Дністер (включно із Дністровським лиманом), а також Джантшейський лиман, верхів'я Сухого і Великого Аджалицького лиманів (Bushuiev et al. 2023), саме ці водойми є придатними для розвитку креветкових господарств. Так, солоність віддамбованої частини Сухого лиману варіює в межах 3–5 ‰, в Великому Аджалицькому і Дністровському – 1,5–3 ‰, що відповідає умовам для виживання як ембріонів, так і зоеа.

Таким чином, наші дослідження вперше дають інформацію щодо виживання різних стадій зоеа, отриманих від дикої популяції річкової креветки японської з України, у воді із різним рівнем солоності. Враховуючи різницю у толерантності до солоності різних популяцій цього виду (Ogasawara et al. 1979; Imai et al. 2001), отримані дані дуже важливі для розуміння біології цього чужорідного виду в умовах водойм України. З іншого боку, враховуючи необхідність розвитку марикультури в Україні, що затверджено на державному рівні (Кабінет Міністрів України 2022), наші результати можуть стати вагомим інформаційним задля розвитку марикультури у Північному Причорномор'ї.

Висновки

1. В прісній воді (0 ‰) повна загибель зоеа річкової креветки японської відзначається вже на третю добу. При солоності 3, 5 і 10 ‰ виживання личинок становило від 39 до 47%.

2. Перші постличинки річкової креветки японської з'являються на 17 добу, їх період личинкового розвитку завершується за 20 діб.

3. Отримані дані про виживання ембріонів і личинок у воді із різним рівнем солоності підтверджують можливість розвитку аквакультури річкової креветки японської у лиманах Північного Причорномор'я із солоністю до 10 ‰.

Список використаних джерел

1. Владимиров М.З., Тодераш И.К., Чорик Ф.П. Восточная речная креветка (*Macrobrachium nipponense* ДеНаан), новый элемент гидрофауны Кучерганского водохранилища. *Известия АН МССР (Сер. биол.)*. 1989. Вып. 1. С. 77–78.

2. Кабінет Міністрів України. *Деякі питання реалізації експериментального проекту із запровадження проведення аукціонів з продажу права на укладення договорів користування на умовах оренди акваторією (водним простором) внутрішніх морських вод, територіального моря, виключної (морської) економічної зони України для цілей морської аквакультури шляхом електронних торгів*. Постанова Кабінету Міністрів України № 1191 від 14.10.2022.

3. Наконечний І.В., Даниленко В.Л. Еколого-гідрологічні та гідрохімічні чинники циклічних сукцесій водних екосистем Тилігульського лиману. *Агро-екологічний журнал*. 2014. № 4. С. 16–21.

4. Рижова К.І. Економічні передумови розвитку рибного господарства внутрішніх водойм України. *Національне господарство України: теорія та практика управління*. Київ: Рада по вивченню продуктивних сил України НАН України, 2010. С. 196–201.

5. Старушенко Л.И., Бушуев С.Г. Причерноморские лиманы Одесщины и их рыбохозяйственное использование. Одесса : Астропринт, 2001. 152 с.

6. Шекк П.В., Астафуров Ю.О. Репродуктивні характеристики інтродуцента – східної прісноводної креветки (*Macrobrachium nipponense* deHaan, 1849) – в пониззі Дністра. *Рибогосподарська наука України*. 2019. Т. 4. Вип. 50. С. 23–36.
7. Afanasyev D.F., Zhivoglyadova L.A., Nebesikhina N.A., Magomedov M.A., Mutalliyeva Y.K., Velibekova B.D., Mirzoyan A.V. Finding of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in the lower Terek River (Caspian Sea Basin). *Russian Journal of Biological Invasions*. 2020. Vol. 11. 191–197.
8. Bisby F.A., Ruggiero M.A., Wilson K.L., Cachueta-Palacio M., Kimani S.W., Roskov Y.R., Soulier-Perkins A., van Hertum J. Species 2000 & ITIS Catalogue of Life. 2005 Annual Checklist. Reading, U.K: Species 2000, 2005.
9. Bushuiev S., Snigirov S., Son M.O., Sokolov I., Kharlov G., Kvach Y. Expansion of the alien East Asian river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in southwestern Ukraine and assessment of its commercial usage prospects. *Aquatic Invasions*. 2023. Vol. 18. Issue 2. P. 231–246.
10. Cai Y., Ng P.K.L. The freshwater palaemonid prawns of Myanmar (Crustacea: Decapoda: Caridea). *Hydrobiologia*. 2002. Vol. 487. P. 59–83.
11. Campbell B., Pauly D. Mariculture: a global analysis of production trends since 1950. *Marine Policy*. 2013. Vol. 39. P. 94–100.
12. Carter C.G., Codabaccus M.B. Feeding in hatcheries. *Feed and Feeding Practices in Aquaculture*. Oxford: Woodhead Publishing, 2022. P. 355–398.
13. Chen P.C., Shih C.H., Chu T.J., Wang D., Lee Y.C., Tzeng T.D. Population structure and historical demography of the oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense*) in Taiwan. *PLoS One*. 2015. Vol. 10. Issue 12. e0145927.
14. De Grave S., Ghane A. The establishment of the oriental river prawn, *Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849) in Anzali Lagoon, Iran. *Aquatic Invasions*. 2006. Vol. 1. P. 204–208.
15. FAO. *Glossary of aquaculture terms*. 2013. Available at: <http://www.fao.org/fi/glossary/aquaculture/default.asp>. Accessed 04.11.2023.
16. FAO. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action*. Rome: FAO, 2020.
17. Gerhardt A., Janssens de Bisthoven L., Mo Z., Wang C., Yang M., Wang Z. Short-term responses of *Oryzias latipes* (Pisces: Adrianichthyidae) and *Macrobrachium nipponense* (Crustacea: Palaemonidae) to municipal and pharmaceutical waste water in Beijing, China: survival, behaviour, biochemical biomarkers. *Chemosphere*. 2002. Vol. 47. Issue 1. P. 35–47.
18. Gorgin S., Sudagar M. Distribution of *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in Iran (Decapoda, Palaemonidae). *Crustaceana*. 2008. Vol. 81. P. 943–948.
19. Hongtuo F., Jin S. Culture of the oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense*). *Aquaculture in China: Success Stories and Modern Trends*. Hoboken: John Wiley & Sons Ltd, 2018. P. 218–225.
20. Hou Y., Li B., Feng G., Zhang C., He J., Li H., Zhu J. Responses of bacterial communities and organic matter degradation in surface sediment to *Macrobrachium nipponense* bioturbation. *Science of the Total Environment*. 2021. Vol. 759. 143534.
21. Huang Y.-H., Zhang M., Li Y.-M., Wu D.-L., Liu Z.-Q., Jiang Q.-C., Zhao Y.-L. Effects of salinity acclimation on the growth performance, osmoregulation and energy metabolism of the oriental river prawn, *Macrobrachium nipponense* (De Haan). *Aquaculture Research*. 2019. Vol. 50. P. 685–693.
22. Imai T., Akiyama N., Kosaka M. Allowable salinity for survival of three types of *Macrobrachium nipponense* larvae. *Suisanzoshoku*. 2001. Vol. 49. Issue 1. P. 35–40. [in Japanese with English summary]
23. Kutsarov Y., Raykov V.S., Atanasov V., Valkova E., Yakimov K. The first record of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849 [in De Haan, 1833-1850]) (Decapoda: Palaemonidae) in the Bulgarian part of the Lower Danube. ResearchGate Preprint, 2023. Accessed 16.12.2023.
24. Kutty M.N., Weimin M. Culture of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense*. *Freshwater Prawns: Biology and Farming*. Ames, USA: Wiley-Blackwell, 2010. P. 475–484.
25. Munjiu O., Şubernetkii I., Bulat D., Bulat D., Toderas I. Distribution of *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1894) (Decapoda, Palaemonidae) in the Republic of Moldova. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*. 2023. Vol. 25. Issue 1. P. 41–54.
26. Ogasawara Y., Koshio S., Taki Y. Responses to salinity in larvae from three local populations, of the freshwater shrimp, *Macrobrachium nipponense*. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*. 1979. Vol. 45. Issue 8. P. 937–943.
27. Salman S.D., Page T.J., Naser M.D., Yasser A.G. The invasion of *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) (Caridea: Palaemonidae) into the Southern Iraqi marshes. *Aquatic Invasions*. 2006. Vol. 1. P. 109–115.
28. Son M.O., Morhun H., Novitskyi R.O., Sidorovskyi S., Kulyk M., Utevsy S. Occurrence of two exotic decapods, *Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849) and *Procambarus virginalis* Lyko, 2017, in Ukrainian waters. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 2020. Issue 421. 40.
29. Soto D. Integrated mariculture: a global review. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*. No. 529. Rome: FAO, 2009. 183 p.
30. Surugiu V. The spread of the alien oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) (Decapoda: Palaemonidae) in the lower Danube, with the first record from Romania. *BioInvasions Records*. 2022. Vol. 11. Issue 4. P. 1056–1066.
31. Wong J.T.Y., McAndrew B.J. Selection for larval freshwater tolerance in *Macrobrachium nipponense* (de Haan). *Aquaculture*. 1990. Vol. 88. P. 151–156.
32. Yu H.-P., Miyake S. Five species of the genus *Macrobrachium* (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) from Taiwan. *Ohmu*. 1972. Vol. 3. P. 45–55.
33. Zhivoglyadova L.A., Vekhov D.A., Spiridonov V.A., Guskova O.S., Afanasyev D.F. The first finding of the oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in the Lower Don River (Azov Sea Basin). *Aquatic Bioresources & Environment*. 2021. Vol. 4. P. 28–34.
34. Zhmud M.Y., Yuryshynets V.I., Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye., Abramiuk I.I. The first record of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849 [in De Haan, 1833–1850]) (Decapoda: Palaemonidae) in the Ukrainian part of the Danube Delta. *BioInvasions Records*. 2022. Vol. 11. Issue 1. P. 192–198.

References

- Afanasyev, D.F., Zhivoglyadova, L.A., Nebesikhina, N.A., Magomedov, M.A., Mutalliyeva, Y.K., Velibekova, B.D., & Mirzoyan, A.V. (2020). Finding of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in the lower Terek River (Caspian Sea Basin). *Russian Journal of Biological Invasions*, 11, 191–197.
- Bisby, F.A., Ruggiero, M.A., Wilson, K.L., Cachuela-Palacio, M., Kimani, S.W., Roskov, Y.R., Soulier-Perkins, A., & van Hertum, J. (2005). *Species 2000 & ITIS Catalogue of Life. 2005 Annual Checklist*. Reading, U.K.: Species 2000.
- Bushuiev, S., Snigirov, S., Son, M.O., Sokolov, I., Kharlov, G., & Kvach, Y. (2023). Expansion of the alien East Asian river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in southwestern Ukraine and assessment of its commercial usage prospects. *Aquatic Invasions*, 18, 2, 231–246.
- Cabinet of Ministries of Ukraine (2022). *Some issues of implementation of experimental project on providing of auctions for sale of right to enter into lease agreements for use of water area (water space) of internal sea waters, territorial sea, exclusive (marine) economic zone of Ukraine for purposes of marine aquaculture through electronic auctions*. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine No. 1191 dated 14.10.2022. [in Ukrainian]
- Cai, Y., & Ng, P.K.L. (2002). The freshwater palaemonid prawns of Myanmar (Crustacea: Decapoda: Caridea). *Hydrobiologia*, 487, 59–83.
- Campbell, B., & Pauly, D. (2013). Mariculture: a global analysis of production trends since 1950. *Marine Policy*, 39, 94–100.
- Carter, C.G., & Codabaccus, M.B. (2022). Feeding in hatcheries. *Feed and Feeding Practices in Aquaculture*. Oxford: Woodhead Publishing, 355–398.
- Chen, P.C., Shih, C.H., Chu, T.J., Wang, D., Lee, Y.C., & Tzeng, T.D. (2015). Population structure and historical demography of the oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense*) in Taiwan. *PLoS One*, 10, 12, e0145927.
- De Grave, S., & Ghane, A. (2006). The establishment of the oriental river prawn, *Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849) in Anzali Lagoon, Iran. *Aquatic Invasions*, 1, 204–208.
- FAO (2013). *Glossary of aquaculture terms*. Available at: <http://www.fao.org/fi/glossary/aquaculture/default.asp>. Accessed 04.11.2023.
- FAO (2020). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020*. Sustainability in action. Rome: FAO.
- Gerhardt, A., Janssens de Bisthoven, L., Mo, Z., Wang, C., Yang, M., & Wang, Z. (2002). Short-term responses of *Oryzias latipes* (Pisces: Adrianichthyidae) and *Macrobrachium nipponense* (Crustacea: Palaemonidae) to municipal and pharmaceutical waste water in Beijing, China: survival, behaviour, biochemical biomarkers. *Chemosphere*, 47, 1, 35–47.
- Gorgin, S., & Sudagar, M. (2008). Distribution of *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in Iran (Decapoda, Palaemonidae). *Crustaceana*, 81, 943–948.
- Hongtuo, F., & Jin, S. (2018). Culture of the oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense*). *Aquaculture in China: Success Stories and Modern Trends*. Hoboken: John Wiley & Sons Ltd, 218–225.
- Hou, Y., Li, B., Feng, G., Zhang, C., He, J., Li, H., & Zhu, J. (2021). Responses of bacterial communities and organic matter degradation in surface sediment to *Macrobrachium nipponense* bioturbation. *Science of the Total Environment*, 759, 143534.
- Huang, Y.-H., Zhang, M., Li, Y.-M., Wu, D.-L., Liu, Z.-Q., Jiang, Q.-C., & Zhao, Y.-L. (2019). Effects of salinity acclimation on the growth performance, osmoregulation and energy metabolism of the oriental river prawn, *Macrobrachium nipponense* (De Haan). *Aquaculture Research*, 50, 685–693.
- Imai, T., Akiyama, N., & Kosaka, M. (2001). Allowable salinity for survival of three types of *Macrobrachium nipponense* larvae. *Suisanzoshoku*, 49, 1, 35–40. [in Japanese with English summary]
- Kutsarov, Y., Raykov, V.S., Atanasov, V., Valkova, E., & Yakimov K. (2023). The first record of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849 [in De Haan, 1833-1850]) (Decapoda: Palaemonidae) in the Bulgarian part of the Lower Danube. ResearchGate Preprint, Accessed 16.12.2023.
- Kutty, M.N., & Weimin, M. (2010). Culture of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense*. *Freshwater prawns: Biology and farming*. Ames: Wiley-Blackwell, 475–484.
- Munjiu, O., Şubernetkii, I., Bulat, D., Bulat, D., & Toderas, I. (2023). Distribution of *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1894) (Decapoda, Palaemonidae) in the Republic of Moldova. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, 25, 1, 41–54.
- Nakonechnyi, I.V., & Danylenko, V.L. (2014). Ecological, hydrological and hydrochemical factors of cyclic successions of aquatic ecosystems of the Tyligul Estuary. *Agroecological Journal*, 4, 16–21. [in Ukrainian]
- Ogasawara, Y., Koshio, S., & Taki, Y. (1979). Responses to salinity in larvae from three local populations, of the freshwater shrimp, *Macrobrachium nipponense*. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45, 8, 937–943.
- Ryzhova, K.I. (2010). Ekonomichni peredumovy rozvytku rybnoho hospodarstva v nutrishnikh vodoym Ukrainy. *National economy of Ukraine: theory and practice of management*. Kyiv: council for the study of productive forces of Ukraine, National Academy of Science of Ukraine, 196–201. [in Ukrainian]
- Salman, S.D., Page, T.J., Naser, M.D., & Yasser, A.G. (2006). The invasion of *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) (Caridea: Palaemonidae) into the Southern Iraqi marshes. *Aquatic Invasions*, 1, 109–115.

25. Shekk, P., & Astafurov, Yu. (2019). Reproductive characteristics of the introduced species — eastern freshwater shrimps (*Macrobrachium nipponense* de Haan, 1849) in the lower Dnister River. *Ribogospodarska nauka Ukrainy*, 4, 50, 23–36.
26. Starushenko, L.I., & Bushuiev, S.G. (2001). Prichernomorskie limany Odeshchiny i ikh rybokhoziaistvennoe ispolzovanie. Odessa: Astroprint. [in Russian]
27. Son, M.O., Morhun, H., Novitskiy, R.O., Sidorovskiy, S., Kulyk, M., & Utevskiy, S. (2020). Occurrence of two exotic decapods, *Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849) and *Procambarus virginalis* Lyko, 2017, in Ukrainian waters. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 421, 40.
28. Soto, D. (2009). Integrated mariculture: a global review. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*. No. 529. Rome, FAO.
29. Surugiu, V. (2022). The spread of the alien oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) (Decapoda: Palaemonidae) in the lower Danube, with the first record from Romania. *BioInvasions Records*, 11, 4, 1056–1066.
30. Vladimirov, M.Z., Toderash, I.K., & Chorik, F.P. (1989). Vostochnayarechnayakrevetka (*Macrobrachium nipponense* De Haan), novyi element gidrofauny Kuchurganskogo vodokhranilishcha. *Izvestiya AN MSSR (Ser. Biol.)*, 1, 77–78. [in Russian]
31. Wong, J.T.Y., & McAndrew, B.J. (1990). Selection for larval freshwater tolerance in *Macrobrachium nipponense* (de Haan). *Aquaculture*, 88, 151–156.
32. Yu, H.-P., & Miyake, S. (1972). Five species of the genus *Macrobrachium* (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) from Taiwan. *Ohmu*, 3, 45–55.
35. Zhivoglyadova, L.A., Vekhov, D.A., Spiridonov, V.A., Guskova, O.S., & Afanasyev, D.F. (2021). The first finding of the oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) in the Lower Don River (Azov Sea Basin). *Aquatic Bioresources & Environment*, 4, 28–34.
33. Zhmud M.Y., Yuryshynets V.I., Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye, Abramiuk I.I. The first record of oriental river prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849 [in De Haan, 1833–1850]) (Decapoda: Palaemonidae) in the Ukrainian part of the Danube Delta. *BioInvasions Records*. 2022. Vol. 11. Issue 1. P. 192–198.

SALINITY TOLERANCE OF LARVAE OF ORIENTAL RIVER PRAWN (*MACROBRACHIUM NIPPONENSE* (DE HAAN, 1849)) (ARTHROPODA: DECAPODA: PALAEMONIDAE)

Lepekha A.I., Leading Engineer

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine, makiiash1@gmail.com

Karavanskyi Y.V., Senior Lecturer

I.I. Mechnikov Odesa National University

Zamorov V.V., PhD, Assistant Professor

I.I. Mechnikov Odesa National University

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine

Kvach Y.V., DSc, Senior Researcher, Leading Researcher

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine

One of the famous items of commercial breeding in the East Asia is oriental river prawn (*Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849)). Recently, the spread of this species in the water bodies of southern Ukraine has been observed. In general, in Ukraine this species inhabits the lower reaches of rivers and coastal lagoons with salinity of 1.5-6‰. Thus, the oriental river prawn is a species that has potential for development of fisheries and mariculture and requires study of its adaptiveness to conditions of brackish waters of southern Ukraine. Therefore, the purpose of our research was to study in which water salinity the oriental river prawn reproduces most effectively.

Plankton larvae survived the first three days equally in all experimental conditions, from 0 to 10‰. On the third day, the complete death of all zoea was noted in fresh water. In the rest of the aquariums, the larvae matured to the post-larval stage with the survival rate of 46% at 3‰, 39% at 5‰ and 47% at 10‰. The data obtained in this experiment confirm that the Oriental river prawn prefers for reproduction brackish water bodies with salinity up to 10 ‰. These data fully correspond to the distribution of this shrimp in the waters of southern Ukraine, where it occurs from completely freshwater lakes and rivers to brackish lagoons and estuaries with salinity up to 6 ‰. Taken into account that the survival of zoea in salinities of 3, 5 and 10 ‰ has almost no difference, we claim the possibility to develop the prawn aquaculture in coastal water bodies with the salinity level up to 10 ‰.

Key words: mariculture, estuaries, prawns, non-native species, salinity.

MEIOBENTHOS OF THE BLACK SEA UNDER ANOMALOUS CLIMATIC CONDITIONS

Vorobyova L.V. – D.Sc., Prof., Senior Researcher
Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine
vorobyova.meio@gmail.com

Bolshakov V.M. – PhD, Senior Researcher
Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine
vbolshakov@ua.fm

The results of the analysis of long-term studies of the meiobenthos of the northwestern shelf of the Black Sea (1994–1999 and 2005–2015) are presented. It has been shown that the formation of the meiobenthic community depends not only on such environmental factors as the type of substrate, salinity, oxygen regime, and depth. The formation of its qualitative and quantitative characteristics is also influenced by periodic changes in climatic conditions. These changes are associated with changes in the processes that take place in the near-surface layers of marine areas. The article considers the dynamics of meiobenthos indicators that came for 15 years in the northwestern part of the Black Sea (Odessa Sea Region). The temperature of the surface layers of water, the dynamics of precipitation, and the runoff of the Dnieper River were taken into account. The interannual dynamics of the total abundance of meiobenthos and some of its large taxa (Foraminifera, Harpacticoida, Polychaeta) is described. The data obtained show that in the period of anomalous climatic conditions the maximum indicators of the nematode-copepod ratio and the total abundance of meiobenthos increases, whereas biomass decreases. The purpose of this article is to describe the formation of quantitative indicators of the meiobenthic community in anomalous climatic conditions. Our long-term observation of the formation of the meiobenthic community of organisms showed that under chronic constant anthropogenic impact, the species diversity of meiobenthos in the NWBS is sharply reduced, the dominance of the main groups (foraminifera and nematodes). The present data obtained show that for during years with anomalous climatic conditions, the maximum indicators of the N_{nem}/N_{harp} index nematode-copepod ratio are characteristic, it increases and, the total number of meiobenthos increases, and whereas the biomass decreases.

Key words: Black Sea, northwestern shelf, meiobenthos, dynamics of indicators, climatic anomalies.

Introduction

Meiobenthos is a community of marine organisms that is able to quickly respond to both acute and chronic environmental stresses. In addition, the formation of its qualitative and quantitative characteristics is influenced by periodic changes in climatic conditions and related changes in the aquatic ecosystem. The development and functioning of meiobenthic animals are closely dependent on the biological processes that occur in the surface layers of the pelagial. Changes in the abiotic parameters of the marine environment lead to a significant restructuring of the entire benthic community. Shifts in the structure of eutrophic pelagic communities are mirrored in the benthic zone.

Shifts in of the marine environment entail significant changes in the structure and functioning of the entire benthic community of organisms.

Shifts in the abiotic parameters of the marine environment entail significant changes in the structure and functioning of the entire benthic community of organisms. Their influence enhances the growth of abiotic parameters in a negative direction. This is especially pronounced in the northwestern part

of the Black Sea (NWBS), where there are extensive fields of hypoxia with periodically recurring anoxia.

Meiobenthos, having a high fecundity, as a rule, a short life cycle and a fast growth rate, is capable of restructuring its composition and functional indicators. It is believed that abnormal climatic conditions were observed in 1994, 1998, 2005–2006 and 2009–2010. The purpose of this article is to describe the formation of quantitative indicators of the meiobenthic community in anomalous climatic conditions.

Materials and Methods

The paper is based on the materials of observations of 1994–1999 and 2005–2015. Sampling during all years of research was carried out at constant set of sites (Vorobyova, 1999) to the standard grid of stations in northwestern part of the Black Sea. Dislocation of sampling stations and methods processing meiobenthos samples are given in several scientific publications (Vorobyova 1999, 2021; 2021a; Vorobyova et al. 2017). The data that fell on the summer period (June, July, August) were analyzed (about 200 samples).

Using the data of long-term observations, we have identified the indicators (total number, number

of some taxa and their ratio) that best reflect the main trends in the development of meiobenthos in modern conditions. Among these indicators: the total abundance of meiobenthos, foraminifera and harpacticids, the indices of the ratio of the numbers of nematodes and harpacticids, as well as the ratio of total abundance of meiobenthos to its biomass.

Results and discussion

It is known that the NWBS is a highly eutrophic water area influenced by the flows of three large rivers (Danube, Dnieper and Dniester). Their waters flow through highly urbanized areas and countries with highly developed agriculture. Studies in 1983–1998 showed that in this highly eutrophic water area, the meiobenthos in terms of its ecological characteristics differs significantly from the meiobenthos of the Romanian and Bulgarian shelves (Vorobyova 1999; Vorobyova, and Kulakova 2009). Recent publications (Vorobyova et al. 2016; Vorobyova et al. 2017; Vorobyova et al. 2021) reflect the main environmental factors (substrate type, depth, spatial distribution, etc.) that affect the formation of biodiversity, indicators of the total abundance and biomass of meiobenthos.

In this paper, we paid attention to the influence of anomalous external abiotic factors (water temperature, precipitation, runoff volume of the Dnieper River) on meiobenthos. As mentioned, our data refer to 15 years of observations (1994–1999 and 2005–2015). Climatic conditions during this period underwent significant fluctuations. It is believed that they were anomalous in their characteristics in 1998, 2005–2006 and 2009–2010. This is evidenced by indicators of external abiotic factors. Water temperature, precipitation and River Dnieper runoff. They are given according to the measurements of State weather service Odessa-port (Fig. 1). The water temperature during the period of this study varied significantly and its maximum values were noted in the years indicated above. Prolongated summer water temperature anomalies were in 2010. For example,

in 2010 the anomaly was 22%. In addition, this year was a record year in terms of precipitation (709 mm).

It is known that the summer significant development of diatoms algae indicates the development of copepods, followed by oligochaetes, nematodes, ostracods and others (Gerlach 1978). At the same time, shifts in the structure of pelagic groups caused by eutrophication are mirrored in the benthic zone.

The concentrations of various compounds in the upper sediment layer change, that lead to a change of the oxygen regime and the rate of chemical exchange between sediments and water. The ecosystem of the Odessa Sea Region is also affected by the runoff of the Dnieper River. The transformed waters of the Dnieper River carry million tons of organic matter out of the Dnieper-Bug Estuary. Such amount of organic substances in the NWBS leads to a deterioration in the oxygen regime at the bottom, hypoxia and anoxia. The given graph testifies the dynamism of Dnieper River runoff (Fig. 2).

A significant impact of freshwater runoff influence – the ecological structure of phytoplankton. Together with marine and brackish species, there are numerous freshwater species of unicellular algae (42.2%) (Nesterova 2017). D.A. Nesterova (2017) pointed out that the highest phytoplankton abundances were in 2005 during a strong water “bloom” caused by an outbreak of freshwater Cyanobacteria. At the same time, diatoms and dinoflagellates intensively developed in the composition of phytoplankton. An increased abundance of freshwater green algae was noted in 2006, 2010 and 2013 in the summer. This is due to the runoff of brackish water from the Dnieper-Bug Estuary. There are increased indicators of the total annual runoff of the Dnieper River in the considered anomalous years. So, in 1998–1999 the annual runoff amounted to 58.41–57.27 km³, respectively. This is one third higher than was assessed for 1994–2000. In 2006, the annual runoff (49.29 km³) exceeded the established pattern by 8 km³, which also happened in 2010.

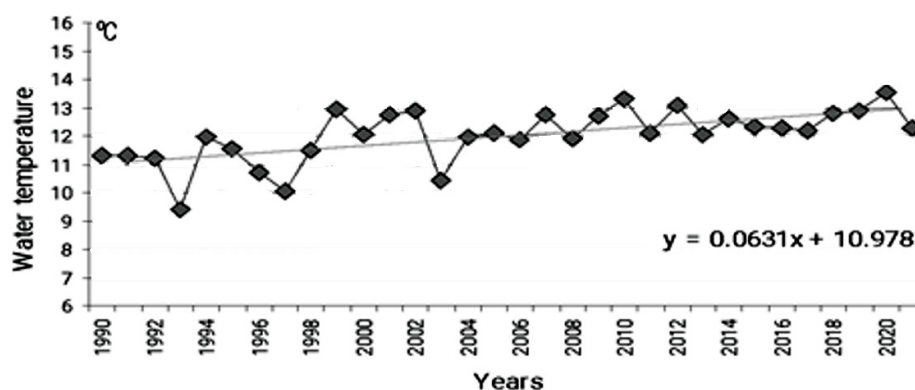


Fig. 1. Average annual water temperatures in the Odessa region

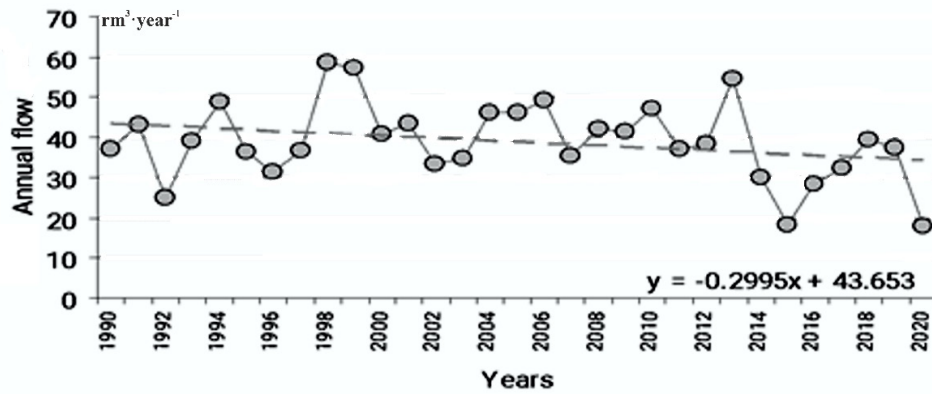


Fig. 2. Average annual flow of the Dnieper River

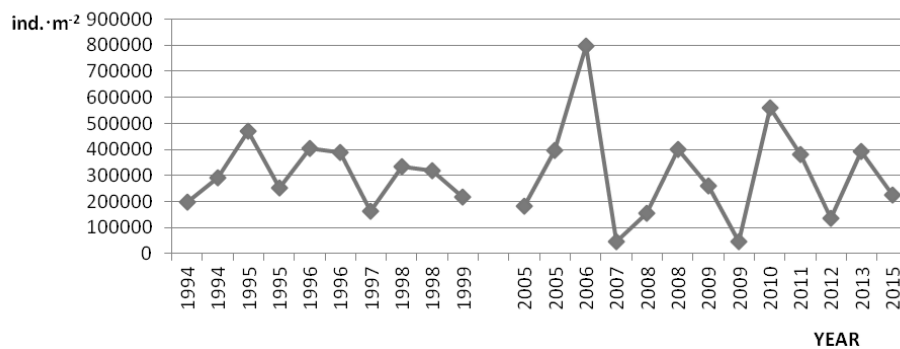


Fig. 3. Interannual dynamics of the total abundance (ind. m⁻²) of meiobenthos in the Northwestern part of the Black Sea

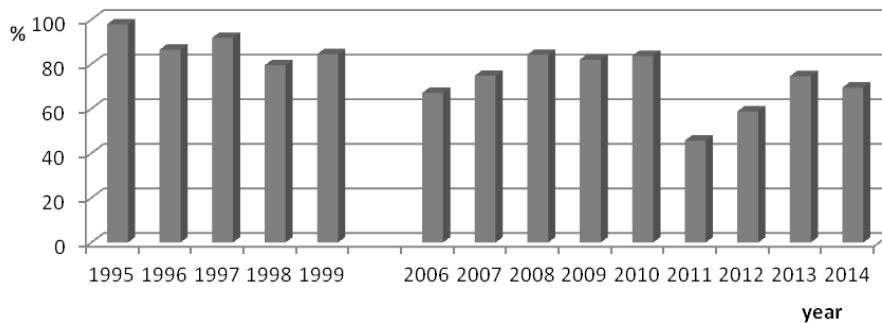


Fig. 4. Proportion (%) of organisms of the foraminiferal-nematode complex in the total abundance of meiobenthos in different years in the Northwestern part of the Black Sea

During these years the abundance of meiobenthos was the highest due to the mass development of small organisms with a short development cycle (Fig. 3).

As indicated, the analysis of long-term data showed that in these years the protozoa (foraminifera) and nematodes had the greatest development. It should be noted that, for example, in 2006, these two groups of eumeiobenthos accounted for 76.2% of the total number of meiobenthos. Among the representatives of temporary component of the meiobenthos only

oligochaetes and polychaetes achieved insignificant development.

Over 16 years of research, abnormal climatic conditions in our region have been observed several times, which reflected on the composition of higher taxa of meiobenthos (Fig. 4).

In 1994–1998, the transformed waters of the Dnieper River and the Southern Bug River had a significant impact on the development of biological processes in the near-surface layers of the NWBS, including the Odessa

Sea Region. The increased temperature of sea water and the runoff of the Dnieper River during this period (Fig. 2), contributed to the saturation of water with suspended and dissolved organic substances. The accumulation in the near-bottom layers (at the bottom) of a large amount of allochthonous and autochthonous organic substances led to the development of hypoxia (Garkavaya, and Bogatova 2006).

An analysis of the ecological situation and the quality of the marine environment in the bottom layers by meiobenthic indicators showed that the anthropogenic pressure led to an extremely high eutrophication of the considered water area. The scientific literature provides evidence that, under extremely unfavorable conditions in the bottom layers of eutrophic waters, foraminifera can be the dominant group of meiobenthos in terms of abundance. For several decades, monitoring studies of the quality of the marine environment in the NWBS have indicated the dominance of the population density of representatives of the nematode-foraminiferal or foraminiferal-nematode complexes of meiobenthic organisms (Vorobyova 1999; Vorobyova, and Kulakova 2009).

At the end of the last century the formation of quantitative indicators of meiobenthos achieved their maximum in 1995–1996 and 1998. The meiobenthos was dominated by a foraminifera-nematode complex of organisms with a small amount of harpacticoids (Fig. 5, 6).

The average abundance of foraminifera ranged from 40,469.6 ind. m⁻² to 178,926.3 ind. m⁻²; the maximum indicators, as can be seen in the figure, are dated for 1995–1996 and 1998. The dominance of foraminifera in the meiobenthos indicates a high concentration of organic matter near the bottom and a very poor oxygen regime (hypoxia).

During the same three years, the maximum abundance of nematodes was typical (Fig. 7). Harpacticoids formed 0.7–9.1% in the Northwestern part of the Black Sea (1994–1996), and – 11–12% of the total number of meiobenthos in 1998–1999. The share of these three groups in the period of 1994–1999 was 92.3–98.9%. Other representatives of the meiobenthos were noted in the samples as single specimens.

As the analysis of the material showed at the end of the last century and in the first decade of the present,

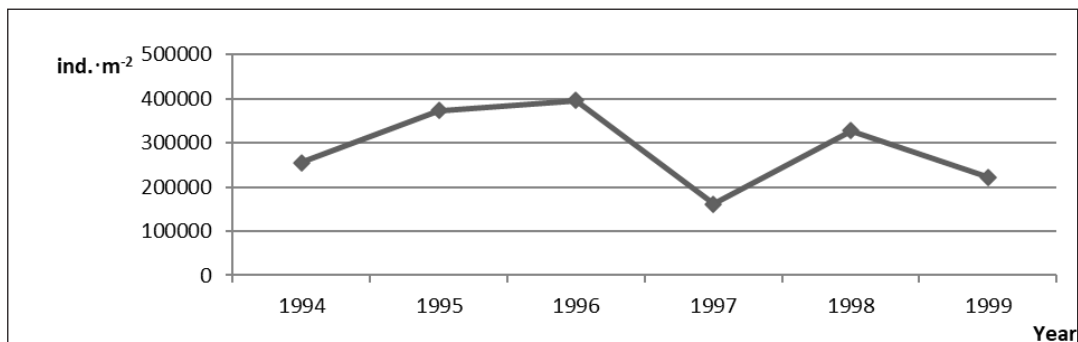


Fig. 5. Long-term dynamics of the total abundance (ind.m⁻²) of meiobenthos in the Northwestern part of the Black Sea

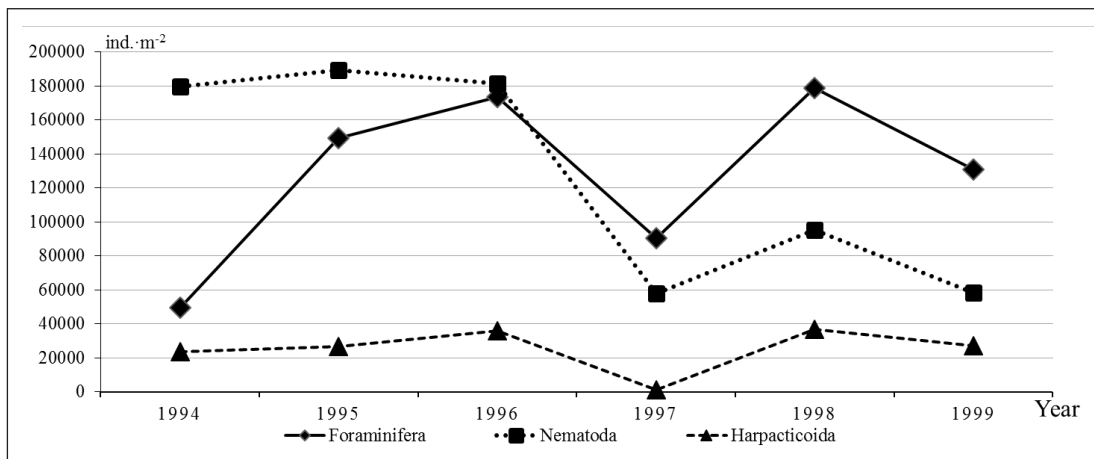


Fig. 6. Long-term dynamics of the abundance (ind.m⁻²) of Foraminifera, Nematoda and Harpacticoida the Northwestern part of the Black Sea

the nematode-foraminiferal complex of organisms prevailed in the meiobenthos. However, it can be stated that in 2005–2015 the state of the environment in the bottom layer improved somewhat compared to the end of the last century.

As we can see, in 2005–2006, foraminifers played the greatest role in the formation of the total abundance of meiobenthos, accounting for 59% of its total abundance. In the remaining ten years, the proportion of foraminifers in the total abundance of meiobenthos was low (up to 5%); in 2009 and 2015 it was 11% and 12%, respectively. It can be assumed that in 2005–2006 the mass development of unicellular algae in the near-surface water layers was the strongest, and in the bottom layer the accumulation of organic matter was higher than in 2009–2010. And this contributed to the massive development of protozoa in the meiobenthic community of organisms. Thus, the foraminiferal-nematode complex of organisms prevailed in 2005–

2006, whereas the nematode-harpacticoid complex took place in 2009–2010.

Having compared the foraminifers' proposition during summer periods in other years, we could conclude that the maximum abundance of foraminifera in this period was typical only for 2005–2006 (Fig. 9).

Nematodes dominated in abundance during 2005–2015, making up most of the total abundance (55.5–80%) of meiobenthos and only in 2011 it was 48% of the total abundance. Most species are characterized by a mixed diet. For this, in the NWBS, hypereutrophication creates favorable conditions for the mass development of free-living marine nematodes. The density of nematode settlements reached its maximum values precisely in anomalous years. In 2006 it was $447.086.4 \pm 86.885.7$ ind. m^{-2} . In 2010 it was the same as in 2006 – $445.762.5 \pm 63.305.3$ ind. m^{-2} . In all other years, it was many times lower (Fig. 10).

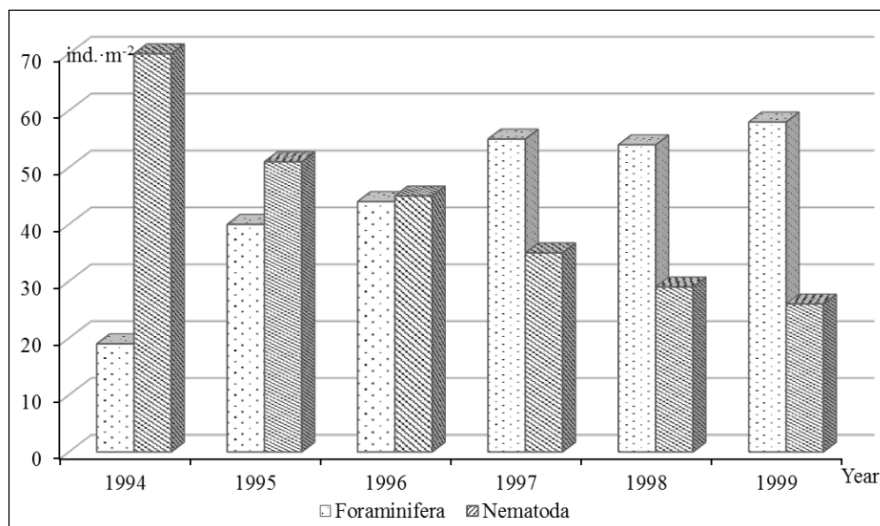


Fig. 7. The proportion of foraminifera and nematodes in the total abundance of meiobenthos the Northwestern part of the Black Sea

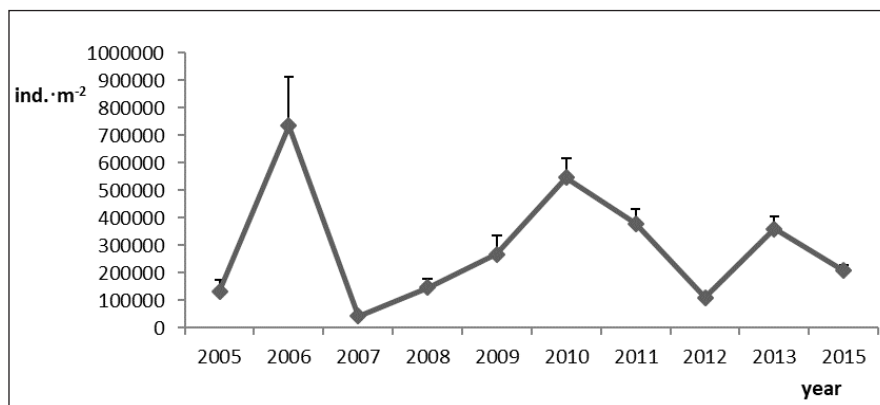


Fig. 8. Long-term dynamics of the abundance (ind. m⁻²) of permanent meiofauna the Northwestern part of the Black Sea

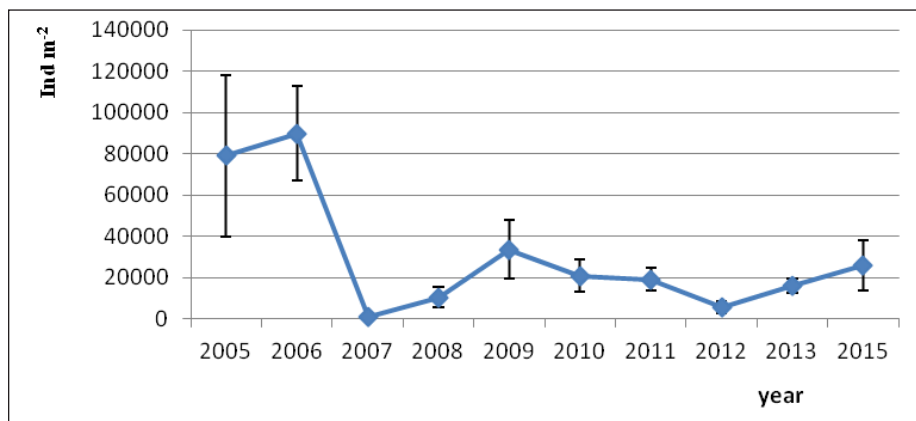


Fig. 9. Long-term dynamics of the abundance (ind.m⁻²) of foraminifera in different years the Northwestern part of the Black Sea

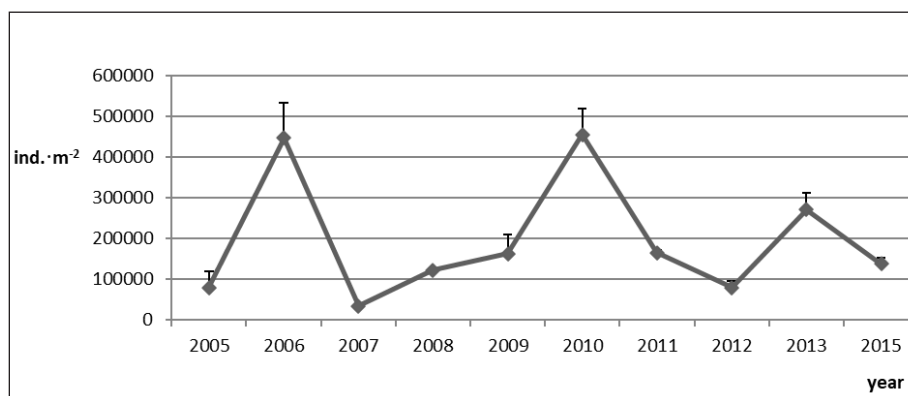


Fig. 10. Long-term dynamics of the abundance (ind.m⁻²) Nematoda in different years in the Northwestern part of the Black Sea

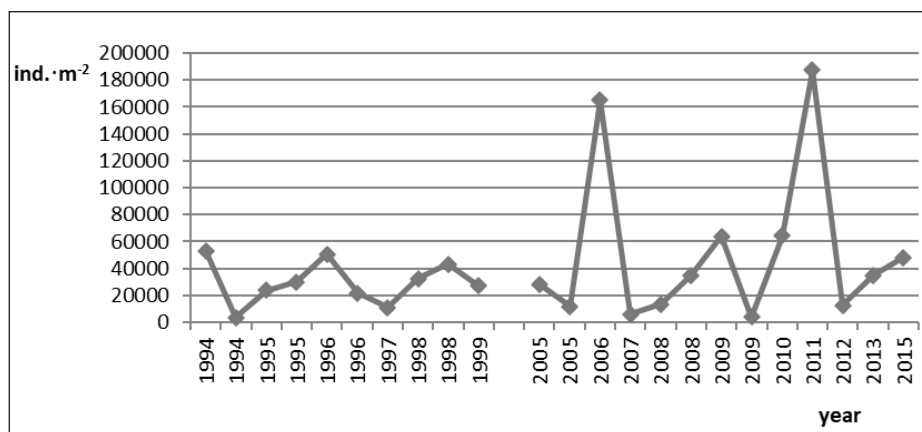


Fig. 11. Long-term dynamics of the abundance (ind.m⁻²) Harpacticoida in different years in the Northwestern part of the Black Sea

Representatives of the taxocene Harpacticoida are a subdominant group of meiobenthos in terms of abundance. Their maximum numbers are typical for years associated with abnormal climatic conditions

(Fig. 11). Their indicators in these years were sometimes 5–9 times higher than in all other years.

In anomalous years, mass sedimentation of microalgae (mainly diatoms) occurs from

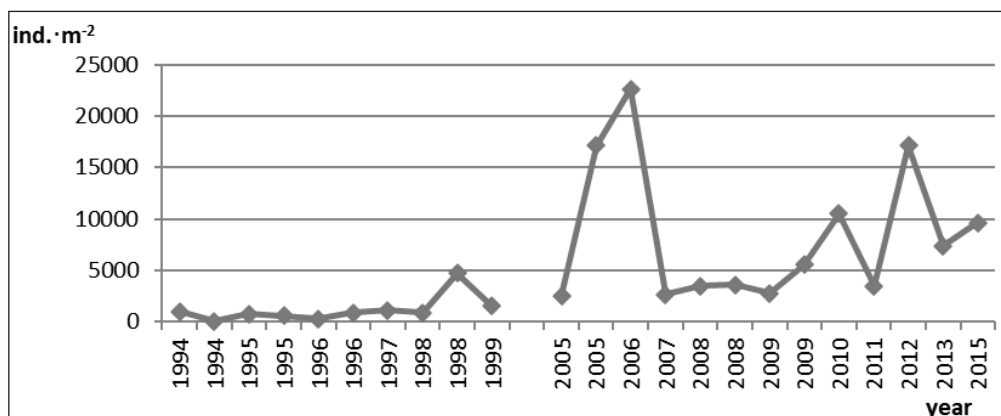


Fig. 12. Long-term dynamics of the abundance of Polychaeta (ind. m⁻²) the Northwestern part of the Black Sea

the near-surface layers of the sea and their further decomposition. At the bottom, this process occurs with a high consumption of oxygen, the creation of hypoxia and the massive development of bacteria and protozoa. Harpacticoids are known to feed mainly on bacteria, protozoa, and diatoms. They collect them from detritus or nibble off algae from sand grains (Coull 1999; De Troch et al. 2005). It is indicated that under certain conditions, harpacticoid copepods can eat from 68% to 100% of the biomass of microphytobenthos (Carman et al. 1997). A favorable condition for copepods is the presence of a mixture (Lee et al. 1985) of microalgae (green and diatoms) and cyanobacteria. As the experiments have shown, the highest survival rate of harpacticoid copepods up to 100% is observed on diatom microalgae due to their high nutritional value for crustaceans (Coull 1999). In 2011 they dominated in the meiobenthic community (average abundance $178.130.5 \pm 42.484.7$ ind. m⁻²).

However, it can be stated that in 2005–2015 the quality of the environment in the bottom improved compared to the end of the last century. All other representatives of large taxa (Ostracoda, Halacaridae, Kinorhyncha, Turbellaria, Gastropoda) played a very small role in the formation of the total abundance of meiobenthos. The extremely low abundances of crustaceans and juvenile mollusks or their absence indicate a sharp deterioration of environmental conditions and indicators of the food supply for juvenile fish in the bottom layers of water. This situation may affect the conditions of survival and further development of larvae and juveniles of the ichthyofauna.

The density of settlements of benthic foraminifers in the years with anomalous climatic characteristics was higher than in all other years. For example, in 2005 and 2006 their abundance was $78.994.5 \pm 39.006.1$ ind. m⁻² and $89.830.0 \pm 22.723.4$ ind. m⁻², respectively, whereas in 2008 and 2009 their abundance decreased to

$10.450.0 \pm 4.854.0$ ind. m⁻² and $32.642.9 \pm 14.153.6$ ind. m⁻², respectively. Foraminifera played the greatest role in the formation of the total abundance of meiobenthos in 2005–2006 and 2009–2010.

The analysis of the material showed the nematode-foraminiferal complex of organisms prevailed in the meiobenthos at the end of the last century and in the first decade of the present. It can be stated, that in 2005–2015 the quality of the environment in the benthic zone improved partly compared to the end of the last century.

As can be seen from the Figure 11, the maximum density of harpacticoids is confined to the years of the highest temperatures of the surface layers of water and the runoff of the Dnieper River. Under these abiotic factors, a massive development of unicellular algae occurred, which, after dying off, settled to the bottom. This leads to the enriching of the bottom substrate with organic matter. The same is typical for long-term indicators of the abundance of juvenile polychaetes, which belong to the temporary meiobenthos, or pseudomeiobenthos (Fig. 12).

To assess the quality of the marine environment we used the ratio of nematodes to harpacticoids (N_{nem}/N_{harp} index). It is known from literature that N_{nem}/N_{harp} index can be an indicator of organic pollution, at which it greatly increases (Warwick 1981; Raffaelli, and Mason 1981). It is shown that in water areas with strong anthropogenic pollution, this indicator is very high. Our long-term studies in the waters of the northwestern shelf have shown that with a large amount of organic matter in the bottom layers of water and sediments, the concentration of dissolved oxygen is sharply reduced. The processes of hypoxia are developing. When the content of dissolved oxygen is below 4 mg/l, harpacticoids are found in small quantities (Vorobyova 1999). However, the development of nematodes remains at a high level. They become the abundance

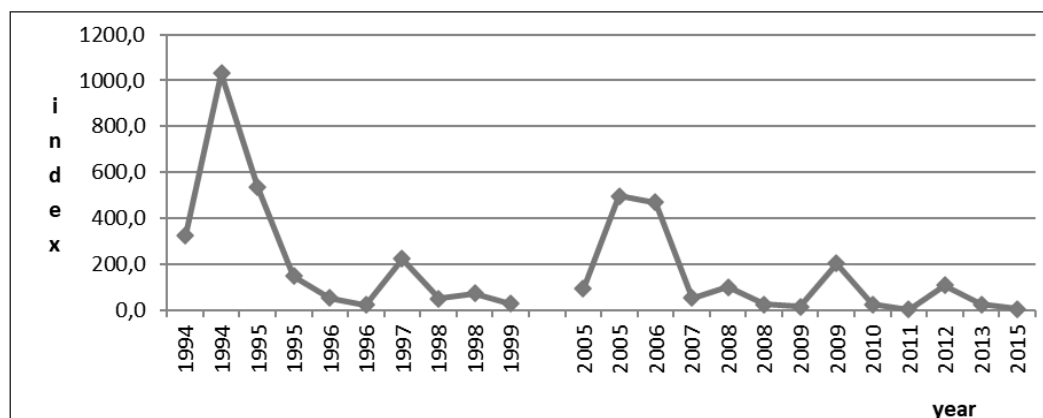


Fig. 13. Ratio of nematodes to harpacticoids (N_{nem}/N_{harp} index) in the Northwestern part of the Black Sea in 1994–2015

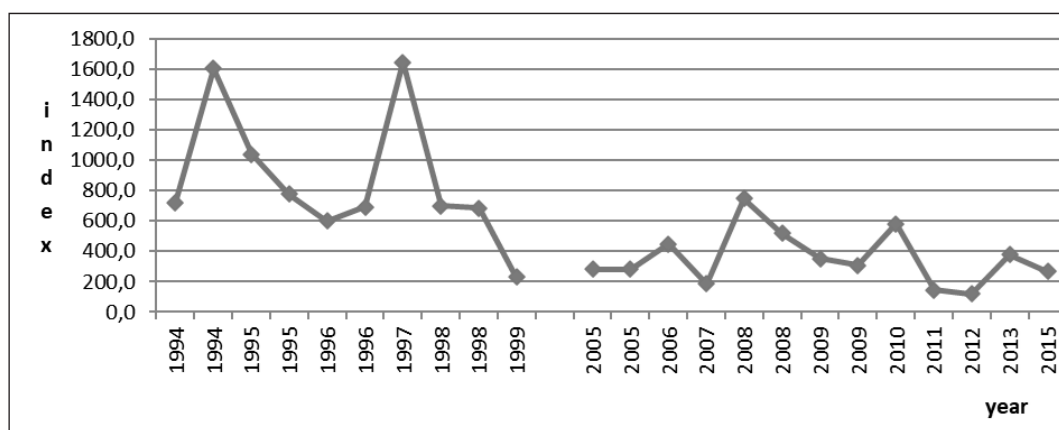


Fig. 14. Ratio of total abundance (ind m^{-2}) and biomass (mg m^{-2}) (N_{tot}/B_{tot}) of meiobenthos in the Northwestern part of the Black Sea

group of meiobenthos. Thus, in 1994, the average index of the N_{nem}/N_{harp} index was 748.7. At the same time, the average abundance of nematodes ($180.310 \text{ ind. m}^{-2}$) and foraminifers ($146.500.0 \text{ ind. m}^{-2}$) totaled for 89.3% of the total abundance of meiobenthos. In 1998, the abundance of nematodes (996.014) and foraminifers ($183.386.0 \text{ ind. m}^{-2}$) were 85% of the total abundance of meiobenthos. In 2005–2006, the values of N_{nem}/N_{harp} index were 497 and 469, respectively, in 2009 – 2004, and in 2015 under normal climatic conditions the index was only 6 (Fig. 13).

When comparing the N_{nem}/N_{harp} index values with the abundance of harpacticoids and the total abundance to the total biomass of meiobenthos over 15 years we can say that the ecological situation of the marine environment in the NWBS in the current century has slightly improved compared to the end of the last century. This is also evidenced by a significant increase in the density of harpacticoids settlements. During unfavorable period, the total abundance of meiobenthos increases sharply, and its biomass indicators decrease.

The ratio of total abundance and biomass (N_{tot}/B_{tot}) indicates the mass development of small, short-cycle taxa which are represented by foraminifera and nematodes in our case. Thus, in 1994 this index was 1252.1, in 1997 – 1644.6; and it was reduced to 229.3 in 1998. In 2006, this index was 446.5, in 2010 – 583, in 2012 – 118.2 (Fig. 14).

Conclusions

The study of the ecological state of the water column and bottom layers of water in the NWBS for 15 years made it possible to focus on changes in the meiobenthos parameters under abnormal climatic conditions. An analysis of the indicators of meiobenthos showed that at the ecological situation in the considered water area slightly improved in 2005–2015 compared to the late 1990-s. At the same time, this water area remains to be a eutrophic zone. This is especially true for the bottom area. Our long-term observation of the formation of the meiobenthic community of organisms showed that under constant anthropogenic impact, the species diversity of meiobenthos in the NWBS is sharply reduced, the dominance of the main groups (foraminifera

and nematodes) (Vorobyova 1999). Previously, in the polygon Odessa sea region, it was shown that at a depth of more than 10 m, nematodes dominate on all types of bottom sediments (Vorobyeva et al. 2017). The present data show that during years with anomalous climatic conditions, the N_{nem}/N_{harp} index and the total number of meiobenthos increases, whereas the biomass decreases. These trends are typical for many marine ecosystems (Odum 1986). Biological processes that occurs under

anomalous climatic conditions in the water areas increase the negative consequences for the state of the marine environment and the development of benthic communities of invertebrates. It will take more than one year with normal climatic indicators to improve the situation. Over time, transformation of organic matter will occur due to the work of bacteria and benthic invertebrate animals. In addition, organic matter coming from the pelagic zone will be partially buried in bottom sediments.

Bibliography

1. Carman K.R., Fleeger J.W., Pomarico, S.M. Response of a benthic food web to hydrocarbon contamination. *Limnology and Oceanography*. 1997. № 42. Pp. 561–571.
2. Coull B.C. Role of Meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology*. 1999. № 24. Pp. 327–343.
3. De Troch M., Fiers F., Vincx M. Niche segregation and habitat specialization of harpacticoid copepods in a tropical seagrass bed. *Marine Biology*. 2002. Vol. 142. № 2. Pp. 345–355.
4. Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И. Источники эвтрофирования. *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология*. Киев : Наукова думка, 2006. С. 59–60.
5. Gerlach S.A. Food-chain relationships in subtidal silty sand marine sediments and the role of meiofauna in stimulating bacterial productivity. *Oecologia*. 1978. № 33. Pp. 55–70.
6. Lee W.Y., Zhang X.K., Van Baalen C., Arnold C.R. Feeding and reproductive performance of the harpacticoid *Tisbe carolinensis* (Copepoda, Crustacea). *Marine Ecology Progress Series*. 1985. № 24. Pp. 273–279.
7. Нестерова Д.А., Снигирева А.А. Общая характеристика фитопланктона. *Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали : монография / Л.В. Воробьева, И.И. Кулакова, И.А. Синегуб и др.* Одесса : Астропринт, 2017. С. 11–22.
8. Одум Ю. Экология. Т. 1. Москва : Мир, 1986. 328 с.
9. Raffaelli D.G., Mason C.F. Pollution monitoring with meiofauna using the ratio of nematodes to copepods. *Marine Pollution Bulletin*. 1981. Vol. 12. № 5. Pp. 158–163.
10. Vorobyova L.V., Kulakova I.I. *Contemporary state of the meiobenthos in the western Black Sea*. Odessa : Astroprint, 2009. 126 p.
11. Воробьева Л.В. Мейобентос украинского шельфа Черного и Азовского морей. Киев : Наукова думка, 1999. 300 с.
12. Vorobyova L.V. Influence of abiotic factors on the abundance of Foraminifera in the Odessa Sea Region (Black Sea). *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*. 2021. Vol. 27. № 1. Pp. 66–77.
13. 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.
14. Vorobyova L.V., Kulakova I.I., Bondarenko A.S., Portyanko V.V., Uzun E.E. Meiofauna of the periphytal of the Odessa coast. *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*. 2016. Vol. 22. № 1. Pp. 60–73.
15. Контактные зоны Черного моря: мейофауна литоконтур северозападного шельфа / Л.В. Воробьева и др. Одесса : Фенікс, 2019. 196 с.
16. 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.
17. Warwick R.M. The nematode/copepod ratio and its use in pollution ecology. *Marine Pollution Bulletin*. 1981. Vol. 12. № 10. Pp. 329–333.

References

1. Carman, K.R., Fleeger, J.W., & Pomarico, S.M. (1997). Response of a benthic food web to hydrocarbon contamination. *Limnology and Oceanography*, 42, 561–571.
2. Coull, B.C. (1999). Role of Meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology*, 24, 327–343.
3. De Troch, M., Fiers, F., & Vincx, M. (2002). Niche segregation and habitat specialization of harpacticoid copepods in a tropical seagrass bed. *Marine Biology*, 142(2), 345–355.
4. Garkavaya, G.P., & Bogatova, Yu.I. (2006). *Istochniki evtrofirovaniya* [Sources of eutrophication]. *Severo-zapadnaya chast' Chernogo morya: biologiya i ekologiya – Northwestern part of the Black Sea: biology and ecology*, pp. 59–60. Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].
5. Gerlach, S.A. (1978). Food-chain relationships in subtidal silty sand marine sediments and the role of meiofauna in stimulating bacterial productivity. *Oecologia*, 33, 55–70.
6. Lee, W.Y., Zhang, X.K., Van Baalen, C., & Arnold, C.R. (1985). Feeding and reproductive performance of the harpacticoid *Tisbe carolinensis* (Copepoda, Crustacea). *Marine Ecology Progress Series*, 24, 273–279.

7. Nesterova, D.A. (2017). Obshchaya kharakteristika fitoplanktona [General characteristics of phytoplankton]. *Odesskiy region Chernogo morya: gidrobiologiya pelagiali i bentali – Odessa region of the Black Sea of pelagic and benthic area*, pp. 11–22 [in Russian].
8. Odum, Yu. (1986). *Ekologiya [Ecology]*. (Vols. 1). Moskva: Mir [in Russian].
9. Raffaelli, D.G., & Mason, C.F. (1981). Pollution monitoring with meiofauna using the ratio of nematodes to copepods. *Marine Pollution Bulletin*, 12(5), 158–163.
10. Vorobyova, L.V. & Kulakova, I.I. (2009). Contemporary state of the meiobenthos in the western Black Sea. Odessa: Astroprint.
11. Vorobyova, L.V. (1999). *Meiobentos ukrainskogo shel'fa Chernogo i Azovskogo morey [Meiobenthos of the Ukrainian shelf of the Black and Azov seas]*. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].
12. Vorobyova, L.V. (2021). Influence of abiotic factors on the abundance of Foraminifera in the Odessa Sea Region (Black Sea). *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*, 27(1), 66–77.
13. 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.
14. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Bondarenko, A.S., Portyanko, V.V., & Uzun, E.E. (2016). Meiofauna of the periphytal of the Odessa coast. *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*, 22 (1), 60–73.
15. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Bondarenko, O.S., & Portianko V.V. (2019). *Kontaktnye zony Chernogo moria: meiоfauna litokontura severo-zapadnogo shelfa [Contacts zones of the Black Sea: meiоfauna of the litocontour of the northwestern shelf]*. Odessa: Fenix [in Russian].
16. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Sinogub, I.A., Polishchuk L.N., Nesterova, D.A., Bondarenko, A.S. et al. (2017). *Odeskij region Chornogo morja: gidrobiologija pelagiali i bentali [Odessa region of the Black Sea: hydrobiology of the pelagial and benthal]*. Odessa: Astroprint [in Russian].
17. Warwick, R.M. (1981). The nematode/copepod ratio and its use in pollution ecology. *Marine Pollution Bulletin*, 12 (10), 329–333.

МЕЙОБЕНТОС ЧОРНОГО МОРЯ В АНОМАЛЬНИХ КЛІМАТИЧНИХ УМОВАХ

Воробйова Л.В., д.б.н., проф.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

Большаков В.М., к.геогр.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

Наведено результати аналізу багаторічних досліджень мейобентосу північно-західного шельфу Чорного моря (1994–1999 та 2005–2015 рр.). Показано, що формування мейобентосного угруповання залежить не тільки від таких факторів середовища, як тип субстрату, солоність, кисневий режим і глибина. На формування його якісних і кількісних характеристик впливають також періодичні зміни кліматичних умов. Ці зміни пов'язані зі зміною процесів, що відбуваються в приповерхневих шарах морських акваторій. У статті розглянуто динаміку показників мейобентосу за 15 років у північно-західній частині Чорного моря (Одеський район). Враховано температуру поверхневих шарів води, динаміку опадів, стік р. Дніпро. Описана міжрічна динаміка загальної чисельності мейобентосу та окремих його великих таксонів (Foraminifera, Harpacticoida, Polychaeta). Отримані дані свідчать, що для років з аномальними кліматичними умовами характерні максимальні показники, співвідношення нематода-копепод зростає, при цьому загальна кількість мейобентосу зростає, а біомаса зменшується. Метою цієї статті є опис формування кількісних показників мейобентосного угруповання в аномальних кліматичних умовах. Проведені нами багаторічні спостереження за формуванням мейобентосу показали, що в умовах хронічного постійного антропогенного впливу видове різноманіття мейобентосу ПЗЧМ різко скорочується, спостерігається домінування основних груп (форамініфер і нематод).

Ключові слова: Чорне море, північно-західний шельф, мейобентос, кліматичні аномалії.

ДИНАМІКА ПОПУЛЯЦІЙНОЇ СТРУКТУРИ МІДІЇ *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* LAM. У ДОННИХ ПРИРОДНИХ ПОСЕЛЕННЯХ ОДЕСЬКОГО РЕГІОНУ ЧОРНОГО МОРЯ В 2005–2020 РР.

Стадніченко С.В. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

svestad63@gmail.com

У статті наводяться результати порівняльного аналізу популяційних характеристик – біомаси та чисельності, загальної річної продукції, *P/B*-коефіцієнта, виживання мідії *Mytilus galloprovincialis* Lam. з донних поселень відкритої частини і прибережжя Одеського морського регіону за період 2005–2020 рр. залежно від глибини (6–23 м), типу ґрунту (м'який – мул, пісок, черепашник, твердий – каміння та скелі), гідрохімічних показників водного середовища та донних відкладів.

Чисельність мідій у поселеннях змінювалася від 74 до 5220 екз·м⁻², становлячи у середньому 1104±131 екз·м⁻². На динаміку чисельності впливає прозорість морської води, вміст фосфатів і важких металів – купруму і цинку в донних відкладах. Біомаса мідій варіювала від 57,7 г·м⁻² до 17510 г·м⁻² на м'яких субстратах до 28849,7 г·м⁻² на твердому субстраті, змінюючись за роками.

Загальна річна продукція змінюється в широкому діапазоні – від 31,1 г·м⁻² рік⁻¹ у поселеннях мулу до 11066 г·м⁻² рік⁻¹ у поселеннях твердого субстрату, відрізняючись за типом ґрунту. На динаміку загальної річної продукції мідій впливає прозорість морської води, вміст завислої форми важких металів – купруму і нікелю у воді, нікелю у донних відкладах, вмісту загального фосфору і завислої речовини. Обґрунтовані рівняння регресії залежності річної загальної продукції мідій донних поселень від типу субстрату.

Річний *P/B*-коефіцієнт у донних поселеннях мідії відкритої частини Одеського району змінювався від 0,38 до 1,58, у середньому становив 0,70.

Загальна середня маса особини на різних типах субстрату – мул, пісок, черепашник, каміння, змінювалася від 0,277 г до 8,088 г, у середньому становила 2,822±0,163 г.

Температура води на поверхні, солоність і вміст розчиненого кисню придонного шару впливають на фенотипічну структуру мідій у поселеннях.

Для можливості отримувати експресні прогностичні оцінки рівня виживання мідій у донних поселеннях на різних типах субстрату визначені залежності між виживаністю та середньою масою особини у поселенні.

Ключові слова: *Mytilus galloprovincialis*, міжрічна динаміка, продукція, виживаність, тип ґрунту, гідрохімічні показники середовища.

Вступ

Однією з основних загроз для мілководної північно-західної частини Чорного моря є антропогенне евтрофування, яке впливає на донні угруповання (Alexandrov, and Zaitsev 1998; Zaitsev, and Mamaev, 1997; Зайцев, и Поликарпов 2002). Антропогенна евтрофікація морських вод внаслідок надлишкового надходження біогенних речовин з річковим стоком може бути джерелом дефіциту кисню, в тому числі і гіпоксії придонних вод, яка виникає, коли швидкість біохімічного споживання кисню перевищує швидкість його надходження внаслідок фізичних чи біологічних процесів (Северо-западная... 2006; Заика, Коновалов, и Сергеева 2011). У прибережній зоні моря гіпоксія, що викликає заморні явища, відбувається практично щорічно (Гаркавая, Богатова, и Гончаров 2006; Берлинский, и Попов 2018) і викликає зміни у структурно-функціональних показниках бентосних угруповань (Alexandrov et al., 2001; Шурова, Варигин, и Стадніченко 2004; Заика, Коновалов, и

Сергеева 2011; Стадніченко, Шурова, и Золотарев 2013; Одесский регион ... 2017). Однак стан екосистеми Чорного моря залежить не тільки від складу та кількості забруднюючих речовин, а й від життєдіяльності гідробіонтів, які здійснюють біомеліоративну функцію, зокрема фільтрацію морської води (Говорин, и Шаццлло 2009; Kotta et al. 2020). Одним із таких організмів-фільтраторів є чорноморська мідія, потужний фільтраційний потенціал якої сприяє зниженню евтрофування та забруднення прибережних морських вод (Говорин, Шаццлло, та Нідзвєцька 2015).

Двостулковий моллюск мідія *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 мешкає в найрізноманітніших умовах – в обростаннях природних і штучних твердих субстратів (скелі, камені, гідроспоруди), на поверхні донних відкладів з різним гранулометричним складом (пісок, черепашник, замулені ґрунти) в різних умовах по глибині, температурі, вмісту кисню, солоності та інших факторів середовища. Цей моллюск значно впливає на склад

і структуру біотопу, в якому проживає (Gutierrez et al. 2003; Варигин 2018). Черепашки мідій є елементом мікрорельєфу дна, які збільшують неоднорідність місць життя для дрібніших організмів бентосу (Cinar et al. 2008; Norling et al. 2015).

Одним зі складників у виявленні продукційного потенціалу морських акваторій північно-західної частини Чорного моря залежно від інтенсивності дії антропогенних факторів та кліматичних змін є аналіз продуктивності мідій в різних умовах існування. Раніше було виявлено, що продукційні характеристики мідій північно-західного шельфу Чорного моря дуже мінливі просторово (Шурова, и Стадніченко 2001; Стадніченко 2022). Відомо, що моллюски роду *Mytilus* акумулюють важкі метали і на рівень концентрації металів впливає як температура, рН і солоність, так і вік, розмір, статева структура моллюсків (Bartolomé et al. 2010; Besada et al. 2014; Richir, and Gobert 2014; Mandich 2018). Тому мета наших досліджень полягала у визначенні тенденцій тимчасової зміни популяційних характеристик і продукційних властивостей мідій донних природних поселень Одеського морського району північно-західної частини Чорного моря під впливом деяких гідролого-гідрохімічних показників морського середовища.

Основним критерієм вибору району досліджень була можливість визначення як показників популяційної структури донних поселень мідій *M. galloprovincialis*, так і гідролого-гідрохімічних характеристик морського середовища в цих локаціях. Такі дослідження проводились ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України» (до 2014 року – Одеський філіал Інституту біології південних морів НАН України) упродовж 2005–2012 рр. в Одеському морському районі північно-західної частини Чорного моря, який обмежений з півночі пригирловою зоною Малого Аджалицького лиману, з півдня – Сухим лиманом (Гаркавая, Богатова, и Гончаров 2006).

Матеріал та методи дослідження

Аналіз популяційної структури мідій з донних природних поселень з відкритої частини Одеського морського регіону (ОМР) за період 2005–2015 рр. у діапазоні глибин від 6 до 23 м на мулі, піску і черепашнику (м'які ґрунти) проводили на основі кількісних проб, відібраних дночерпаком Петерсена з площею захоплення 0,1 м² у відкритій частині моря. На твердому ґрунті (каміння, скелі) проби мідій відбиралися водолазом за допомогою облікової рамки площею 0,01 м² у районі мису Малий Фонтан, прибережна частина ОМР, у діапазоні глибини від 6,4 до 11,4 м у 2008, 2012, 2014 і 2020 рр. З огляду на нерівномірність розміщення моллюсків у поселеннях на кожній локації відбирали, як правило, 3 проби.

Проби промивали через систему сит з мінімальним розміром вічка 1 мм, усі живі мідії із зімкнутими стулками відбиралися для виявлення стандартних гідробіологічних показників – біомаси і чисельності моллюска в донних поселеннях у перерахунку на 1 м². Біомасу мідій визначали шляхом зважування живих моллюсків разом із рідиною мантійної порожнини. Координати і глибина аналізованих станцій ОМР, де відбиралися мідії, представлені у таблиці 1.

Таблиця 1

Координати станцій відбору проб мідій в Одеському морському регіоні у 2005–2020 рр.

Станція	Координати	Глибина, м
1	N 46 34.80; E 31 00.30	7
2	N 46 33.70; E 30 55.05	10–13
3	N 46 32.10; E 30 57.00	19–21
6	N 46 32.80; E 30 52.60	10–12
7	N 46 32.20; E 30 49.60	6–7
9	N 46 31.85; E 30 46.35	9
12	N 46 30.30; E 30 45.20	8–9
13	N 46 30.90; E 30 47.40	12–14
17	N 46 28.10; E 30 46.70	10
18	N 46 25.80; E 30 46.80	10–12
19	N 46 25.00; E 30 49.30	22–23
21	N 46 22.30; E 30 45.80	13–15
24	N 46 19.50; E 30 42.00	10–11
41	N 46 17.80; E 30 40.60	12
42	N 46 15.00; E 30 47.30	21
мис Малий Фонтан	N 46 26,472; E 30 46,387	9–10
	N 46 26,498; E 30 46,659	10,7–11,3
	N 46 26,358; E 30 46,370	6,4
	N 46 26,508; E 30 46,663	11,4

Середні значення популяційних характеристик поселень мідій за рік були отримані у разі об'єднання проб моллюска, відібраних в ОМР за аналізований період часу. Для прийняття рішення про достовірність відмінностей як критичний брали рівень значущості $p = 0,05$.

Розміри мідій (довжина, висота та ширина черепашок) визначали штангенциркулем з точністю до 0,1 мм. Як основний показник лінійних розмірів моллюсків була вибрана довжина (L) їхніх стулок – довжина паралелепіпеда, в який вписуються контури черепашки мідії (Скарлато 1981).

Характер донного ґрунту визначали з переважаючої у пробі фракції, поділяючи на мул, пісок, черепашник та каміння зі скелями.

Для визначення впливу на популяційну структуру мідій донних поселень ОМР аналізували показники придонного і поверхневого шарів морського середовища: рН, температура, прозорість, солоність, розчинений кисень і частка (%) його насичення, зависла речовина (ЗВ), розчинені біогенні речовини (РБР) – мінеральні та органічні сполуки азоту та фос-

фору, кремній, розчинена органічна речовина (РОВ), вміст важких металів (розчинена і зависла форми купрум, кадмію, цинку, нікелю) та нафтопродуктів у донному ґрунті, які було виконано у відділі якості водного середовища ДУ «Інститут морської біології НАН України» упродовж 2005–2012 рр. (Доценко та ін. 2012; Дятлов, Подплетная, и Запорожец 2015; Dyatlov 2015). Окрім того, цей комплекс показників морського середовища дав можливість проаналізувати їхню сукупну дію на продукційні характеристики мідій ОМР.

Основними показниками стану популяції мідій у донних природних поселеннях були біомаса і чисельність моллюсків, річна загальна продукція, річний P/B -коефіцієнт, щорічна виживаність. Продукцію мідій розраховували за емпіричним рівнянням множинної регресії на основі даних про їх біомасу та середню масу однієї особини в окремих поселеннях (Stadnichenko, and Shurova 2000):

$$\ln P = 1,004 \cdot \ln B - 0,484 \cdot \ln W$$

$$(R^2 = 0,970; SE = 0,237),$$

де P – річна продукція, $г \cdot м^{-2} \cdot рік^{-1}$, B – біомаса поселення моллюска, $г \cdot м^{-2}$, W – маса однієї особини, $г$; R^2 – коефіцієнт детермінації, SE – стандартна помилка рівняння регресії.

Маса ($г$) однієї особини розраховувалася як відношення біомаси до чисельності мідій в аналізованому поселенні.

Річний P/B -коефіцієнт моллюсків виявляли співвідношенням їх річної продукції і біомаси. Значення B у розрахунках цього коефіцієнта визначає біомасу під час відбору проб.

Щорічну виживаність мідій *M. galloprovincialis* (V), як наочного показника смертності моллюска, обчислювали за залежністю (Стадніченко 2010):

$$V = 0,984 e^{-P/B}.$$

В аналізі розмірної структури, яка відображає рівень щорічного поповнення поселень молоддю

та смертність і тривалість життя в таких умовах середовища, визначали середню довжину мідій у поселеннях, частку моллюсків довжиною до 20 мм, які є кормовою (для риб) частиною поселень моллюска (Биология ... 1967).

Виділення фенотипів за розподілом фіолетового пігменту в призматичному шарі стулок мідій визначали після розчинення периостракуму 10–15% розчином луґу. За особливостями розподілу фіолетового пігменту у зовнішньому призматичному шарі черепашок мідій *M. galloprovincialis* виділяли три фенотипи (Шурова, и Золотарев 2008): темно-фіолетові особини із синьо-фіолетовим забарвленням зовнішнього шару (F_b); коричневі особини зі світлим, коричнево-сірим зовнішнім шаром мушлі без включень фіолетового пігменту (F_d); смугасті, для яких характерне чергування в зовнішньому шарі черепашки пігментованих (синьо-фіолетових) і не пігментованих (коричнево-сірих) радіальних ділянок (F_c). Мідії перших двох груп розглядаються як гомозиготи, останньої – як гетерозиготи (Шурова 2013).

Статистичну обробку отриманих даних, дисперсійний (ANOVA) і кореляційний аналізи виконували з використанням пакета прикладних програм Statgraphics Plus for Windows.

Результати та обговорення

Розподіл чисельності і біомаси моллюска в донних природних поселеннях відкритої частини ОМР на м'якому ґрунті (мулі, піску та черепашнику) за аналізований період часу з 2005 по 2015 рр. виявив їх нерівномірність. Чисельність мідій у поселеннях змінювалася в широкому діапазоні – від 74 до 5220 екз·м⁻², становлячи у середньому 1104±131 екз·м⁻² для цього району в аналізований проміжок часу, однак за цей період часу ці зміни не є достовірними. Мінімальна середня чисельність мідій донних поселень ОМР становила 667 екз·м⁻² у 2010 р., максимум – 1790 екз·м⁻² зафіксований у 2008 р. (табл. 2).

Таблиця 2

Популяційні характеристики мідій донних поселень Одеського морського регіону в 2005–2015 рр.

Рік	N , екз·м ⁻²	B , г·м ⁻²	D_{20} , %	$L_{серед}$	P , г·м ⁻² рік ⁻¹	P/B	V
2005	1110±430	2337,2±835	14,7±1,1	31,30±0,66	1681,4	0,70	48,7
2006	842±177	1643,8±619	39,6±9,3	25,89 ±2,74	1122,7	0,84	47,5
2007	1677±722	6813,4±2535	16,3±3,5	32,73±1,83	3536,4	0,54	59,1
2008	1790±449	5083,4±1257	27,1±8,1	27,95±1,91	3029,1	0,72	53,6
2009	832±131	1777,0±335	27,8±5,0	26,20 ±1,05	1240,6	0,73	49,0
2010	667±164	1686,9±454	28,9±4,0	26,19 ±1,01	1103,9	0,68	51,8
2011	816±241	2811,7±1004	19,3±8,1	30,52±2,56	1568,8	0,60	56,7
2012	754±388	1899,7±1009	22,5±8,3	27,89±1,92	1247,6	0,74	51,7
2013	1083±349	3568,8±1635	15,4±10,3	31,26±2,56	2041,0	0,62	56,0
2015	1090±595	2151,6±955	22,7±6,5	28,88±1,77	1596,4	0,74	47,6

Примітка: N – середня чисельність і її похибка, екз·м⁻²; B – середня біомаса, г·м⁻²; D_{20} – частка кормових мідій, %; $L_{серед}$ – середня довжина, мм; P – середня річна загальна продукція, г·м⁻² рік⁻¹; P/B – продукційний коефіцієнт; V – середня річна виживаність, %.

Дисперсійний аналіз залежності чисельності мідій у разі використання коваріатами частки кормових мідій ($F=8,17$; $p=0,0062$) і середньої довжини мідій у поселеннях ($F=4,92$; $p=0,0311$) виявив відмінності за глибиною мешкання на 95% довірчому рівні ($F=2,9$; $p=0,0006$). Також на динаміку чисельності в часі впливає прозорість морської води ($F=35,70$; $p=0,0003$), вміст фосфатів ($F=17,94$; $p=0,0029$) і важких металів у донних відкладах – купруму ($F=124,64$; $p<0,0001$) і цинку ($F=157,64$; $p<0,0001$).

Біомаса мідій у поселеннях значно варіювала – від $57,7 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ (ст. 2; 2008 р.) до $17510 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ (ст. 1; 2007 р.), змінюючись за роками ($F=2,29$; $p=0,0335$). Дисперсійний аналіз залежності біомаси мідій у разі використання як коваріати вмісту зваженої речовини в морській воді ($F=7,25$; $p=0,0103$) виявив її міжрічні відмінності на 9% довірчому рівні ($F=4,53$; $p=0,0014$).

Загальна річна продукція мідій змінювалась від $91,6 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{рік}^{-1}$ (ст. 2; 2008 р.) до $10135,9 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{рік}^{-1}$ (ст. 1; 2007 р.), у середньому за аналізований період часу становила $1888,1 \pm 233,5 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{рік}^{-1}$, однак міжрічні відмінності розрізняються лише на 90% довірчому рівні ($F=1,92$; $p=0,0745$) (див. табл. 2). Багатофакторний дисперсійний аналіз показав залежність загальної річної продукції мідій за роками ($F=119,71$; $p<0,0001$) під впливом вмісту завислої форми важких металів: купруму ($F=57,35$; $p=0,0006$), нікелю ($F=10,64$; $p=0,0224$), нікелю у донних відкладах ($F=70,3$; $p=0,0004$), загального фосфору ($F=118,24$; $p=0,0001$), завислої речовини ($F=43,14$; $p=0,0012$) і прозорості морської води ($F=152,55$; $p=0,0001$).

Річний P/B -коефіцієнт, який у стаціонарних поселеннях відповідає коефіцієнту смертності, в донних поселеннях мідій відкритої частини ОМР у 2005–2015 рр. змінювався від 0,38 до 1,58, у середньому становив $0,70 \pm 0,02$, причому щорічна частка виживання мідій становила від 20 до 68% початкової чисельності моллюска. Виявлено, що на міжрічні коливання річного P/B -коефіцієнта ($F=3,51$; $p=0,0267$) впливає середня довжина мідій в поселенні ($F=32,35$; $p<0,0001$), вміст у придонному шарі азоту органічного N_{org} ($F=4,57$; $p=0,0017$), розчиненого кисню O_2 ($F=5,42$; $p=0,0343$) і кадмію в донних відкладах ($F=7,84$; $p=0,0135$).

Відомо, що наявність металів у воді та відкладах може призвести до появи у гідробіонтів аномальних форм (некроз, виразка, атрофія), зміни у клітинних мембранах, метаболізмі та інше. Кадмій, хром і нікель також мають мутагенні або канцерогенні властивості (Azizi et al. 2018). Отримані нами результати також демонструють вплив важких металів на продуктивність усього мідійного поселення.

Загальна середня маса особини в донних поселеннях мідій Одеського регіону за аналізований період часу змінювалась від 0,398 г до 6,677 г, у середньому становила $2,822 \pm 0,163$ г.

Динаміка тимчасових змін розмірно-вікової структури дозволяє виявити механізми пристосування популяції до мінливих умов існування виду і вплив чинників середовища на її формування. Для північно-західної частини Чорного моря, як дуже опрісненого регіону з високим рівнем евтрофування вод, характерна нестабільність розмірно-вікової структури поселень мідій як у просторі, так і в часі. За аналізований період часу середня довжина мідії в донних природних поселеннях відкритої частини ОМР варіювала від 13,41 до 40,49 мм, за роками змінювалась від 25,89 до 32,73 мм, у середньому для цього району становила $28,45 \pm 0,73$ мм (див. табл. 2). Низькі значення середньої довжини мідії в поселеннях відповідають збільшенню частки кормових для риб моллюсків. Частка моллюсків довжиною менш 20 мм у поселеннях ОМР за аналізований період значно варіює – від 0,28 до 88,9%, що пов'язано як з нестачею осідання молоді, так і з гіпоксією в придонному шарі, коли в поселеннях гинуть найдрібніші та найбільші особини. Визначено відмінності у середньорічній кормової частини поселень мідій. Так, мінімальна середньорічна частка моллюсків довжиною до 20 мм дорівнювала 15% у 2005 і 2013 рр., максимальні її середні значення у 2006 р. становили 39,6%. Дисперсійним аналізом визначені міжрічні зміни часток мідій кормового розміру в поселеннях ($F=3,67$; $p=0,0249$) у разі використання як коваріатів вмісту у придонному шарі азоту органічного N_{org} ($F=6,11$; $p=0,0268$) та розчиненого кисню O_2 ($F=5,86$; $p=0,0297$).

Проведений регресійний аналіз взаємозалежності параметрів фенотипічної структури поселень *M. galloprovincialis* з гідрохімічними показниками місця існування моллюсків показав, що кореляційний взаємозв'язок виявляється лише з температурою вод на поверхні та з солоністю і киснем придонного шару морської води. Розраховані залежності зв'язку частки коричневих гомозиготних мідій (F_a) з вмістом розчиненого кисню (O_2) (мгм/л) біля дна:

$$F_a = 3,96 + 6,52 \cdot O_2 \quad (r = 0,97, F = 32,66 \text{ } p = 0,0293),$$

та частки смугастих гетерозигот (F_c) з вмістом розчиненого кисню (O_2) (мгм/л) у придонному шарі:

$$F_c = 115,27 - 9,13 \cdot O_2 \quad (r = -0,97, F = 30,98 \text{ } p = 0,0308).$$

Аналіз зв'язку частки синьо-фіолетових гомозигот (F_b) у поселеннях мідій із солоністю (S , %) придонних вод і з температурою поверхневих вод (T)

виявив зворотні кореляційні залежності, які описуються такими рівняннями:

$$F_b = 201,63 - 11,20 \cdot S \quad (r = -0,87, F=48,90 \ p < 0,0001),$$

$$F_b = 33,99 - 1,30 \cdot T \quad (r = -0,73, F=12,35 \ p=0,0048).$$

Проведені раніше дослідження визначили, що глибина є основним фактором просторової зміни частот зустрічальності мідій різних фенотипів, а частка смугастих мідій збільшується у разі зниження рівня солоності (Шурова 2013), що також підтверджується виявленими нами залежностями мінливості фенотипічної структури мідій у часі.

Залежно від характеру субстрату та глибини мешкання мідій, кількісні показники стану мідій у поселеннях відкритої і прибережної частини ОМР за аналізований період часу варіювали у більш широких межах. Найбільші показники середньої чисельності (15650 екз.·м⁻²) у 2012 р. і біомаси (28849,7 г·м⁻²) у 2020 р. відзначені в поселеннях мідії на твердому субстраті (каміння і скелі), які достовірно різняться від цих показників на мулі, піску і черепашнику з відкритої частини ОМР. Найменші показники середньої чисельності (954 екз.·м⁻²) і біомаси (1790,6 г·м⁻²) молюска відзначені в поселеннях на мулі.

Як показали результати дисперсійного аналізу, біомаса і чисельність мідій у поселеннях залежать від характеру ґрунту (F=32,20; p<0,0001 і F=22,37; p<0,0001 відповідно). Максимальні значення середньої біомаси і середньої чисельності мідій визначено для твердого субстрату, який відмінний від м'яких ґрунтів. Однак немає достовірних відмінностей цих характеристик мідій у поселеннях мулу, піску та черепашнику (табл. 3).

Загальна річна продукція змінюється від 31,1 г·м⁻² рік⁻¹ у поселеннях мулу до 11066 г·м⁻² рік⁻¹ у поселеннях твердого субстрату, відрізняючись за типом ґрунту (F=24,28; p<0,0001). Для кожного типу ґрунту отримано рівняння мно-

жинної регресії між загальною річною продукцією і стандартними гідробіологічними характеристиками моніторингу прибережних акваторій – біомасою та чисельністю, які дозволяють визначити прогнозну продуктивність мідій у поселеннях залежно від типу субстрату:

$$P = 0,54 \cdot N + 0,39 \cdot B + 45,44$$

(R²= 99,03; SE = 133,0) (мул)

$$P = 0,76 \cdot N + 0,35 \cdot B - 13,05$$

(R²=99,98; SE=30,50) (пісок)

$$P = 0,87 \cdot N + 0,32 \cdot B - 44,82$$

(R²=99,87; SE=133,0)
(черепашник)

$$P = 0,78 \cdot N + 0,30 \cdot B + 83,18$$

(R²=98,88; SE=674,98) (каміння).

Річний P/B-коефіцієнт мідій у поселеннях на піску, черепашнику, камінні і скелях варіює від 0,64 до 0,71. Лише для поселень молюска на мулі цей показник збільшується до 0,94, що відображає зменшення середньої маси одного молюска до 2,024 г і середньої біомаси до 1947,8г·м⁻² мідій у поселеннях на цьому типі ґрунту (див. табл. 3).

Щорічна виживаність мідій від типу ґрунту змінюється від 15,2% у поселенні на мулі до 68,5% у поселеннях твердого субстрату. Багатофакторний дисперсійний аналіз показав залежність виживаності мідій від типу ґрунту (F=5,13; p=0,0027) під впливом середньої маси особини в поселенні (F=307,14; p<0,0001). Також визначено, що виживаність молюсків різниться за глибинами (F=7,62; p=0,007) під впливом біомаси мідії в поселеннях (F=5,08; p=0,0266). Для можливості отримувати експресні прогнозні оцінки рівня виживання (в %) мідій у поселеннях на різних типах субстрату визна-

Таблиця 3

Продукційні характеристики *Mytilus galloprovincialis* у поселеннях різних ґрунтів Одеського морського регіону

Показник	Ґрунт			
	мул	пісок	черепашник	каміння та скелі
N	1016±308	920±303	1270±182	7109±1825
B	1947,8±509,6	2657,4±1155,3	4014,4±649,3	15228,8±2536,4
W	2,024±0,373	2,422±0,304	3,167±0,181	3,361±0,786
P	1356,9±314,4	1610,5±628,0	2337,7±359,9	10278,4±1842,2
P/B	0,94	0,71	0,64	0,69
V	42,3	49,5	53,5	51,6
L _{серед}	26,07±2,13	31,32±3,67	28,84±0,75	31,41±2,38
D ₂₀ %	26,4±9,1	21,9±11,4	24,4±2,7	26,1±7,3

Примітка: 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, %; L_{серед} – середня довжина мідії в поселенні, в мм; D₂₀ – частка кормових мідій, %; ± стандартна похибка показників.

чені залежності між виживаністю та середньою масою особини:

$$V=23,07 + 9,47 \cdot W (R^2 = 84,62; SE = 6,25) \text{ (мул)}$$

$$V=33,87 + 6,47 \cdot W (R^2 = 94,82; SE = 1,67) \text{ (пісок)}$$

$$V=34,67 + 5,91 \cdot W (R^2 = 84,57; SE = 3,39) \text{ (черепашиник)}$$

$$V=36,12 + 4,93 \cdot W (R^2 = 84,57; SE = 4,33) \text{ (каміння)}.$$

Середня довжина моллюска в поселеннях на різних ґрунтах варіює від 0,277 г у поселенні на мулі до 8,088 г на кам'яному субстраті, однак середні її значення достовірно відмінні лише на мулі. Части особин кормового розміру (довжиною до 20 мм) у поселеннях не мають суттєвих відмінностей за типом субстрату (див. табл. 3).

Аналіз розподілу частки фенотипів мідій із забарвлення зовнішнього призматичного шару черепашки не виявив достовірних відмінностей за характером ґрунту. Багатофакторний дисперсійний аналіз показав залежність частки фенотипу коричневого забарвлення черепашки від характеру ґрунту ($F=3,16$; $p=0,0305$) під впливом глибини мешкання мідій ($F=18,84$; $<0,0001$) і частки особин кормового розміру ($F=8,14$; $p=0,0058$).

Таким чином, проведений аналіз залежності продукційних характеристик від типу ґрунту виявив відмінності продукції, біомаси та чисельності мідій у поселеннях на твердих ґрунтах від м'яких субстратів, а P/B -коефіцієнт та рівень виживаності відрізняються у поселеннях мідій на мулистому ґрунті, між цими показниками на піску, черепашинику та камінням відмінності не достовірні. Отримані нами результати залежності фенотипічної структури від факторів морського середовища розширюють наявні дані про поселення мідій в північно-західній частині Чорного моря.

Висновки

1. Аналіз мінливості популяційної структури мідій *M. galloprovincialis* донних поселень Одесь-

кого морського району в діапазоні глибин від 6,5 до 24 м виявив міжрічні відмінності в продукційній, розмірно-віковій, фенотипічній структурах під впливом гідрохімічних умов морського середовища.

2. На динаміку чисельності мідій у поселеннях впливає прозорість морської води, вміст фосфатів і важких металів – купруму і цинку в донних відкладах.

3. На зміни біомаси мідій у природних донних поселеннях впливає вміст зваженої речовини в морській воді і тип ґрунту. Максимальні значення середньої біомаси мідій визначено для твердого субстрату, який є відмінним від м'яких ґрунтів. Не виявлено достовірних відмінностей між середньою біомасою мідій у поселеннях на мулі, піску та черепашинику.

4. Міжрічна динаміка загальної річної продукції мідій з донних поселень ОМР має залежність від прозорості морської води, вмісту завислої форми важких металів – купруму і нікелю в морській воді, нікелю у донних відкладах, вмісту загального фосфору і завислої речовини. Обґрунтовані рівняння регресії залежності річної загальної продукції мідій від типу субстрату.

5. Варіювання P/B -коефіцієнта відбуваються зі зміною середньої довжини мідій в поселенні, а також під впливом вмісту в морській воді азоту органічного і кисню, вмісту кадмію в донних відкладах.

6. Загальна середня маса мідій у донних поселеннях Одеського регіону на різних типах субстрату – мул, пісок, черепашиник, каміння – змінювалася від 0,277 г до 8,088 г, у середньому становила $2,822 \pm 0,163$ г.

7. Коливання частки мідій кормового розміру (до 20 мм) у поселеннях відбувається під впливом вмісту в морській воді азоту органічного та розчиненого кисню у придонному шарі.

8. Визначено залежність фенотипічної структури мідій донних поселень ОМР від температури води на поверхні, солоності і вмісту розчиненого кисню в придонному шарі морської води.

Список використаних джерел

1. Берлинский Н.А., Попов Ю.И. Формирование придонной гипоксии и сероводорода на шельфе Черного моря. *Вісник ХНУ імені В.Н. Каразіна. Серія: Екологія*. 2018. Вип. 18. С. 6–13.

2. Биология северо-западной части Черного моря / Отв. ред. К.А. Виноградов. Киев : Наукова думка, 1967. 268 с.

3. Варигин А.Ю. Биотические связи в сообществе обрастания Одесского залива Черного моря. *Biosystems Diversity*. 2018. Т. 26, № 1. С. 24–29.

4. Гаркавая Г.Л., Богатова Ю.И., Гончаров А.Ю. Гидрохимические исследования. *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология* / под ред. Ю.П. Зайцева, Б.Г. Александрова, Г.Г. Миничевой. Киев : Наукова думка, 2006. С. 59–82.

5. Говорин И.А., Шацилло Е.И. Формирование фильтрационного потенциала поселений мидий

и митилястера в антропогенно преобразованной прибрежной зоне моря. *Гидробиологический журнал*. 2009. Вып. 45. № 6. С. 3–12.

6. Говорин И.А., Шацилло Е.И., Нідзвєцька Л.М. Накопичення гетеротрофних бактерій мідіями та митилястерами у прибережних акваторіях південно-західної частини Чорного моря. *Біологічні Студії*. 2015. Т. 9, № 1. С. 117–124.

7. Доценко С.А., Подплетна Н.Ф., Секундяк Л.Ю., Павлова О.А. Забруднення донних осадів Одеського району північно-західної частини Чорного моря нафтопродуктами і важкими металами. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2012. № 10. С. 230–238.

8. Дятлов С.Е., Подплетная Н.Ф., Запорожец С.А. Изменчивость содержания нефтепродуктов в воде и донных отложениях Одесского региона северо-западной части Черного моря. *Вісник Одеського націо-*

нального університету. Серія: Географія та геологічні науки. 2015. Т. 20, № 1. С. 159–169.

9. Заика В.Е., Коновалов С.К., Сергеева Н.Г. Локальные и сезонные явления гипоксии на дне севавтопольских бухт и их влияние на макробентос. *Морской экологический журнал*. 2011. № 3, Т. X. С. 15–25.

10. Зайцев Ю.П., Поликарпов Г.Г. Экологические процессы в критических зонах Черного моря: синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала XXI веков. *Морской экологический журнал*. 2002. Т. 1. № 1. С. 33–55.

11. 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.

12. 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.

13. Скарлато О.А. Двустворчатые моллюски умеренных широт западной части Тихого океана. Ленинград : Наука, 1981. 480 с.

14. Стадниченко С.В. Косвенные оценки смертности и выживаемости мидий северо-западной части Черного моря. *Вісник ОНУ*. 2010. Т. 15, вып. 17. С. 82–87.

15. Стадниченко С.В., Шурова Н.М., Золотарев В.Н. Пространственно-временные изменения популяции мидий *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 в северо-западной части Черного моря. *Биоразнообразие и роль животных в экосистемах* : материалы VII Междунар. науч. конф. Днепропетровск, 2013. С. 68–70.

16. Стадниченко С.В. Популяційна структура мідії *Mytilus galloprovincialis* з донних поселень в зонах трансформації річкової води північно-західної частини Чорного моря. *Морський екологічний журнал*. 2022. № 1–2. С. 99–107.

17. Шурова Н.М. Структурно-функциональная организация популяции мидий *Mytilus galloprovincialis* Черного моря. Киев : Наукова думка, 2013. 207 с.

18. Шурова Н.М., Варигин А.Ю., Стадниченко С.В. Изменения популяционных характеристик черноморской мидии в условиях эвтрофирования и гипоксии морских прибрежных вод. *Экология моря*. 2004. Вып. 65. С. 94–99.

19. Шурова Н.М., Золотарев В.Н. Анализ фенотипической структуры поселений мидий Черного моря по окраске наружного призматического слоя их раковин. *Морской экологический журнал*. 2008. Т. 7, № 4. С. 88–97.

20. Шурова Н.М., Стадниченко С.В. Продукционные свойства мидии *Mytilus galloprovincialis* северо-западного шельфа Черного моря. *Экология моря*. 2001. Вып. 56. С. 91–95.

21. Alexandrov B., Berlinsky N., Bogatova Ju., Bushuev S., Garkavaya G., Zaitsev Yu. The Danube role in the Black Sea contamination. *Problems of regional seas 2001*: Proceeding of the International symposium on the problems of regional seas. 12–14 May 2001. Istanbul (Turkey) 2001. P. 64–75.

22. Alexandrov B.G., Zaitsev Yu.P. Black Sea biodiversity in eutrophication conditions. *Conservation of the Biological Diversity as a Prerequisite for Sustainable Development in the Black Sea Region* / eds. V. Kotlyakov, M. Uppenbrink, V. Metreveli. Dordrecht : Kluwer Academic Publ., 1998. P. 221–234.

23. Azizi G., Akodad M., Baghour M., Layachi M., Moumen A. The use of *Mytilus* spp. mussels as bioindicators of heavy metal pollution in the coastal environment. *Journal of Materials and Environmental Sciences*. 2018. Vol. 9, Is. 4. P. 1170–1181.

24. Bartolomé L., Navarro P., Raposo J.C., Arana G., Zuloaga O., Etxebarria N. et al. Occurrence and distribution of metals in Mussels from the Cantabrian Coast. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2010. Vol. 59. P. 235–243.

25. Besada V., Sericano J.L., Schultze F. An assessment of two decades of trace metals monitoring in wild mussels from the North-west Atlantic and Cantabrian coastal areas of Spain, 1991–2011. *Environment International*. 2014. Vol. 71. P. 1–12.

26. Çinar M.E., Katağan T., Koçak F., Öztürk B., Ergen Z., Kocatas A. et al. 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.

27. Dyatlov S.Ye. Heavy metals in Water and Bottom Sediments of Odessa Region of the Black Sea. *Journal of Shipping and Ocean Engineering*. 2015. Vol. 5. P. 51–58.

28. Gutierrez J.L., Jones C.G., Strayer D.L., Iribarne O. Mollusks as ecosystems engineers: The role of the shell production in aquatic habitats. *Oikos*. 2003. Vol. 101. P. 79–90.

29. Kotta J., Futter M., Kaasik A., Liversage K., Rätsep M., R. Barboza F. et al. Cleaning up seas using blue growth initiatives: Mussel farming for eutrophication control in the Baltic Sea. *Science of the total Environment*. 2020. Vol. 709. 136144.

30. Mandich M. Ranked effects of heavy metals on marine bivalves in laboratory mesocosms: a meta-analysis. *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 131. P. 773–781.

31. Norling P., Lindegarth M., Lindegarth S., Strand A. Effects of live and post-mortem shell structures of invasive Pacific oysters and native blue mussels on macrofauna and fish. *Marine Ecology Progress Series*. 2015. Vol. 518. P. 123–138.

32. Richir J., Gobert S. The effect of size, weight, body compartment, sex and reproductive status on the bioaccumulation of 19 trace elements in rope-grown *Mytilus galloprovincialis*. *Ecological Indicators*. 2014. Vol. 36. P. 33–47.

33. Stadnichenko S.V., Shurova N.M. Estimating productivity of the Black Sea mussels from their density and biomass. *The Black Sea Ecological Problems* : International symposium. Odessa, 2000. P. 297–300.

34. Zaitsev Yu., Mamaev V. Marine biological diversity in the Black Sea. A Study of Change and Decline. New York : United Nations Publications, 1997. Vol. 3. 208 p.

References

- Berlinsky, N.A., & Popov, Yu.I. (2018). Formirovaniye pridonnoy gipoksii i serovodoroda na shel'fe Chernogo morja [Formation of bottom hypoxia and hydrogen sulfide on the Black Sea shelf]. *Visnyk KhNU imeni V.N. Karazina. Seriya: Ekologiya – Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series "Ecology"*, 18, 6–13 [in Russian].
- Vinogradov, K.A. (Eds.). (1967). *Biologiya severo-zapadnoy chasti Chernogo morya* [Biology of the north-western part of the Black Sea]. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].
- Varigin, A.Yu. (2018). Bioticheskie svyazi v soobshhestve obrastaniya Odesskogo zaliva Chernogo morja [Biotic connections in the fouling community of the Odessa Bay of the Black Sea]. *Biosystems Diversity*, 26(1), 24–29 [in Russian].
- Garkavaia, G.P., Bogatova, Iu.I., & Goncharov, A.Iu. (2006). *Gidrohimiicheskie issledovaniya Chernogo moria: biologiya i ekologiya – North-western part of the Black Sea: biology and ecology*, (pp. 59–82). Kiev: Naukova Dumka [in Russian].
- Govorin, I.A., & Shatsillo, E.I. (2009). Formirovaniye fil'tracionnogo potentsiala poseleniy midij i mitiljastera v antropogenno preobrazovannoy pribrezhnoy zone morja [Formation of the filtration potential of mussel's settlements and Mytilaster in the anthropogenically transformed coastal zone of the sea]. *Gidrobiologicheskii zhurnal – Hydrobiological journal*, 45(6), 3–12 [in Russian].
- Govorin, I.A., Shatsillo, E.I., & Nidzvetskaya, L.M. (2015). Nakopychennia heterotrofnikh bakterii midiiamy ta mitiljasteramy u pryberezhnykh akvatoriiaxh pivdenno-zakhidnoi chastyny Chornoho moria [Accumulation of heterotrophic bacteria by mussels and clams in the coastal waters of the south-western part of the Black Sea]. *Biologichni Studii – Studia Biologica*, 9(1), 117–124 [in Ukrainian].
- Dotsenko, S.A., Podpletnaya, N.F., Sekundyak, L.Yu., & Pavlova, O.A. (2012). Zabrudnennia donnykh opadiv Odeskoho raionu pivnichno-zakhidnoi chastyny Chornoho moria naftoproduktamy i vazhkymy metalamy [Congestion of bottom sediments of the Odessky region of the bottom-entrance part of the Black Sea with naphtha products and important metals]. *Ukrainskyi hidrometeorologichnyi zhurnal – Ukrainian hydrometeorological journal*, 10, 230–238 [in Ukrainian].
- Dyatlov, S.E., Podpletnaya, N.F., & Zaporozhets, S.A. (2015). Izmenchivost' soderzhanija nefteproduktov v vode i donnykh otlozhenijah Odesskogo regiona severo-zapadnoy chasti Chernogo morja [Variability of the content of petroleum products in water and bottom sediments of the Odessa region of the north-western part of the Black Sea] *Visnyk ONU. Ser.: Heohrafichni ta heolohichni nauky – Odesa National University Herald. Series Geography & Geology*, 20(1), 159–169 [in Russian].
- Zaika, V.E., Konovalov, S.K., & Sergeeva, N.G. (2011). Lokal'nye i sezonnye javleniya gipoksii na dne sevastopol'skikh buht i ih vliyanie na makrobentos [Local and seasonal hypoxia phenomena at the bottom of Sevastopol bays and their impact on macrobenthos]. *Morskoy ekologicheskii zhurnal – Marine ecological journal*, 3(X), 15–25 [in Russian].
- Zaitcev, Y.P., & Polikarpov, G.G. (2002). *Ekologicheskie protsessy v kriticheskikh zonakh Chernogo moria (sintez rezultatov dvukh napravlenii issledovaniya 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)]. *Morskoy ekologicheskii zhurnal – Marine ecological journal*, 1(1), 33–55 [in Russian].
- Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Synohub, I.O., Polishchuk, L.M., Nesterova, D.A., Bondarenko, O.S. et al. (2017). *Odeskyi rehion Chornoho moria: hidrobiologiya pelahiali i bentali* [Odessa region of the Black Sea: hydrobiology of pelagic and bental]. B.G. Alexandrov (Ed.). Odesa: Astroprint [in Russian].
- 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].
- Scarlato, O.A. (1981). *Dvustvorchatye molljuskii umerennykh shirot zapadnoy chasti Tihogo okeana* [Bivalve molluscs of temperate latitudes of the western part of the Pacific Ocean]. Leningrad: Nauka [in Russian].
- Stadnichenko, S.V. (2010). Kosvennye otenki smertnosti i vyzhivaemosti midii severo-zapadnoi chasti Chernogo moria [Indirect estimates of mortality and survival of mussels in the north-western part of the Black Sea]. *Visnyk Odeskoho natsionalnoho universytetu. Seriya: Byolohiya – Odesa National University Herald. Series: Biology*, 15(7), 82–87 [in Russian].
- Stadnichenko, S.V., Shurova, N.M., & Zolotarev, V.N. (2013). Prostranstvenno-vremennyye izmeneniya populjatsii midij *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 v severo-zapadnoy chasti Chernogo morja [Spatial-temporal changes in the population of mussels *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 in the north-western part of the Black Sea]. Proceedings from VII Mezhdunarodnaya nauchnaya konferentsiya «Bioraznoobrazie i rol' zhivotnykh v jekosistemah» – VII International scientific conference "Biodiversity and the role of animals in ecosystems". (pp. 68–70). Dnipropetrovsk: Advarta [in Russian].
- Stadnichenko, S.V. (2022). Populiatsiina struktura midii *Mytilus galloprovincialis* z donnykh poselen v zonakh transformatsii richkovoi vody pivnichno-zakhidnoi chastyny Chornoho moria [Population structure of the mussel *Mytilus galloprovincialis* from bottom settlements in zones transformation of river water in the north-western part of the Black Sea]. *Mors'kyi*

ekologichnyy zhurnal – Marine ecological journal, 1–2, 99–107 [in Ukrainian].

17. Shurova, N.M. (2013). *Strukturno-funkcional'naya organizatsiya populatsii midii Mytilus galloprovincialis Chornogo moria [Structural and functional organization of the Black Sea mussels Mytilus galloprovincialis]*. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].
18. Shurova, N.M., Varigin, A.Yu., & Stadnichenko, S.V. (2004). Izmneniya populacionnykh harakteristik chernomorskoj midii v uslovijah jevtrofirovaniya i gipoksii morskikh pribrezhnykh vod [Different population characteristics of Black sea mussels under eutrophication and hypoxia in coastal waters]. *Ekologija morja – Ecology of the sea*, 65, 94–99 [in Russian].
19. Shurova, N.M., & Zolotarev, V.N. (2008). Analiz fenotipicheskoy struktury poselenij midij Chernogo morja po okraske naruzhnogo prizmatischekogo sloja ih rakovin [Analysis of the phenotypic structure of settled Black Sea mussels based on the color of the outer prismatic layer of their shells]. *Morskoy ekologicheskij zhurnal – Marine ecological journal*, 7(4), 88–97 [in Russian].
20. Shurova, N.M., & Stadnichenko, S.V. (2001). Produkcionnye svojstva midii *Mytilus galloprovincialis* severo-zapadnogo shel'fa Chernogo morja [Production properties of the mussel *Mytilus galloprovincialis* of the north-western shelf of the Black Sea]. *Ekologija morja – Ecology of the sea*, 56, 91–95 [in Russian].
21. Alexandrov, B., Berlinsky, N., Bogatova, Ju., Bushuev, S., Garkavaya, G., & Zaitsev, Yu. (2001). The Danube role in the Black Sea contamination. Proceedings from: *International symposium on the problems of regional seas “Problems of regional seas 2001”*. (pp. 64–75). Istanbul (Turkey).
22. Alexandrov, B.G., & Zaitsev, Yu.P. (1998). Black Sea biodiversity in eutrophication conditions. *Conservation of the Biological Diversity as a Prerequisite for Sustainable Development in the Black Sea Region*, (pp. 221–234). Dordrecht: Kluwer Academic Publ.
23. Azizi, G., Akodad, M., Baghour, M., Layachi, M., & Moumen, A. (2018). The use of *Mytilus* spp. mussels as bioindicators of heavy metal pollution in the coastal environment. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 9(4), 1170–1181.
24. Bartolomé L., Navarro P., Raposo J.C., Arana G., Zuloaga O., Etxebarria, N. et al. (2010). Occurrence and Distribution of Metals in Mussels from the Cantabrian Coast. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 59, 235–243.
25. Besada, V., Sericano, J.L., & Schultze, F. (2014). An assessment of two decades of trace metals monitoring in wild mussels from the north-west Atlantic and Cantabrian coastal areas of Spain, 1991–2011. *Environment International*, 71, 1–12.
26. 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.
27. Dyatlov, S.Ye. (2015). Heavy metals in Water and Bottom Sediments of Odessa Region of the Black Sea. *Journal of Shipping and Ocean Engineering*, 5, 51–58.
28. Gutierrez, J.L., Jones, C.G., Strayer, D.L., & Iribarne, O. (2003). Mollusks as ecosystems engineers: The role of the shell production in aquatic habitats. *Oikos*, 101, 79–90.
29. Kotta, J., Futter, M., Kaasik, A., Liversage, K., Rätsep, M., Barboza, F. et al. (2020). Cleaning up seas using blue growth initiatives: Mussel farming for eutrophication control in the Baltic Sea. *Science of the total Environment*, 709, 136144.
30. Mandich, M. (2018). Ranked effects of heavy metals on marine bivalves in laboratory mesocosms: a meta-analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 773–781.
31. Norling, P., Lindegarth, M., Lindegarth, S., & Strand, Å. (2015). Effects of live and post-mortem shell structures of invasive Pacific oysters and native blue mussels on macrofauna and fish. *Marine Ecology Progress Series*, 518, 123–138.
32. Richir, J., & Gobert, S. (2014). The effect of size, weight, body compartment, sex and reproductive status on the bioaccumulation of 19 trace elements in rope-grown *Mytilus galloprovincialis*. *Ecological Indicators*, 36, 33–47.
33. Stadnichenko, S.V., & Shurova, N.M. (2000). Estimating productivity of the Black Sea mussels from their density and biomass. Proceedings from *International symposium “The Black Sea Ecological Problems”*. (pp. 297–300). Odessa: SCSEIO.
34. Zaitsev, Yu., & Mamaev, V. (1997). *Marine Biological Diversity in the Black Sea. A Study of Change and Decline*. (Vols. 3). New York: United Nations Publications.

INTERANNUAL CHANGES IN THE POPULATION STRUCTURE OF THE MEDITERRANEAN MUSSEL *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* LAM. IN THE BOTTOM SETTLEMENTS OF THE ODESA REGION, BLACK SEA IN 2005–2020

Stadnichenko S.V., PhD, Senior Researcher

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

The article presents the results of comparative analysis of population characteristics, i.e. biomass and abundance, total annual production, *P/B*-ratio, survival of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 from

the benthic assemblages of the open part and the coasts of the Odesa marine region for the period 2005–2020, depending on depth (6–23 m), sediment type (soft-silt, sand, shells, hard-rocks and rocks), hydrochemical parameters of water environment and bottom sediments.

The number of mussels in settlements varied from 74 to 5220 specimens per m^2 , averaging 1104 ± 131 specimens per m^2 , and varies with depth under the influence of the average length of the individual in settlements. The changes of population are affected by seawater transparency, phosphates and heavy metals (e.g. copper and zinc) content in bottom sediments. The mussel biomass is varied from $57,7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ to $17510,0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ on soft substrates, to $28849,7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ on hard substrates, varying over years. The total annual production varies in wide range, from $31.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ in silt to $11066 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \text{ per year}^{-1}$ in hard substrate, significantly differing by sediment type. The dependence between the annual changes of total annual mussel production on seawater transparency, the content of suspended forms of heavy metals, i.e. copper and nickel in water, nickel in bottom sediments, content of total phosphorus and suspended matter was determined. The regression equation for dependence of total annual mussel production on substrate type was justified. The annual P/B-ratio in mussel settlements in the open part of the Odesa region varied from 0,38 to 1,58, with average of 0,70. The total average weight of the mussel in settlements on different substrate types (silt, sand, shell, stones) varied from 0,277 g to 8,088 g, with an average of $2,822 \pm 0,163$ g.

The parameters of mussel phenotypic structure depend on surface water temperature, salinity and dissolved oxygen content of demersal water layer.

To be able to obtain express predictive estimates of mussel viability level in bottom settlements on different substrate types, dependence between viability and average mussel weight were determined.

Key words: *Mytilus galloprovincialis*, interannual changes, production, viability, sediment type, hydrochemical parameters of the environment

УДК 556.165
DOI 10.47143/1684-1557/2023.1-2.5

МЕТОД ВИДІЛЕННЯ ЕКСТРЕМАЛЬНИХ РІЧНИХ ТА МІСЯЧНИХ ОБСЯГІВ ВИТРАТ РІЧОК НА ПРИКЛАДІ ДУНАЮ І ДНІПРА

Большаков В.М. – к. геогр.н., с.н.с.

Наукова дослідна установа «Український науковий центр екології моря», vbolshakov@ua.fm

Пропонується метод для вирішення гідрологічного завдання, що часто виникає під час аналізу результатів гідробіологічних досліджень у морі, а саме оцінки впливу на гідробіологічні процеси річкового стоку. Зазвичай для його вирішення досить розділити обсяги річкового стоку в часових масштабах рік, місяць на три градації: нормальні, аномально високі та аномально низькі. Метод передбачає, що необхідна при цьому інформація міститься у низці регулярних спостережень за витратами. Тому він, крім граничної простоти, має граничну об'єктивність, тобто відсутність впливу дослідника на визначення меж між градаціями.

Метод використаний для виділення у сорокарічних рядах щомісячних обсягів стоку Дунаю та Дніпра багатоводних та маловодних років, а також місяців повені та межені. Встановлено, що на обох річках близько 75 % років за обсягами стоку належать до нормальних, а решта приблизно порівну діляться між багатоводними та маловодними.

Запропоновано поняття місяців кліматичної повені та кліматичної межені. Місяці кліматичної повені на Дунаї та Дніпрі виявилися по два і вони однакові, а місяці кліматичної межені на цих річках виявилися різними не лише за назвою, а й за кількістю.

Порівняння у кожному конкретному році місячних витрат річок із встановленим таким чином кліматичним стандартом робить очевидними випадки раннього настання або запізнення фаз річного ходу. Виявляються також повноводні місяці поза весняною повинню, викликані великою кількістю дощових паводків.

За допомогою численного експерименту і з використанням того ж методу з'ясовано можливу причину відсутності на Дніпрі в окремі роки межені, тобто дуже низьких, нижчих від межі межені, витрат. Відмінності у річному перебігу місячних витрат річок Дунай та Дніпро швидше за все пов'язані з дуже великою різницею у ступені зарегульованості їх стоку.

Ключові слова: Дунай, Дніпро, витрати, водопілля, паводок, межень, ступінь зарегульованості стоку.

Вступ

Життєдіяльність усієї величезної різноманітності водних біологічних об'єктів залежить від стану навколишнього середовища, який характеризується порівняно невеликою кількістю абіотичних, тобто гідрометеорологічних та гідрохімічних факторів. Природне довкілля біологічних об'єктів більшу частину часу перебуває у стійкому стані, тобто у стані, коли абіотичні фактори плавно змінюються у кліматично зумовлених вузьких діапазонах. Такий стан середовища сприймається дослідниками як нормальний.

Однак найцікавіше для дослідників починається, коли значення деяких абіотичних факторів з природних або антропогенних причин виходять за межі нормальних діапазонів, а отже, набувають статусу аномальних. У питанні визначення меж між нормальними та аномальними значеннями інтереси гідробіологів, гідрометеорологів та гідрохіміків тісно співпадають.

Зв'язок зі Світовим океаном і одночасно значна відособленість від нього роблять Чорне море унікальною у самому прямому значенні цього слова водоймою на Землі. Але навіть на такому яскравому загальному тлі помітно виділяється його північно-за-

хідна частина (ПЗЧМ). Головним джерелом її різноманітності, багатства та проблем є річковий стік.

Річковий стік – це один з головних абіотичних факторів, який цікавить гідробіологів. Зазвичай його величина та аномалії безпосередньо використовуються для пояснення змін у життєдіяльності угруповань водних організмів.

Основною метою цієї статті є пропозиція та демонстрація працездатності простого методу визначення меж між нормальними та аномально великими, нормальними та аномально малими річними обсягами стоків Дунаю та Дніпра.

Друга мета – надати порівняльну характеристику річного перебігу місячних обсягів стоку. Необхідні для цього повторюваності за календарними місяцями отримані за допомогою запропонованого методу шляхом поділу кожної із сорока річних серій місячних обсягів стоку на багатоводну та маловодну частини.

Третя, хоч і побічна, але важлива мета – це створення посилання на метод поділу обсягів річкового стоку на три градації, який неодноразово використовувався (Minicheva, Bolshakov, and Zotov 2010; Minicheva et al. 2010; Мінічева та ін. 2018) та ймовірно використовуватиметься колегами-гідробіологами.

У західній науковій літературі для вивчення гідрологічного режиму річок і озер з кінця минулого століття широко використовується метод Індикаторів Гідрологічних Змін (ІНА) (Richter et al. 1996). Набирає він популярність і в Україні, однак, судячи з деяких статей (Горбачова та ін. 2021; Гуляєва, Усов 2022), цей метод використовує як вхідні дані щодобові витрати річок, яких автор не має.

У науковій літературі (Вишневський, Косовець 2003; Гидрология ... 2004; Гопченко, Романчук 2005; Давыдов, Дмитриева, Конкина 1973; Евстигнеев 1990; Клименко 2012; Михайлов, Добровольский 1991; Методические ... 2009; Рождественский, Лобанова 1984), яка прямо стосується згаданого питання, представлені визначення таких понять, як водопілля, повінь, паводок, межень, а ось рекомендації щодо визначення їх меж відсутні.

У «Гидрология ...» (2004) для різних років, залежно від обсягу стоку Дунаю, широко використовуються терміни «роки середньої водності», «багатоводні та маловодні роки», але теж не надаються критерії для визначення меж між ними.

У роботі В.М. Євстигнєєва (1990) пропонується ряд років, упорядкованих за величиною водного стоку, ділити на три рівні частини по межах забезпеченості 33 і 66 %. Це у загальному випадку, а за наявності довгих рядів спостережень, дає можливість виділяти додаткові градації: дуже маловодну, із забезпеченістю 90 % і дуже багатоводну, із забезпеченістю 16 %.

У кожній іншій роботі пропонуються свої критерії поділу рядів за обсягами стоку. Найскладнішою із розглянутих систем градацій є така (Рождественский, Лобанова 1984):

- багатоводна (ймовірність перевищення обсягу стоку 25 %);
- середня (ймовірність перевищення 50 %);
- маловодна (ймовірність перевищення 75 %);
- дуже маловодна (ймовірність перевищення 95 %);
- дуже багатоводна (ймовірність перевищення 5 %).

Наведені приклади чітко демонструють, що підходи визначення меж між градаціями стоку мають значну методологічну різницю і часто потерпають від суб'єктивного підходу дослідників, що звісно є значним недоліком.

У цій роботі пропонується простий спосіб об'єктивного поділу гідрометеорологічних рядів на три градації. Надалі за його допомогою проводиться детальне порівняння загальних та особливих у мінливості міжрічних та міжмісячних витрат двох головних річок басейну Чорного моря – Дунаю та Дніпра.

Матеріал та методи досліджень

Можливо, велика деталізація величини витрат води у річці не зайва і навіть необхідна, наприклад, у разі проєктування гідроспоруд. Але, як показує досвід, річкові витрати, як фактор впливу на біологічні процеси, досить поділяти на три градації: нормальні, аномально великі та аномально малі. У такій постановці завдання на перший план вимог до методу виходить об'єктивність такого поділу, яка виявляється в тому, що різні дослідники на тому самому матеріалі отримують один і той же результат.

У цій роботі для подолання зазначеного недоліку пропонується найпростіший метод, який передбачає, що межі між градаціями закладені у структурі самого досліджуваного ряду і визначаються через його два перші статистичні моменти – математичне очікування і дисперсію, а простіше – через його середнє значення і стандартне відхилення. Ті члени ряду, які відрізняються за величиною від середнього значення в той і в інший бік на стандартне відхилення і менше, вважаються нормальними. Тоді ті значення, які виходять за верхню межу інтервалу нормальних значень, природно вважаються аномально високими, а за нижню межу – аномально низькими.

Ця ідея вперше була апробована в рамках оцінки річних витрат Дунаю і показала свою працездатність, розділивши 32-річний ряд спостережень на 5 багатоводних років, 22 роки нормальних та 5 років маловодних. Надалі цей підхід був успішно застосований для виділення багатоводних та маловодних фаз річного ходу на річних серіях місячних витрат.

Результати та обговорення

Головний параметр, від якого залежить вплив річки на гідрологічні умови, біологію та екологічний стан басейну, що її приймає, це, звичайно, обсяг її стоку. Нижче на рисунку представлені обсяги річних витрат Дунаю та Дніпра за 40 років. Порівняння лінійних трендів показує, що упродовж цих років витрати обох річок мали тенденцію до зменшення, але з дуже різною швидкістю. Розрахунок за рівнянням лінійного тренду для Дунаю дає зменшення річкового стоку за 40 років на 2 км³, що становить близько 1 % від середнього за цей час річного стоку 201,7 км³. Такі ж розрахунки для Дніпра дають зменшення річних витрат за 40 років на 8,6 км³, що, при меншому в 5 разів обсягу стоку річки, 39,4 км³, означає скорочення витрат на 22 %.

Порівняння окремих ділянок графіків дозволяє припустити деяку узгодженість у зміні стоків двох річок. Це підтверджує і коефіцієнт кореляції між двома рядами, що дорівнює 0,46, і який з ймовірністю понад 99 % відкидає гіпотезу про їхню незалежність.

Цікаво, що коефіцієнт кореляції між рядами за ті ж 40 років, але місячних стоків, відрізняється від

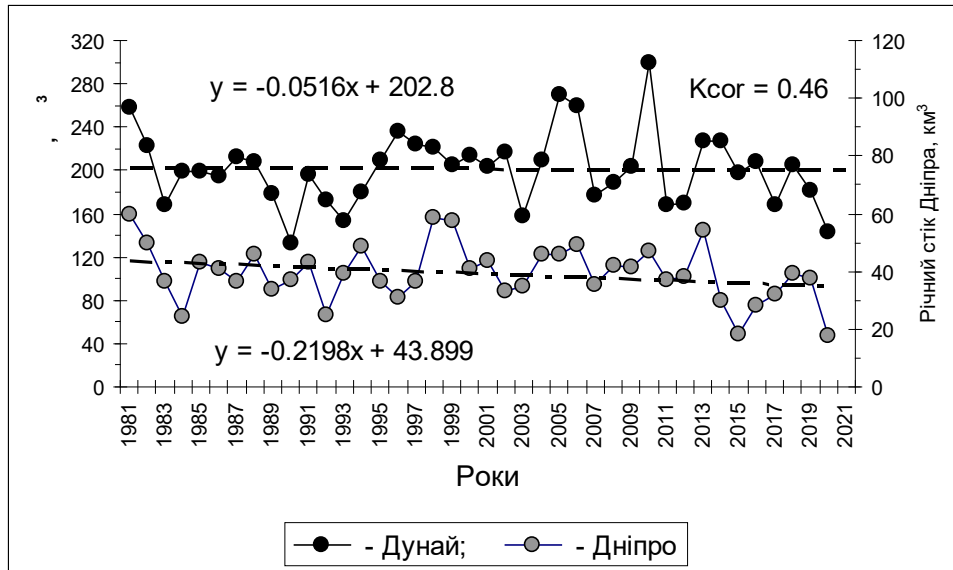


Рис. 1. Річні обсяги стоків річок Дунай та Дніпро за 1981–2020 роки

наведеного лише у четвертому десятковому знаку. А оскільки довжина рядів місячних витрат у 12 разів більша, ніж річних, то коефіцієнт кореляції між ними тим більше не нульовий з ймовірністю понад 99,99 %.

На рисунку 1 видно, що у ті 40 років, які розглядаються, екстремально високі річні обсяги стоку перевищують екстремально низькі на Дунаї більш ніж удвічі, а Дніпрі – втричі. Такі великі відмінності в обсягах стоку не можуть не відобразитися на гідрофізичних характеристиках та екологічних умовах узмор'я, особливо у північно-західній частині моря. А це обов'язково вимагатиме поділити роки за величиною стоку щонайменше на три класи: нормальні, багатоводні та маловодні.

Результати визначення описаним вище способом меж у ряді років із сильно мінливими обсягами річного стоку річок представлені у таблиці 1. У її лівій частині річні обсяги стоку обох річок представлені в хронологічному порядку, а в правій частині таблиці вони для кожної річки впорядковані за спаданням.

У таблиці темно-сірою заливкою з білими цифрами виділено інформацію, що відноситься до багатоводних років, світло-сірою – до маловодних. З неї випливає, що з 1981 по 2020 рік на Дунаї було 5 багатоводних та 4 маловодних роки, а на Дніпрі – тих та інших було на одиницю більше. Спільним для обох річок серед багатоводних років виявився лише один – 1981 рік, а серед маловодних – також тільки один – 2020 рік.

В узагальненому вигляді можна сказати, що три чверті років мали нормальні витрати, а чверть приблизно порівну розділилася між екстремально великими і екстремально малими.

Так само як і в розглянутих рядах річних обсягів стоку, місячні обсяги стоку у річному ході можуть бути високими (водопілля, паводок), низькими (межень), а також мати деякі проміжні нормальні значення, тобто вони також вимагають об'єктивного поділу на три градації.

Для перевірки можливості застосування того ж методу поділу на три градації коротких рядів, усього по 12 значень, він був використаний для середньомісячних витрат спочатку для всього вибраного 40-річного ряду, а потім для двох його 30-річних (1981–2010 та 1991–2020 рр.) частин, за якими, за стандартними гідрометеорологічними правилами, обчислюються кліматичні норми. У всіх трьох випадках результати виділення місяців водопілля та межні були однаковими і це є підстава називати ці місяці місяцями кліматичного водопілля і кліматичної межні, або кліматичними місяцями водопілля і межні (табл. 2).

У повних рядках таблиці представлені середньомісячні за 40 років значення обсягів стоку Дунаю та Дніпра. За ними розраховані середньорічні значення та середні квадратичні відхилення (СКВ) і вони представлені у двох перших осередках коротких строк таблиці. За ними у третій осередках таблиці розташовані суми двох перших, а в четвертих осередках – їх різниці і це, по суті, є межі між середніми та екстремально великими обсягами витрат під час водопілля або паводків, а також між середніми та екстремально малими обсягами витрат під час межні.

На цій підставі квітень та травень на обох річках можна і слід вважати місяцями кліматичного весняного водопілля. Що стосується місяців

Таблиця 1

Результати виділення багатоводних і маловодних років за річними обсягами стоку (км³) річок Дунай та Дніпро

Дунай			Дніпро			Дунай			Дніпро		
Ранг	Рік	Обсяги стоку, км ³	Рік	Ранг	Ранг	Рік	Обсяги стоку, км ³	Рік	Ранг		
1	1981	258,7	59,80	1981	1	1	2010	299,4	59,80	1981	1
2	1982	222,8	49,76	1982	2	2	2005	269,4	58,41	1998	2
3	1983	168,8	36,73	1983	3	3	2006	260,1	57,27	1999	3
4	1984	199,3	24,53	1984	4	4	1981	258,7	54,44	2013	4
5	1985	199,6	43,05	1985	5	5	1996	236,5	49,76	1982	5
6	1986	194,0	40,94	1986	6	6	2014	227,3	49,29	2006	6
7	1987	212,7	36,43	1987	7	7	2013	227,0	48,63	1994	7
8	1988	207,2	45,80	1988	8	8	1997	224,5	47,12	2010	8
9	1989	178,4	33,95	1989	9	9	1982	222,8	46,03	2005	9
10	1990	132,5	36,94	1990	10	10	1998	221,3	45,94	2004	10
11	1991	196,0	43,14	1991	11	11	2002	216,9	45,80	1988	11
12	1992	172,2	24,88	1992	12	12	2000	214,1	43,53	2001	12
13	1993	153,7	39,09	1993	13	13	1987	212,7	43,14	1991	13
14	1994	180,5	48,63	1994	14	14	2004	209,7	43,05	1985	14
15	1995	209,6	36,30	1995	15	15	1995	209,6	42,11	2008	15
16	1996	236,5	31,23	1996	16	16	2016	208,6	41,52	2009	16
17	1997	224,5	36,52	1997	17	17	1988	207,2	40,94	1986	17
18	1998	221,3	58,41	1998	18	18	2018	205,7	40,81	2000	18
19	1999	205,1	57,27	1999	19	19	1999	205,1	39,22	2018	19
20	2000	214,1	40,81	2000	20	20	2009	204,0	39,09	1993	20
21	2001	203,3	43,53	2001	21	21	2001	203,3	38,30	2012	21
22	2002	216,9	33,20	2002	22	22	1985	199,6	37,50	2019	22
23	2003	158,1	34,62	2003	23	23	1984	199,3	36,94	1990	23
24	2004	209,7	45,94	2004	24	24	2015	197,8	36,89	2011	24
25	2005	269,4	46,03	2005	25	25	1991	196,0	36,73	1983	25
26	2006	260,1	49,29	2006	26	26	1986	194,0	36,52	1997	26
27	2007	176,5	35,27	2007	27	27	2008	188,5	36,43	1987	27
28	2008	188,5	42,11	2008	28	28	2019	181,5	36,30	1995	28
29	2009	204,0	41,52	2009	29	29	1994	180,5	35,27	2007	29
30	2010	299,4	47,12	2010	30	30	1989	178,4	34,62	2003	30
31	2011	168,3	36,89	2011	31	31	2007	176,5	33,95	1989	31
32	2012	169,7	38,30	2012	32	32	1992	172,2	33,20	2002	32
33	2013	227,0	54,44	2013	33	33	2012	169,7	32,19	2017	33
34	2014	227,3	30,02	2014	34	34	1983	168,8	31,23	1996	34
35	2015	197,8	18,18	2015	35	35	2011	168,3	30,02	2014	35
36	2016	208,6	28,27	2016	36	36	2017	167,8	28,27	2016	36
37	2017	167,8	32,19	2017	37	37	2003	158,1	24,88	1992	37
38	2018	205,7	39,22	2018	38	38	1993	153,7	24,53	1984	38
39	2019	181,5	37,50	2019	39	39	2020	142,4	18,18	2015	39
40	2020	142,4	17,83	2020	40	40	1990	132,5	17,83	2020	40

	Дунай	Дніпро
Середньорічні обсяги стоку:	201,7	39,4
Стандартне відхилення:	34,1	9,7
Середнє + стандартне відхил.:		49,1
Середнє – стандартне відхил.:	167,6	29,7

кліматичної межені, то вони на кожній річці свої: на Дунаї це вересень та жовтень, а на Дніпрі – липень, серпень та вересень.

Для порівняння з цими кліматичними еталонами фактичної внутрішньорічної мінливості витрат води для кожної з річок тим же представленим

тут способом за 12 місячними обсягами кожного з 40 років були визначені багатоводні місяці, тобто з обсягами стоку вище за верхню межу, та маловодні місяці, тобто з обсягами стоку нижче за нижню межу. Повторюваності за календарними місяцями за всі 40 років місяців з високими (рівня водопілля)

Таблиця 2

**Виділення за середньомісячними з 1981 по 2020 рік обсягами стоку (км³)
Дунаю та Дніпра кліматичних місяців водопілля та межні**

Дунай	Місяці											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Середні за 1981–2020 рр.	16,96	15,68	20,39	23,76	22,89	19,74	16,41	13,26	11,59	12,52	13,07	15,48
									Сер. міс.	СКВ	Сума +СКВ	Сума -СКВ
									16,81	4,07	20,88	12,74
Дніпро	Місяці											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Середні за 1981–2020 рр.	3,49	3,59	4,09	4,18	4,67	3,22	2,33	1,91	1,93	2,74	3,55	3,70
									Сер. міс.	СКВ	Сума +СКВ	Сума -СКВ
									3,28	0,89	4,17	2,39

Примітка: темно-сірим кольором та білими цифрами виділені багатководні місяці кліматичного водопілля та нижня межа їх стоку, світло-сірим – маловодні місяці кліматичної межні та верхня межа їх стоку.

Таблиця 3

Кількість випадків високих (водопілля, паводок) та низьких (межень) місячних обсягів стоку (км³) річок Дунай та Дніпро за 1981–2020 рр.

Дунай												
Місяці:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Багатководні	5	2	10	24	23	10	2	2	0	0	3	3
Маловодні	3	5	0	0	0	0	3	13	21	15	14	4
Дніпро												
Місяці:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Багатководні	8	8	13	17	19	1	0	0	0	1	7	9
Маловодні	2	2	2	5	1	4	12	23	23	4	0	0

Примітка: повторюваності великих і малих обсягів стоку, які помітно перевищують середній рівень, виділені сірою заливкою, причому в місяці кліматичного водопілля та кліматичної межні темнішою.

та місяців з низькими (рівня межні) обсягами стоку наведено у таблиці 3.

Сумарна кількість представлених у таблиці 3 багатководних і маловодних місяців надзвичайно близька: 162 – для Дунаю і 161 – для Дніпра, що становить 33,8 % і 33,6 % від максимально можливої кількості 480 місяців. Тобто дві третини місяців мали нормальні, а третина аномальні, високі чи низькі обсяги стоку. Багатководні місяці на Дунаї становили 84 випадки (17,5 %), а на Дніпрі 83 випадки (17,3 %). Аналогічні значення для маловодних місяців обох річок взагалі виявилися однаковими, по 78 випадків (по 16,3 %).

Найвищі повторюваності багатководних і маловодних місяців, як і слід очікувати, припадають на виділені вище місяці кліматичного водопілля і кліматичної межні. Однак до них логічно додати ще кілька місяців з високими двозначними величинами повторюваностей (табл. 3). Серед них на Дунаї це по одному місяцю, який передус кліматичному водопіллю і кліматичній межні, і по одному місяцю, які слідує за ними. Перші слід розглядати як ранні водопілля та межень, а другі як затяжні або із запізненням. На Дніпрі порівняти

з кліматичними можна лише повторюваність раннього водопілля у березні.

На Дунаї з цими уточненнями за 40 років з 84 багатководних місяців на чотири календарні місяці водопілля або весняної повені, з березня по червень, припало 67 (близько 80 %) випадків, тобто у середньому близько 17 на місяць. Для порівняння, на кожний з інших 8 календарних місяців також у середньому припадало трохи більше 2 випадків.

Щодо маловодних місяців на Дунаї, то із 78 випадків на чотири календарні місяці потенційної межні, із серпня по листопад, припало 63 випадки (близько 81 %). Таким чином, у середньому на кожен календарний місяць меженого періоду припадало близько 16, а поза ним теж по 2 випадки.

Найвищі повторюваності багатководних місяців на Дніпрі (табл. 3) припадають на виділені вище місяці кліматичного водопілля – квітень, травень та доданий до них березень як місяць ранньої весняної повені. Із загальної кількості 83 багатководних місяців на ці три місяці припало 49 випадків (59 %).

Що стосується маловодних місяців на Дніпрі, то із загальної кількості 78 випадків на три місяці

кліматичної межені – липень, серпень, вересень – припало 58 (74 %).

Таким чином, статистика показує, що повторюваності багатоводних та маловодних місяців (80 та 81 % на Дунаї і 59 та 58 % на Дніпрі) на кожній річці дуже близькі між собою та сильно, майже на 40 %, різняться між річками. Швидше за все причиною такої асиметрії є сильніше зарегулювання стоку Дніпра, яке, «зрізуючи» максимуми та підживлюючи мінімуми, робить річний хід місячних обсягів стоку річки більш рівномірним.

На прикладі Дунаю можна відзначити дві закономірності (табл. 3). Перша: за 40 років у чотири календарні місяці потенційного весняного водопілля не було жодного маловодного місяця з обсягом стоку, характерному за величиною для межені. Друга: у місяцях кліматичної межені, вересні та жовтні, навпаки, не було жодного випадку, щоб дощові паводки створили місячну аномалію обсягу стоку рівня водопілля. Кожна з цих закономірностей виглядає природною, а тому стік на Дунаї є відносно слабо зарегульований.

На Дніпрі має місце тільки друга закономірність для трьох межених місяців – липня, серпня, вересня. У всіх інших календарних місяцях багатводні та маловодні місяці «уживаються» один з одним без особливих закономірностей, крім хіба що відсутності маловодних місяців пізньої осені, у листопаді та грудні.

Відмінності, зазначені у кількох попередніх абзацах, наводять на думку про різний ступінь зарегулюваності стоку двох річок, хоча після завершення у 1975 р. будівництва Канівської ГЕС на Дніпрі та греблі Джердап 2 на Дунаї у 1984 р. стік обох річок вважається фактично зарегульованим (Гидрологія ... 2004).

Порівняємо, однак, річні витрати річок з обсягами водосховищ на кожній з них. На Дніпрі шість

водосховищ загальним обсягом 43,8 км³ містять у собі 110 % середньорічного за 1981–2020 рр. стоку річки, що дорівнює 39,4 км³.

На Дунаї та на його притоках є близько 70 водоймищ (Гидрологія ... 2004), проте обсяги лише двох із них перевищують кубічний кілометр. Це Джердап 1 та Джердап 2 (відповідно 5 та 2 км³). Сумарний обсяг решти водосховищ, найбільше з яких Габчиково (190 млн м³), додає лише близько 1 км³. Сумарні 8 км³ становлять менше 5 % від середнього за ті ж роки обсягу стоку 201,7 км³. Ці 110 % та 5 % дають ясне уявлення про можливість штучного регулювання стоку на Дніпрі та на Дунаї.

З регулюванням стоку, можливо, пов'язана ще одна відмінність у річному ході місячних обсягів стоку Дунаю та Дніпра. Якщо багатоводний місяць хоча б один був на обох річках і в кожному з 40 років, то маловодний, тобто з обсягом стоку нижче визначеної описаним методом межі межені, був відсутній на Дунаї лише одного разу, а на Дніпрі п'ять разів. На Дунаї це сталося у маловодному 1993 році, а на Дніпрі – у 1983, 1984, 1992, 2015 та у 2019 роках, з яких крайні у цьому списку роки були нормальні, а три середні теж маловодні.

Можна припустити, що такий перекис у бік Дніпра – це наслідок штучного вирівнювання витрат води, яке потрібно гідроелектростанціям і яке забезпечується шістьма греблями та шістьма водосховищами. Цю гіпотезу підтримує експеримент, представлений у таблиці 4.

Як і в таблиці 2, у повних рядках надані значення місячних витрат, а в укорочених рядках обчислені за ними параметри в такому порядку: річна сума місячних обсягів стоку, їхнє середнє значення, потім в осередку без заливки їхнє стандартне відхилення, потім нижня межа багатоводних та верхня межа маловодних місяців.

Таблиця 4

Місячні обсяги стоку та їх річна сума на р. Дніпро (Нова Каховка) у 2000 році (вплив на межень скидання води з водосховища (числовий експеримент))

Вхідні дані за 2000 рік												
Місяць												Річна сума
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
3,96	2,64	4,31	3,42	4,74	4,38	1,78	2,22	2,12	3,11	3,53	4,61	40,81
							40,81	3,40	1,03	4,43	2,37	
Попуск з водосховища, куб. км:						1	1	1				
3,96	2,64	4,31	3,42	4,74	4,38	2,78	3,22	3,12	3,11	3,53	4,61	43,81
							43,81	3,65	0,73	4,38	2,93	
Попуск з водосховища куб. км:						2	1	1				
3,96	2,64	4,31	3,42	4,74	4,38	3,78	3,22	3,12	3,11	3,53	4,61	44,81
							44,81	3,73	0,67	4,41	3,06	

Примітка: темно-сірим кольором виділені багатводні місяці водопілля та нижня межа їх стоку, а світло-сірим – маловодні місяці межені та верхня межа їх стоку.

Наведений у таблиці 4 2000 р. відібраний з 40 років як рік з майже ідеальним кліматичним річним ходом місячних обсягів стоку. Його річний стік лише на 2 % більше середнього за 40 років, а межень посідає суворо визначені для неї місяці – липень, серпень і вересень. Єдине відхилення від кліматичного річного ходу полягає в тому, що стік у квітні, хоча, як і належить, великий, але, на відміну від травневого обсягу стоку, трохи не дотягує до рівня водопілля.

У першій парі рядків таблиці 4 надані місячні витрати, які фактично спостерігалися, та розраховані за ними параметри.

У другій парі рядків відображені зміни всіх параметрів, які відбулися б, якби в кожному з трьох місяців межені були б додаткові попуски води з водосховища по 1 км^3 . Природно, що внаслідок цього річний стік збільшився на 3 км^3 , а середньомісячний на $1/12$ частину цієї величини, тобто на $0,25 \text{ км}^3$. Стандартне відхилення природно зменшилося, оскільки три найменших члени ряду були штучно збільшені. У підсумку місячні витрати за серпень і вересень перевищили навіть новий межений рівень, який зріс з $2,37$ до $2,93 \text{ км}^3 \cdot \text{міс.}^{-1}$ і стік нижче за нього зберігся лише в липні.

У третій парі рядків таблиці 4 відображені зміни всіх параметрів, які відбулися, якби у серпні та вересні додаткові попуски залишилися на колишньому рівні 1 км^3 , а в липні додатковий попуск води був би збільшений з 1 до 2 км^3 . Внаслідок цього місячні витрати нижче межі меженого рівня, яка ще піднялася до $3,06 \text{ км}^3 \cdot \text{міс.}^{-1}$, з річного ходу зникли.

Таким чином, описаний числовий експеримент показує, що штучне на користь енергетики вирівнювання стоку може помітно впливати на мінливість річного ходу витрат та стати причиною відсутності витрат меженого рівня.

Висновки

1. Запропоновано метод, що дозволяє за двома першими статистичними моментами ряду спостережень річних витрат річки об'єктивно виділяти роки

з нормальними, екстремально великими та екстремально малими обсягами стоку.

2. Застосування цього методу до 40-річних (1981–2020 рр.) рядів спостережень річних обсягів стоку Дунаю та Дніпра показало, що на кожній з річок за цим параметром близько 75 % років слід вважати нормальними, а решта, приблизно порівну, діляться між багатоводними та маловодними.

3. Застосування того ж методу до серії з 12 значень місячних витрат річок, усереднених за 40 років, дозволило виділити місяці кліматичного водопілля та місяці кліматичної межені. Місяці кліматичного водопілля на обох річках однакові, і це квітень та травень, а місяці кліматичної межені різні: на Дунаї їх два – вересень та жовтень, а на Дніпрі три – липень, серпень та вересень.

4. З'ясувалося, що на Дунаї у березні та червні повторюваності високих, а у серпні та листопаді повторюваності низьких витрат значно перевищують середній річний рівень. На цій основі за рахунок зазначених місяців можна розширити часові межі понять весняної повені та осінньої межені з двох до чотирьох місяців. На Дніпрі подібне розширення можна зробити лише для весняної повені і лише за рахунок одного місяця – березня.

5. На Дніпрі виявлено 5 років проти одного на Дунаї, в які не було виявлено жодної місячної витрати води, досить низької, щоб її можна було віднести до межені. Проведений числовий експеримент показав, що така асиметрія може бути наслідком додаткових попусків води з водосховища.

6. Цю та деякі інші відмінності у статистиці розподілу багатоводних та маловодних місяців на Дунаї та Дніпрі можна пояснити різною можливістю антропогенного управління їх витратами. Цю можливість можна охарактеризувати чисельно відношенням суми обсягів рукотворних водосховищ до середньорічної витрати річки. Для Дунаю ця величина дорівнює 5 %, для Дніпра – 110 %.

Список використаних джерел

1. Вишневецький В.І., Косовець О.О. Гідрологічні характеристики річок України. Київ : Наука-Центр, 2003. 324 с.
2. Гідрологія дельти Дуная / под ред. В.Н. Михайлова. М. : ГЕОС, 2004. 448 с.
3. Гопченко Е.Д., Романчук М.Е. Нормирование характеристик максимального стока весеннего половодья на реках Причерноморской низменности. Киев : КНТ, 2005. 149 с.
4. Горбачова Л.О., Приходькіна В.С., Христюк Б.Ф., Заболотня Т.О., Розлач В.О. Статистичний аналіз максимального стоку води річки Південний Буг за методом «Indicators of Hydrologic Alteration». *Український гідрометеорологічний журнал*. 2021. 27. С. 42–54.

5. Гуляєва О.О., Усов О.Є. Оцінка зміненого гідрологічного режиму Дністра як основа для визначення параметрів екологічного стоку. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2022. № 4(66). С. 47–58.
6. Давыдов Л.К., Дмитриева А.А., Конкина Н.Г. Общая гидрология. Л. : Гидрометеиздат, 1973. 462 с.
7. Евстигнеев В.М. Речной сток и гидрологические расчеты. М. : Изд-во Московского университета, 1990. 304 с.
8. Клименко В.Г. Загальна гідрологія : навчальний посібник для студентів. Харків : ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2012. 254 с.
9. Методические рекомендации по определению расчетных гидрологических характеристик при отсут-

ствии данных гидрометрических наблюдений. С.-П. : Нестор-История, 2009. 193 с.

10. Миничева Г.Г., Большаков В.Н., Калашник Е.С., Зотов А.Б., Маринец А.В. Оценка реакций альгосообществ черноморских экосистем на воздействие климатических факторов. *Альгология*. 2018. 28 (2). С. 121–135.

11. Михайлов В.Н., Добровольский А.Д. Общая гидрология. М. : Высшая школа, 1991. 368 с.

12. Рождественский А.В., Лобанова А.Г. Пособие по определению расчетных гидрологических характеристик. Л. : Гидрометиздат, 1984. 447 с.

13. Minicheva G.G., Bolshakov V.N., Zotov A.B. The response of autotrophic communities of the north-

western Black Sea to the variability of climatic factors. *Journal of Environmental Protection and Ecology*. 2010. 11. С. 1046–1054.

14. Minicheva G.G., Bolshakov V.N., Zotov A.B., Marinets A.V., Rusnak E.M., Khomova E.S. The resistance of autotrophic communities in the northwestern Black Sea to the climatic change. *International conference "Global and regional climate changes"* : abstracts, Kyiv, 16–19 November 2010. Kyiv, 2010. P. 81–82.

15. Richter B.D., Baumgartner J.V., Powell J., Braun D.P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*. 1996. 10(4). С. 1163–1174.

References

1. Vyshnevs'kyu, V.I., & Kosovets', O.O. (2003). *Hidrolohichni kharakterystyky richok Ukrainy [Hydrological characteristics of rivers of Ukraine]*. Kyiv: Nauka-Center [in Ukrainian].

2. Mikhailov, V.N. (Eds.). (2004). *Hidrolohiya del'ny Dunayu [Hydrology of the Danube Delta]*. M.: GEOS [in Russian].

3. Hopenchenko, O.D., & Romanchuk, M.E. (2005). *Normirovaniye kharakteristik maksimal'nogo stoka vesennego polovod'ya na rekakh Prichernomorskoj nizmennosti [Rationing of the characteristics of the maximum runoff of the spring flood on the rivers of the Black Sea Lowland]*. Kyiv: KNT [in Russian].

4. Gorbachova, L.O., Prykhodkina, V.S., Khrystiuk, B.F., Zabolotnia, T.O., & Rozlach, V.O. (2021). Statystychnyy analiz maksimal'nogo stoku vody richky Pivdennyi Buh za metodom "Indicators of Hydrologic Alteration" [Statistical analysis of maximum run off of the Southern Buh river using the method of indicators of hydrologic alteration]. *Ukrainian hydrometeorological journal – Ukrainian hydrometeorological journal*, 27, 42–54 [in Ukrainian].

5. Huliaieva, O.O., & Usov, O.Ye. Otsinka zminenoho hidrolohichnoho rezhymu Dnistra yak osnova dlya vyznachennya parametriv ekolohichnoho stoku – Analysis of altered hydrological regime of the Dniester river as basic for ecological flows assessment. *Hidrolohiya, hidrokhiimiya i hidroekolohiya – Hydrology, Hydrochemistry and Hydroecology*, 4(66), 47–58 [in Ukrainian].

6. Davydov, L.K., Dmytriyeva, A.A., & Konkina, N.H. (1973). *Obshchaya gidrologiya [General Hydrology]*. L.: Hydrometeoizdat [in Russian].

7. Yevstyhnyeyev, V.M. (1990). *Rechnoy stok i gidrologicheskiye raschety [River flow and hydrological calculations]*. M.: Moscow State University Press [in Russian].

8. Klymenko, V.H. (2012). *Zahal'na hidrololohiya: navchal'nyy posibnyk [General hydrology: Study guide]*. Kharkiv: KHNU imeni V.N. Karazina [in Ukrainian].

9. *Metodicheskiye rekomendatsii po opredeleniyu raschetnykh gidrologicheskikh kharakteristik pri otsutstvii dannykh gidrometricheskikh nablyudeniy [Methodological recommendations for determining calculated hydrological characteristics in the absence of hydrometric observation data]*. (2009). S.-P.: Nestor-Istoriya [in Russian].

10. Minicheva, G.G., Bol'shakov, V.N., Kalashnik, Ye.S., Zotov, A.B., & Marinets, A.V. (2018). Otsenka reaktsiy al'gosoobshchestv chernomorskikh ekosistem na vozdeystviye klimaticheskikh faktorov [Assessment of the reactions of algal communities to influence of climatic factors in the Black Sea ecosystem]. *Al'gologiya – Algologia*, 28 (2), 121–135 [in Russian].

11. Mykhaylov, V.M., & Dobrovols'kyu, A.D. (1991). *Obshchaya gidrologiya [General Hydrology]*. M.: Vysshaya Shkola [in Russian].

12. Rozhdestvenskiy, A.V., & Lobanova, A.G. (1984). *Posobiye po opredeleniyu raschetnykh gidrologicheskikh kharakteristik [River flow and hydrological calculations]*. L.: Gidrometizdat [in Russian].

13. Minicheva, G.G., Bolshakov, V.N., & Zotov, A.B. (2010). The response of autotrophic communities of the north-western Black Sea to the variability of climatic factors. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 11, 1046–1054.

14. Minicheva, G.G., Bolshakov, V.N., Zotov, A.B., Marinets, A.V., Rusnak, E.M., & Khomova, E.S. (2010). The resistance of autotrophic communities in the north-western Black Sea to the climatic change. Proceedings from: International conference "Global and regional climate changes". Pp. 81–82. Kyiv.

15. Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J. & Braun, D.P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4), 1163–1174.

METHOD FOR IDENTIFICATION OF EXTREME ANNUAL AND MONTHLY VOLUME OF RIVERS FLOW USING THE EXAMPLE OF THE DANUBE AND DNIEPER RIVER

Bolshakov V.M., PhD, Senior Researcher

Ukrainian scientific centre of ecology of the sea, vbolshakov@ua.fm

Normal, high-water and low-water years are concepts that are widely used to characterize marine areas influenced by river flow. Understanding the hydrobiological processes of the sea depends on information about the volume of river water. In connection with this, a method for dividing river flow volumes into three gradations: normal, extremely high and extremely low is proposed. The boundaries between gradations are determined by the statistical properties of the analyzed series itself. Therefore, the boundaries are absolutely objective, that is, they completely exclude the role of the subjective factor of the researcher. In addition, the method is extremely simple.

This method also turned out to be useful for identifying high-water (spring flood) and low-water (low-water) phases of the annual cycle of monthly flow volumes of the Danube and Dnieper. The fairly long and fairly modern observation series for 1981–2020 were used. This allows us to consider the months selected by our method as climatically determined high-water and low-water phases.

The months of the high-water phase turned out to be the same for the Danube and Dnieper, but the months of the low-water phase, and even their number, were different. Comparison of monthly river flows in a particular year with the climatic standard makes obvious cases of early onset or delayed completion of the phases of the annual cycle. Wet months beyond the spring flood are associated with large amount of intense precipitation.

Using a numerical experiment and using the proposed method, a possible reason for the absence of low water on the Dnieper in some years is shown. In other words, the absence of low water is the absence of such low monthly flow volumes that would be below the upper limit of low water.

This and some other differences in the annual cycle of monthly flows of the Danube and Dnieper are most likely associated with a very large difference in the degree of regulation of their expenses. As a measure of the regulation of river flow, we can take the ratio of the sum of the volumes of reservoirs that affect its flow to the annual average volume of river flow below the reservoirs. This measure, expressed as a percentage, is equal to 5 % for the Danube, and 110 % for the Dnieper.

Key words: Danube, Dnieper, flow, spring flood, flood, low water, reservoir, flow regulation.



РЕАКЦІЯ МОРСЬКОЇ ЕКОСИСТЕМИ НА НАСЛІДКИ РУЙНУВАННЯ ГРЕБЛІ КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Мінічева Г.Г. – чл.-кор., д.б.н., с.н.с., *Бондаренко О.С.* – к.б.н., *Богатова Ю.І.* – к.геогр.н., с.н.с., *Большаков В.М.* – к.геогр.н., с.н.с., *Бушуєв С.Г.* – к.б.н., *Гаркуша О.П.* – к.б.н., *Дятлов С.Є.* – к.б.н., доц., *Калашнік К.С.* – к.б.н., *Кошелев О.В.* – к.б.н., *Кудренко С.А.* – к.б.н., *Кулакова І.І.* – к.б.н., с.н.с., *Маринєць Г.В.* – м.н.с., *Мігас Р.В.* – м.н.с., *Мартинюк М.О.* – д.філос., *Ніконова С.Є.* – м.н.с., *Рибалко О.А.* – м.н.с., *Синьогуб І.О.* – с.н.с., *Соколов Є.В.* – к.б.н., *Стадніченко С.В.* – к.б.н., с.н.с., *Хуторной С.О.* – к.б.н., *Виноградов О.К.* – д.б.н., с.н.с., *Квач Ю.В.* – д.б.н., с.н.с., *Демченко В.О.* – д.б.н., с.д., *Сон М.О.* – д.б.н.

ДУ «Інститут морської біології НАН України»

minicheva@ukr.net

У роботі представлені результати досліджень ДУ «Інститут морської біології НАН України» щодо впливу наслідків руйнування греблі Каховського водосховища на екосистему чорноморського шельфу України. Експедиційні дослідження проводилися в червні–серпні 2023 р. на 11 станціях морського узбережжя від с. Коблево до мису Великий Фонтан. Були проаналізовані гідролого-гідрохімічні показники, токсичність води, стан біотичних угруповань (мікропсамон, мейобентос, макрозобентос, фітобентос, фітопланктон, зоопланктон) та водних біоресурсів. За допомогою супутникових даних були отримані показники концентрації хлорофілу «а». Для оцінки масштабів відгуку екосистеми на наслідки потрапляння вод Каховського водосховища для абіотичного та біотичного компонентів були визначені аномалії, які розраховувались як відсоток відхилення значення показника в червні–серпні 2023 р. від регіональної норми за визначений період. Встановлено, що «вибухова» фаза впливу мала тривалість близько трьох місяців з моменту початку катастрофи – 6 червня 2023 р. У серпні 2023 р. більшість показників повернулася до середньо регіонального рівня.

Потрапляння вод Каховського водосховища до морської екосистеми призвело до опріснення моря на одеському узбережжі до 3,95‰, зниження насичення поверхневого шару моря киснем менше ніж 75 %, підвищення концентрації амонійного азоту до 13,8 ГДК та виникнення гострої летальної токсичності. Зареєстроване підвищення концентрації хлорофілу «а» та масовий розвиток синьо-зелених планктонних водоростей. У донних угрупованнях спостерігалося пригнічення розвитку макрофітобентосу, аномальні зміни значень індексів поверхні макрофітів, значні зміни у структурі угруповань зооборостання. Відзначені загибель прісноводних видів риби, що потрапили в морські води, та масова загибель чорноморської мідії, яка дорівнювала близько 3,7 тис. т біомаси.

Узагальнена оцінка аномалій абіотичних та біотичних показників упродовж перших трьох місяців «вибухової» фази дозволила виділити чотири етапи: I – гідролого-гідрохімічний та фізичний залповий вплив з пріоритетами значних аномалій зростання об'єму річкового стоку та зниження солоності (6–11 червня); II – вибухова реакція біоти з пріоритетами гострих реакцій фіто- та зоокомпонента (12 червня – 10 липня); III – високий рівень продукційно-деструкційних процесів (11 липня – 10 серпня); IV – повернення до регіонального рівня (11–31 серпня).

Ключові слова: воєнні дії, Каховська ГЕС, Чорне море, катастрофа, абіотичні показники, біота, аномалії.

Вступ

Морські екосистеми українського сектору Чорного моря перебувають під значним тиском різних типів антропогенної діяльності, яка істотно впливає на екологічний стан. Вторгнення РФ та розгортання повномасштабних воєнних дій на території України та акваторії національного шельфу призвело до виникнення низки нових чинників впливу на морські екосистеми України, які викликають критичні реакції біологічного компонента та зміну екологічного статусу екосистем.

Увага вчених усього світу прикута до наслідків російсько-української війни і вже проведені оглядово-аналітичні дослідження, що демонструють значний прямиий вплив воєнних дій на біорізноманіття,

екосистемні послуги та природоохоронну діяльність. Ці факти дають можливість говорити про екоцид у контексті міжнародного права (Pereira et al. 2022; Sousa et al. 2022).

Головною подією для Чорного моря під час воєнних дій стала одна з найбільш масштабних екологічних катастроф ХХІ століття – підірив греблі Каховського водосховища 6 червня 2023 року (Афанасьєв 2023; Мінічева та ін. 2023; Tuchkovenko et al. 2023; Vyshnevskiy et al. 2023). У цій катастрофі Чорне море стало останньою зупинкою на шляху вивільнених річкових вод, які пройшли скрізь русло р. Дніпро та Дніпровсько-Бузький лиман. Приблизно через дві доби після підриву клин прісної води дістався морського узбережжя і розпочалась

найбільш важка, ударна фаза впливу цієї екологічної катастрофи на чорноморську екосистему.

З 6 червня ДУ «Інститут морської біології НАН України» (ІМБ НАН України) розпочала експедиційні виїзди, щоб зафіксувати «нульовий» стан – точку відліку Каховської катастрофи у морі. Був створений оперативний штаб, який успішно здійснював комунікацію та надавав інформацію до Кабінету Міністрів України, Міндовкілля, Спеціалізованої екологічної прокуратури, Державного агентства меліорації та рибного господарства, Одеської обласної воєнної адміністрації та інших державних структур, а також забезпечував висвітлення ситуації для всеукраїнських, міжнародних та місцевих ЗМІ.

Каховська катастрофа стала приводом для кримінального впровадження та доказу екоциду в Україні з боку російських загарбників. Офіс Генерального прокурора України визначив ІМБ НАН України провідним експертом у галузі дослідження морських екосистем та залучив до судового розслідування. В рамках офіційних процедур кримінального впровадження та під наглядом військових від Тилігульського до Сухого лиманів була проведена серія берегових експедицій з використанням професійного водолазного обладнання, що дозволило отримати емпіричний матеріал та зафіксувати на відео стан угруповань. Це

дало змогу вперше з початку війни отримати цілісне уявлення про стан морської екосистеми та розпочати експертний аналіз щодо масштабів завданої шкоди.

Метою цієї роботи є комплексна оцінка аномальних відхилень абіотичних факторів та структури угруповань гідробіонтів чорноморської екосистеми упродовж перших трьох місяців після залпового потрапляння опріснених та забруднених вод внаслідок руйнування греблі Каховського водосховища.

Матеріал та методи досліджень

Дослідження проводилися в прибережній зоні північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧМ) з 6 червня 2023 р. (день підриву Каховської ГЕС) по 24 серпня 2023 р. на 11 станціях (рис. 1).

Всього відібрано 593 проби за 9 показниками (табл. 1).

Гідрологічні показники. Для отримання гідрологічних характеристик зазначеного району використовувались дані спостережень за величиною стоку річок за 2023 р., які надані метеостанцією м. Очаків (Україна). Дані про температуру та солоність морської води за три тижні до надходження забрудненої води (15.05.2023–06.06.2023 р.) та за три тижні після повернення значень солоності води до нормальних (24.06.2023–15.07.2023 р.) надані МГС «Одеса-порт».

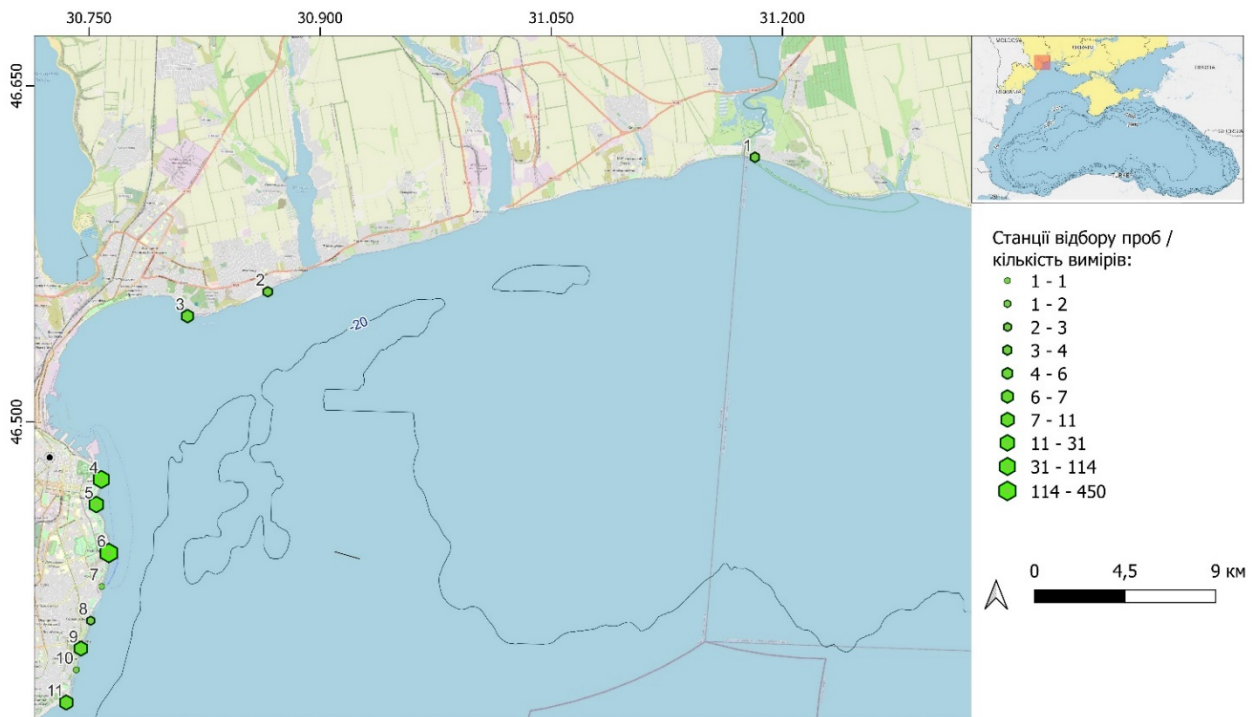


Рис. 1. Карта району досліджень зі станціями: 1 – с. Коблево; 2 – с. Фонтанка; 3 – мис Північний Одеський; 4 – мис Ланжерон; 5 – пляж «Відрода»; 6 – мис Малий Фонтан; 7 – пляж «Аркадія»; 8 – 10-та станція Великого Фонтана; 9 – 13-та станція Великого Фонтана; 10 – 16-та станція Великого Фонтана; 11 – мис Великий Фонтан

Кількість проб, які відібрані у північно-західній частині Чорного моря в період 06.06.2023–24.08.2023 р.

Показник	Станція	Кіл-ть проб за станціями (нумерація згідно з рис. 1)											Загальна кіл-ть проб за показником
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
Температура та солоність		1	1	2	40	16	13	1	1	2	1	2	80
Кисень		–	–	1	2	–	8	–	–	–	–	2	13
Біогенні речовини		1	1	2	11	–	13	–	–	2	–	2	32
Мікропсамон		–	–	–	–	–	18	–	–	–	–	–	18
Мейобентос		–	–	–	–	–	61	–	–	–	–	–	61
Макрозообентос		–	–	–	–	–	87	–	–	–	–	–	87
Фітобентос		–	–	–	–	–	252	–	–	–	–	–	252
Фітопланктон		1	1	2	9	3	10	–	1	2	–	2	31
Зоопланктон		1	1	–	15	–	–	–	–	2	–	–	19
Загальна к-ть проб за станціями		4	4	7	77	19	450	1	2	8	1	8	593

Гідрохімічні показники. Проби води на вміст розчинених біогенних речовин аналізувалися упродовж 24 год. після їх відбору (Руководство ... 1993). Солоність (‰) і температура (°C) води визначалися за допомогою портативного солеміру Nash sensIONTM+EC5. Концентрації розчиненого кисню (мг·дм³) та насиченості води киснем (%) визначалися за допомогою портативного оксиметра Horiba LAQUAast-DO110.

Токсичність. Для токсикологічного аналізу використано проби морської води, які були відібрані відповідно до ДСТУ ISO 5667-9:2005 (2006). Визначення гострої токсичності проведено на адаптованій до умов підвищеної солоності (5–7‰) лабораторній культурі *Daphnia magna* Straus (ДСТУ 4173-2003 2004). Експозиція дослідів становила 96 год., критерієм гострої летальної токсичності була загибель ≥ 50 % тест-об'єктів порівняно з контролем.

Супутникові дані. Показники концентрації хлорофілу «а» були отримані на основі міжнародних платформ: «Copernicus Marine Service – CMEMS» (CMS 2023), з набору даних «Black Sea Ocean Colour Plankton MY L4» (Kajiyama et al. 2018), продуктів обробки супутників Sentinel 3 (OLCI) та Aqua (MODIS) в оптичних діапазонах зйомки, а також розраховувались з використанням біооптичного нейромережевого процесору C2RCC (Brockmann et al. 2016), програмного комплексу Sentinel Application Platform (SNAP; version 9.0).

Біотичний компонент. У рамках досліджень були відібрані проби мікропсамону, мейобентосу, макрозообентосу, фітобентосу, фітопланктону та зоопланктону. Мікропсамон відібрано з верхнього шару донних відкладів (до 2 см) на глибині 0,5 м на піщаній субліторалі. Мейобентос відбирався за допомогою ручного керна (діаметр 3,8 см, висота 50 см) або рамкою (розмір 10 см × 10 см із заглибленням у ґрунт 5 см) у трьох повторах на кожній станції. Проби макрозоо-

та фітобентосу збирали рамкою кількісного обліку розміром 10 см × 10 см на кам'янистому субстраті. Для дослідження фітопланктону використано воду з поверхневого шару об'ємом 1 л. Проби зоопланктону відбиралися шляхом фільтрування 100 л води з поверхневого шару крізь сітку з вічком 100 μ m або тотальним вертикальним ловом сіткою Джеді вічком 100 μ m.

Показники чисельності та біомаси бентосних організмів розраховували на 1 м², планктонних – на 1 м³. Біомасу гетеротрофних флагелат у пробах інтерстиціальної води проводили без попереднього згущення, консервації та фільтрації з подальшим перерахунком кількісних показників на 1 см³ ґрунту (Sonntag et al. 2000; Брянцева и др. 2005). Біомасу видів нематод визначали за номограмами (Численко 1968), а трофічні типи – за морфологією кишкових порожнин (Wieser 1953).

Камеральна обробка проб мейофауни, макрозообентосу, фітопланктону, зоопланктону та фітобентосу проводилася у відповідності до методик (Vincx 1996; Воробьева 1999; Цибань 1980; Alexandrov et al. 2014; Moncheva, and Paq 2010; Гусяков 1980; Еременко 1980). Розрахунки індексу поверхні макрофітів проводилися за методичними рекомендаціями (Миничева и др. 2003). Номенклатура водоростей наведена за AlgaeBase (Guiry, and Guiry 2023), а тварин – за World Register of Marine Species (WoRMS 2023).

З метою оцінки обсягів загибелі мідії середземноморської (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819), як ресурсного виду в регіоні, були проведені окремі дослідження. Розміри мідій (довжина, висота та ширина черепашок) визначали штангенциркулем з точністю до 0,1 мм за поширеною схемою вимірів (Марикультура ... 2007). Зокрема, в пробах визначали кількість загиблих особин, для розрахунку загальної маси яких використовували алометричне рівняння (Закономірності ... 2021). Загальна маса моллюска включає масу м'яких тканин, масу міжстулкової рідини та масу черепашки.

Для розрахунку загальних чисельності та біомаси загиблих мідій була визначена (за даними супутника Landsat 8-9) площа ПЗЧМ, яка потрапила під інтенсивний вплив прісної води. Для визначення площі штучних твердих субстратів враховували загальну довжину гідротехнічних споруд у межах м. Одеса (разом з берегозахисними спорудами та спорудами Одеського порту), яка становить близько 30 км (Оценка ... 1994; Реєстр ... 2023).

Розрахунок аномалій показників. Для можливості кількісного співставлення відгуку абіотичних факторів і різних життєвих форм гідробіонтів на наслідки потрапляння вод Каховського водосховища за принципом «вплив-реакція» в універсальних одиницях виміру була використана формула розрахунку відсоткового відхилення значення показника у конкретний час (червень–серпень 2023 р.) від регіональної норми за визначений період (за наявності баз даних за декілька попередніх десятиліть) для кожного з розглянутих у роботі абіотичних та біотичних елементів:

$$A = (P_i - P_x) \times 100 / P_x,$$

де: A – аномалія (%); P_x – значення регіональної норми для північно-західної частини Чорного моря; P_i – значення для періоду червень–серпень 2023 р.

Результати та обговорення

Абіотичні фактори

Гідрологічні показники

Після руйнування греблі Каховської ГЕС, враховуючи зниження та підйом солоності води за даними МГС «Одеса-порт», загальна тривалість періоду надходження води з водосховища становила 17 діб. Об'єм Каховського водосховища до підриву греблі становив 18,2 км³. За оцінкою Міндовкілля водосховище було спустошене на 73 %, що відповідно становить 13,3 км³ (Промова ... 2023). Середній багаторічний об'єм стоку за червень як місяць, впродовж якого спостерігалось безпосереднє надходження води з Каховського водосховища, дорівнює 3,42 км³. Середній за багаторічний період (з 1977 по 2020 рр.) річний об'єм стоку Дніпровсько-Бузького лиману становив 43,4 км³. Отже, за період з 07.06.2023 р. по 24.06.2023 р. до моря надійшло 31 % середньобагаторічного об'єму річного стоку. Таким чином, аномалія об'єму річкового стоку Дніпровсько-Бузького лиману за період надходження води з водосховища становила +425 %, зокрема, на етапі гідрологічного та фізичного залпового впливу +650 %, а на етапі вибухової реакції біоти – +170 %.

До надходження забрудненої води з Каховського водосховища температура поверхневого шару води, за даними МГС «Одеса-Порт», становила 19,3°C. На рисунку 2 наведений хід температури поверхневого шару води, у якому можна виділити такі періоди: з 6 червня по 24 червня – середня температура води біля узбережжя м. Одеса під час безпосеред-

нього впливу забрудненої води становила +21,6°C; з 25 червня по 15 липня – середня температура води після повернення солоності води до нормальних значень (10,2 ‰) становила +20°C. У ході температури поверхневого шару води значних аномалій не спостерігалось і показники слідували за річним ходом температур повітря.

Різке зниження температури води з +22°C до мінімуму +12,2°C і наступне повернення до +22°C у період з 28.06.2023 р. по 03.07.2023 р. (рис. 2) може бути пояснене сильним згоном.

Щоденні спостереження з 6 червня за солоністю морської води на станції 4 показали такі результати. Прісна та тепла вода Каховського водосховища за 4 доби після підриву греблі досягла досліджуваної ділянки узбережжя. Так, солоність поверхневого шару води значно знизилася – з 13 ‰ 6 червня до 7,4 ‰ 9 червня, мінімальні значення – 3,95 ‰ – були зафіксовані 11 червня. Солоність на рівні 4 ‰, в 3 рази менше мінімальних значень гранично допустимих концентрацій (ГДК) – 12 ‰, трималась у районі деякий час і лише за рахунок перемішування та згінно-нагінних явищ поступово зросла 26 червня до 15 ‰ (рис. 2).

Упродовж червня аномалія солоності поверхневого шару води становила 35 %, з максимальними значеннями з 07.06.2023 р. по 11.06.2023 р. – 71 %. Надалі в липні–серпні 2023 р. солоність води на Одеському узбережжі була на рівні багаторічних значень, змінювалася в межах 10–17 ‰, що пов'язано із згінно-нагінними явищами, які характерні для літнього періоду року.

Гідрохімічні показники

Надходження в море забруднених річних вод Каховського водосховища призвело до того, що в поверхневому шарі вод Одеського узбережжя (зона моря до глибин 5 м) при солоності 4 ‰ було зафіксовано насичення води киснем менш 75 %. Це може бути пояснено високим вмістом завислих речовин у забруднених водах, що надходили з Дніпровсько-Бузького лиману.

Рівень мінеральних речовин азоту (нітриди та нітрати) не перевищував ГДК для забруднюючих речовин у внутрішніх морських водах та територіальному морі України і був на рівні середньобагаторічних значень. У поверхневому шарі води Одеського узбережжя (на станціях 2, 4, 6) при солоності 4–5 ‰ (9–13 червня) спостерігались високі концентрації амонійного азоту – 1,2–2,6 ГДК. Максимальна концентрація була зафіксована 11 червня на станції 4, де і потім (25–26 червня) при солоності 7–10 ‰ вміст амонійного азоту становив 1,2–1,3 ГДК. Максимально зафіксована у морській воді концентрація амонійного азоту за період спостережень становила 13,8 ГДК. Її відзначали 9 червня на станції 1, яка розташована

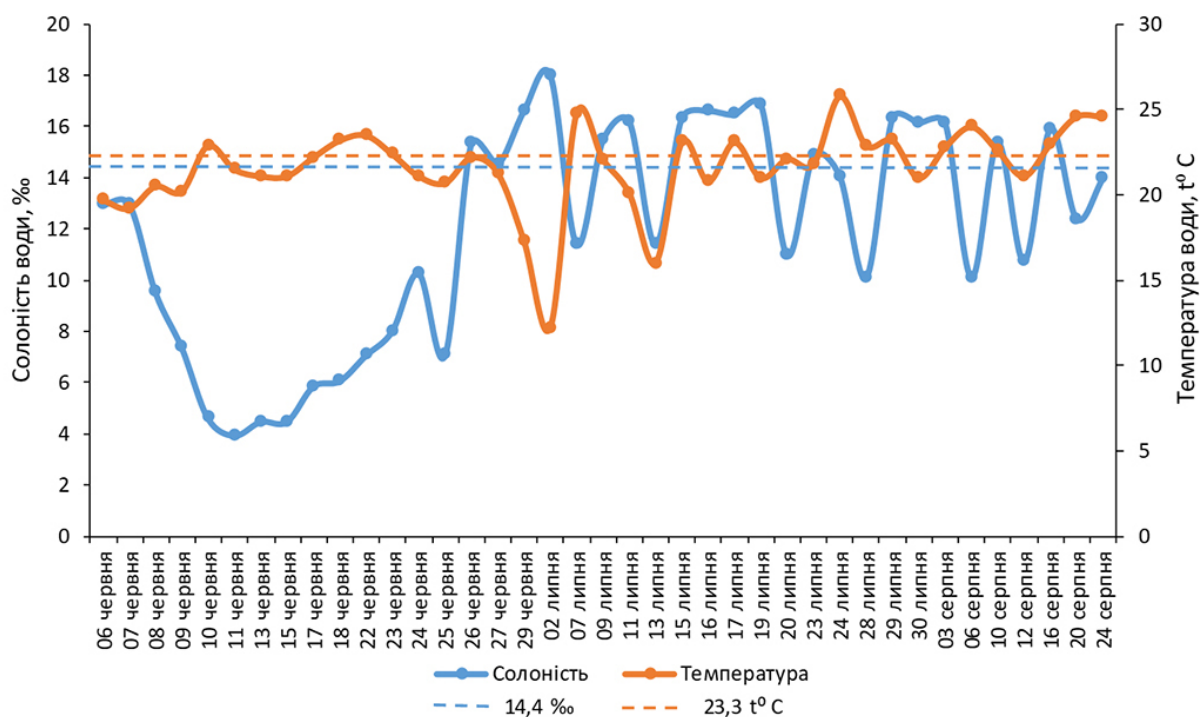


Рис. 2. Динаміка солоності (%) та температури (°C) води біля узбережжя м. Одеса (станція 4) в червні–серпні 2023 р. (середньо-регіональні значення вказані пунктирними лініями)

за 25 км від гирла Дніпровсько-Бузького лиману, при солоності морської води 5 ‰. Концентрації амонійного азоту у морській воді більше ГДК (дорівнює 0,5 мг/дм³) свідчать про надходження в море каналізаційних стічних вод і вод з різних колекторів, тваринницьких ферм. Слід також відзначити, що азот-амонійний – це форма мінерального азоту, якому віддають перевагу мікро-і макроводорості у разі створення нової органічної речовини. Наприкінці серпня після стабілізації соленосного режиму концентрації мінеральних та органічних речовин азоту і вміст розчиненого у воді кисню повернулись на рівень середньобагаторічних значень.

Концентрації фосфатів і кремнекислоти на Одеському узбережжі в червні при солоності морської води 4 ‰ в 2–3 рази перевищували середні багаторічні значення, але максимальні концентрації фосфатів не перевищували ГДК. Високі концентрації фосфатів також відзначали у липні 2023 р. у районах мисів Північний, М. Фонтан та В. Фонтан, що може бути пов'язано з деструкцією та розкладанням відмерлої органічної речовини фітопланктону в період його масового розвитку. Після стабілізації солоності у серпні 2023 р. концентрації фосфатів і кремнекислоти, як і концентрації мінеральних та органічних речовин азоту та вміст кисню, також повернулись на рівень сезонних середньобагаторічних значень.

Токсичність

Аналіз проб морської води, що були відібрані 9 червня в прилеглий до північної частини Одесь-

кої затоки акваторії (станція 2), показав наявність токсичних ефектів за показником летальності тест-об'єктів (27,8±1,1 % порівняно з контролем). За встановленою токсикологічною характеристикою проби води були віднесені до таких, що мали помірну токсичність, тобто підвищену порівняно з фоновою, але нижчою, ніж загрозливий рівень гострої летальної токсичності.

Аналіз проб води 11 червня, які були відібрані на станції 4, показав уже наявність гострої летальної токсичності, оскільки показники летальності тест-об'єктів становили 82,4±2,4 %, що перевищувало 50-відсотковий бар'єр, який є критерієм токсичності. Під час аналізу проб морської води, відібраних 13 червня на цій же станції, показники летальності тест-об'єктів становили 74,6±3,1 % порівняно з контролем, що також свідчило про наявність гострої токсичності води. У подальших дослідженнях летальність тест-об'єктів не виявлялась, що вказувало на відповідність прибережних мас морської води Одеської затоки встановленим нормативам токсикологічної якості.

Супутникові дані

Супутникові дані дали можливість оцінити просторову динаміку та часові тенденції «цвітіння» за показниками концентрації хлорофілу «а», який відзеркалює інтенсивність «цвітіння» та щільність фітопланктону у морському середовищі. У червні основні площі «цвітіння» розташовувались у прибережній

частині морських акваторій, Дніпровсько-Бузькому лимані та Одеському регіоні, куди безпосередньо надходили водні маси Каховського водосховища. В липні процеси перемішування та згинно-нагінні явища поширили забруднені водні маси практично на весь північно-західний шельф. Фітопланктон як автотрофний компонент, однією з функцій якого є «спалювання» розчинених органічних та мінеральних сполук (Minicheva et al. 2014), є біологічним елементом, за інтенсивністю «цвітіння» якого можна спостерігати за «вигоранням» поживного ресурсу. Лише наприкінці серпня була відзначена стабілізація процесів «цвітіння» і припинилися нетипові для цього регіону процеси, які спостерігались у червні та липні 2023 року (рис. 3).

До кінця червня інтегрально просторова аномалія концентрації хлорофілу «а» в північно-західній частині Чорного моря досягла +170 %. Максимальне значення – +280 % – було зафіксоване на початку липня, а потім почалось поступове зниження до регіонального рівня, який притаманний північно-

західній частині Чорного моря для середньоводних років (рис. 4).

Біотичний компонент

Фітопланктон

Загалом, за три місяці спостережень за прибережним фітопланктоном пік розвитку ціанопрокаріот (синьо-зелені водорості) припав на 18 червня, тобто через два тижні після підриву греблі (рис. 5).

Так, регіональна аномалія чисельності *Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault становила +2000 %, *Jaaginema kisselevii* (Anisimova) Anagnostidis & Komárek – +70 %. Максимальні значення діатомових водоростей зареєстровані трохи раніше – 11 червня, вже приблизно через тиждень після катастрофи. Відзначена позитивна аномалія чисельності *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve – +80 %, *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin – +50 %. Починаючи з липня і до 20 серпня стан фітопланктону поступово нормалізувався до рівня регіональних показників і тих значень, які були до моменту потрапляння води з Каховського водосховища.

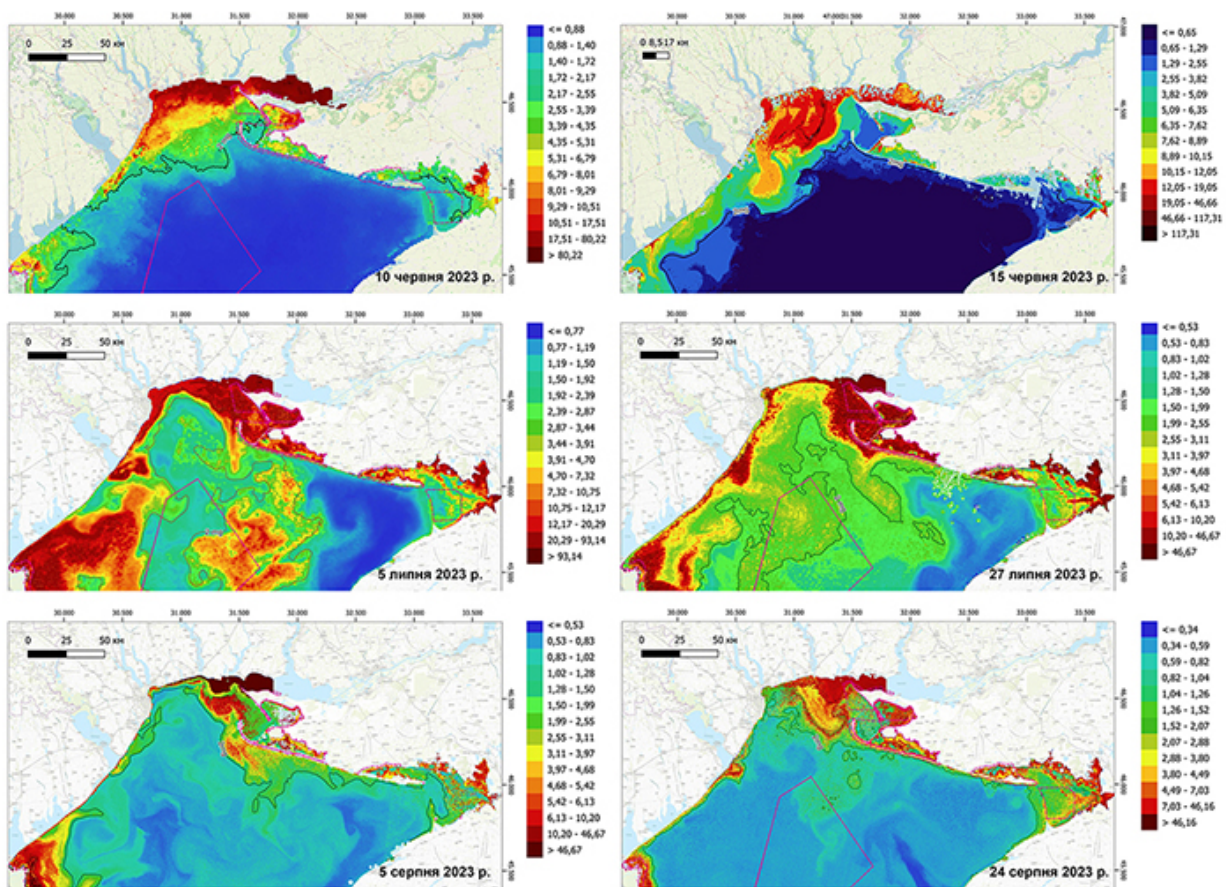


Рис. 3. Просторово-часова динаміка концентрації хлорофілу «а» в північно-західній частині Чорного моря в червні–серпні 2023 р.

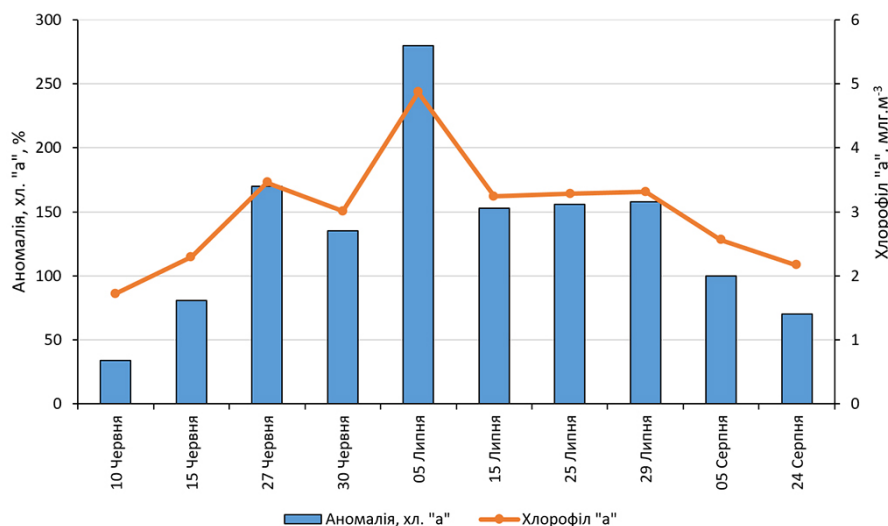


Рис. 4. Динаміка середніх значень концентрації хлорофілу «а» в північно-західній частині Чорного моря у червні–серпні 2023 р. та аномалії перевищення цього показника від регіональних значень середньорічного року

Максимальні позитивні регіональні аномалії чисельності фітопланктону спостерігалися упродовж 10–12 діб, у період 11–22 червня, і досягали рекордних значень близько +1400 %. Такі високі показники аномалії чисельності клітин водоростей в одиниці об'єму водного середовища можуть бути пояснені тим, що реакція фітопланктону у відповідь на залпове надходження в морську екосистему великих об'ємів органічних і мінеральних речовин супроводжувалась перевагою розвитку дрібноклітинних, екологічно активних видів, представників синьо-зелених водоростей. Таке припущення підтверджує той факт, що в пік «цвітіння» фітопланктону (18 червня) позитивна регіональна аномалія біомаси фітопланктону за абсолютною величиною була практично в 5 разів нижчою порівняно з аномалією чисельності і становила +300 % (див. рис. 5 а, б). Вочевидь, що дрібноклітинні види фітопланктону, які мають невеликі об'єми клітин і відповідно біомаси, дають більш виражене збільшення аномалії за чисельністю порівняно з аномалією біомаси.

Мікросамон

Надходження до морської екосистеми значних об'ємів поживних речовин призвело до значного підвищення показників розвитку гетеротрофних флагелат в Одеській затоці. На 10 добу (15 червня) після катастрофи їх угруповання характеризувалося високими показниками чисельності (1797 екз.·см⁻³) та біомаси (1667·10⁻⁶ мг·см⁻³). В результаті порівняння з даними, отриманими в літній період 2017–2020 рр., була зареєстрована позитивна аномалія за показниками чисельності +300 % та біомаси – +1220 % (див.

рис. 5 в, г). Надалі упродовж двох тижнів спостерігалися підвищення позитивних аномалій чисельності (224 %) та біомаси (337 %). Вочевидь, алохтонні органічні речовини, що надійшли внаслідок руйнування греблі Каховського водосховища, поряд з автохтонними речовинами, що осідають на дно, забезпечували активне функціонування бактеріобентосу та його споживачів – гетеротрофних флагелат.

Зміни відбувалися також і в їхній таксономічній структурі. Зафіксовано збільшення кількості видів (на 86 %), у тому числі за рахунок прісноводних, які раніше не відзначалися в північно-західній частині Чорного моря. В липні кількісна структура угруповань гетеротрофних флагелат повернулася до норми.

Фітобентос

Під час спостережень за реакцією макро- та мікрородоростей бенталі у складі угруповань фітобентосу було зафіксовано 13 видів макрородоростей і 12 видів епіфітних мікрородоростей. Переважали види із відділів Bacillariophyta (10 видів), Chlorophyta (6 видів), Rhodophyta (6 видів). У червні–серпні в бентосі домінували такі види багатоклітинних водоростей – *Cladophora vagabunda* (Linnaeus) Hoek, *Ceramium siliquosum* var. *elegans* (Roth) G. Furnari, *Ulva intestinalis* Linnaeus, *Cocconeis scutellum* var. *scutellum* Ehrenb., *Rhoicosphenia abbreviata* (C. Agardh) Lange-Bert., *Tabularia fasciculata* (C. Agardh) D.M. Williams & Round.

У зв'язку з тим, що розвиток фітопланктону пригнічує розвиток фітобентосу за рахунок екранування фотосинтетичної активної радіації, закономірно, що в період активного «цвітіння» фітопланктону у червні 2023 р. у морській прибережній частині на кам'яни-

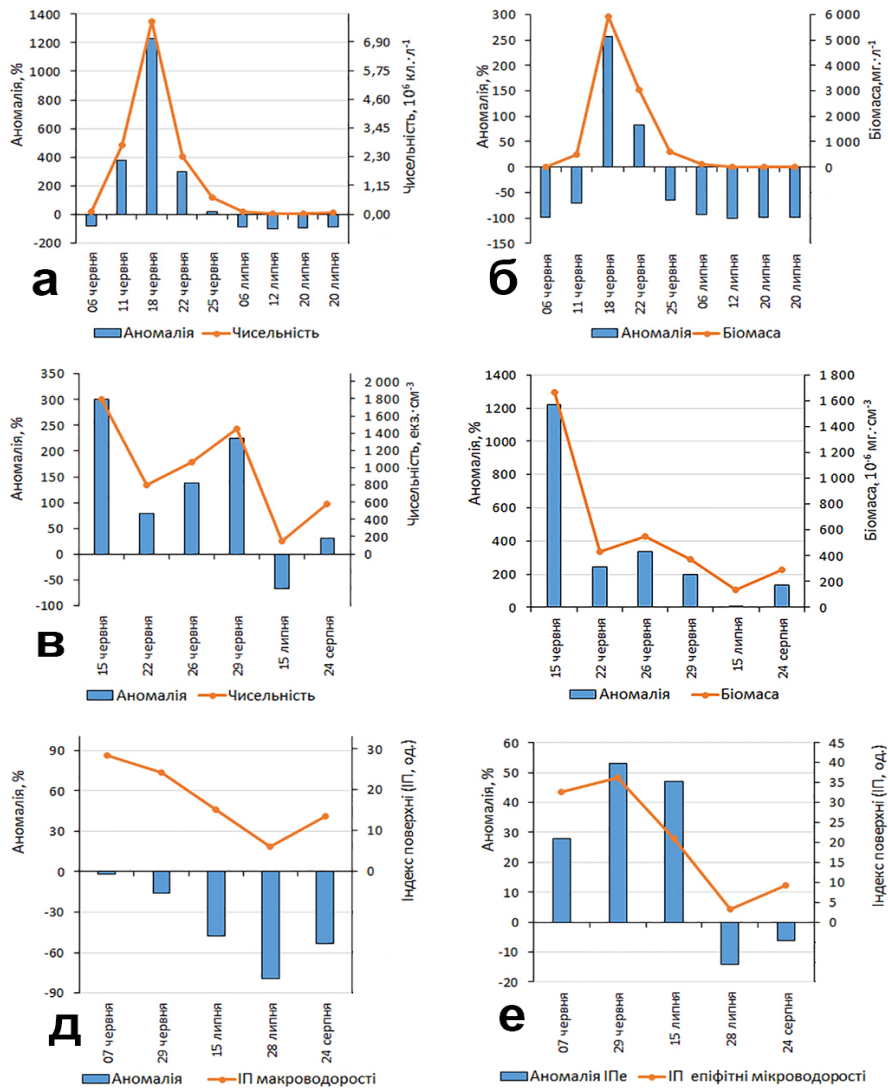


Рис. 5. Аномалії показників рослинних угруповань та мікрোসамону (станція б): чисельності (а) та біомаси (б) фітопланктону; чисельності (в) та біомаси (г) гетеротрофних флагеллят; індексів поверхні макроводоростей (д) та епіфітних мікроводоростей (е)

стих субстратах спостерігалось пригнічення розвитку макрофітобентосу. Відповідно, значення аномального регіонального відхилення індексу поверхні (ІП) фітоценозів, які відображають інтенсивність продукційного процесу донної рослинності, набули від'ємних значень та досягли значення до 83 % лише наприкінці липня (див. рис. 5 д). Більш тривалий період реакції макрофітів у відповідь на зовнішній вплив, порівняно з фітопланктоном, пояснюється тим, що багатоклітинні макрофіти мають значно довший життєвий цикл розвитку, значно більші розміри талому і відповідно нижчу екологічну активність (Миничева 1997), що потребує більшого часу на прояв реакції підвищення чи зниження швидкості первинно-продукційної функції.

Максимальні позитивні регіональні аномалії індексів поверхні епіфітних мікроводоростей спостерігалися упродовж 16–18 діб, у період з 29 червня по 15 липня, і досягли значень +50 % (див. рис. 5 е). Реакція епіфітних мікроводоростей у відповідь на надлишкове надходження в морську екосистему органічних і мінеральних речовин проявилася у нехарактерному для такого сезону року масовому розвитку цього екологічно активного компонента фітобентосу. Мікроепіфіти за часом прояву і тривалістю реакції на погіршення екологічної ситуації у водоймі займають проміжну позицію між фітопланктоном і макрофітами.

Зоопланктон

Під час спостережень загальні показники чисельності та біомаси зоопланктону мали невелику

негативну аномалію в межах 78–99,5 % та 82–100 % відповідно порівняно із середніми показниками по регіону за цей період. Лише 26 червня показники зоопланктону мали максимальну регіональну позитивну аномалію за чисельністю (+457 %) та біомасою (+817 %) (рис. 6 а, б). Такі показники були пов'язані з масовим розвитком нативної для регіону "*Acartia clausi+tonsa*" complex (чисельність – 58900 екз.·м⁻³, біомаса – 1332,5 мг·м⁻³) та нещодавнього вселенця *Oithona davisae* Ferrari F.D. & Orsi, 1984 (чисельність – 460 екз.·м⁻³, біомаса – 7,1 мг·м⁻³).

Разом із виносом прісних вод відбувся перенос нетипових для Одеського регіону видів зоопланктону. Так, 9 червня на станції 1 був відзначений спалах розвитку *Podonevadne trigona* (G.O. Sars, 1897) (чисельність сягала 27400 екз.·м⁻³) – виду, який характерний для прісноводних і солонуватоводних водойм; з 15 червня такий вид у невеликій кількості відзначений також на станції 4 (від 20 до 240 екз.·м⁻³). Також 11 червня на цій станції були зафіксовані нетипові для прибережної частини Чорного моря личинки *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), що притаманно для прісних та солонуватих вод басейну р. Дніпро.

Макрозообентос

Для оцінки реакцій донних безхребетних на вплив опрісненої води було вибрано модельне угруповання обростання, яке сформоване в основному видами, що ведуть прикріпленій до субстрату або малорухливий спосіб життя та не можуть уникати дії факторів навколишнього середовища. Всього за період досліджень у зообростанні на глибині до 5 м зареєстровано 56 таксонів макрозообентосу, з них Annelida – 16 таксонів, Mollusca – 8,

Crustacea – 26, Varia – 6. За чисельністю в угрупованні переважав *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), при цьому найбільші його скупчення були на глибині до 3 м, за біомасою домінувала *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819. Після тривалого перебування в умовах критичної для існування солоності нижче 8 ‰ з червня до середини липня на глибині до 3 м в угрупованні зареєстрована масова загибель мідії (до 1067 екз.·м⁻² загиблих особин), зростання чисельності більш стійкого до стресових дій факторів *M. lineatus* (від 72952 екз.·м⁻² ± 26814 екз.·м⁻² до 132616 екз.·м⁻² ± 30552 екз.·м⁻²), аномально висока щільність дрібних ракоподібних (від 4807 екз.·м⁻² ± 1388 екз.·м⁻² до 75053 екз.·м⁻² ± 9327 екз.·м⁻²). Як наслідок, наприкінці червня на цій глибині зареєстровано зниження загальної біомаси та підвищення загальної чисельності угруповання. Останнє фіксувалось до середини липня. В діапазоні глибини 4–5 м у цей період змін стану угруповання не зареєстровано (рис. 7).

Однією з вибухових реакцій безхребетних на залповий вплив опрісненої води стали зміни в трофічній структурі угруповання в період з червня до середини липня. Це збіглося з біологічним періодом розмноження, яке сприяло стрімкому зростанню до аномально високого рівня чисельності дрібних детритофагів (від 5885 екз.·м⁻² ± 2414 екз.·м⁻² до 42031 екз.·м⁻² ± 3841 екз.·м⁻²) та рослинно-детритоїдних безхребетних (від 1188 екз.·м⁻² ± 315 екз.·м⁻² до 29788 екз.·м⁻² ± 13020 екз.·м⁻²) на глибині до 3 м. Максимальні аномальні відхилення їх чисельності від регіональної норми перевищували 660 % та 1400 % відповідно (див. рис. 7).

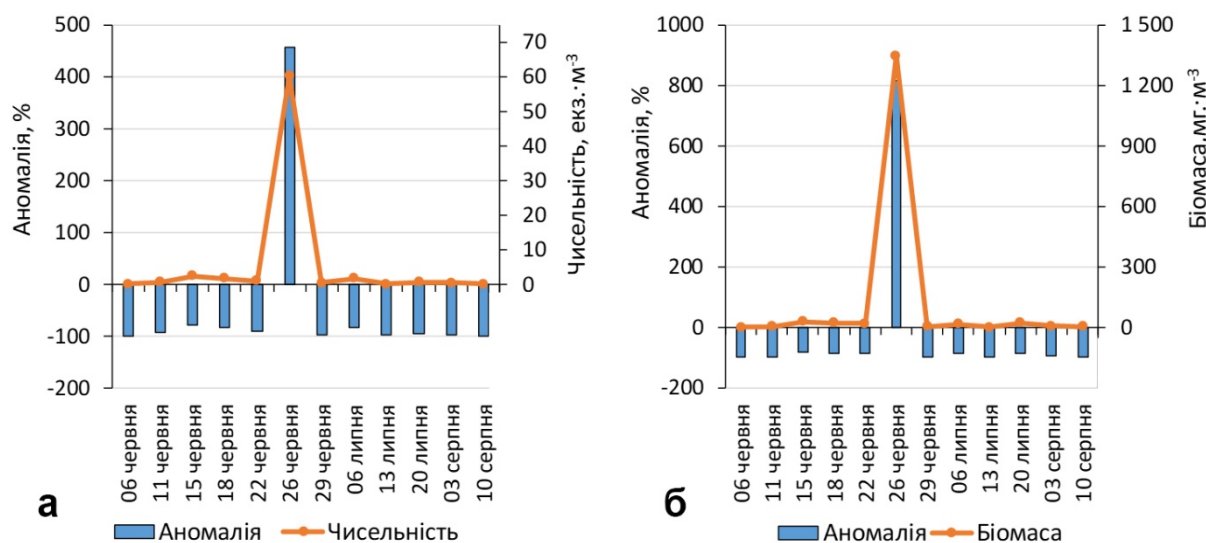


Рис. 6. Аномалії чисельності (а) та біомаси (б) зоопланктону (станція 4)

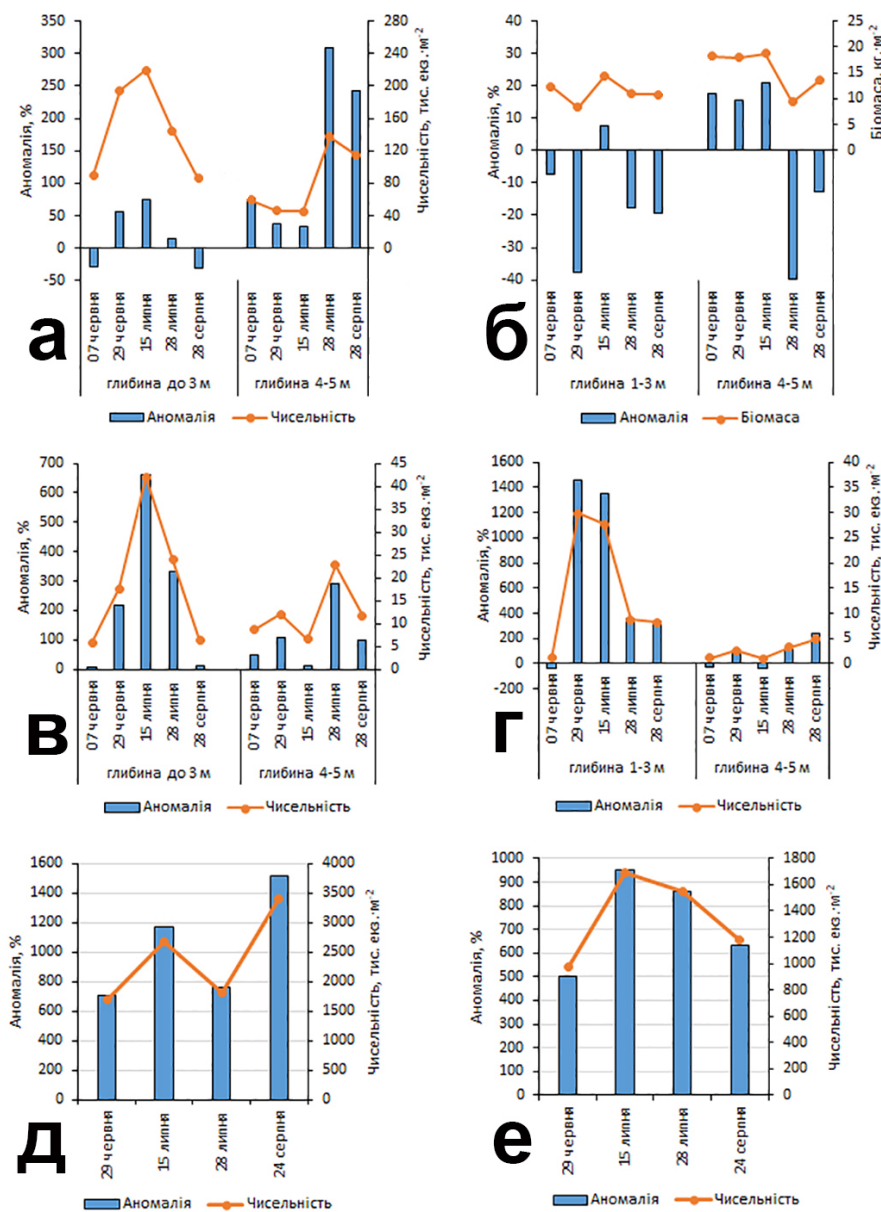


Рис. 7. Аномалії показників донних угруповань (станція б): чисельність (а) та біомаса (б) макрозообентосу (тверді субстрати); чисельність детритофагів (в) та рослинно-детритоїдних макробезхребетних (г); чисельність мейобентосу на пухких (д) та твердих (е) субстратах

Мейобентос

Мейобентос у зоні субліторалі на глибині 1–5 м був представлений 10 групами організмів – Foraminifera, Nematoda, Harpacticoida, Halacarida, Turbellaria, Kinorhyncha, Oligochaeta, Polychaeta, Bivalvia, Amphibalanus. Особливістю стану мейобентоса в цьому районі була підвищена щільність всіх його представників упродовж періоду спостережень. Домінували в емейобентосі за кількістю нематоди (56 %), гарпактикоїди (10 %), в псевдомейобентосі – молодь двостулкових моллюсків (10 %), поліхет (8 %). Щільність мейобентоса зміню-

валася від 1336163 до 2083333 екз·м⁻², а біомаса від 15261,4 мг·м⁻² до 23828,5 мг·м⁻². Середні щільність та біомаса становили 1736027 екз·м⁻² та 19815,6 мг·м⁻² відповідно. Аномальні відхилення чисельності від регіональної норми змінювалися від 503 % до 1513 % (див. рис. 7).

Формування показників щільності мейобентоса (особливо нематод) здійснювалося водночас в умовах зменшення рекреаційного навантаження на прибережну зону (закриття пляжів у воєнний період) та збільшення евтрофності в зоні субліторалі (1–5 м), викликаного наслідками катастрофи.

Спостерігалось збільшення щільності відносно чутливих гарпактикоїдів і представників псевдомейобентоса в період останньої зйомки (24.08.2023 р.), яке може бути результатом відновлення.

Водні біологічні ресурси

У червні 2023 р. спостерігалось масове винесення прісноводних риб з Каховського водосховища та нижнього Дніпра до північно-західної частини Чорного моря. До будівництва греблі Каховської ГЕС вихід прісноводних риб у море із весняними паводковими водами спостерігався практично щороку з різною інтенсивністю (Амброз 1956). У таких випадках прісноводних риб (коропа, судака, тараню, карася) нерідко ловили навіть у Одеській затоці, де переважно мешкають види, що виживають у разі коливань солоності від 5–6 ‰ до 17–18 ‰. Різка зниження солоності призводить до відходу від берегів типово морських риб – пелагічних мігрантів. Придонно-пелагічні і донні риби, які розмножуються навесні і влітку, припиняють нерест або залишають донну ікру без охорони, внаслідок чого ембріони риб та пелагічна ікра у разі опріснення осідає на дно і теж гине. Одночасне опріснення і забруднення води погіршує на деякий час загальні умови існування і харчування риб як у товщі води, так і на дні.

Особливість масового винесення риби в море в червні 2023 р. полягає у його значних масштабах, а також у тому, що воно сталося пізніше, після завершення основного періоду нересту більшості цінних промислових видів.

На Одещині, на ділянці від пересипу Тилігульського лиману до м. Южне, 08.06.2023 р. спостерігалися перші викиди на берег мертвих товстолобиків масою 3–4 кг. З 09.06.23 р. по 12.06.23 р. у ще не знятих ятерях (каравках), встановлених у прибережній смузі Тилігульського пересипу, поряд із морськими видами (атерина, бички) відзначалися прилови тарані, поодинокі карася сріблястого та сонячного окуня. Улови прісноводних риб сягали 3,5 кг на один ятір. Надалі всі офіційні знаряддя лову в морі було знято. Очевидно, частина прісноводних риб продовжувала залишатися в опрісненій морській воді ще не менше місяця, оскільки 05.07.2023 р. у районі гирла Тилігульського каналу спостерігався викид мертвих особин коропа, сріблястого карася і поодинокі судака.

Усього після прориву греблі та виносу дніпровської води в море вдалося зафіксувати 6 видів прісноводних риб: товстолобик (гібрид?) *Hypophthalmichthys sp.*, плітка (тарань) *Rutilus rutilus*, карась сріблястий *Carassius gibelio*, короп *Cyprinus carpio*, сонячний окунь *Lepomis gibbosus*, судак *Sander lucioperca*. Можна вважати, що зрештою вся прісноводна риба, що вийшла в море, загинула.

Іншим аспектом впливу на біологічні ресурси була загибель донних безхребетних, які ведуть малорухливий або прикріплений до субстрату спосіб життя та не були здатні уникнути негативної дії клину прогрітої та опрісненої води. Саме оцінка такого впливу була проведена для чорноморської мідії в рамках експертного висновку на виконання постанови Офісу Генерального прокурора у кримінальному впровадженні.

Було показано, що на твердих субстратах на глибині до 3 м відбулася масова загибель популяції мідії. Лінійні розміри загіблених особин переважно перевищували 20 мм довжини, що свідчить про загибель найбільш цінної репродуктивної частини популяції виду.

На кам'яному субстраті середня довжина загіблених особин мідії становила $43,5 \text{ мм} \pm 1,18 \text{ мм}$ та змінювалась від 18,8 мм до 60,5 мм. Середня загальна маса загіблених особин становила $5,928 \text{ г} \pm 0,364 \text{ г}$ та змінювалась у діапазоні від 0,546 г до 13,241 г. На гідротехнічних спорудах середня довжина загіблених особин мідії становила $48,53 \text{ мм} \pm 2,24 \text{ мм}$ та варіювала в межах від 25,9 мм до 61,4 мм, а їх загальна маса становила $7,891 \text{ г} \pm 0,842 \text{ г}$ і варіювала в діапазоні від 1,309 г до 13,785 г.

Середня чисельність загіблених особин *M. galloprovincialis* у зоні впливу опрісненої води на твердих субстратах становила $583 \text{ екз} \cdot \text{м}^2 \pm 115 \text{ екз} \cdot \text{м}^2$, біомаса – $4089,5 \text{ г} \cdot \text{м}^2 \pm 973,7 \text{ г} \cdot \text{м}^2$. Сумарна біомаса загіблої частини популяції *M. galloprovincialis* на твердих субстратах на глибині до 3 м становить 39,6 % від сумарної біомаси живих та загіблених особин.

За даними Open Geospatial Consortium (OSG 2023) встановлено площу природних твердих субстратів (каменів, валунів) у зоні впливу прісної води на глибині до 3 м, яка становить $0,9 \text{ км}^2$. Загальна біомаса загіблої популяції мідії на сумарній площі природних та штучних твердих субстратів у зоні впливу прісної води (до 3 м глибини) в північно-західній частині Чорного моря становила близько 3680 т.

Узагальнюючи комплексну оцінку наслідків руйнування греблі Каховського водосховища на абіотичний складник та угруповання різних життєвих форм гідробіонтів морської екосистеми можна стверджувати, що «вибухова» фаза впливу мала тривалість близько трьох місяців з моменту початку катастрофи – 6 червня 2023 р. Своєю чергою в цьому періоді можна виділити чотири етапи, для кожного з яких був притаманний певний рівень аномалій у відхиленні значень параметрів від середнього регіонального рівня показників екосистеми північно-західної частини Чорного моря, визначений у відсотках (табл. 2).

У зв'язку із сезонною динамічністю морської екосистеми для абіотичних факторів та біологічних

Аномалії значень показників абіотичних факторів та індикаторів угруповань гідробіонтів на різних етапах вибухової фази впливу руйнування греблі Каховського водосховища на екосистему північно-західної частини Чорного моря у 2023 р.

Тривалість	Аномалія, %					
	Абіотичні фактори		Угруповання гідробіонтів			
	Річковий стік	Солоність	Фітопланктон	Зоопланктон	Фіто-бентос	Зообентос
I етап – Гідролого-гідрохімічний та фізичний залповий вплив						
6–11 червня	650	71	450	<10	<10	<10
II етап – Вибухова реакція біоти						
12 червня – 10 липня	170	15	1400	900	>10	1600
III етап – Високий рівень продукційно-деструкційних процесів						
11 липня – 10 серпня	<10	<10	>10	>10	90	900
IV етап – Повернення до регіонального рівня						
11–31 серпня	<10	<10	<10	<10	<10	400

угруповань завжди спостерігається декілька десятків відсотків аномальних відхилень від середньо регіонального рівня. І лише значні зовнішні впливи можуть збільшити аномальні відхилення до декілька сотень, а у екстраординарних випадках до тисячі і більше відсотків. Приклад Каховської катастрофи є таким випадком, за умов якого на I етапі – *гідролого-гідрохімічний та фізичний залповий вплив* – у перший тиждень подій аномалії збільшення об'єму річкового стоку і падіння солоності зросли до сотень відсотків. Фітопланктон, як короткоциклічний і найбільш мобільний компонент біоти, першим відреагував на кардинальні зміни параметрів водного середовища і його аномальний розвиток почався вже на першому тижні. На II етапі – *вибухова реакція біоти* – аномалія у показниках чисельності клітин, яка супроводжувала масове «цвітіння» фітопланктону, досягала 1400 %. На III етапі – *високий рівень продукційно-деструкційних процесів* – практично всі життєві форми гідробіонтів досягли максимального відсотка аномалії, за виключенням фітобентосу, тому що інтенсивне «цвітіння» фітопланктону обмежувало доступ світла і стримувало розвиток макрофітів. У зв'язку з тим, що представники зообентосу мають довший цикл розвитку порівняно, наприклад, з фітопланктоном, їх аномальна реакція на наслідки Каховської катастрофи відповідно мала більш повільну та пролонговану реакцію. Навіть на IV етапі – *повернення до регіонального рівня* – індикатори угруповань зообентосу мали ще досить високий відсоток аномалії.

Підтвердженням того, що у серпні 2023 р. більша кількість елементів морської екосистеми після аномальних реакцій на вибухову фазу впливу Каховської катастрофи повернулась до середньо регіонального рівня, є факт рішення Державної санітарно-епідемі-

ологічної служби про відкриття з 12 серпня 2023 р. більшості міських пляжів м. Одеса.

Висновки

1. Аномалія об'єму прісної забрудненої води, яка потрапила до морської екосистеми в перший тиждень після руйнування греблі Каховського водосховища, становила 650 % від середньо регіонального рівня річкового стоку р. Дніпро. Мінімальні значення солоності – 3,95 ‰ були зафіксовані на Одеському узбережжі 11 червня. Солоність на рівні 4 ‰ (в 3 рази менше від мінімальних значень ГДК – 12 ‰) трималась з 10 по 17 червня, що відповідає 71 % аномалії від середньо регіонального рівня. Згодом, за рахунок перемішування водних мас, поступово зросла і вже 26 червня дорівнювала притаманному для регіону рівню – 15 ‰. Надалі в липні–серпні 2023 р. солоність води в регіоні коливалася в межах 10–17 ‰, що зумовлювалось згинно-нагінними явищами в літній період.

2. Основними змінами гідрохімічного режиму після надходження води з водосховища стало зниження насичення поверхневого шару моря киснем менше ніж 75 % та збільшення концентрації біогенних речовин. Високі концентрації амонійного азоту – 1,2–2,6 ГДК – реєстрували на 6-й день катастрофи в районі Одеського узбережжя, а максимальні показники (13,8 ГДК) зафіксовані 9 червня на станції 1. Також зафіксовані аномально високі концентрації фосфатів і кремнієвої кислоти, які в 2–3 рази перевищували середньобогаторічні значення, при цьому максимальні концентрації фосфатів не перевищували ГДК.

3. За результатами біотестування водного середовища було встановлено, що з 11 по 13 червня морські води регіону характеризувалися гострою летальною токсичністю, показники летальності

тест-об'єктів коливалися від $74,6 \pm 3,1$ % до $82,4 \pm 2,4$ %. Це перший випадок реєстрації гострої токсичності морської води Одеської затоки у ХХІ сторіччі. Надалі ці показники не мали таких критичних значень.

4. Дані спостережень, які отримані із супутників Sentinels, свідчать, що до кінця червня інтегрально просторова аномалія концентрації хлорофілу «а» в північно-західній частині Чорного моря досягла +170 %. Максимальне значення +280 % було зафіксоване на початку липня, потім почалось поступове зниження, яке до кінця серпня досягло регіонального рівня.

5. Пік масового розвитку синьо-зелених планктонних водоростей, з домінантами *Aphanizomenon flosaquae*, *Jaaginema kisselevii*, припав на 18 червня 2023 р. Максимальна регіональна аномалія чисельності фітопланктону спостерігалась у період 11–22 червня і досягла рекордних значень близько +1400 %.

6. Активне «цвітіння» фітопланктону в червні 2023 р. екранувало надходження фотосинтетичної активної радіації в придонні горизонти, внаслідок чого на кам'янистих субстратах прибережної зони спостерігалось пригнічення розвитку макрофітобентосу. Аномалія значень індексів поверхні макрофітів наприкінці липня досягла 90 %. Більш довгий життєвий цикл макрофітів порівняно з короткоциклічними клітинами пелагічних водоростей є причиною більш повільного відгуку макрофітобентосу на зміну умов розвитку порівняно з фітопланктоном.

7. Найбільш виражені зміни у структурі угруповань зообростання відбувалися в прибережній зоні на глибині до 3 м. З червня до середини липня в горизонті 0–3 м зареєстрована масова загибель мідії (*M. galloprovincialis*), яка досягала значень до 1067 загиблих особин на 1 м^2 твердого субстрату. Водночас відбулося зростання чисельності більш стійких до стресу видів, зокрема моллюска мітілястра

(*M. lineatus*), чисельність якого досягла більш ніж 130 тис. екз. $\cdot\text{м}^{-2}$. Також екологічні умови сприяли стрімкому зростанню чисельності дрібних детритофагів та рослинно-детритоїдних безхребетних, максимальні значення аномалій чисельності яких перевищували 660 % та 1400 % відповідно.

8. Наслідки Каховської екологічної катастрофи мали значний негативний вплив на водні біологічні ресурси регіону. З водними масами до морської екосистеми потрапила значна кількість прісноводних видів риб (товстолобик, судак, карась сріблястий, плітка та ін.), які мають промислове значення в пониззі Дніпра та Дніпровсько-Бузькому лимані, але більшість з них загинула в наступні декілька тижнів після трагедії. Окрім цього, в морській прибережній частині на твердих природних та штучних субстратах на глибинах до 3 м під впливом опрісненої води чисельність загиблих особин *M. galloprovincialis* становила до $583 \text{ екз}\cdot\text{м}^{-2} \pm 115 \text{ екз}\cdot\text{м}^{-2}$, біомаса – $4090 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2} \pm 974 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$. За розрахунками загальна біомаса загиблої частини популяції мідії була оцінена у розмірі близько 3,7 тис. т біомаси, що становить близько 40 % природної прибережної популяції моллюска північно-західної частини Чорного моря.

9. Узагальнена оцінка аномальних показників абіотичних факторів та індикаторів різних типів угруповань гідробіонтів, які були зафіксовані у фазі вибухової реакції на наслідки руйнування греблі Каховського водосховища, дозволяє виділити чотири етапи: I – *гідролого-гідрохімічний та фізичний залповий вплив* – з пріоритетами впливу значних аномалій зростання об'єму річкового стоку та зниження солоності (6–11 червня); II – *вибухова реакція біоти* – з пріоритетами гострих реакцій фіто- та зоокомпонента (12 червня – 10 липня); III – *високий рівень продукційно-деструкційних процесів* (11 липня – 10 серпня); IV – *повернення до регіонального рівня* (11–31 серпня).

Список використаних джерел

1. Амброз А.И. Рыбы Днепра, Южного Буга и Днепро-Бугского лимана. Киев : Изд-во АН УССР, 1956. 407 с.
2. Афанасьев С.О. Про екологічні наслідки руйнування греблі Каховської ГЕС: Стенограма доповіді на засіданні Президії НАН України 6 вересня 2023 року. *Вісник НАН України*. 2023. Т. 11. С. 71–80.
3. Брянцева Ю.В., Лях А.М., Сергеева А.В. Расчет объемов и площадей поверхности одноклеточных водорослей Черного моря. Севастополь : Институт биологии южных морей НАН Украины, 2005. 25 с. (Препринт. НАН Украины, Институт биологии южных морей).
4. Воробьева Л.В. Мейобентос украинского шельфа Черного и Азовского морей. Киев : Наукова думка, 1999. 300 с.
5. Гусяков Н.Е. Микрофитобентос. Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений / под ред. А.В. Цыбань. Л. : Гидрометеиздат, 1980. С. 166–170.
6. ДСТУ 4173-2003. Якість води. Визначання гострої летальної токсичності на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 6341:1996, MOD). Київ : Держстандарт України, 2004. 17 с.
7. ДСТУ ISO 5667-9: 2005. Якість води. Відбирання проб. Частина 9. Настанови щодо відбирання

- проб морської води (ISO 5667-9: 1992, IDT). Київ : Держстандарт України, 2006. 9 с.
8. Еременко Т.И. Макрофитобентос. Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений / под ред. А.В. Цыбань. Л. : Гидрометеиздат, 1980. С. 170–177.
9. Закономірності формування продукційного потенціалу Азово-Чорноморських екосистем під впливом природних та антропогенних змін : науковий звіт фундаментальних досліджень / В.О. Демченко та ін. ДУ «ІМБ НАН України», Одеса, 2021. 201 с.
10. Марикультура мидий на Чёрном море / Ред. В.Н. Иванов. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2007. 314 с.
11. Миничева Г.Г. Морфофункциональные аспекты разнообразия формы тела водорослей. *Альгология*. 1997. Т. 7, № 3. С. 241–250.
12. Миничева Г.Г., Зотов А.Б., Косенко М.Н. Методические рекомендации по определению морфофункциональных показателей одноклеточных и многоклеточных форм водной растительности. Одесса : ЦНТЕП ОНЮА, 2003. 32 с.
13. Мінічева Г.Г., Соколов Є.В., Гаркуша О.П., Сон М.О., Большаков В.М., Богатова Ю.І., Бондаренко О.С., Синьогуб І.А. Вплив воєнних дій на морські екосистеми України. *Євроінтеграція екологічної політики України* : матеріали 5 Всеукр. наук.-практ. конф., м. Одеса, 23 жовтня 2023 р. Одеса, 2023. С. 60–64.
14. Оценка влияния берегозащитного и противооползневого строительства в г. Одессе на экосистему береговой зоны и побережья : Отчет о НИР / ОФИНБИОМ НАН Украины; шифр темы: 7/90. Одесса, 1994. 123 с.
15. Промова Міністра Руслана Стрільця на офіційній робочій зустрічі Міністрів довілля Європейського Союзу на засіданні Наради країн ЄС з довілля. / Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України : вебсайт. URL: <https://merp.gov.ua>.
16. Реєстр гідротехнічних споруд України, ДП «АМПУ». URL: <https://www.uspa.gov.ua/reyestr-gts> (дата звернення: 18.10.2023).
17. Руководство по химическому анализу морских вод. С.-П. : Гидрометеиздат, 1993. 263 с.
18. Цыбань А.В. Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений. Л. : Гидрометеиздат, 1980. 190 с.
19. Численко Л.Л. Номограммы для определения веса водных организмов по размерам и форме тела. М. : Наука, 1968. 105 с.
20. Alexandrov B., Arashkevich E., Gubanova A., Korshenko A. Black Sea Monitoring Guidelines Meso zooplankton. EMBLAS. Project Activity 3: October 2014. 31 p.
21. Brockmann C., Doerffer R., Peters M., Kerstin S., Embacher S., Ruescas A. Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. *Living Planet Symposium*. 2016. Vol. 740. P. 54.
22. CMS. Copernicus Marine Service – CMEMS (Copernicus Marine Environment Monitoring Service), 2023. URL: <https://marine.copernicus.eu/> (дата звернення: 18.10.2023).
23. Guiry M.D, Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. URL: <http://www.algaebase.org> (дата звернення: 18.10.2023).
24. Kajiyama T., D’Alimonte D., Zibordi G. Algorithms merging for the determination of chlorophyll-a concentration in the Black sea. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*. 2018. Vol. 16(5). P. 677–681.
25. Minicheva G.G., Zotov A.B., Kalashnik E.S. Comparison of «bloom» and fire on the example of algaesystem phytoplankton-macrophytes. *International Journal on Algae*. 2014. 16 (3). P. 263–270.
26. Moncheva S., Parr B. Manual for phytoplankton sampling and analysis in the Black Sea. Istanbul. Turkey, 2010. 68 p.
27. Open Geospatial Consortium. URL: <https://emodnet.ec.europa.eu/en/emodnet-web-service-documentation#data-download-services> (дата звернення: 18.10.2023).
28. Pereira P., Zhao W., Symochko L., Inacio M., Bogunovic I., Barcelo D. The Russian-Ukrainian armed conflict impact will push back the sustainable development goals. *Geography and Sustainability*. 2022. Vol. 3(3). P. 277–287.
29. Sonntag B., Posch T., Psenner R. Comparison of three methods for determining flagellate abundance, cell size, and biovolume in cultures and natural freshwater samples. *Archiv für Hydrobiologie*. 2000. Vol. 149(2). Pp. 337–351.
30. Sousa R.G., Silva J.P.D., Douda K., Mammola S. The cost of war for biodiversity: a potential ecocide in Ukraine. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2022. Vol. 20(7). P. 394–396.
31. Tuchkovenko Y.S., Kushnir D.V., Ovcharuk V.A., Sokolov A.V., Komorin V.N. Characteristics of Black Sea dispersion of freshened and polluted transitional waters from the Dnipro-Bug estuary after destruction of the Kakhovka Reservoir dam. *Ukrainian hydrometeorological journal*. 2023. Vol. 32. P. 95–114.
32. Vincx M. Meiofauna in marine and freshwater sediments. *Methods for the examination of organismal diversity in soils and sediments* / in ed. Hall G.S. Cambridge : University Press, 1996. Pp. 187–195.
33. Vyshnevskiy V., Shevchuk S., Komorin V., Oleynik Y., Gleick P. The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water international*. 2023. Vol. 48(5). P. 631–647.
34. Wieser W. Die Beziehung zwischen Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Arkiv für Zoologi*. 1953. 4(2). Pp. 439–484.
35. World Register of Marine Species. URL: <https://www.marinespecies.org> (дата звернення: 18.10.2023).

References

- Ambrose, A.I. (1956). *Ryby Dnepra, Yuzhnogo Buga i Dneprovsko-Bugskogo limana [Fishes of the Dnieper, Southern Bug and Dnieper-Bug estuary]*. Kyiv: Publishing house AN USSR [in Russian].
- Afanasyev, S.O. (2023). Pro ekologichni naslidky ruynuvannya hrebli Kakhovs'koyi HES: Stenohrama dopovidi na zasidanni Prezydiyi NAN Ukrayiny 6 veresnya 2023 roku [About the ecological consequences of the destruction of the Kakhovska HPP dam]. *Visnyk NAN Ukrayiny – Visnyk of the National Academy of Sciences of Ukraine, 11*, 71–80 [in Ukrainian].
- Bryantseva, Yu.V., Lyakh, A.M., & Sergeyeva, A.V. (2005). Raschet ob'yemov i ploshchadey poverkhnosti odnokletochnykh vodorosley Chernogo moray [Calculation of volumes and surface areas of unicellular algae of the Black Sea]. Sevastopol': Institut biologii yuzhnykh morey NAN Ukrainy [in Russian].
- Vorobyova, L.V. (1999). *Meyobentos ukrainskogo shel'fa Chernogo i Azovskogo morey [Meiobenthos of the Ukrainian shelf of the Black and Azov seas]*. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].
- Gusliakov, N.E. (1980). *Mikrofitobentos. Rukovodstvo po metodam biologicheskogo analiza morskoi vody i donnykh otlozhenii [Microphytobenthos. Guide to Methods for the Biological Analysis of Seawater and Bottom Sediments]*. A.V. Cibán (Ed.). L.: Gidrometeoizdat [in Russian].
- Yakist' vody. Vyznachannya hostroyi letal'noyi toksychnosti na *Daphnia magna* Straus ta *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 6341:1996, MOD) [Water quality. Determination of acute lethal toxicity to *Daphnia magna* Straus and *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 6341:1996, MOD)]. (2004). *DSTU 4173-2003*. Kyiv: Derzhstandart Ukrayiny [in Ukrainian].
- Yakist' vody. Vidbyrannya prob. Chastyna 9. Nastanovy shchodo vidbyrannya prob mors'koyi vody (ISO 5667-9: 1992, IDT) [Water quality. Sampling of samples. Part 9: Guidelines for seawater sampling (ISO 5667-9: 1992, IDT)]. (2006). *DSTU ISO 5667-9: 2005*. Kyiv: Derzhstandart Ukrayiny [in Ukrainian].
- Eremenko, T.I. (1980). *Makrofitobentos. Rukovodstvo po metodam biologicheskogo analiza morskoi vody i donnykh otlozhenii [Macrophytobenthos. Guide to Methods for the Biological Analysis of Seawater and Bottom Sediments]*. A.V. Cibán (Ed.). L.: Gidrometeoizdat [in Russian].
- Demchenko, V.O. et al. (2021). *Zakonomirnosti formuvannya produktsiynoho potentsialu Azovo-Chornomors'kykh ekosystem pid vplyvom pryrodnykh ta antropohennykh zmin: naukovyy zvit fundamentalnykh doslidzhen [Patterns of formation of the productive potential of the Azov-Black Sea ecosystems under the influence of natural and anthropogenic changes: scientific report of fundamental research]*. State Institution «IMB NAS of Ukraine» [in Ukrainian].
- Ivanov, V.N. (Ed). (2007). *Marikul'tura midiy na Chornom more [Mussel mariculture in the Black Sea]*. Sevastopol: ECOSI-Hydrophysics [in Russian].
- Minicheva, G.G. (1997). Morfofunktsional'nyye aspekty raznoobraziya formy tela vodorosley [Morphofunctional aspects of body shape diversity in algae]. *Al'gologiya – Algology, 7(3)*, 241–250 [in Russian].
- Minicheva, G.G., Zotov, A.B. & Kosenko, M.N. (2003). *Metodicheskie rekomendatsii po opredeleniiu morfofunktsionalnykh pokazatelei odnokletochnykh i mnogokletochnykh form vodnoi rastitelnosti [Methodical recommendations on the morpho-functional indexes define for unicellular and multicellular forms of aquatic vegetation]*. Odessa: CNTEPI ONYUA [in Russian].
- Minicheva, H.H., Sokolov, YE.V, Harkusha, O.P., Son, M.O., Bol'shakov, V.M., Bohatova, Yu.I. et al. (2023). Vplyv voyennykh diy na mors'ki ekosystemy Ukrayiny [The impact of military actions on marine ecosystems of Ukraine]. Proceedings from: 5 *Vseukrayins'ka naukovopraktychna konferentsiya «Yevrointehratsiya ekologichnoyi polityky Ukrayiny» – 5 All-Ukrainian scientific and practical conference “European integration of environmental policy of Ukraine”*. Pp. 60–64. Odesa [in Ukrainian].
- Odesa Branch of the Institute of Biology of the Southern Seas. (1994). *Otsenka vliyaniya beregozashchitnogo i protivopopolznevogo stroitel'stva v g. Odesse na ekosistemu beregovoy zony i poberezh'ya [Assessment of the impact of coastal protection and landslide-resistant construction in Odesa on the ecosystem of the coastal zone and coast]*. (subject code: 7/90) [in Russian].
- Promova Ministra Ruslana Stril'tsya na ofitsiyniy robochiy zustrichi Ministriv dokilliya Yevropeys'koho Soyuzu na zasidanni Narady krayin YES z dokilliya. Retrieved from: <https://mepr.gov.ua> [in Ukrainian].
- Reyestr hidrotekhnichnykh sporud Ukrayiny [Register of Hydraulic Structures of Ukraine]. Retrieved from: <https://www.uspa.gov.ua/reyster-gts> [in Ukrainian].
- Rukovodstvo po khimicheskomu analizu morskikh vod [Manual on chemical analysis of sea waters]*. (1993). St.-P.: Gidrometeoizdat [in Russian].
- Tsyban, A.V. (1980). *Rukovodstvo po metodam biologicheskogo analiza morskoy vody i donnykh otlozheniy [Manual on methods of biological analysis of sea water and bottom sediments]*. L.: Gidrometeoizdat [in Russian].
- Chislenko, L.L. (1968). *Nomogrammy dlya opredeleniya vesa vodnykh organizmov po razmeram i forme tela [Nomograms for determining the weight of aquatic organisms by body size and shape]*. M.: Nauka [in Russian].
- Alexandrov, B., Arashkevich, E., Gubanova, A., Korshenko, A. (2014). Black Sea Monitoring Guidelines Mesooplankton. EMBLAS. Project Activity 3.
- Brockmann, C., Doerffer, R., Peters, M., Kerstin, S., Embacher, S., & Ruescas A. (2016). Evolution of the C2RCC

neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. *Living Planet Symposium*, 740, 54.

22. CMS. Copernicus Marine Service – CMEMS (Copernicus Marine Environment Monitoring Service). Retrieved from: <https://marine.copernicus.eu>.

23. Guiry, M.D., & Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Retrieved from: <http://www.algaebase.org>.

24. Kajiyama, T., D'Alimonte, D., & Zibordi, G. (2018). Algorithms merging for the determination of chlorophyll-a concentration in the Black sea. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 16(5), 677–681.

25. Minicheva, G.G., Zotov, A.B., & Kalashnik, E.S. (2014). Comparison of “bloom” and fire on the example of algae system phytoplankton-macrophytes. *International Journal on Algae*, 16(3), 263–270.

26. Moncheva, S., & Parr, B. (2010). Manual for phytoplankton sampling and analysis in the Black Sea. Istanbul.

27. Open Geospatial Consortium. Retrieved from: <https://emodnet.ec.europa.eu/en/emodnet-web-service-documentation#data-download-services>.

28. Pereira, P., Zhao, W., Symochko, L., Inacio, M., Bogunovic, I., & Barcelo D. (2022). The Russian-Ukrainian armed conflict impact will push back the sustainable development goals. *Geography and Sustainability*, 3(3), 277–287.

29. Sonntag, B., Posch, T., & Psenner, R. (2000). Comparison of three methods for determining flagellate abundance, cell size, and biovolume in cultures and natural freshwater samples. *Archiv für Hydrobiologie*, 149(2), 337–351.

30. Sousa, R.G., Silva, J.P.D., Douda, K., & Mammola, S. (2022). The cost of war for biodiversity: a potential ecocide in Ukraine. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 20(7), 394–396.

31. Tuchkovenko, Y.S., Kushnir, D.V., Ovcharuk, V.A., Sokolov, A.V., & Komorin, V.N. (2023). Characteristics of Black Sea dispersion of freshened and polluted transitional waters from the Dnipro-Bug estuary after destruction of the Kakhovka Reservoir dam. *Ukrainian hydrometeorological journal*, 32, 95–114.

32. Vincx, M. (1996). Meiofauna in marine and freshwater sediments. *Methods for the examination of organismal diversity in soils and sediments*, pp. 187–195. Cambridge: University Press.

33. Vyshnevskiy, V., Shevchuk, S., Komorin, V., Olynyk, Y., & Gleick, P. (2023). The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water international*, 48(5), 631–647.

34. Wieser, W. (1953). Die Beziehung zwischen Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Arkiv für Zoologi*, 4(2), 439–484.

35. World Register of Marine Species. Retrieved from: <https://www.marinespecies.org>.

REACTION OF THE MARINE ECOSYSTEM TO THE CONSEQUENCES OF DESTRUCTION OF THE KAKHOVKA RESERVOIR DAM

Minicheva G.G., Corr. member of NAS of Ukraine, Dr. Sci., Senior Researcher, **Bondarenko O.S.**, PhD, **Bogatova Yu.I.**, PhD, Senior Researcher, **Bolshakov V.M.**, PhD, Senior Researcher, **Bushuiev S.G.**, PhD, **Garkusha O.P.**, PhD, **Dyatlov S.Ye.**, PhD, Docent, **Kalashnik E.S.**, PhD, **Koshelev O.V.**, PhD, **Kudrenko S.A.**, PhD, **Kulakova I.I.**, PhD, Senior Researcher, **Marinets A.V.**, Junior Researcher, **Migas R.V.**, Junior Researcher, **Martynyuk M.O.**, PhD, **Nikonova S.Ye.**, Junior Researcher, **Rybalko O.A.**, Junior Researcher, **Synyogub I.O.**, Senior Researcher, **Sokolov Ye.V.**, PhD, **Stadnichenko S.V.**, PhD, Senior Researcher, **Khutornoi S.O.**, PhD, **Vinogradov O.K.**, Dr. Sci., Senior Scientist, **Kvach Yu.V.**, Dr. Sci., Senior Researcher, **Demchenko V.O.**, Dr. Sci., Senior Researcher, **Son M.O.**, Dr. Sci. Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine, minicheva@ukr.net

The paper presents the results of the research of the Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine on the impact of the consequences of the destruction of the Kakhovka Reservoir dam on the ecosystem of the Black Sea shelf of Ukraine. Expeditionary research was conducted in June–August 2023 at 11 sampling sites of the sea coast from the village of Koblevo to Cape Velykyi Fontan. The hydrological and hydrochemical parameters, water toxicity, the state of biotic communities (microsammon, meiobenthos, macrozoobenthos, phytobenthos, phytoplankton, zooplankton) and aquatic bioresources were analysed. Satellite data was used to obtain chlorophyll a concentration. To assess the extent of the ecosystem’s response to the effects of the Kakhovka Reservoir’s water intrusion, for the abiotic and biotic components, anomalies were identified, which were calculated as the percentage deviation of the indicator value in the period June–August 2023. from the regional norm for the specified period. The “explosive” phase of the impact lasted about three months from the onset of the disaster on 6 June 2023. In August 2023, most indicators returned to the regional average. The discharge of the Kakhovka Reservoir waters into the marine ecosystem resulted in desalination of the sea on the Odesa coast to 3.95‰, a decrease in the oxygen saturation of the sea surface layer by less than 75%, an increase in the concentration of ammonium nitrogen to 13.8 threshold limit value and the occurrence of acute lethal toxicity. An increase in the concentration of chlorophyll a and the blooming of blue-green planktonic algae were recorded. In the bottom communities, the development of macrophytobenthos was suppressed, abnormal changes

in the values of macrophyte surface indices, and significant changes in the structure of zooplankton communities were observed. The deaths of freshwater fish species that got into the sea waters and the massive death of the Black Sea mussel in the amount of about 105 million individuals and 3.7 thousand tonnes of biomass were noted. A generalised assessment of the abiotic and biotic indicators anomalies during the first three months of the “explosive” phase allowed us to identify four stages: I – hydrological, hydrochemical and physical explosive impact, with priorities for significant anomalies in river flow and salinity reduction (6–11 June); II – explosive biota reaction with priorities for acute reactions of the phyto- and zoocomponents (12 June – 10 July); III – high level of production and destruction processes (11 July – 10 August); IV – return to the regional level (11–31 August).

Key words: military actions, Kakhovskaya HPP, Black Sea, disaster, abiotic indicators, biota, anomalies.

УДК 504.064.3(262.5: 1–16)
DOI 10.47143/1684-1557/2023.1-2.7

ПРОСТОРОВА ОЦІНКА РОЗПОДІЛУ КОНЦЕНТРАЦІЇ ХЛОРОФІЛУ «А» УКРАЇНСЬКОГО СЕКТОРУ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

Соколов Є.В. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України», sokolovev87@gmail.com

Засобами геоінформаційних систем проведений просторово-статистичний аналіз розподілу концентрації хлорофілу «а», отриманий на основі супутникових спостережень у водах північно-західної частини Чорного моря за літній період з різною водністю років. Розглянута часова динаміка концентрації хлорофілу «а», яка пов'язана з впливом річкового стоку та іншими факторами. На основі баз геоданих міжнародних «онлайн-сервісів» (платформ) («Copernicus Marine Service», «Giovanni – NASA»), «Copernicus climate change») та аналітичних можливостей програмної платформи «ESA SNAP» виявлений взаємозв'язок між концентрацією хлорофілу «а», температурою води, інсоляцією та концентрацією фосфатів як характеристики комплексної динаміки водних екосистем у регіоні. Розраховані просторові аномалії концентрації хлорофілу «а» на основі статистичних меж середніх значень та середньоквадратичних відхилень. Проведено просторове зонування акваторії за ризиком евтрофікації, використовуючи статистичний аналіз, у тому числі в межах національних підрозділів водних тіл, визначених у рамках Водної рамкової директиви та Морської стратегії ЄС. Дослідження включали аналіз спектральних характеристик морської поверхні, зокрема коефіцієнта відбиття світла, на основі супутникових знімків Sentinel 3 (OLCI). За допомогою інструментів біооптичного процесору «Case 2 Regional Coast Colour (C2RCC)» вивчено взаємозв'язок між концентрацією хлорофілу «а» та відбиттям світла в різних спектральних діапазонах.

Досліджено багаторічний розподіл розчиненого кисню в придонному шарі на основі гідродинамічної моделі «Black Sea Biogeochemistry Analysis and Forecast» міжнародного сервісу «CMEMS» щодо визначення найбільш вразливих ділянок до впливу процесів евтрофікації в умовах вертикального розшарування за щільністю води.

Ключові слова: екологічний стан, евтрофікація, північно-західна частина Чорного моря, дані дистанційного зондування, геоінформаційний аналіз.

Вступ

Антропогенна евтрофікація та пов'язані з цим спалахи «цвітіння» угруповань фітопланктону є поширеним явищем у морських прибережних та шельфових водах північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧМ), особливо в зоні впливу стоку річок, що призводить до порушення процесів екологічного балансу та екосистемних послуг (Kahru, Savchuk, and Elmgren 2007; Сафранов та ін. 2022).

За природними умовами цей регіон є складним та гетерогенним з точки зору як широтної, так і вертикальної структури екофакторів. У результаті великого стоку річок (більше 80% від загального стоку, що впадають у Чорне море (Зайцев 1998) та розчленованої структури донної морфології рельєфу (палеодолин з водороздільними просторами річок) відбувається уповільнення вертикального перемішування водних мас внаслідок розшарування водної товщі за щільністю по глибині. Обширні мілководдя зумовлюють протяжні зони фіталі з інфралітораллю та циркулітораллю (Мінічева, Соколов 2021). Екорегіон також містить численні морські природоохоронні акваторії (Alexandrov, Minicheva, and Zaitsev 2017) та визначені екологічно і біологічно значущі райони (EBSA) (Report ... 2017). Водночас різнобічний соціально-економічний потенціал прибережної

та шельфової частин регіону визначає потужне навантаження на його регулюючі екосистемні послуги (Сафранов та ін. 2022). Масштаби біогенного навантаження та пов'язаний з ним рівень евтрофікації морських екосистем ПЗЧМ найбільший порівняно з іншими регіонами Чорного моря (Bakan, and Büyükgüngör 2000).

У таких умовах масовий розвиток фітопланктону, підсилений антропогенним впливом з кліматичними змінами, не тільки викликає синтез токсинів, які негативно впливають на якість морського середовища (O'Neil et al. 2012), але і призводить до зменшення фотичної зони та рівня розчиненого у воді кисню, зміни окислювально-відновних умов з виникненням процесів вторинної евтрофікації (Vahtera et al. 2007).

Оцінка концентрації хлорофілу «а», як рівня евтрофікації, визначено Рамковою директивою про морську стратегію одним з індикаторів Дескриптора 5 «Евтрофікація» (Directive 2008/56/ЄС 2008).

Сучасні спостереження за станом довкілля включають моделювання розподілу гідроекологічних характеристик на основі супутникових даних, які вимірюють спектральну природу – колір води. Використання націлених на проведення атмосферної корекції оптичних процесорів дає змогу дис-

танційно визначати власні оптичні властивості морської води, три основні оптично значущі концентрації: пігменти фітопланктону, загальну кількість зважених речовин, жовту речовину (Brockmann et al. 2016). Моніторинг концентрації хлорофілу «а», включаючи вимірювання методом «In Situ», в регіоні здійснюється у співробітництві з Українським науковим центром екології моря (Забруднення ... 2023) в рамках об'єднаних міжнародних проєктів Чорноморської комісії BSIMAP (O'Neil et al. 2012), у проєкті інтегрованого моніторингу Чорного моря (MISIS) (Kajiyama, D'Alimonte, and Zibordi 2018), проєкті екологічного моніторингу Чорного моря – EMBLAS, відповідно до Рамкової директиви про морську стратегію (Alexandrov, Minicheva, and Zaitsev 2017).

Перелічені вище особливості регіону та можливості дистанційного моніторингу зумовлюють мету роботи – оцінку просторово-часової динаміки та екофакторного впливу на розподіл концентрації хлорофілу «а» в північно-західній частині Чорного моря за літні періоди різної водності років.

Матеріал та методи досліджень

Дослідження у регіоні концентрації хлорофілу «а», визначеної за дистанційними даними, включали у себе комплекс методів та інструментів з отримання відповідних даних та оцінки їх просторово-часової динаміки, а також оптичних характеристик морської води за різної концентрації показника.

Просторові дані концентрації хлорофілу «а» за роки з різною водністю (2010–2021 рр.) були отримані з використанням міжнародних платформ: «Copernicus Marine Service – CMEMS» (Copernicus ... 2023) з набору даних: «Black Sea Ocean Colour Plankton MY L4» (Kajiyama, D'Alimonte, and Zibordi 2018), продуктів обробки Sentinel 3 (OLCI). Водність року визначалась за ранжуванням багаторічних значень обсягів стоку р. Дунай (W , $\text{км}^3 \cdot \text{рік}^{-1}$), оскільки це найбільша європейська річка, на яку припадає 61% загального річкового стоку до Чорного моря (Bakan, and Büyükgüngör 2000; Zaitsev 2008). Середньомісячні значення стоку р. Дунай були отримані за даними спостережень Дунайської Гідрометеорологічної обсерваторії. Водність року за стоком р. Дунай на основі ранжування значень даних була поділена на три групи: багатоводна ($211\text{--}300 \text{ км}^3 \cdot \text{рік}^{-1}$), середньоводна ($190\text{--}210 \text{ км}^3 \cdot \text{рік}^{-1}$), маловодна ($132\text{--}189 \text{ км}^3 \cdot \text{рік}^{-1}$).

Окрім концентрації хлорофілу «а», були побудовані спектральні профілі значень оптичної характеристики – коефіцієнта відбиття морської поверхні (normalized water leaving reflectance – « $\rho_{\text{w}}^{\text{wn}}$ ») у точках з різною концентрацією, за даними супутника Sentinel 3 (OLCI). Отримання даних щодо концентрації хлорофілу «а» із супутникового знімка, а також розрахунок

коефіцієнта відбиття, відбувалися в різних спектральних смугах на основі використання біооптичного процесору «Case 2 Regional Coast Colour (C2RCC)». Процесор C2RCC є програмним забезпеченням для обробки даних кольору океану з різних супутникових інструментів, наприклад, OLI, MERIS, MODIS, SeaWiFS, MSI і OLCI (Brockmann et al. 2016). Обробка супутникових даних процесором C2RCC виконується набором нейронних мереж, які генеруються для кожного датчика з використанням підмножини смуг цього датчика. Основна нейронна мережа визначає коефіцієнт спектрального відбиття води та концентрації хлорофілу «а» після проведення атмосферної корекції. Точність та репрезентативність визначення дистанційних значень концентрації хлорофілу «а» за допомогою C2RCC була перевірена для українського сектору ПЗЧМ за щільністю кореляційного зв'язку з даними «In Situ» (Vaičiūtė et al. 2024). Використання саме цього процесора зумовлено його адаптованістю до напівзамкнених морів («Case-2» Waters) з високою оптичною складністю (Brockmann et al. 2016).

На основі гідродинамічної моделі «Black Sea Biogeochemistry Analysis and Forecast» (Ciliberti et al. 2021) міжнародного сервісу «CMEMS» був побудований розподіл розчиненого кисню в придонному шарі.

Кореляційний зв'язок між поверхневою температурою води та концентрацією хлорофілу «а» був оцінений на основі результатів аналізу супутникових даних MODIS-aqua та вбудованих інструментів міжнародного сервісу (платформи) «Giovanni – NASA» (2023).

Кореляційний зв'язок між концентрацією хлорофілу «а» та інсоляцією сонячного світла (сумарний потік сонячної радіації) був проведений на основі даних сервісу «CMEMS», з набору геоданих «Black Sea Biogeochemistry Reanalysis» (Grégoire, Vandembulcke, and Capet 2020) та «Copernicus climate change» (Copernicus ... 2023), з набору даних «Agrometeorological indicators from 1979 to present derived from reanalysis» (Vanella et al. 2022).

Кореляційний зв'язок між концентрацією хлорофілу «а» та концентрацією фосфатів (PO_4) був проведений на основі геоданих сервісу «CMEMS» з набору даних «Black Sea Biogeochemistry Reanalysis» (Ciliberti et al. 2021).

Оцінка просторово-часової зміни розподілу концентрації хлорофілу «а» проводилась з інтервалом у 4 дні в літній період 2021 року на основі віднімання «крайніх» цифрових растрів концентрації за вказані діапазони дат з використанням інструменту просторової алгебри «Калькулятор растрів» програмного комплексу QGIS.

Визначення аномалій розподілу концентрації хлорофілу «а» на шельфі ПЗЧМ проводилось на основі просторового ранжування стосовно

середнього багаторічного значення (Avg) концентрації хлорофілу «а» за літній період. Пороговим кроком аномалій слугувала величина перевищення середнього значення концентрації на одне, два, три або більше стандартних (середньоквадратичних) відхилень (StDev).

Водні тіла національних морських вод, визначених за підходами Морської Стратегії ЄС (Directive ... 2008), були проранжовані за значеннями концентрації хлорофілу «а».

Результати та обговорення

За оцінкою значень просторового багаторічного розподілу концентрації хлорофілу «а» в літній період в акваторіях шельфу ПЗЧМ кількісні значення збільшуються відповідно до обсягів річкового стоку (рис. 1).

Прибережна інфраліторальна зона характеризується перевищенням значень концентрації хлорофілу «а» пелагічної зони на декілька порядків (у 20 разів та більше), що вказує на «імпакт» фактор впливу річкового та агломераційного стоку, які формують гетерогенність розподілу показника. Статистична оцінка «нормальності» розподілу показника в шельфовій та інфраліторальній зонах (табл. 1) характеризується вкрай нерівномірністю та аномальністю.

Стандартне відхилення, як ступінь розсіяння значень стосовно середньої величини шельфу за оцінювальний період, характеризується здебільшого перевищенням у два рази, тобто значеннями коефіцієнта варіації більше 200%. Найбільший «імпакт» фактор гетерогенності за значенням коефіцієнта

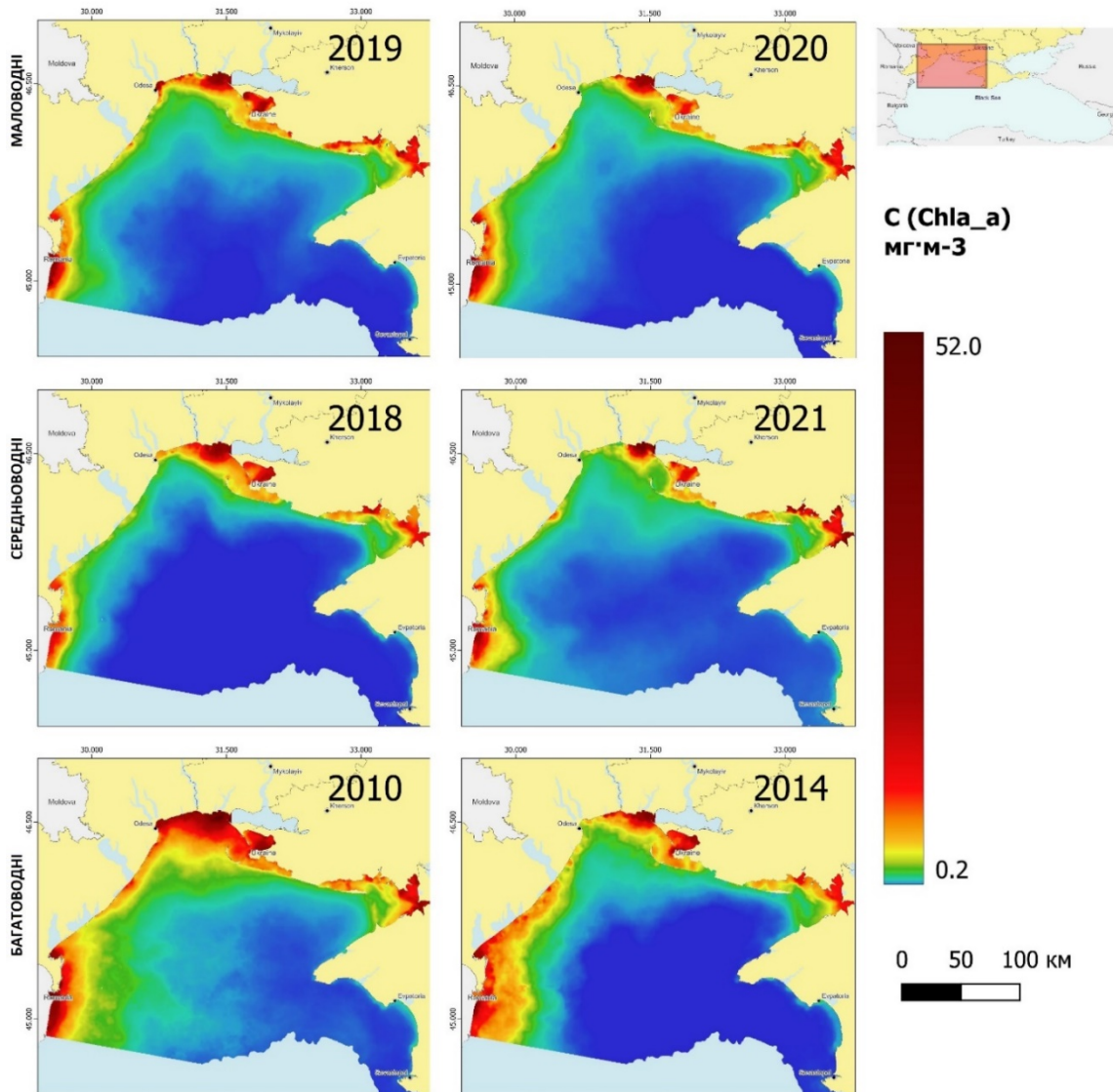


Рис. 1. Середні значення розподілу концентрації хлорофілу «а» в літній період у різні за водністю групи років

Статистичні характеристики розподілу концентрації хлорофілу «а» шельфу ПЗЧМ у літній період за роками різної групи водності (мг·м⁻³)

Рік/ Група водності за стоком р. Дунай	Mean	Median	Stdev	Min	Max	Majority	Cv (%)	
Статистичні характеристики шельфу ПЗЧМ								
2020	Маловодна	1,31	0,49	2,56	0,17	26,91	0,93	195,03
2019	Маловодна	1,50	0,53	2,99	0,20	36,40	1,03	199,48
2018	Середньоводна	1,21	0,29	2,70	0,14	32,81	0,68	222,96
2021	Середньоводна	1,34	0,44	3,09	0,24	50,34	1,01	230,73
2010	Багатоводна	2,56	0,85	4,69	0,26	52,07	2,01	183,07
2014	Багатоводна	1,74	0,43	3,16	0,13	37,63	1,07	181,10
Багаторічні значення		1,61	0,50	3,02	0,22	34,30	0,22	187,64
Статистичні характеристики в інфраліторальній зоні (ізобата – 15 м) ПЗЧМ								
2020	Маловодна	3,95	2,27	4,25	0,21	26,91	0,93	107,58
2019	Маловодна	4,71	2,78	4,99	0,30	36,40	1,03	106,13
2018	Середньоводна	4,25	2,28	4,80	0,25	32,81	0,68	112,85
2021	Середньоводна	4,21	2,05	5,77	0,30	50,34	1,01	137,09
2010	Багатоводна	7,31	4,60	7,93	0,28	52,07	2,01	108,52
2014	Багатоводна	4,86	3,43	4,99	0,22	37,63	1,07	102,50
Багаторічні значення		4,88	4,88	3,15	5,06	34,30	0,27	1,12

Примітка: *Mean – середнє значення; Median – медіана; Stdev – стандартне відхилення; Min – мінімальне значення; Max – максимальне значення; Majority – найбільш поширене значення; Cv – коефіцієнт варіації.

притаманний середньоводній групі років. За співвідношенням середнього значення та медіани розподіл не є нормальним і відображається дуже сильна позитивна асиметрія для всіх років, що свідчить про високі значення середніх концентрацій та локальності впливу на екосистему, що також є ознакою просторових аномалій.

Природна специфіка вертикальної структури водної товщі шельфу ПЗЧМ (Bakan, and Büyükgüngör 2000) на тлі «цвітіння» води призводить до розвитку гіпоксійних умов у донних горизонтах, у місцях, де набувають чинності три фактори: від'ємні форми рельєфу, вертикальна термохалінна структура, алохтонний вплив річкового стоку.

У циркуліторальній зоні ПЗЧМ насамперед гіпоксійні явища поширені в Одеському жолобі та палео-долині Дніпра, де на фактор стоку опрісненого з антропогенним впливом евтрофікації накладається геоморфологічний чинник, що перешкоджає вертикальному перемішуванню та спричиняє розшарування за щільністю (зверху «легка» опріснена тепла вода, знизу «важка» – холодна солонна вода) з погіршенням кисневих умов (рис. 2).

Наслідком «цвітіння» води в таких умовах є зміна окислювально-відновних, біогеохімічних процесів бентосного шару, що зумовлюють зміни запасів біогенних сполук, перш за все азоту і фосфору. Наявність гіпоксії спричиняє вихід фосфору з донних відкладів, зміну співвідношення Редфілда Т:Р, появу відновлених форм

металів і сірководню. Таким чином, наслідки «цвітіння» води в результаті алохтонного евтрофування під впливом річкового стоку стають причинами його подальшого посилення (автохтонної, вторинної евтрофікації), утворюючи замкнуте коло, так зване «порочне» коло евтрофікації (Vahtera et al. 2007).

Оцінка взаємозв'язку між концентрацією хлорофілу «а» та поверхневою температурою води встановила фрагментований у просторі тісний зв'язок між цими параметрами. Так, найбільший позитивний прояв є на мілководді та в зонах впливу річкового стоку, найбільш тісний зворотний зв'язок – у пелагічній зоні (рис. 3). За групою водності найбільші значення коефіцієнта детермінації (R^2) спостерігалися в маловодний рік, найменші – в багатоводний рік.

Кореляційний зв'язок між концентрацією хлорофілу «а» та інсоляцією сонячного світла (сумарний потік сонячної радіації) притаманний зоні впливу р. Дунай виявився статистично значущий з найбільшою тісністю зв'язку у середньоводну групу років (рис. 4), тоді як загалом для регіону зв'язок розсіяний (рис. 5).

У результаті кореляційного аналізу між концентрацією хлорофілу «а» та концентрацією фосфатів (PO_4) у районах найбільшого поширення концентрації фосфатів був отриманий статистично значущий зв'язок з коефіцієнтом детермінації (R^2) від 0,43 до 0,77 залежно від водності року. Найбільш щільний

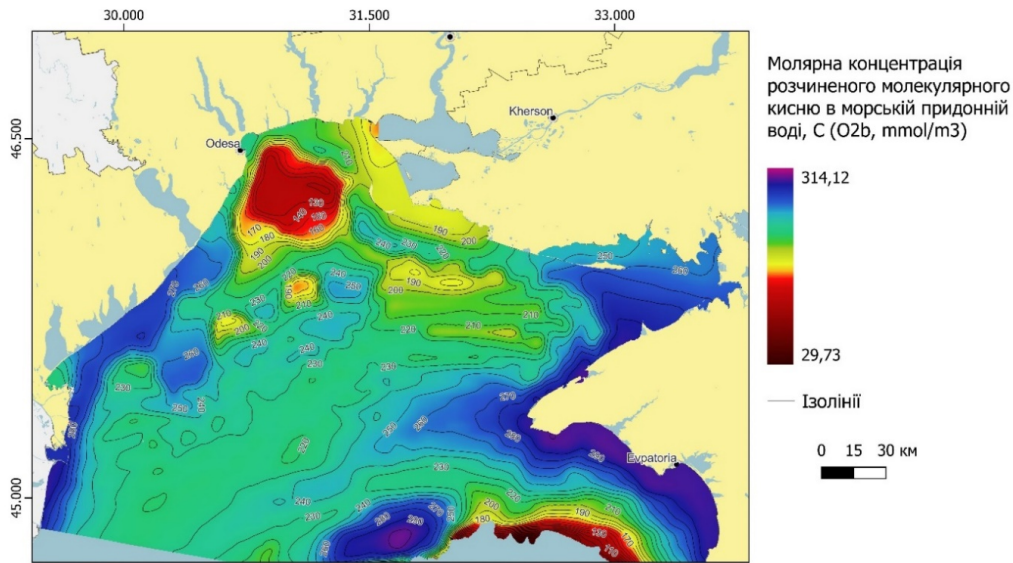


Рис. 2. Багаторічний (2017–2019 рр.) розподіл розчиненого кисню в придонному шарі морської води

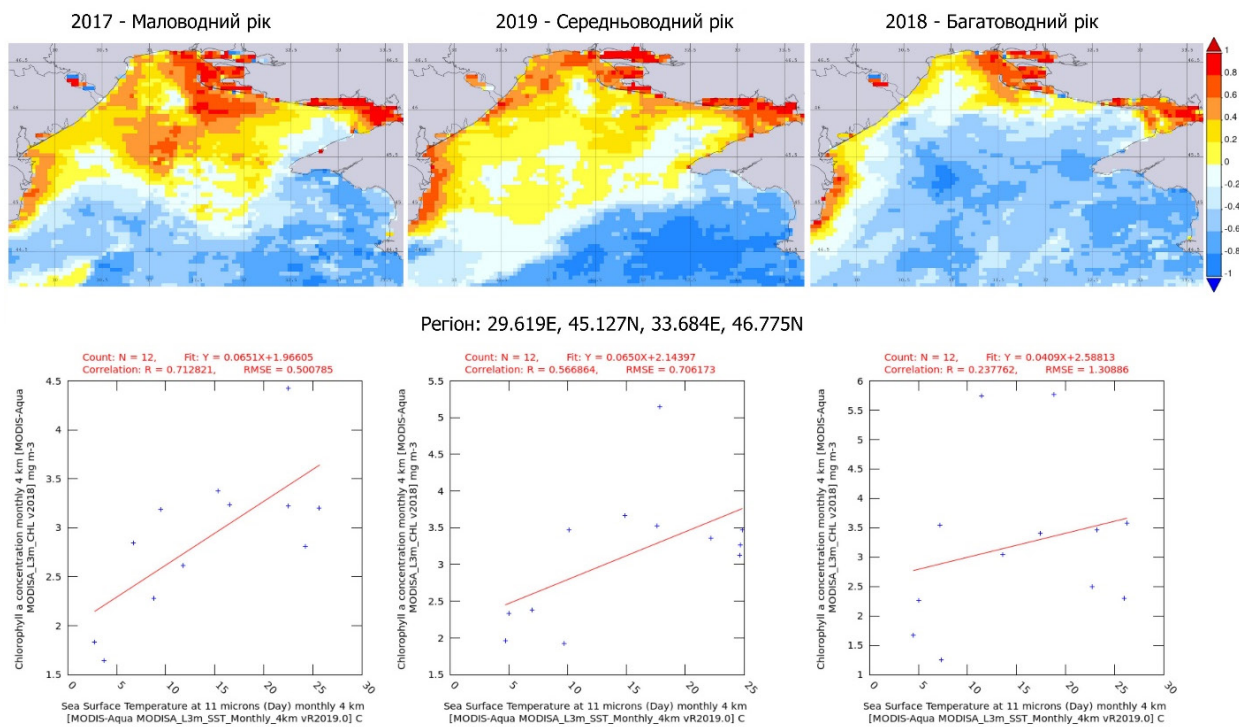


Рис. 3. Багаторічний кореляційний просторовий зв'язок між поверхневою температурою води та концентрацією хлорофілу «а» на основі даних супутника «MODIS-Aqua»: червоний колір – ділянки з найбільш тісним прямим зв'язком; синій колір – ділянки з найбільш тісним зворотним зв'язком

зв'язок – у середньоводні та багатоводні групи років, найменші значення притаманні маловодній групі років (рис. 6).

З метою оцінки чутливості та швидкості динаміки концентрації хлорофілу «а» упродовж місяця, в період кінця травня – початку липня 2021 року,

була отримана просторова добова динаміка концентрації хлорофілу «а» як реакція на погодні та гідрологічні умови. Вона продемонструвала дуже швидку зміну концентрації пігментів, часто протягом одного дня (рис. 7), та розкид статистичних характеристик концентрації хлорофілу «а» (рис. 8).

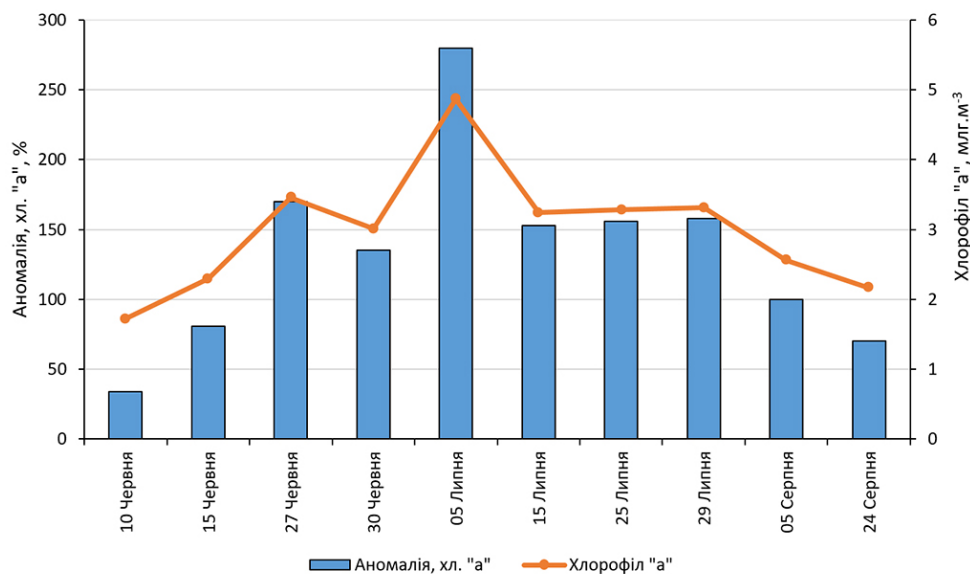


Рис. 4. Багаторічний кореляційний просторовий зв'язок між сонячною інсоляцією та максимальними середньомісячними значеннями концентрації хлорофілу «а» в зоні дії стоку р. Дунай

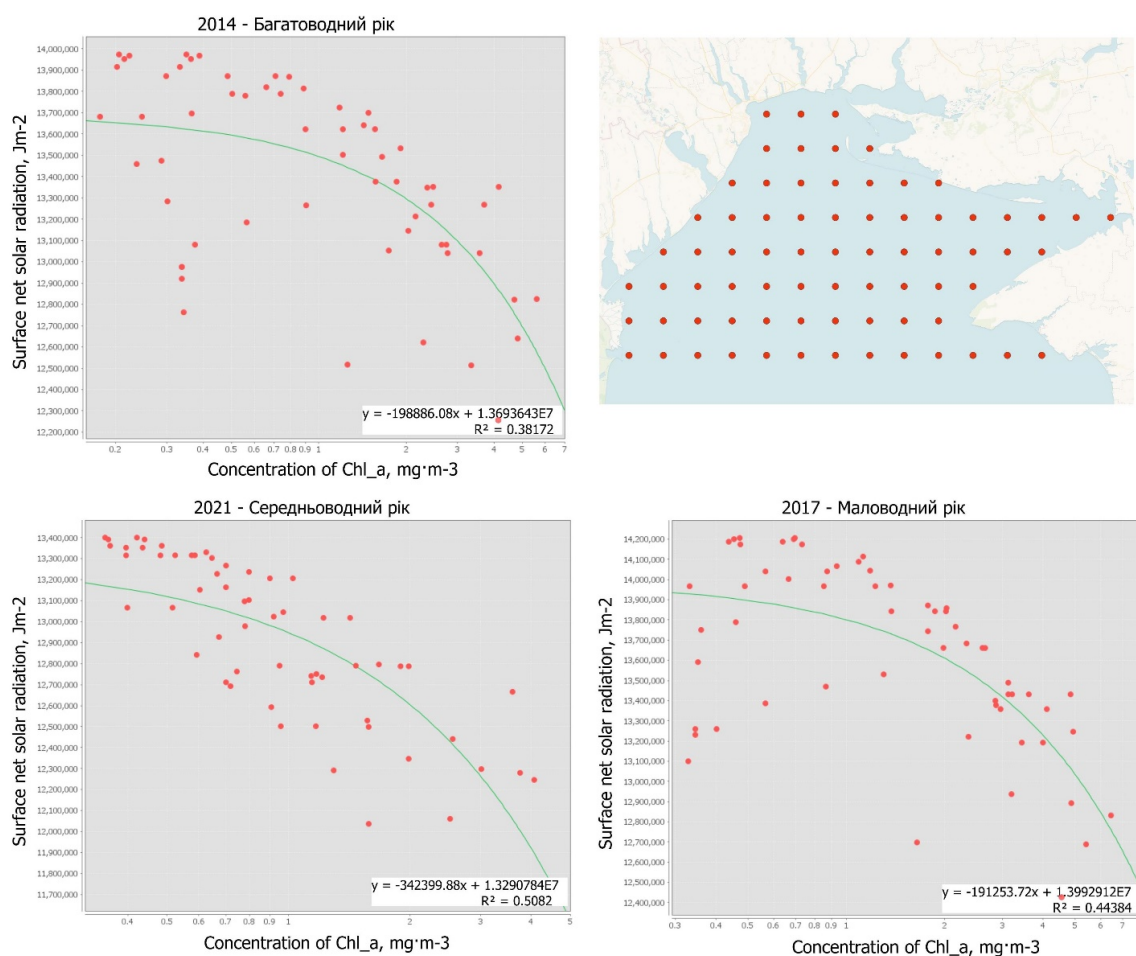


Рис. 5. Багаторічний кореляційний просторовий зв'язок між сонячною інсоляцією та концентрацією хлорофілу «а» на шельфі ПЗЧМ

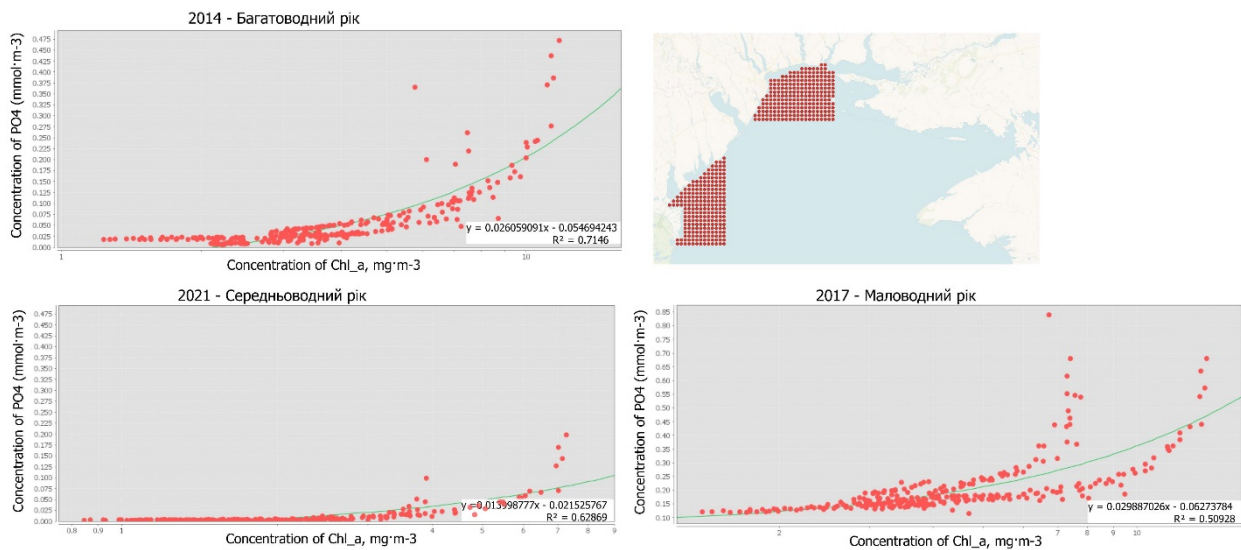


Рис. 6. Багаторічний кореляційний просторовий зв'язок між концентрацією фосфатів та хлорофілу «а» в зонах найбільшого поширення концентрації фосфатів

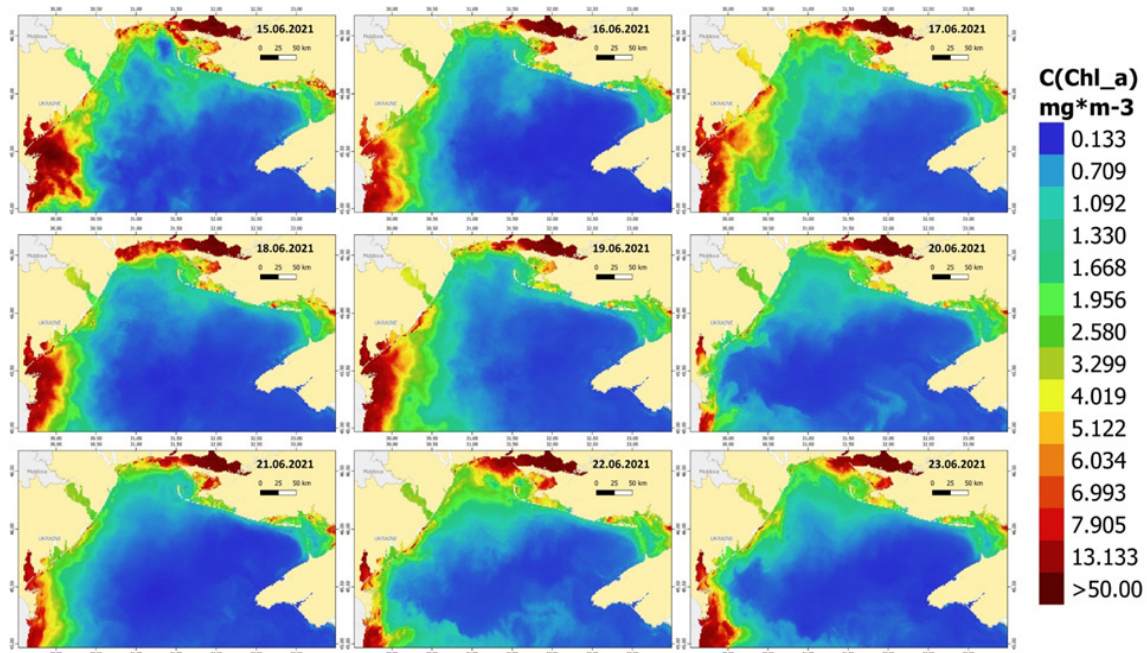


Рис. 7. Розподіл хлорофілу «а» на шельфі ПЗЧМ у червні 2021 року

В усіх випадках стандартне відхилення більше середнього значення, найбільші середні значення концентрації хлорофілу «а» були наприкінці травня, найбільші значення стандартного відхилення – у середині червня. За співвідношенням середнього значення та медіани розподіл не є нормальним і відображає позитивну асиметрію для всіх періодів.

Оцінка зміни просторового розподілу концентрації хлорофілу «а» в межах ПЗЧМ продемонструвало високу динаміку, що змінювалась упродовж декількох днів (рис. 9).

Спектральні профілі значень оптичної характеристики – коефіцієнта відбиття морської поверхні (« ρ_{rown} ») – в точках з різною концентрацією хлорофілу «а» відображають високу мінливість (рис. 10).

Спектральний аналіз знімка Sentinel 3 (OLCI) показав, що морська вода з низькою концентрацією хлорофілу «а» відбиває світло у фіолетовому, синьому та блакитному діапазонах, а в більш довгих довжинах хвиль спостерігається поглинання водою. Зі збільшенням концентрації хлорофілу «а» відбувається зсув максимальних значень відбиття у сторону більших довжин хвиль. Висока концентрація

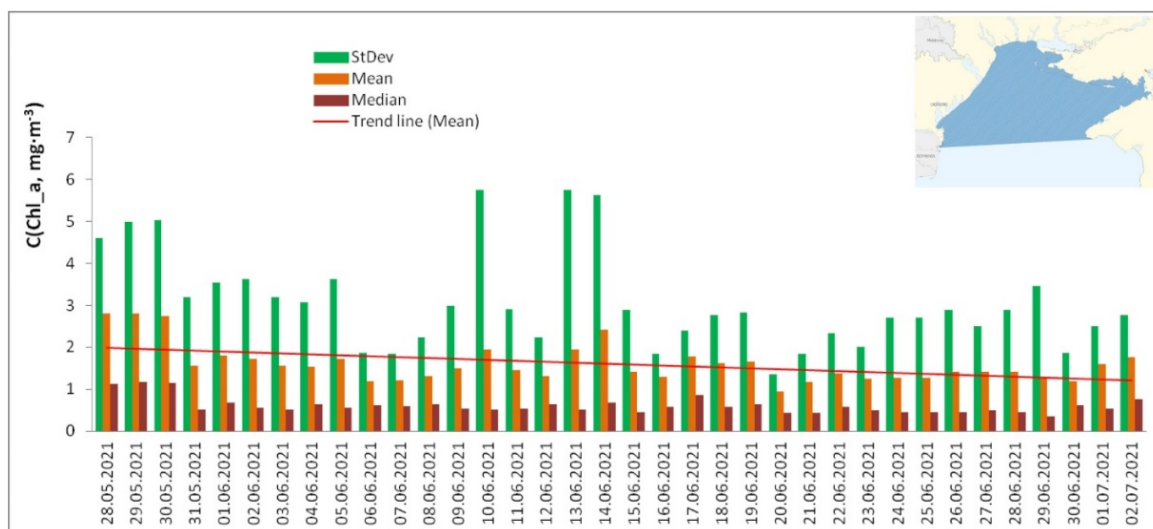


Рис. 8. Динаміка статистичних характеристик розподілу середньодобових концентрацій хлорофілу «а» на шельфі ПЗЧМ у період 28.05.2021 р. – 02.07.2021 р. (*StDev – стандартне (середнє квадратичне) відхилення, Mean – середнє значення, Median – медіана)

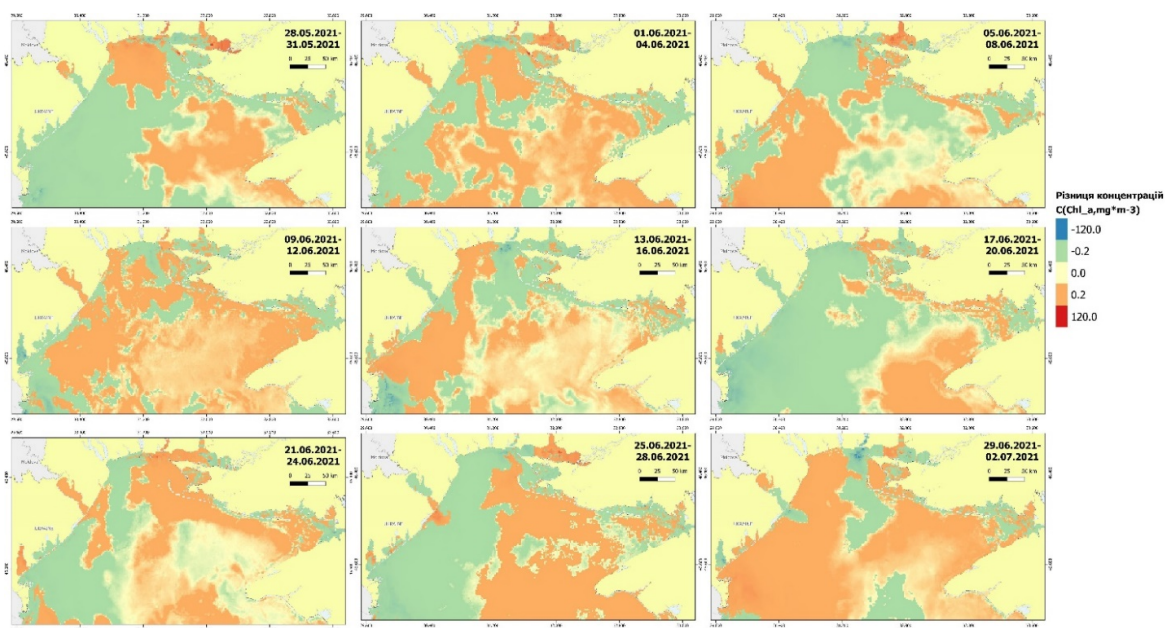


Рис. 9. Просторова зміна концентрації хлорофілу «а» на акваторії ПЗЧМ у період 28.05.2021 р.– 02.07.2021 р.

(*простори зелено-блакитного кольору – зменшення концентрації, жовто-червоні – збільшення концентрації хлорофілу «а»)

хлорофілу «а» характеризується поглинанням у червоному діапазоні та відбиттям у верхньому червоному діапазонах хвиль, що схоже на наземну рослинність.

На основі проведеного вище статистичного аналізу багаторічних значень концентрації хлорофілу «а» в літній період доцільним є просторове зонування районів, які характеризуються найбільшим впливом процесів евтрофікації, «імпакт» факторами та навантаженням на регулюючі екосистемні послуги. Про-

сторове зонування за рівнем інтенсивності «цвітіння» води є необхідним складником щодо розробки стратегій сталого розвитку та прийняття рішень з екологічного менеджменту, для оцінювання причин, наслідків і реакції на зміни в морських екосистемах (Визначення ... 2021; Manea et al. 2019). Крім того, морське планування, відповідно до стратегії «Blue Growth» (Rodríguez-Rodríguez et al. 2012), є складником економічного зростання та соціального добробуту, з одного

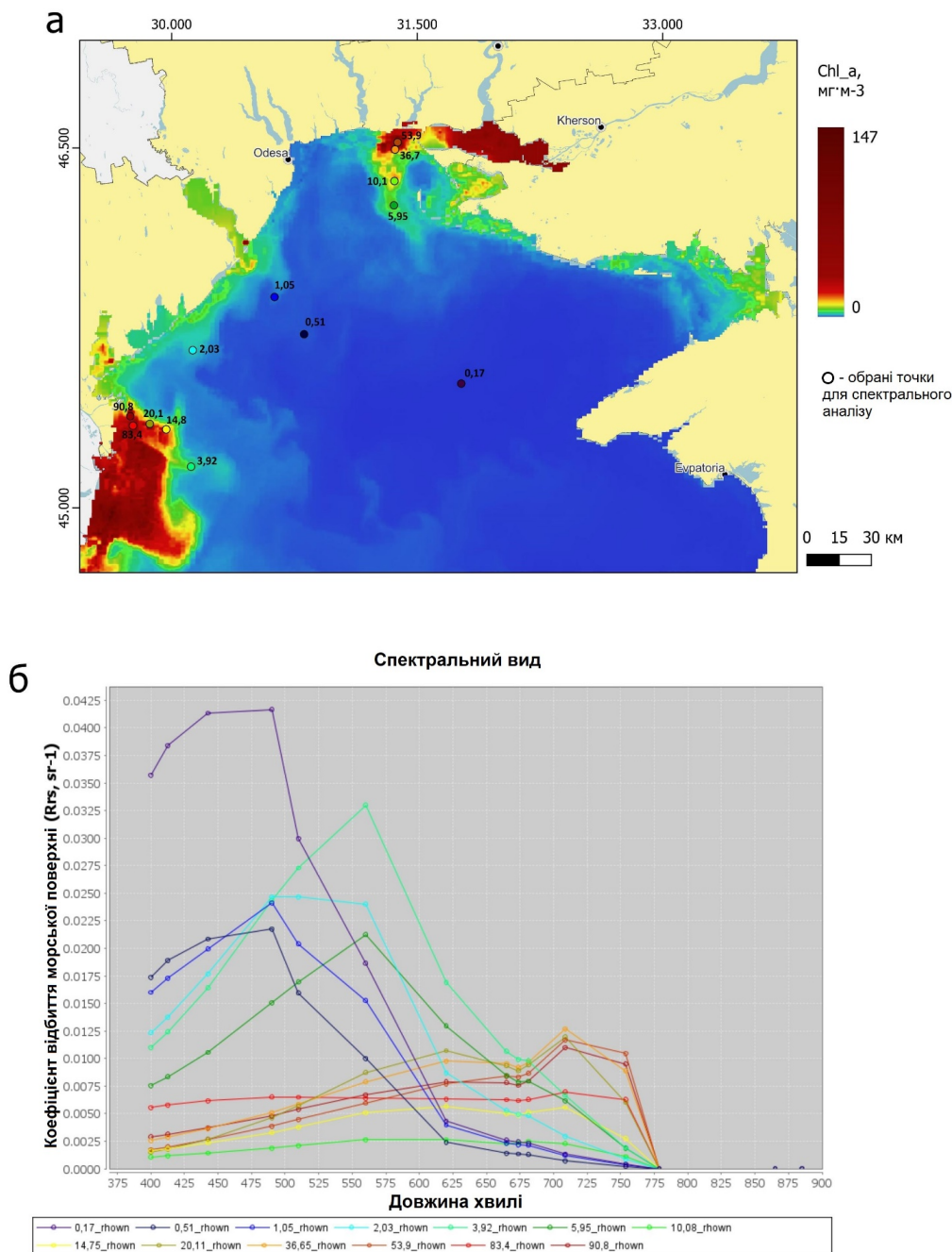


Рис. 10. Оптичні властивості концентрації хлорофілу «а» в акваторії ПЗЧМ за 10.06.2021 р.: а – розподіл концентрації хлорофілу «а» з точками вимірів спектральних профілів у різних значеннях концентрації; б – спектральні профілі значень коефіцієнта відбиття морської поверхні відповідно до спектральних діапазонів довжин оптичних хвиль сканеру «OLCI»

боку, і доброго стану морського середовища та його ресурсів, з іншого боку.

Водні тіла з відповідним класифікаційним номером були проранжовані за значеннями статистичних меж концентрації хлорофілу «а». В результаті проведеного статистичного аналізу були визна-

чені регіони, що характеризуються найбільшим ризиком виникнення «цвітіння» води. До аномальних ділянок з перевищенням середнього значення на одне стандартне відхилення потрапили прибережні мілководні затоки та акваторії в районах дії річкових стоків (рис. 11).

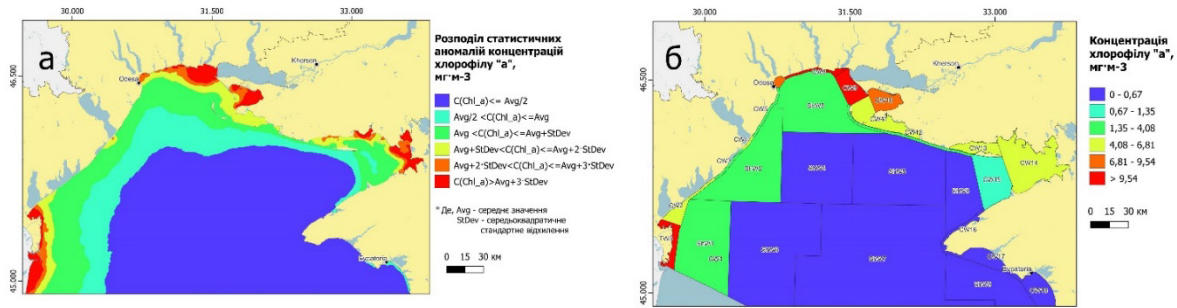


Рис. 11. Просторовий розподіл багаторічних статистичних зон концентрації хлорофілу «а» в літній період: а – статистичних аномалій концентрації хлорофілу «а»; б – ранжування національних водних тіл

Висновки

1. Багаторічний розподіл концентрації хлорофілу «а» в ПЗЧМ у літній період характеризується збільшенням відповідно до обсягів стоку р. Дунай. Прибережна інфраліторальна зона характеризується перевищенням значень пелагічної зони на декілька порядків (у 20 разів та більше).

2. Статистична оцінка «нормальності» розподілу концентрації хлорофілу «а» в регіоні характеризується надзвичайно високою нерівномірністю та аномальністю. Стандартне відхилення, як ступінь розкиду значень стосовно середньої величини акваторії шельфу ПЗЧМ, характеризується здебільшого перевищенням у два рази середнього значення. За співвідношенням середнього значення та медіани розподіл не є нормальним і відображається дуже сильна позитивна асиметрія для всіх розглянутих років, що свідчить про високі значення навіть середніх концентрацій та локальності впливу на екосистему і також є ознакою просторових аномалій.

3. Внаслідок інтенсивного «цвітіння» води гіпоксійні явища в циркуліторальній зоні ПЗЧМ насамперед поширені в Одеському жолобі та палео-долині Дніпра, де на фактор опрісненого стоку з антропогенним впливом евтрофікації накладається геоморфологічний чинник (велика депресія з плоским та пологопохилим дном), що перешкоджає вертикальному перемішуванню та спричиняє відповідне розшарування водної товщі за щільністю. Таким чином, наслідки «цвітіння» води в результаті евтрофування під впливом річкового стоку та геоморфологічного чинника морського дна стають причинами його подальшого посилення (вторинної евтрофікації – алохтонна евтрофікація в цих ділянках провокує автохтонну евтрофікацію).

4. У результаті кількісної оцінки впливу абіотичних факторів на інтенсивність розвитку процесів «цвітіння» морської води встановлено, що в регіоні є фрагментований за простором тісний зв'язок між поверхневою температурою та концентрацією хло-

рофілу «а». Найбільш тісний прямий прояв взаємозв'язку спостерігався в маловодну групу років, на мілководді та в зонах впливу річкового стоку, найбільш тісний зворотний зв'язок – у пелагічній зоні.

5. Кореляційний зв'язок між концентрацією хлорофілу «а» та інсоляцією сонячного світла має щільний статистично значущий зв'язок у зоні впливу р. Дунай, особливо у середньоводну групу років, з коефіцієнтом детермінації до 0,82. У районі найбільшого поширення концентрації фосфатів отриманий статистично значущий кореляційний зв'язок з коефіцієнтом детермінації (R^2) від 0,43 до 0,77, з найбільш статистично значущим зв'язком у середньоводні та багатоводні групи років.

6. Спектральний аналіз супутникового знімка Sentinel 3 (OLCI) встановив, що морська вода з низькими значеннями концентрації хлорофілу «а» дуже інтенсивно відбиває у фіолетовому, синьому та блакитному спектральних діапазонах світла з довжинами хвиль 440–490 нм, а поглинає в довгих довжинах спектрів хвиль. Морська вода з концентрацією хлорофілу «а» 1–2 мг·м⁻³ характеризувалась максимумами відбиття у блакитній довжині хвиль – 490 нм. Подальше збільшення концентрації хлорофілу «а» характеризувалось відповідно зсуванням максимумів значень коефіцієнта відбиття у сторону збільшення довжин хвиль. Води з концентрацією 40 мг·м⁻³ характеризувались поглинанням у нижньому червоному спектральному діапазоні – 673 нм та максимумом відбиття у верхньому червоному діапазоні довжини хвиль – 708 нм, що має схожий сигнатурний характер спектрального поглинання та відбиття з наземною рослинністю.

7. На основі проведеного статистичного аналізу багаторічних значень концентрації хлорофілу «а», з перевищенням середнього значення на одне стандартне відхилення показника, під найбільший вплив процесів евтрофікації потрапили прибережні мілководні затоки та акваторії в районах річкових стоків.

Список використаних джерел

1. Визначення біотехнологічних показників для проектування і розміщення екопозитивних конструкцій в морських екосистемах України : методичні рекомендації / С.В. Стадніченко та ін. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2021. 70 с.
2. Забруднення Чорного моря як наслідок аварійної ситуації, яка склалася після підриву греблі Каховської ГЕС. *УкрНЦЕМ*. URL: https://sea.gov.ua/index.php/2023/06/27/ges_explosion_conseq/ (дата звернення: 27.07.2023).
3. Зайцев Ю.П. Самое синее в мире. Нью-Йорк : Изд-во ООН, 1998. 142 с.
4. Мінічева Г.Г., Соколов Є.В. Екофакторний підхід до зонування українського сектору Чорного та Азовського морів. *Морський екологічний журнал*. 2021. Т. 9, № 1. С. 52–62.
5. Сафранов Т.А., Берлінський М.А., Ель Хадрі Ю., Сліже М.О. Оцінка екосистемних послуг північно-західної частини Чорного моря: стан, проблеми та перспективи. *Вісник Харківського національного університету ім. Каразіна*. 2022. № 56. С. 255–263.
6. Alexandrov B., Minicheva G., Zaitsev Y. Black Sea Network of Marine Protected Areas: European Approaches and Adaptation to Expansion and Monitoring in Ukraine. *Management of Marine Protected Areas: A Network Perspective* / ed. P.D. Goriup. New York : John Wiley & Sons Ltd., 2017. P. 227–246.
7. Bakan G., Büyükgüngör H. The Black Sea. *Marine pollution bulletin*. 2000. Vol. 41(1–6). P. 24–43.
8. Brockmann C., Doerffer R., Peters M., Kerstin S., Embacher S., Ruescas A. Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. *Living Planet Symposium*. 2016. Vol. 740. P. 54.
9. Ciliberti S.A., Grégoire M., Staneva J., Palazov A., Coppini G., Lecci R., Agostini P. Monitoring and Forecasting the Ocean State and Biogeochemical Processes in the Black Sea: Recent Developments in the Copernicus Marine Service. *Journal of Marine Science and Engineering*. 2021. Vol. 9, № 10. 1146.
10. Copernicus Marine Service. URL: <https://marine.copernicus.eu/>.
11. Copernicus climate change. URL: <https://cds.climate.copernicus.eu/>.
12. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Union*. 2008. L. 164. P. 19–40.
13. Giovanni – The Bridge Between Data and Science. URL: <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>.
14. Grégoire M., Vandenbulcke L., Capet A. Black Sea Biogeochemical Reanalysis (CMEMS BS-Biogeochemistry) (Version 1) [Data Set]. Copernicus Monitoring Environment Marine Service (CMEMS). 2020. URL: https://resources.marine.copernicus.eu/product-detail/BLKSEA_REANALYSIS_BIO_007_005/INFORMATION (дата звернення: 15.08.2021).
15. Kahru M., Savchuk O.P., Elmgren R. Satellite measurements of cyanobacterial bloom frequency in the Baltic Sea: interannual and spatial variability. *Marine ecology progress series*. 2007. № 343. P. 15–23.
16. Kajiyama T., D’Alimonte D., Zibordi G. Algorithms merging for the determination of chlorophyll-a concentration in the Black sea. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*. 2018. Vol. 16, № 5. P. 677–681.
17. Manea E., Di Carlo D., Depellegrin D., Agardy T., Gissi E. Multidimensional assessment of supporting ecosystem services for marine spatial planning of the Adriatic Sea. *Ecological Indicators*. 2019. Vol. 101. P. 821–837.
18. O’Neil J.M., Davis T.W., Burford M.A., Gobler C.J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful algae*. 2012. Vol. 14. P. 313–334.
19. Report of the regional workshop to facilitate the description of ecologically and biologically significant marine areas in the Black Sea and the Caspian Sea (Baku, 24–29 April 2017). URL: <https://www.cbd.int/doc/c/50f9/bd6d/21c043b0408fd80e5d2bbb96/ebaws-2017-01-04-en.pdf> 10.12.2018.
20. Rodríguez-Rodríguez D., Malak D.A., Soukissian T., Sánchez-Espinosa A. Achieving Blue Growth through maritime spatial planning: Offshore wind energy optimization and biodiversity conservation in Spain. *Marine Policy*. 2014. Vol. 73. P. 8–14.
21. Vahtera E., Conley D.J., Gustafsson B.G., Kuosa H., Pitkänen H., Savchuk O.P., Wulff F. Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen-fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea. *AMBIO: A journal of the Human Environment*. 2007. Vol. 36, № 2. P. 186–194.
22. Vaičiūtė D., Sokolov Y., Bučas M., Dabulevičienė T., Zotova, O. Earth Observation-Based Cyanobacterial Bloom Index Testing for Ecological Status Assessment in the Open, Coastal and Transitional Waters of the Baltic and Black Seas. *Remote Sensing*. 2024. (В друці).
23. Vanella D., Longo-Minnolo G., Belfiore O.R., Ramírez-Cuesta J.M., Pappalardo S., Consoli S., Gandolfi C. Comparing the use of ERA5 reanalysis dataset and ground-based agrometeorological data under different climates and topography in Italy. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 2022. 42. 101182.
24. Zaitsev Yu. An Introduction to the Black Sea Ecology. Odessa : Smil Edition and Publishing Agency Ltd. 2008. 228 p.

References

1. Stadnichenko, S.V., Minicheva, G.G., Demchenko, V.O., Snigirova, A.O., Bogatova, Yu.I., Bondarenko, O.S. et al. (2021). *Vyznachennia biotekhnologichnykh pokaznykiv dlia proektuvannia i rozmishchennia ekopozytyvnykh konstruksii v morskyykh ekosystemakh Ukrainy [Determination of biotechnological indicators for the design and placement of eco-positive structures in marine ecosystems of Ukraine]*. Kherson: OLDI-PLYUS [in Ukrainian].
2. Zabrudnennia Chornoho moria yak naslidok avariinoi situatsii, yaka skalalasia pislia pidryvu hrebli Kakhovskoi HES [Pollution of the Black Sea as a result of the emergency situation that occurred after the explosion of the dam of the Kakhovskaya HPP]. Retrieved from: https://sea.gov.ua/index.php/2023/06/27/ges_explosion_conseq/ (Last accessed: 27.07.2023) [in Ukrainian].
3. Zaitsev, Yu.P. (1998). *Samoye sineye v mire [The most blue in the world]*. New York: OON [in Russian].
4. Minicheva, G.G., & Sokolov, Y.V. (2021). Ekofakturnyi pidkhid do zonuвання ukraïnskoho sektoru Chornoho ta Azovskoho moriv [Eco-factor approach to the zoning of the ukrainian sector of the Black and Azov seas]. *Morskyi ekolohichnyi zhurnal – Marine ecological journal*, 9(1), 52–62 [in Ukrainian].
5. Safranov, T.A., Berlinsky, M.A., El Khadri, Y., & Slizhe, M.O. (2022). Otsinka ekosystemnykh posluh pivnichno-zakhidnoy chastyny Chornoho morya: stan, problemy ta perspektyvy [Assessment of ecosystem services of the northwestern part of the Black Sea: state, problems and prospects]. *Visnyk Kharkivs'koho natsional'noho universytetu im. Karazina – Bulletin of V.N. Karazin Kharkiv National University*, 56, 255–263 [in Ukrainian].
6. Alexandrov, B., Minicheva, G., & Zaitsev, Y. (2017). Black Sea Network of Marine Protected Areas: European Approaches and Adaptation to Expansion and Monitoring in Ukraine. *Management of Marine Protected Areas: A Network Perspective*, (pp. 227–246). New York: John Wiley & Sons Ltd.
7. Bakan, G., & Büyükgüngör, H. (2000). The Black Sea. *Marine pollution bulletin*, 41(1–6), 24–43.
8. Brockmann, C., Doerffer, R., Peters, M., Kerstin, S., Embacher, S., & Ruescas, A. (2016). Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. *Living Planet Symposium*, 740, 54.
9. Ciliberti, S.A., Grégoire, M., Staneva, J., Palazov, A., Coppini, G., Lecci, R. et al. (2021). Monitoring and Forecasting the Ocean State and Biogeochemical Processes in the Black Sea: Recent Developments in the Copernicus Marine Service. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(10), 1146.
10. Copernicus Marine Service. *marine.copernicus.eu*. Retrieved from: <https://marine.copernicus.eu>.
11. Copernicus climate change. *cds.climate.copernicus.eu*. Retrieved from: <https://cds.climate.copernicus.eu>.
12. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Union*, 164, 19–40.
13. Giovanni – The Bridge Between Data and Science. *giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni*. Retrieved from: <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>.
14. Grégoire, M., Vandenbulcke, L., & Capet, A. (2020). Black Sea Biogeochemical Reanalysis (CMEMS BS-Biogeochemistry) (Version 1) [Data Set]. Copernicus Monitoring Environment Marine Service (CMEMS). Retrieved from: https://resources.marine.copernicus.eu/product-detail/BLKSEA_REANALYSIS_BIO_007_005/INFORMATION (Last accessed: 15.08.2021).
15. Kahru, M., Savchuk, O.P., & Elmgren, R. (2007). Satellite measurements of cyanobacterial bloom frequency in the Baltic Sea: interannual and spatial variability. *Marine ecology progress series*, 343, 15–23.
16. Kajiyama, T., D'Alimonte, D., & Zibordi, G. (2018). Algorithms merging for the determination of chlorophyll-a concentration in the Black sea. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 16(5), 677–681.
17. Manea, E., Di Carlo, D., Depellegrin, D., Agardy, T., & Gissi, E. (2019). Multidimensional assessment of supporting ecosystem services for marine spatial planning of the Adriatic Sea. *Ecological Indicators*, 101, 821–837.
18. O'Neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A., & Gobler, C.J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful algae*, 14, 313–334.
19. UNEP/CBD/EBSA/WS/2017/1/4. (2018). Report of the regional workshop to facilitate the description of ecologically and biologically significant marine areas in the Black Sea and the Caspian Sea (Baku, 24–29 April 2017). Retrieved from: <https://www.cbd.int/doc/c/50f9/bd6d/21c043b0408fd80e5d2bbb96/ebsaws-2017-01-04-en.pdf> (Last accessed: 10.12.2018).
20. Rodríguez-Rodríguez, D., Malak, D.A., Soukissian, T., & Sánchez-Espinosa, A. Achieving Blue Growth through maritime spatial planning: Offshore wind energy optimization and biodiversity conservation in Spain. *Marine Policy*, 73, 8–14.
21. Vahtera, E., Conley, D.J., Gustafsson, B.G., Kuosa, H., Pitkänen, H., Savchuk, O.P. et al. (2007). Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen-fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea. *AMBIO: A journal of the Human Environment*, 36(2), 186–194.
22. Vaičiūtė, D., Sokolov, Y., Bučas, M., Dabulevičienė, T., Zotova, O. (2024). Earth Observation-

Based Cyanobacterial Bloom Index Testing for Ecological Status Assessment in the Open, Coastal and Transitional Waters of the Baltic and Black Seas. *Remote Sensing*. (In print).

23. Vanella, D., Longo-Minnolo, G., Belfiore, O.R., Ramírez-Cuesta, J.M., Pappalardo, S., Consoli, S. et al.

(2022). Comparing the use of ERA5 reanalysis dataset and ground-based agrometeorological data under different climates and topography in Italy. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 42, 101182.

24. Zaitsev, Y. (2008). *Introduction to the Black Sea Ecology*. Odessa: Smil Edition and Publishing Agency Ltd.

SPATIAL ASSESSMENT OF WATER BLOOMS IN THE UKRAINIAN SECTOR OF THE NORTHWESTERN PART OF THE BLACK SEA

Sokolov Y.V., Ph.D., Senior Researcher

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine, sokolovev87@gmail.com

Using geoinformation systems, a spatial-statistical analysis of chlorophyll-a concentration distribution was conducted based on satellite observations in the waters of the northwestern part of the Black Sea during different hydrological years. The temporal dynamics of chlorophyll-a concentrations, associated with the influence of river discharge and other factors, were examined. Utilizing the databases of international online platforms, namely Copernicus Marine Service (CMEMS), Giovanni – NASA, Copernicus Climate Change, and the analytical capabilities of the ESA SNAP software platform, correlations were identified between chlorophyll-a concentration, water temperature, insolation, and phosphate concentration, representing the comprehensive dynamics of aquatic ecosystems in the region. Spatial anomalies of concentrations were calculated based on statistical boundaries of mean values and standard deviations. Spatial zoning of the water area was performed to identify areas at high risk of eutrophication using statistical analysis, including within the boundaries of national water bodies classified according to the EU Water Framework Directive and Marine Strategy Framework Directive ideologies. The study also included an analysis of the spectral characteristics of the sea surface, particularly the light reflection coefficient, based on Sentinel-3 (OLCI) satellite imagery. Using the bio-optical processor “Case 2 Regional Coast Colour (C2RCC)”, the relationship between chlorophyll-a concentration and light reflection in different spectral ranges was studied. It was found that seawater with varying chlorophyll-a concentrations exhibits different spectral profiles. The long-term distribution of dissolved oxygen in the bottom layer was investigated based on the hydrodynamic model “Black Sea Biogeochemistry Analysis and Forecast” from the international service CMEMS, aiming to identify the most vulnerable areas to the influence of eutrophication processes under conditions of vertical stratification by water density.

Key words: environmental condition, eutrophication, northwestern part of the Black Sea, remote sensing data, geoinformation analysis.

НОТАТКИ

Наукове періодичне видання

МОРСЬКИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

MARINE
ECOLOGICAL JOURNAL

Том XVI
ном. 1–2 • 2023

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

Формат 60x84/8. Гарнітура Times New Roman.
Папір офсет. Цифровий друк. Ум.-друк. арк. 9,77.
Підписано до друку 25.12.2023.
Замов. № 0424/273. Наклад 100 прим.

Видавництво і друкарня – Видавничий дім «Гельветика»
65101, Україна, м. Одеса, вул. Інглєзі, 6/1
Телефон +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 7623 від 22.06.2022 р.

Scientific publication

MARINE ECOLOGICAL JOURNAL

МОРСЬКИЙ
ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

Vol. XVI
No. 1–2 • 2023

Format 60x84/8. Times New Roman Font.
Offset. Digital printing. Conventional printed sheet 9,77.
Passed for printing: 25.12.2023.
Order № 0424/273. 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