

ISSN 1684-1557

ІНСТИТУТ МОРСЬКОЇ БІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ

МОРСЬКИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

MARINE
ECOLOGICAL
JOURNAL

МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ

Заснований у квітні 2002 р.

НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ

Виходить 4 рази на рік
Одеса

ТОМ XV
ном. 1 • 2021



Видавничий дім
«Гельветика»
2021

Головний редактор

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

Відповідальний секретар

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

Члени редакційної колегії

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

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

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

Garipian Пол, Nature Bureau Ltd (Великобританія).

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

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

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

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

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

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

Михальов Юрій Олексійович, доктор біологічних наук, професор, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

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

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

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

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

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

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

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

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого ЗМІ: 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.

ISSN 1684-1557

INSTITUTE OF MARINE BIOLOGY OF THE NAS OF UKRAINE

MARINE ECOLOGICAL JOURNAL

МОРСЬКИЙ
ЕКОЛОГІЧНИЙ
ЖУРНАЛ

МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ

Created in April 2002

SCIENTIFIC JOURNAL

4 issues per year
Odesa

VOL. XV
No. 1 • 2021



Publishing house
Helvetica
2021

Editor-in-Chief

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

Executive Secretary

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

Editorial Board Members

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

The journal is included in the scientometric database Index Copernicus.

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

З М І С Т

Наукові статті

- Бушуєв С.Г., Гулак Б.С., Снігірьов С.М., Чащин О.К.* Прилов нецільових видів при траловому промислі в північно-західній частині Чорного моря 7–22
- Gazyetov Ye.I., Dyatlov S.Ye.* Long-term salinity tendencies in coastal waters of Odessa region, Black Sea North-Western part 23–33
- Грандова М.О., Набокін М.В., Дядичко В.Г.* Структура угруповання фіто- та зоопланктону шельфових вод північно-західної частини Чорного моря влітку 2019 року 34–44
- Кошелев О.В.* Визначення хронічної токсичності води малих водотоків Куяльницького лиману методом біотестування 45–51
- Мінічева Г.Г., Соколов Є.В.* Екофакторний підхід до зонування українського сектору Чорного та Азовського морів 52–62
- Мігас Р.В.* Вплив з'єднувального каналу Куяльник – Чорне море на показники зоопланктону 63–69
- Синьогуб І.О., Кудренко С.А., Рибалко О.А.* Порівняльна характеристика макрофауни обростання літоконтуру Одеського морського регіону і острова Зміїного Чорного моря . . . 70–78
- Харитонов Ю.В., Набокін М.В., Дядичко В.Г.* Багаторічні зміни біомаси *Noctiluca scintillans* ((Macartney) Kofoed & Swezy, 1921, Dinophyceae, Noctilucales) в Одеському та Дунайському районах Чорного моря як показника якості водного середовища 79–87

Замітка

- Селюніна З.В., Ткаченко П.В.* Знахідка морської черепахи в Каркінітській затоці 88

CONTENTS

Scholarly papers

<i>Bushuiev S.G., Hulak B.S., Snihirov S.M., Chashchyn O.K.</i> The non-target species by-catch while trawl fishing in the North-Western part of the Black Sea	7–22
<i>Gazyetov Ye.I., Dyatlov S.Ye.</i> Long-term salinity tendencies in coastal waters of Odessa region, Black Sea North-Western part	23–33
<i>Grandova M.A., Nabokin M.V., Dyadichko V.G.</i> Phyto- and zooplankton community structure in shelf waters of North-Western Black Sea in summer 2019	34–44
<i>Koshelev O.V.</i> Determination of the chronic toxicity of water of small watercourses of the Kuyalnitskiy estuary by the method of bioassay	45–51
<i>Minicheva G.G., Sokolov Ye.V.</i> Eco-factor approach to the zoning of the Ukrainian sector of the Black and Azov Seas.	52–62
<i>Migas R.V.</i> Influence of the connecting channel Kuyalnyk – Black Sea on zooplankton indicators	63–69
<i>Synyogub I.A., Kudrenko S.A., Rybalko A.O.</i> Comparative characteristics of macrofauna fouling of lithocontour of Odessa sea region and Snake Island (Black Sea)	70–78
<i>Kharytonova Yu.V., Nabokin M.V., Dyadichko V.G.</i> Long-term changes of the biomass of <i>Noctiluca scintillans</i> ((Macartney) Kofoed & Swezy, 1921, Dinophyceae, Noctilucales) in the Odessa and Danube areas of the Black Sea as an indicator of water quality	79–87

Notes

<i>Selyunina Z.V., Tkachenko P.V.</i> Finding the sea turtle in the Karkinitzky Bay.	88
--	----



ПРИЛОВ НЕЦІЛЬОВИХ ВИДІВ ПРИ ТРАЛОВОМУ ПРОМИСЛІ В ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ

Бушуєв С.Г. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»
bsg1956@gmail.com

Гулак Б.С. – аспірант

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
gulak.bogdan94@gmail.com

Снігірьов С.М. – к.б.н., с.н.с.

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
snigirev@te.net.ua

Чащин О.К. – к.б.н., с.н.с.,

експерт, проєкт «BlackSea4Fish»
alchashchin@gmail.com

Представлено видовий склад і розмірно-масова характеристика риб та інших гідробіонтів в уловах різноглибинних тралів і бім-тралів на промислі в північно-західній частині Чорного моря. Обстежено 298 уловів різноглибинного трала і 622 улову донного бім-трала. Встановлено, що промисел шпрату різноглибинними тралами відрізняється високою селективністю і мало впливає на інші масові промислові види. Прилови хамси, ставриди, барабулі, мерланга становили менше 1% від загального вилову. Серед крупних демерсальних риб в прилові домінували акула катран і калкан чорноморський. Тим не менш, їх прилови не виходили за встановлені правилами рибальства межі. Середній прилов калкана в уловах різноглибинних тралів становив у 2018 році – 3,44 кг, а в 2019 році – 0,83 кг на 1 т шпрату. Прилов катрана збільшився в останні роки і був в основному представлений молоддю нових численних поколінь. Досить істотним залишається негативний вплив промислу шпрату на осетрових риб. Річний прилов осетрових риб оцінений на рівні близько 400 особин, з яких понад 90% припадає на молодь севрюги. У зв'язку із цим рекомендовано обмежити роботу суден на мілководних ділянках моря. Лов рапани донними бім-тралами було розпочато нещодавно, і він проводився обмеженою кількістю суден в експериментальному порядку. У цих знаряддях спостерігається значно більший небажаний прилов. Застосування бім-тралів може наносити збиток популяціям калкана чорноморського і глоси. У всіх випадках прилову камбалових риб домінувала молодь, яка не досягла промислової довжини. Загальна кількість ювенільних особин калкана в уловах підконтрольних бім-тралів складала – 646 екз. Серед виловлених бім-тралами 219 екземплярів камбали глоси немірна молодь за масою складала 72%. Дуже часто ця молодь ушкоджувалась раковинами рапани в момент вивантаження улову. Пропонується істотно змінити конструкцію бім-трала для рапани з метою збільшення селективності по відношенню до інших об'єктів.

Ключові слова: північно-західна частина Чорного моря, шпрот, осетрові, калкан, рапана, траловий лов, бім-трал, прилов.

Вступ

Північно-західна частина Чорного моря відрізняється найбільшою біологічною продуктивністю в порівнянні з іншими ділянками басейну. Це обумовлено перш за все високою продукцією планктону і бентосу на мілководному шельфі, який знаходиться в зоні надходження багатого біогенними елементами стоку великих річок – Дунаю, Дністра

і Дніпра. Промислова компонента біологічної продукції Чорного моря представлена насамперед дрібними пелагічними рибами – хамсою *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), шпратом *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) і ставридою *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868). Їх загальна біомаса може перевищувати мільйон тон (STECF, 2015, 2017). Однак хамса та ставрида, хоча здійснюють

розмноження, нагул в мілководній північно-західній частині моря, з настанням холодів швидко покидають цей район і мігрують на зимівлю до берегів Туреччини або Південного берега Криму, де утворюють доступні для облову щільні скупчення. На північно-західному шельфі промисел цих теплолюбних видів здійснюється в незначних обсягах пасивними знаряддями (ставними неводами) і тільки в період міграції. Тільки один вид риб – шпрот – є доступним для масштабного активного промислу в північно-західній частині моря протягом більшої частини року. Являючись за своїм походженням компонентом бореальної фауни, шпрот в теплу пору року тримається в нижніх найбільш холодних шарах води, де формуються придатні для облову тралами його скупчення (Промысловое описание ... 1988; Состояние биологических ресурсов ... 1995). Траловий промисел шпрота ведеться з кінця 70-х років минулого століття і завжди знаходився під пильною увагою дослідників, які займаються вивченням стану екосистеми Чорного моря. З самого початку передбачалося, що донні тралення будуть завдавати шкоди як донним біоценозам, так і цінним демерсальним риbam. Це було підтверджено дослідженнями, які здійснювалися в районах тралового промислу (Самышев и др. 1986; Зайцев, Фесюнов и Синегуб 1992). У зв'язку з цим діяльність тралового флоту рибної промисловості стали обмежувати як за районами лову, так і за сезонами року. Згідно з Правилами рибальства (Державний комітет ... 1998) цілорічна заборона лову встановлена в місцях постійного перебування осетрових риб в Каркінітській затоці і на акваторіях, які прилегли до коси Тендра, Одеській затоці і Кінбурнської косі. Ці ж мілководні акваторії на північ від лінії, що з'єднує мис Тарханкут і Дністровський лиман, зазвичай є і зоною розмноження і нагулу калкана чорноморського *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758). Окрім цього, щоб уникнути негативного впливу на зимувальні скупчення цінних видів риб, кількість траулерів на всьому українському шельфі в осінньо-зимовий період було обмежено на рівні до 20 одиниць. Останнє обмеження було направлено також і на зменшення розносу дрібних фракцій пелітових часток, які піднімаються з дна при траленнях і при посиленій зимовій конвекції вод поширюються вельми далеко, завдаючи шкоду поселенням донних організмів (Самышев и Золотарев 2018). У правилах рибальства було особливо наголошено на неприпустимості торкання ґрунту траловими дошками і прилову донних гідробіонтів під час проведення промислових операцій. У результаті цих заходів з 90-х років 20-го століття добувачі риби перейшли від донних тралів до різноглибинних, які мають в своїй конструкції крупновічкову канатну частину, що також дозволяє зменшити

прилов демерсальних видів риб, в тому числі найбільш цінних. Основною зоною роботи таких знарядь став розташований вище морського дна шар води завтовшки 5-10 м, де в літній час і спостерігаються косяки шпрота. Тривалий час перевірки уловів показували досить високу селективність лову шпрота різноглибинними тралами (ДП Одеський центр ПівденНІРО ... 2016). У разі підвищеного прилову молоді цінних видів риб рибінспекція тимчасово закривала промисел на відповідних ділянках, але основний промисел від цього не страждав. Ситуація змінилася в іншу сторону у зв'язку з різким погіршенням стану популяцій дрібних пелагічних риб, в тому числі шпроту, після появи і поширення в Азово-Чорноморському басейні атлантичної ктенофори *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz, 1865) (Виноградов и др. 1992; Гребневик *M. leidyi* ... 2000). Цей реброплав склав жорстку харчову конкуренцію всім аборигенним планктофагам, що викликало тривалу депресію багатьох промислових об'єктів (Chashchin 1998; Чашин 2007; Chashchin et al. 2015). Падіння запасів риб призвело до погіршення економічних показників підприємств і скорочення видобувного флоту. За останні 30 років чисельність траулерів, які працюють в українських водах Чорного моря, скоротилася більш ніж в 10 разів – до 5-6 одиниць. Причому залишилися тільки невеликі судна довжиною близько 25 м. З огляду на кризовий стан видобувних підприємств в останні роки чотири судна були допущені до обмеженого лову на раніше заборонені мілководні ділянки в Одеській затоці та у коси Тендра.

На тлі скорочення промислу риби в останнє десятиліття в північно-західній частині Чорного моря став розвиватися лов далеосхідного вселенця – хижого молюска рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846). Придатні для промислу концентрації цього об'єкта почали формуватися тут відносно недавно – після 2007–2008 рр. До цього рапана відзначалася переважно в східних районах моря, куди ймовірно були занесені на днищах суден перші особини цього гідробіонта. Безсумнівно, що просування рапани в північно-західну частину моря було пов'язано з поступовою її адаптацією до перебування у воді зі зниженою солоністю. В останні роки рапана відзначається у великих кількостях навіть поблизу гирл річок Дунай і Дніпро. Нині багаті кормовим бентосом мілководдя північно-західної частини моря забезпечують досить високу чисельність рапани в водах України (Гулак, Леончик та Чашин 2019). Для її промислової експлуатації підприємства в першу чергу стали застосовувати метод водолазного збору молюсків. Безумовно, ручне збирання рапани є найбільш прийнятним видом лову з точки зору впливу на екосистему моря, але видобувачів не влаштовували тривалі перерви в промислі через штормове

хвилювання, яке не давало можливості здійснювати водозазні занурення. Водозази також виявилися не здатні здійснювати масовий видобуток на глибинах понад 10-12 м. Для більш інтенсивного освоєння значного запасу рапани видобувні підприємства звернулися до використання активних знарядь лову – драг і бім-тралів. Тим більше, що ці знаряддя вже досить багато років використовуються сусідніми причорноморськими країнами – Туреччиною, Болгарією та Румунією. В першу чергу в північно-західній частині Чорного моря була дозволена до застосування так звана драга Хижняка, яка представляє із себе виготовлену з металевих прутів решітчасту конструкцію (Рубинштейн і Хижняк 1988). Такий тип драги був дозволений правилами рибальства і застосовувався для видобутку мідій на банках протягом більше 35 років без особливого збитку для донних біоценозів. До переваг драги Хижняка, з точки зору екологічної безпеки, відноситься відсутність будь-якого різального ножа і наявність решітки в гирлі знаряддя, яка запобігає уловлюванню риби та інших рухомих гідробіонтів. Це робить драгу Хижняка вельми селективним знаряддям. Однак, як виявилося, застосування драги Хижняка для видобутку рапани в умовах північно-західної частини моря не дозволяє досягти тієї продуктивності промислу, яку можуть забезпечити бім-трали турецької і болгарської конструкції. У зв'язку із цим в 2017 році була прийнята спеціальна програма, в рамках якої на кількох судах стали в експериментальному порядку використовувати для видобутку рапани також і бім-трали. Завданням цих експериментальних ловів є перш за все розробка такої конструкції знаряддя, яка була б ефективною в плані вилучення рапани, але при цьому не чинила б серйозного впливу на інших мешканців донного угруповання.

У цілому традиційні для організації раціонального рибальства в північно-західній частині моря завдання виявляються співзвучними сучасним світовим тенденціям раціонального використання водних біоресурсів. Вплив промислу на нецільові види і масштабні викиди гідробіонтів, які приловлюються, тепер розглядаються як глобальна проблема, яка може супроводжуватися серйозною шкодою водним екосистемам і їх біоресурсам (Alverson et al. 1994; Hall, Alverson and Metuzals 2000; Kelleher 2005; FAO 2018). У зв'язку з цим Генеральна Комісія з Рибальства в Середземному морі (GFCM) прийняла до реалізації в Чорному морі «Програму моніторингу викидів» (Discard monitoring program), як частину проекту вивчення рибних ресурсів і рибальства в басейні (BlackSea4Fish). Участь авторів цієї роботи в даній програмі дозволила провести необхідні спостереження на промислових судах і отримати важливі результати з актуальної проблеми.

Мета даної роботи – оцінка сучасного рівня прилову та викидів нецільових видів для базових знарядь лову сучасного українського промислу в північно-західній частині Чорного моря. Для досягнення поставленої мети вирішувались наступні завдання:

- проаналізувати улови різноглибинних тралів і бім-тралів протягом промислового сезону;
- визначити видовий склад та кількісні характеристики нецільових видів в прилові знарядь лову;
- визначити рівень вилову та викидів на одиницю промислового зусилля і на одиницю улову цільового об'єкта;
- оцінити ризики негативного впливу тралового промислу на популяції гідробіонтів, включаючи рідкісні зникаючі види.

Матеріал та методи досліджень

Для реалізації програми моніторингу викидів було залучено 5 спостерігачів іхтіологів. Спостереження проводили з кінця серпня по листопад 2018 року та з квітня по листопад 2019 року в українській частині Чорного моря за методами наведеними в посібнику FAO (FAO, 2019). В холодну пору року роботи припиняли з причини розсіювання косяків шпроту та неможливості вилову рапани, яка взимку закопується в ґрунт. Бортові спостереження були проведені на 3 запланованих типах флоту: траулерах довжиною 12-24 м з різноглибинними тралами для лову шпроту; траулерах з такими ж знаряддями довжиною більше 24 м; судах меншого розміру довжиною від 12 м, які працюють драгуючими знаряддями на промислі рапани. Довжина верхньої підбори різноглибинних тралів на різних судах коливалася в межах 28-32 м. Розмір вічка у кутці становив 8 мм. Вертикальне розкриття тралів коливалося в межах 4,5-6 м. Трала буксировались у придонному горизонті зі швидкістю 3,2-4 вузла. Для лову рапани в більшості випадків використовували бім-трали. Ці знаряддя мали розмір вічка 35-60 мм. Зазвичай в якості нижньої частини бім-трала використовували металеву кольчугу. Ширина вхідного отвору варіювала залежно від потужності двигуна і становила 3-4 м. Всього впродовж двох років спостереження проводились протягом 79 суднодіб під час тралового промислу шпроту та 69 суднодіб під час лову рапани з використанням бім-тралів. Було обстежено 298 уловів різноглибинного трала і 622 улову донного бім-трала. Схему проведення робіт наведено на рисунку 1.

Улови тралів розбирали по видам риб та інших гідробіонтів. Латинські назви видів наведені відповідно до Світового реєстру морських видів (WoRMS). Українські назви риб вказували згідно з роботою (Куцоконь та Квач; 2012). Таксономічну ідентифікацію видів риби проводили відповідно до існуючих визначників (Световидов 1964; Nelson 2006; Jennings

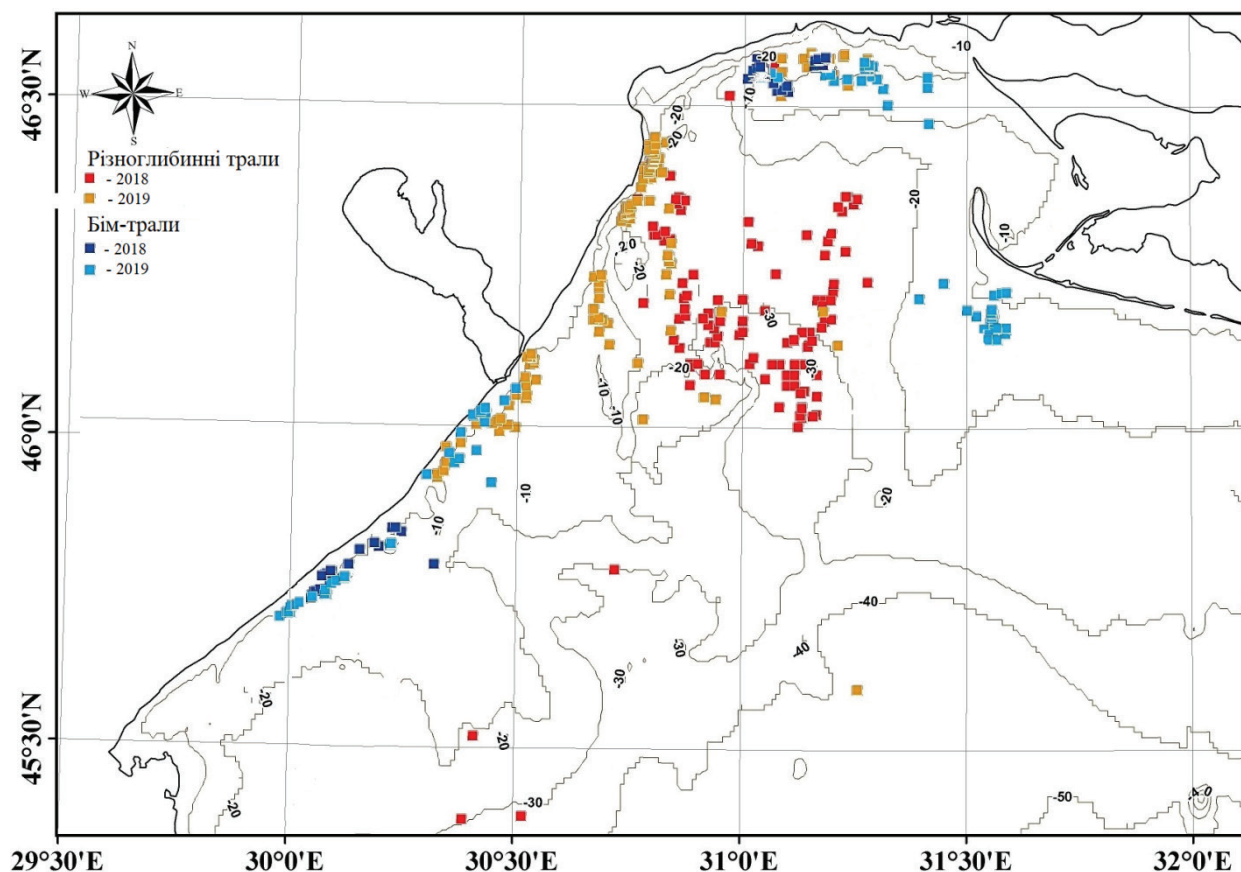


Рис. 1. Карта-схема проведення робіт в 2018–2019 рр.

1996). Систематичні назви макрозообентосу наведено у відповідності до Мордухай-Болтовського (1968, 1969, 1972) та інших джерел (Poppe and Goto 1991; Todorova and Konsulova 2005). Для виявлення розмірно-масового складу риб і рапани в уловах проводили вимірювання довжини тіла і зважування. Довжину тіла риб вимірювали: у шпроту за Смітом – від кінчика риля до кінця середніх променів хвостового плавця, у демерсальних видів (катран, камбали, мерланг та ін.) – тотально, від кінчика риля до кінця хвостових променів, у осетрових – від кінчика риля до останньої бокової жучки. У калкана додатково вимірювали так звану промислову довжину – від кінчика риля до початку хвостового плавця. Рапану вимірювали за максимальною висотою раковини.

Статистичну обробку даних проводили за загальноприйнятими методиками з використанням програм Microsoft Excel 2007, 2010.

Результати та обговорення

Різноглибинні тралі

Улови різноглибинних тралів майже цілком були сформовані чорноморським шпротом. Найкращі високі значення уловів відзначались у другій половині літа і осені. Загальний обсяг вилову шпроту в ході спостережень 2018 та 2019 рр. склав

169,3 та 113,4 т відповідно. Найбільш високий улов шпроту на одну годину тралення (1,79 т) зареєстровано в серпні-вересні 2018 року та в ці ж місяці в 2019 році (0,81 т). У першій половині 2019 року цей показник був істотно нижче – 0,45 т. Така сезонна динаміка промислу стала типовою для останніх років, що обумовлено поганим темпом росту шпроту в першому півріччі, коли харчова конкуренція з мнеміопсисом є найбільш суттєвою. Тільки досягнувши довжини тіла приблизно 7 см (рис. 2), однорічні і дворічні особини шпроту опускаються у придонні шари моря і формують косяки доступні для тралового лову.

Прилов інших видів у різноглибинних тралах був вельми невисоким. Практично при всіх траленнях нецільові види риб складали менше 1% від загальної кількості. Оскільки знаряддя лову буксировали у шарі води з низьким значенням температури, найбільш часто у прилові відзначався такий же холодолюбний вид як і шпрот – мерланг *Merlangius merlangus* (Linnaeus, 1758). Але при цьому він в уловах тралів був представлений лише молоддю першого року життя з довжиною тіла 4-10 см. Це пояснюється тим, що більші особини цього виду мешкають на більших глибинах (Состо-

яние биологических ресурсов ... 1995). Середня величина прилову мерланга на 1 т шпроту складала: у 2018 р. – 6,04 кг, 2019 р. – 7,7 кг. Незважаючи на незначний об'єм дрібного мерланга, що приловлювався (табл. 1), його присутність погіршувала якість добутої сировини. Тушки мерланга розпадались при посолі шпроту. З цієї причини цей вид риби повністю відбирали вручну та викидали.

Прилов інших масових промислових видів також спостерігався в невеликих обсягах. В основному це мало місце в період осінньої міграції, коли з початком розмивання шару температурного скачка теплолюбні види риб збираються в косяки. Відповідно, у вересні-жовтні зростає прилов хамси, ставриди, барабулі *Mullus barbatus ponticus* (Essipov, 1927), луфаря *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766), пузанка *Alosa maeotica* (Grimm, 1901) і оселедця *Alosa immaculata* (Bennett, 1835). Цих промислових риб не викидали за борт. Як правило, їх відбирали з улову і поповнювали раціон екіпажу судна. Показники маси прилову кожного з цих видів загалом за півтора року спостережень знаходились в межах

20–110 кг (табл. 1). Це свідчить про достатню селективність даного виду промислу шпроту по відношенню до інших масових промислових видів риб.

Більш суттєвим виявився прилов демерсальних видів риб. Хоча і він не перевищував допустимі межі, які вказані у правилах промислового рибальства. Достатньо часто відмічався калкан чорноморський (табл. 1). Середній його прилов в уловах різноглибинних тралів становив: у 2018 році – 3,44 кг, 2019 р. – 0,83 кг на 1 т шпроту.

Загальний улов особин калкана, які досягли промислової довжини (35 см), склав 194 шт. Іноді в приловах відмічалась і дрібніша його молодь (рис. 3).

У таких випадках маломірні особини випускалися живими в море. Викид молоді калкана становив 0,25 кг та 0,02 кг на 1 т шпроту у 2018 та 2019 роках відповідно. Дещо більш значним за величиною був прилов акул катран *Squalus acanthias* (Linnaeus, 1758). Середній прилов катрана на 1 т шпроту становив у 2018 р. – 6,62 кг, а в 2019 р. – 10,18 кг. При цьому в обох промислових сезонах відзначався помітний прилов молоді цього виду, який випускали

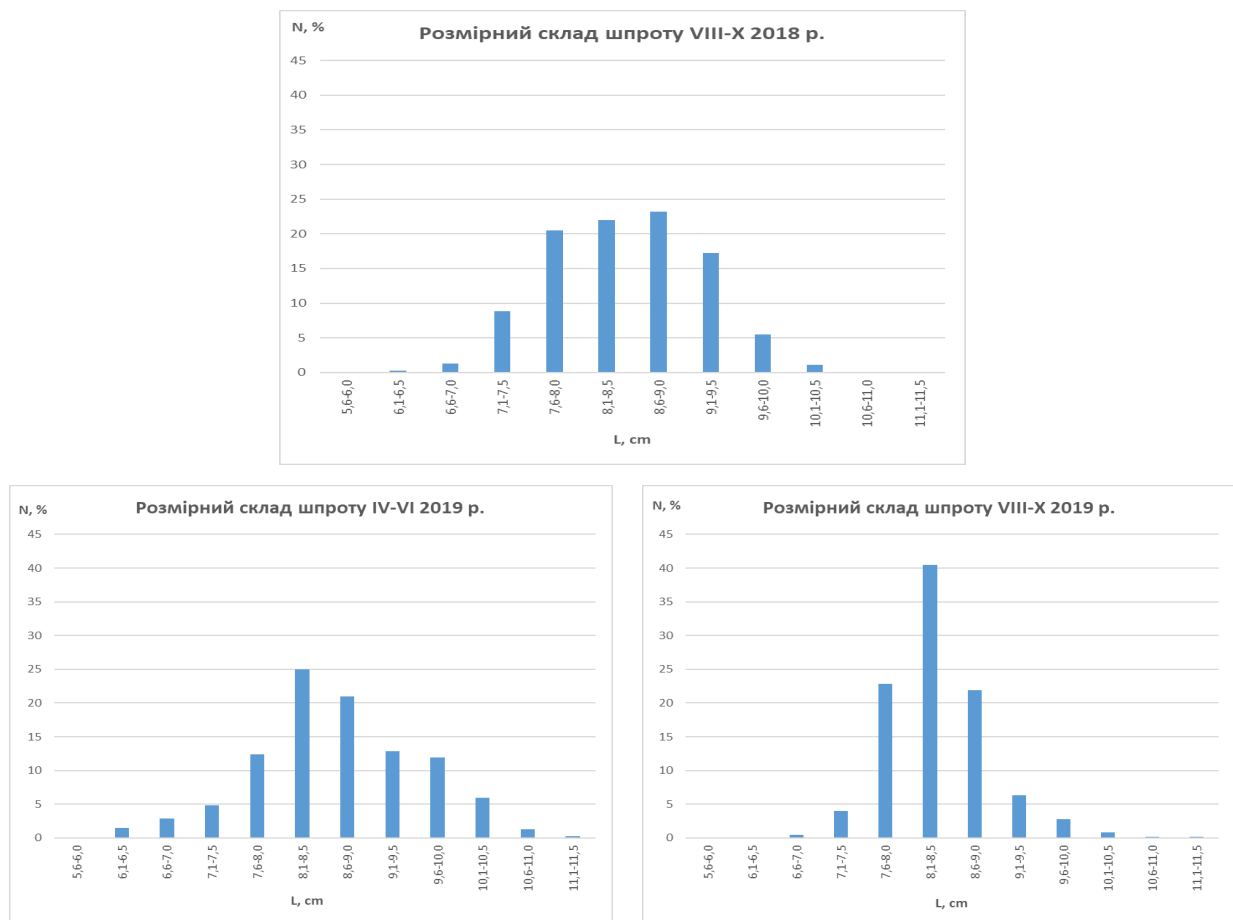


Рис. 2. Розмірний склад шпроту в уловах різноглибинного тралу (тут і надалі вісь x – розмірні класи, см; вісь y – частка розмірного класу, %), n=9545 екз.

Таблиця 1

Улов шпроту різноглибинними тралами, прилови і викиди (випуски) нецільових видів і некондиційної сировини в період спостережень 2018–2019 рр.

Вид	Виловлено	Вивантажено на берег або використано екіпажем		Викиди	
	Маса, т	Маса, т	Частка, %	Маса, т	Частка, %
<i>Sprattus sprattus</i>	282,78	280,19	99,08	2,59	0,92
<i>Acipenser stellatus</i>	0,07	-	0,00	0,07*	100,00
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	0,015	-	0,00	0,015*	100,00
<i>Scophthalmus maximus</i>	0,68	0,63	93,24	0,05**	6,76
<i>Squalus acanthias</i>	2,08	1,15	55,34	0,93**	44,66
<i>Merlangius merlangus</i>	1,95	-	0,00	1,95	100,00
<i>Engraulis encrasicolus</i>	0,05	0,05	100,0	-	0,00
<i>Trachurus mediterraneus</i>	0,11	0,11	100,0	-	0,00
<i>Mullus barbatus</i>	0,08	0,08	100,0	-	0,00
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0,05	0,05	100,0	-	0,00
<i>Alosa macotica</i> та <i>A. immaculata</i>	0,02	0,02	100,0	-	0,00
<i>Dasyatis pastinaca</i>	0,05	-	0,00	0,05	100,00

Примітка: * – випуск «червонокнижних» видів, ** – випуск особин непромислового розміру.

в море у живому вигляді. Викиди малорозмірних ювенільних особин (довжина менше 90 см) вилонених катранів становили 1,56 кг у 2018 р. та 5,84 кг у 2019 р. із розрахунку на 1 т шпроту.

Як показують графіки розподілу риб цього виду за довжиною тіла, в уловах протягом двох років відзначалась молодь катрана двох послідовних поколінь (рис. 4). Причому у другому сезоні наших спостережень кількість цих молодих риб в уловах навіть збільшилась. В одному випадку в 2019 р. випуск із улову живих ювенільних особин катрану склав 66 штук загальною масою 166 кг за 1 тралення. Достатньо велика кількість молоді катрана в тралових уловах протягом двох років може свідчити про подальше добре поповнення його популяції у північно-західній частині моря.

В окремих випадках в уловах тралів відмічали поодинокі особини ската морського kota *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758) (табл. 1), маса екземплярів якого досягала 5–10 кг. Всі вони були випущені в море.

Під час виконання деяких тралень на глибинах менше 15 м мали місце улови з переважанням медуз – корнерота *Rhizostoma pulmo* (Macri, 1778) і аурелії *Aurelia aurita* (Linnaeus, 1758). У цих випадках кількість цільового об'єкта – шпроту – завжди була незначною (100–200 кг). Водночас присутність

желетілих гідробіонтів негативно позначалась на якості видобутої сировини. Риба ставала непридатною для приготування харчової продукції та її доводилося викидати за борт разом з медузою (табл. 1).

Найбільш небажаним явищем у період наших спостережень на промислі шпроту був прилов молоді осетрових, які є найбільш «вразливою» групою риб в Чорному морі. Севрюга *Acipenser stellatus* (Pallas, 1771) та осетер російський *Acipenser gueldenstaedtii* (Brandt & Ratzeburg, 1833) доволі регулярно були присутні в уловах різноглибинних тралів. В даний час молоді особини осетрових риб в значній мірі з'являються в Чорному морі завдяки заходам з штучного відтворення їх популяцій, які проводить Європейський Союз і в першу чергу Румунія (Holostenko et al. 2019).

У середньому за два сезони спостережень при лові шпроту різноглибинними тралами осетрові були відзначені в 50 траленнях з 298 (приблизно в одному траленні з шести). Севрюга абсолютно домінувала серед осетрових в приловах тралів. У 2018 р. її частка склала 89,7%, а в 2019 р. – 98%. В 2018 р. в приловах тралів відзначено 29 особин осетрових (26 севрюг і 3 осетра російського). У цьому році був примітний випадок, коли за один день (25 вересня) в самій східній частині району спостережень поблизу коси Тендра було піймано відразу 7 особин севрюги

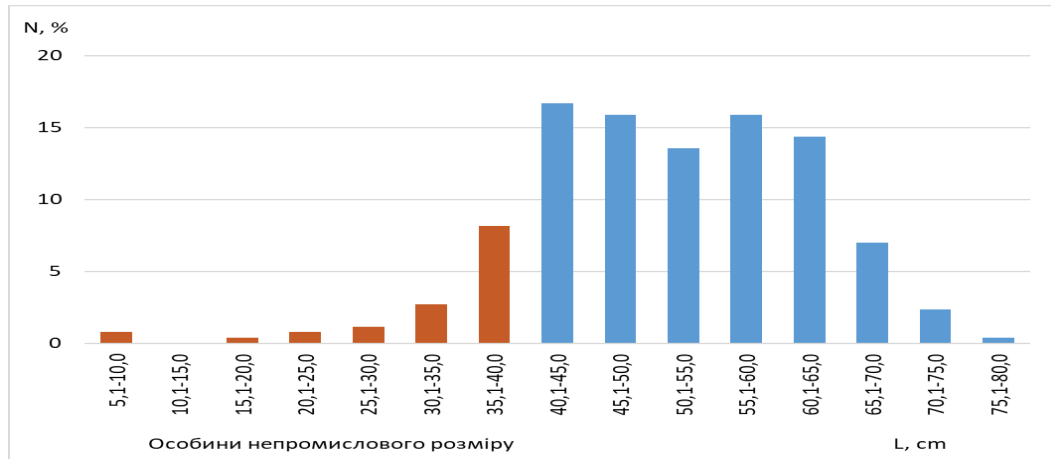


Рис. 3. Розмірний склад калкана з уловів різноглибинних тралів у 2018–2019 рр., n=258 екз.

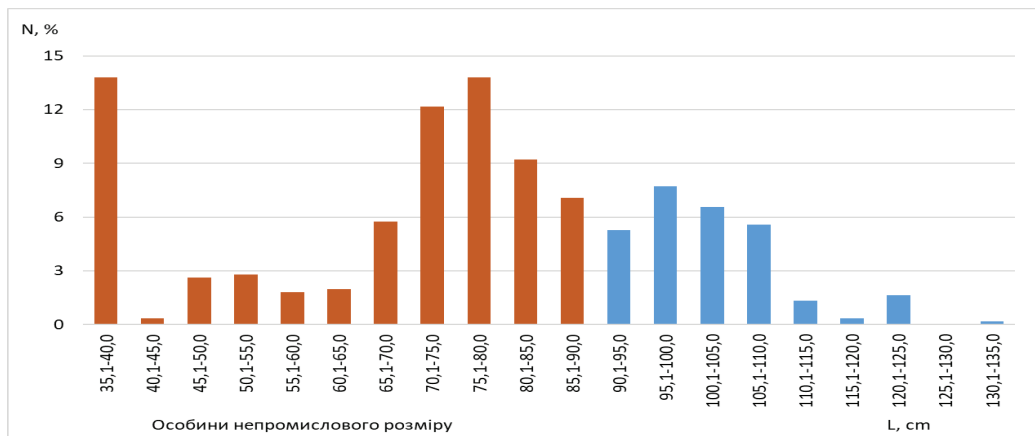


Рис. 4. Розмірний склад катрана з уловів різноглибинних тралів у 2018–2019 рр., n=608 екз.

і 3 особини осетра російського. В 2019 р. в приловах було зареєстровано 49 особин осетрових (48 севрюг і 1 осетер російський). Найчастіше осетрові риби зустрічалися в уловах тралів в травні і в серпні, коли лов відбувався на самих малих глибинах – 15–20 м. У жовтні-листопаді, коли судна, прямуючи за косяками шпроту, зміщувалися на великі глибини (30–35 м), прилов осетрових різко знижувався.

Обидва види осетрових із уловів були представлені молодими особинами, які характеризувалися відносно невеликими розмірами і масою. Довжина тіла осетра російського у вибірці варіювала від 42 до 102 см. Довжина севрюги – від 32 до 102 см (рис. 5). Маса зважених особин севрюги варіювала від 190 г до 4,7 кг, а осетра російського – від 0,52 кг до 9,6 кг. У севрюги переважали найбільш молоді особини численного покоління 2017 р. Більш крупні особини севрюги, вік яких був визначений за експертною оцінкою в межах 3–6 років, траплялися

помітно рідше. З усіх спійманих осетрових тільки одна особина осетра російського довжиною 102 см і масою 9,6 кг та дві особини севрюги довжиною 96 см (маса 4,2 кг) і 102 см (маса 4,7 кг) потенційно могли досягати статевої зрілості. Очевидно дорослі риби швидко елімінуються нелегальним промислом в річках і морі.

Показник величини прилову осетрових на одне тралення мало відрізнявся за роками спостереження. В 2018 р. він склав 0,24 особин, а в 2019 р. – 0,28 особин. Однак, якщо в 2018 р. прилов 1-ї особини осетрових припадав на 5,8 т шпроту, то в 2019 р. – тільки на 2,3 т шпроту. Це було пов'язано з помітним погіршенням промислової обстановки в 2019 р. Якщо врахувати, що в 2018 р. українськими суднами було виловлено 1603 т шпроту, а в 2019 р. – 1370 т, можна оцінити середню кількість осетрових (переважно – севрюги), яка виловлюється різноглибинними тралами протягом року на рівні

400 особин. І хоча практично вся ця риба представляє собою молодь, яка залишається живою в тралі і випускається рибалками в море, слід визнати цей прилов найбільш небажаною рисою промислу, що розглядається.

У період наших спостережень зафіксовано поодинокий випадок потрапляння в трал дельфіна білобочки *Delphinus delphis* (Linnaeus, 1758) (самець довжиною 183 см і масою біля 50 кг). Візуальні спостереження за поверхнею моря і дельфінами здійснювалися при виконанні 152 тралень. Присутність дельфінів поблизу риболовного судна була відзначена в 60% випадків. Реєструвались особини двох видів – білобочки та афаліни *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). З 92 зареєстрованих випадків підходу дельфінів до промислових суден в момент вибірки трала в 73 (79,3%) були відзначені білобочки і в 10 (10,9%) – афаліни, а в 9 (9,8%) – спільно білобочки та афаліни.

Для живлення дельфінів найбільш важливим був час від початку вибірки трала з води до закінчення завантаження риби в трюм і мийки палуби, при якій за борт викидається некондиційна частина улову (пошкоджена риба). Дорослі, більш досвідчені особини сміливо наближались до борту судна і тралу, пропливали під ними, навіть висмикували окремих риб з мішка трала через сіткове полотно. Молоді тварини і самки з дитинчатками зазвичай тримались на віддалі і підбирали травмовану рибу, яка випала з тралу.

Нині в умовах скорочення популяцій кормових об'єктів (масових дрібних риб) подібна поведінка дельфінів стала спостерігатись регулярно. Можна говорити про те, що використання спільного виду кормових ресурсів (шпроту) спричинило виникнення особливої форми протокооперативної взаємодії дельфінів з риболовними суднами.

За даними опитування екіпажів двох суден в 2017–2018 рр., мали місце ще 4 випадки потрапляння дельфінів в трали. Ці цифри досить добре корелюють з даними опитування А. Біркуна та ін. (Birkun et al. 2014) про частоту прилову дельфінів в трали – 1,33 особини на одне судно в рік. З огляду на сучасну кількість суден, задіяних в траловому промислі шпроту (6 одиниць), загибель дельфінів в цих знаряддях лову в водах України можна оцінити на рівні до 10 особин на рік, що не може завдавати суттєвого негативного впливу на стан популяцій.

Донні бім-тралі

Бім-тралі, які в останні три роки застосовувалися в північно-західній частині моря в рамках експериментальної програми для видобутку рапани, ніколи раніше не потрапляли в поле зору українських дослідників. Нам вперше вдалося отримати матеріали, які характеризують селективність бім-тралів в наших водах.

У цілому бім-тралі виявились ефективними знаряддями в плані видобутку рапани. Середній вилов рапани на 1 годину тралення склав: в серпні-листопаді 2018 року – 197 кг, а в червні-листопаді 2019 року – 151 кг. Всього на контрольованих суднах було видобуто понад 76 т рапани. Рапана була досить великою та за показниками розмірного складу цілком відповідала вимогам промислу. В уловах домінували особини з висотою раковини 6–8,5 см (рис. 6).

У рибалок не було необхідності викидати молодь. Всі молюски відправлялися в переробні цехи підприємств. У всіх випадках рапана становила основу улову. Однак селективність застосовуваних знарядь виявилась далеко не такою високою, як очікували. Досить значним був небажаний прилов інших гідробіонтів. У першу чергу до небажа-

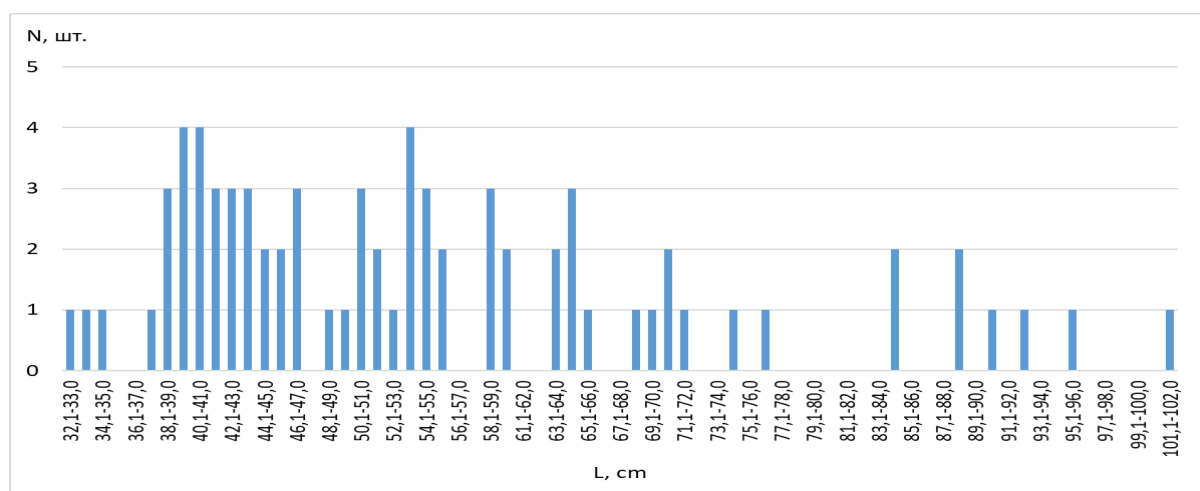


Рис. 5. Розмірний склад севрugi з уловів різноглибинних тралів у 2018–2019 рр., n=74 екз.

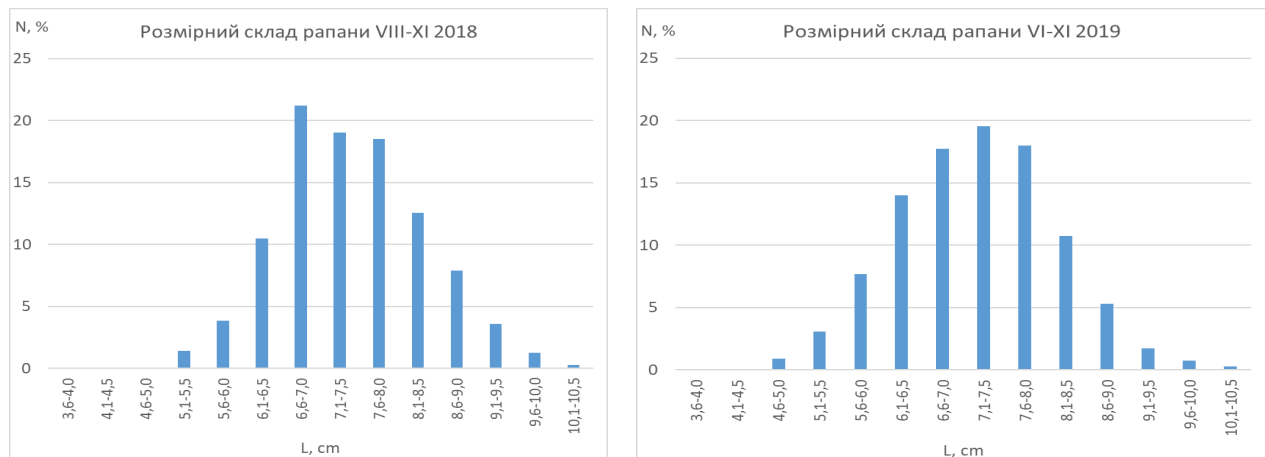


Рис. 6. Розмірний склад рапани в уловах бім-тралів, n=9137 екз.

ного прилову в бім-тралі слід віднести камбалових риб – калкана чорноморського і глосу *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758). Причому прилов найбільш цінного виду (калкана чорноморського) повністю складався з молоді, яка не досягла промислової довжини (рис. 7, 8; табл. 2).

Загальна кількість ювенільних особин калкана в уловах підконтрольних бім-тралів склала 646 шт. Серед виловлених бім-тралами 219 екземплярів камбали глоси немірна молодь за масою складала 72%.

Безсумнівно, що такий високий рівень прилову молоді камбалових риб в експериментальні бім-тралі говорить про серйозні негативні наслідки для популяцій калкана і глоси, які можуть виникнути при розширеному застосуванні даних знарядь. У всякому разі ті конструкції тралів, які використовувалися рибалками на початковому етапі випробувань, характеризувалися низькою селективністю по відношенню до цих донних риб.

На другому місці за величиною прилову в бім-тралах знаходилися різні види бичків: бичок чорний *Gobius niger* (Linnaeus, 1758), бичок-кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), бичок жабоголовий *Mesogobius batrachocephalus* (Pallas, 1814), лисун мармуровий *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810), лисун звичайний *Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838). Довжина тіла бичків складала в основному 5–7 см. Рідко траплялися особини бичка-кругляка і бичка жабоголового довжиною 15–20 см. Однак у цілому частка бичків в уловах бім-тралів була дуже невеликою – лише 0,012%. Їх середній улов на 1 т рапани становив всього лише 122 г. При цьому значимі в промисловому відношенні бички (бичок-кругляк і бичок жабоголовий) зустрічалися рідше, ніж інші види *Gobiidae*. Такі низькі прилови бичків мабуть пояснюються тим, що їх ареал не збігається з ділянками лову рапани – рибалки прагнуть виконувати тралення на вільних

від каменів ділянках дна. Очевидно, крім того, бички мають можливість залишати знаряддя лову через відносно велике вічко в його кутку.

Досить велику чисельність в уловах мали дрібні краби *Lirocarcinus navigator* (Herbst, 1794), *Brachynotus sexdentatus* (Risso, 1827) і *Pilumnus hirtellus* (Linnaeus, 1761). Однак найвищу частку за масою в уловах складав занесений до Червоної книги України трав'яний краб *Carcinus aestuarii* (Nado, 1847). Цей факт додатково підтверджує раніше зроблений нами висновок про необхідність скасувати для цього краба статус рідкісного виду, що знаходиться під загрозою зникнення (Снігірьов, Чашин та Гулак 2018).

З видів вселенців, що недавно з'явилися в Чорному морі, в однині був відзначений блакитний краб *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896), який протягом останніх ста років широко розселився від атлантичного узбережжя Америки до Середземноморського басейну. Спійманий екземпляр був самкою з розміром карапакса 18 см.

Хоча краби та інші ракоподібні досить регулярно приловлювалися в тралі цього типу, багато з них мали можливість вижити і залишити палубу судна при промиванні улову і самого трала. У той же час слід зазначити, що під час висипання улову рапани на палубу більшість організмів, які знаходяться серед твердих раковин цього молюска, зазнають сильних механічних пошкоджень. Краби та креветки часто втрачають деякі кінцівки, а також мають пошкодження карапаксу. Особливо серйозної шкоди завдається молоді камбал та безхребетним, які спочатку випадають на палубу з кутця бім-трала, а потім опиняються під завалами великої маси раковин. Відповідно, ті організми, які знаходяться в верхній частині кутця, мають менше пошкоджень, ніж ті, що знаходяться в нижній його частині. Механічні пошкодження часто є причинами загибелі молоді

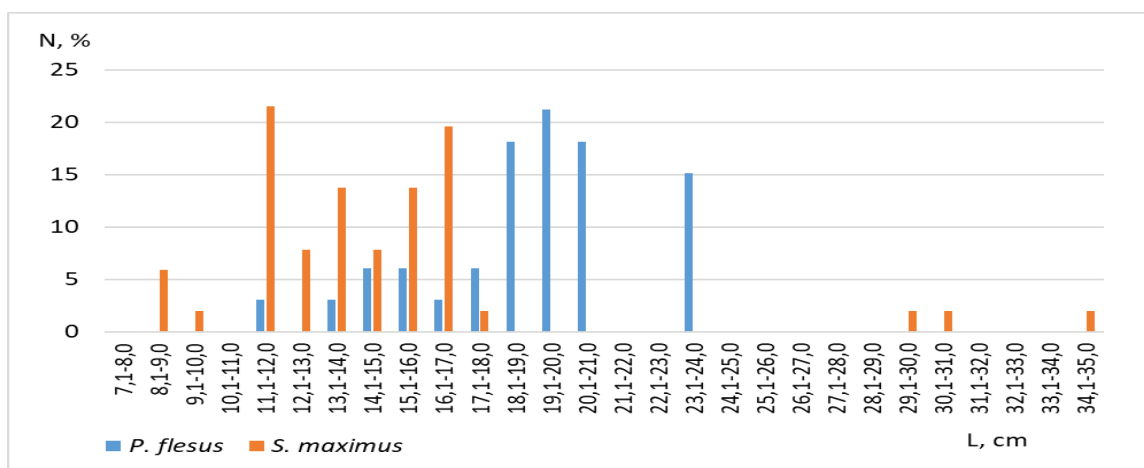


Рис. 7. Розмірний склад чорноморського калкана і глоси з уловів бім-тралів у 2018 р. (калкан – n=51 екз., глоса – n=33 екз.)

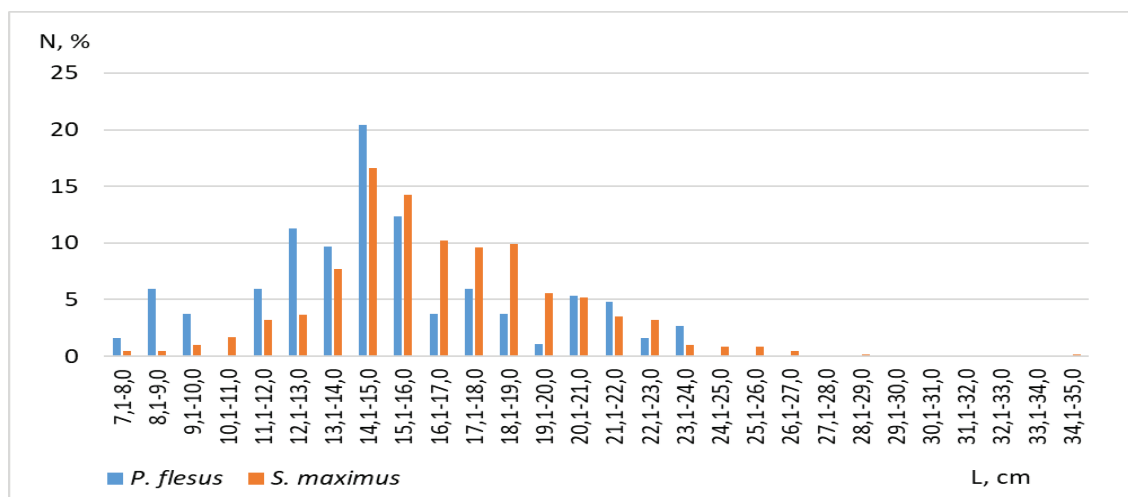


Рис. 8. Розмірний склад калкана чорноморського і глоси з уловів бім-тралів у 2019 р. (калкан – n=595 екз., глоса – n=186 екз.)

камбал та інших гідробіонтів, тому застосування бім-тралів може бути небезпечним з екологічної точки зору. Принаймні це стосується тих конструкцій цих знарядь, які були апробовані в зазначений період часу.

У червні 2019 р. було зареєстровано також два випадки прилову осетрових (1 севрюга довжиною 41 см і 1 стерлядь довжиною 44 см) в бім-трал для лову рапани. Потрапляння стерляді *Acipenser ruthenus* (Linnaeus, 1758) в бім-трал в морі пояснюється тим, що лов здійснювали в безпосередній близькості до гирла Дністровського лиману.

Безумовно, найменшої шкоди донним риbam та іншим бентосним організмам завдає традиційне для наших вод знаряддя добування молюсків – драга

Хижняка (ДП Одеський центр ПівденНІРО ... 2018). Це очевидно пояснюється тим, що органи зору риб добре вловлюють наближення даної драги, оскільки в її гирлі є решітка із прутів. Крім того, рухомі об'єкти, навіть потрапляючи в цю драгу, можуть швидко залишати її через жорстко зафіксований простір між прутами. Однак уловистість цієї драги по відношенню до рапани виявилась нижчою, ніж уловистість бім-трала.

Морське сміття

В уловах різноглибинних тралів, які застосовувалися для видобутку шпроту, у ряді випадків були присутні предмети з пластика, в тому числі пакувальна плівка, пляшки, обривки канатів, сіток, а також різні металеві предмети і якоря. Наявність

Таблиця 2

**Улови донних бім-тралів, прилови і викиди (випуски) нецільових видів
в період спостережень в 2018-2019 рр.**

Вид	Виловлено	Вивантажено на берег або використано екіпажем		Викиди	
	Маса, кг	Маса, кг	Частка, %	Маса, кг	Частка, %
Rapana venosa	76168	76168	100,0	-	-
Acipenser stellatus	1,0	-	0,0	1,0*	100,0
Acipenser ruthenus	1,0	-	0,0	1,0*	100,0
Scophthalmus maximus	129,6	-	0,0	129,6**	100,0
Platichthys flesus	33,4	4,8	14,4	28,6**	85,6
Pegusa nasuta	0,7	-	0,0	0,7	100,0
Gobiidae	122	-	0,0	122**	100,0
Hippocampus guttulatus	0,5	-	0,0	0,5*	100,0
Callionymus risso	0,3	-	0,0	0,3*	100,0
Diplecogaster bimaculata	0,1	-	0,0	0,1*	100,0
Mullus barbatus	0,2	-	0,0	0,2**	100,0
Uranoscopus scaber	0,4	-	0,0	0,4	100,0
Bleniidae	72	-	0,0	72	100,0
Syngnathus typhle	0,1	-	0,0	0,1	100,0
Scorpaena porcus	0,15	-	0,0	0,15	100,0
Crangon crangon	0,1	-	0,0	0,1	100,0
Palaemon elegans	3,32	-	0,0	3,32	100,0
Carcinus aestuarii	93,24	-	0,0	93,24*	100,0
Xantho poressa	17,82	-	0,0	17,82*	100,0
Pilumnus hirtellus	28,15	-	0,0	28,15*	100,0
Lirocarcinus navigator	41,77	-	0,0	41,77	100,0
Diogenes pugilator	2,16	-	0,0	2,16	100,0
Brachynotus sexdentatus	22,57	-	0,0	22,57	100,0
Callinectes sapidus	0,25	-	0,0	0,25	100,0

Примітка: * – випуск «червонокнижних» видів, ** – випуск особин непромислового розміру.

подібних предметів була зафіксована в 33 уловах. З найбільш великих предметів, що потрапили в різноглибинний трал, можна відзначити кований якір XIX століття масою близько 2 т.

Значно більше сміття містилося в уловах донних бім-тралів, які відрізнялись меншим розміром вічка в гирлі і щільно прилягали до ґрунту в процесі лову. У ході 622 обловів бім-тралями сторонні предмети антропогенного походження були відсутні тільки в 124 випадках. В основному тут також були присутні вироби з пластика – пляшки, пакувальна плівка, мішки та ін. Крім цього, зустрічались старі якоря, обривки мотузок і металевих тросів. Значна частина такого сміття явно була викинута з торгових суден, які у великій кількості перебувають в районі портів: Одеса, Південний, Очаків. Іноді в бім-трали потрапляло каміння масою 5–15 кг.

Висновки

Проведені спостереження виявили досить високу селективність традиційного промислу шпроти різноглибинними тралями по відношенню до інших промислових видів риб. Прилови таких видів, як хамса, ставрида, барабуля, мерланг були

менше 1%. При цьому тільки прилов мерланга носив систематичний характер, інші об'єкти зустрічались в уловах переважно в момент осінньої міграції. Оскільки популяції зазначених видів відрізняються найбільш високою чисельністю в Чорному морі, настільки незначний прилов не може завдавати шкоди їх запасам.

Більш суттєвим був прилов акул катран і камбали калкан. Однак ні в одному з випадків він не перевищував норм, які встановлені Правилами рибальства. Великі особини вилучались рибалками і здавались на приймальні пункти, а молодь, яка не досягла промислової довжини, випускалася в море в живому вигляді. Слід зазначити, що різноглибинні трали завдяки своєму великому внутрішньому об'єму дозволяють зберігати життєздатність великим демерсальним риbam, які зустрічаються в приловах. Для катрана виявлено підвищення чисельності покоління, які з'явилися в останні три-чотири роки, що має позитивно позначитися на популяції цього виду, яка раніше перебувала в неблагополучному стані.

Єдиним негативним моментом промислу шпроти в сучасних умовах слід визнати підвищений

прилов молоді осетрових риб, особливо севрюги. Ці риби були присутні практично в кожному шостому тралі. З огляду на статус осетрових риб, як видів занесених до Червоної книги України, необхідно вжити заходів до зниження їх прилову в процесі промислу шпрату. У першу чергу слід рекомендувати виключити з числа дозволених для лову ділянки, прилеглі до коси Тендра і до Каркінітської затоки, де ці види зустрічаються найчастіше. Також органам рибохорони необхідно здійснювати регулярні рейди для перевірки виловів і в разі наявності прилову осетрових припиняти промисел у відповідних районах. Подібні заходи передбачені діючими Правилами рибальства.

Помітно більші прилови, в тому числі небажаних видів, були присутні в бім-тралах, які в обмежених кількостях в експериментальному порядку застосовувались для видобутку рапани. Ці знаряддя буксировались безпосередньо по дну моря і тому вони добре вловлювали велику кількість різних гідробіонтів бентосної спільноти. В істотних кількостях приловлювались краби. Був відзначений істотний негативний вплив на популяції цінних промислових видів камбал – чорноморського калкана і глоси. Причому у всіх випадках прилову домінувала молодь, яка не досягла промислової довжини. Дуже часто ця молодь ушкоджувалась раковинами рапани. Безсумнівно, що широкомасштабне застосування бім-тралів подібної конструкції в майбутньому буде завдавати шкоди популяціям камбало-риб. Причиною такого високого прилову молоді камбал, на нашу думку, є та обставина, що на першому етапі випробувань цього нового для нашого регіону типу знарядь не була проведена оптимізація конструкції застосовуваних тралів.

Рибалки стали використовувати знаряддя, які були побудовані за ескізами з Туреччини і Болгарії і при цьому не дотримувались ніякого плану випробувань. Варіанти конструкції трала ніяк не фіксувались в протоколах випробувань. Усі оглянуті нами трали мали досить значне вертикальне розкриття, багато з них додатково оснащувались підсічними тросами, які заглиблюються в ґрунт на глибину до 5 см. Такий безсистемний підхід не дозволив відразу виявити риси знарядь, які можуть негативно позначатися на мешканцях моря. З огляду на те, що рапана вже протягом багатьох років видобувається іншими причорноморськими країнами саме з використанням бім-тралів, експериментальні роботи можуть бути продовжені. Однак у подальшому слід дотримуватися чіткого розподілу декількох варіантів тралів по суднах, що дозволить відібрати найбільш селективні за конструкцією знаряддя. Особливо перспективним, на нашу думку, може бути застосування елементів трала, які частково перекривають гирло або виступають вперед для відлякування риб. Очевидно, необхідно також знизити вертикальне розкриття бім-тралів. Це не може негативно позначитись на улові рапани, але ймовірно зменшить прилов риб.

Для обох видів тралового промислу в північно-західній частині Чорного моря викиди нецільових видів виявилися вкрай невеликі. Більша частина прилову нецільових видів, які не заборонені до вилучення, при промислі шпрату використовувалась як товарна продукція.

Морське сміття в найбільшій кількості траплялося при видобутку рапани, що пов'язано з буксированням бім-тралів безпосередньо по поверхні морського дна.

Список використаних джерел

1. Виноградов М.Е., Шушкина Э.А., Мусаева Э.И., Сорокин Ю.И. Новый вселенец в Черное море – гребневик *Mnemiopsis leidyi*. *Океанология*. 1992. № 29. С. 293–299.
2. Гребневик *M. leidyi* (A. Agassiz) в Азовском и Черном морях: биология и последствия вселения / под ред. С.П. Воловика. Ростов-на-Дону : БКН, 2000. 500 с.
3. Гулак Б.С., Леончик Є.Ю., Чашин О.К. Стан промислової популяції рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) у північно-західній частині чорного моря. *Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології* : матеріали XII міжнар. іхтіологічної наук.-практ. конф., м. Дніпро, 26-28 вересня 2019 р. Дніпро, 2019. С. 70–75.
4. ДП Одеський центр ПівденНІРО. Звіт про науково-дослідну роботу «Оцінити стан водних біоресурсів на шельфі Чорного моря та внутрішніх водоймах північно-західного Причорномор'я для визначення можливих лімітів і прогнозів вилучення та розробити оптимальні режими їх рибогосподарської експлуатації». 2016. 147 с.
5. ДП Одеський центр ПівденНІРО. Звіт про науково-дослідну роботу «Визначення промислового значення концентрації моллюска рапани у північно-західній частині Чорного моря та уточнення технічних характеристик найбільш ефективних і екологічно безпечних знарядь його добування». 2018. 31 с.
6. Зайцев Ю., Фесюнов О., Синегуб И. Влияние донного тралового промысла на экосистему черноморского шельфа. *Доклады АН Украины*. 1992. № 3. С. 153–155.
7. Куцоконь Ю., Квач Ю. Українські назви міног і риб фауни України для наукового вжитку. *Біологічні студії*. 2012. № 6.2. С. 199–220.
8. Определитель фауны Черного и Азовского морей: в 3 т. / за ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. Киев:

Наук. Думка. 1968. Т. 1. – 439 с., 1969. Т. 2. – 538 с., 1972. Т. 3. – 340 с.

9. Про затвердження правил промислового рибальства в басейні Чорного моря : наказ Державного агентства рибного господарства України від 8 грудня 1998 р.. URL : <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/z0147-99>.

10. Промысловое описание Черного моря. Мин-рыбхоз СССР, АзчерНИРО. 1988. 139 с.

11. Рубинштейн И., Хижняк В. Запасы рапаны в Керченском проливе. *Рыбное хоз-во*. 1988. № 11. С. 39–41.

12. Самышев Э., Рубинштейн И., Золотарев П., Литвиненко Н. Изменчивость в структуре бентоса Черного моря в условиях антропогенного воздействия. Антропогенные воздействия на прибрежно-морские экосистемы. Москва : ВНИРО. 1986. С. 52–71.

13. Самышев Э., Золотарев П. Механизмы антропогенного воздействия на бенталь и структуру донных биоценозов северо-западной части Черного моря. Севастополь. ИМБИ. 2018. 207 с.

14. Световидов А. Н. Рыбы Черного моря. Москва-Ленинград : Наука, 1964. 551 с.

15. Снігирьов С.М., Чащин О.К., Гулак Б.С. Висновок щодо сучасного охоронного статусу трав'яного краба *Carcinus aestuarii* (Nordo, 1847) та ксанто пореса *Xantho poressa* (Oliv., 1792) у північно-західній частині Чорного моря в межах кордонів України. Матеріали до 4-го видання Червоної книги України. Тваринний світ / *Серія: «Conservation Biology in Ukraine»*. Київ. 2018. Вип. 7, Т. 2: 435–436.

16. Состояние биологических ресурсов Черного и Азовского морей. Справочное пособие. 1995. Керчь, ЮГНИРО: 73 с.

17. Чащин А.К. Состояние промысловых популяций пелагических рыб Черного моря. *Екологічні проблеми Чорного моря: Міжн. наук.-прак. конф.* Одеса. 2007. С. 369–373.

18. Alverson D. L., Freeberg M. H., Murawski S. A. & Pope J.G. A global assessment of fisheries by catch and discards. FAO Fisheries Technical Papers, 1994. № 339. 233 p.

19. Birkun A., Northridge S., Willstead E., James F., Kilgour C., Lander M. & Fitzgerald G. Studies for Carrying Out the Common Fisheries Policy: Adverse Fisheries Impacts on Cetacean Populations in the Black Sea. Final report to the European Commission, Brussels. 2014. 347 p.

20. Chashchin A.K. The anchovy and other pelagic fish stocks transformations in the Azov-Black Sea basin

under environmental and fisheries impact. *Symposium on Fisheries and Ecology: the proceedings of the First Int. Trabzon, Turkey*. 1998. P. 1–10.

21. Chashchin A., Shlyakhov V.A., Dubovik V.E. & Negoda S. Stock Assessment of Anchovy (*Engraulis encrasicolus* L) in Northern Black Sea and Sea of Azov. Chapter 6. In the book. *Progressive Engineering Practices in Marine Resource Management* / Editors: I. Zlateva, V. Raykov, N. Nykolov . IGI Global. 2015. P. 209–243.

22. FAO. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome. 2018. 172 p.

23. FAO. Monitoring discards in Mediterranean and Black Sea fisheries: Methodology for data collection. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 639. Rome. 2019. 77 p.

24. Jennings G. (ed). European sea fishes Gibraltar to Norway. London, Calypso Publication. 1996. 208 p.

25. Hall M.A., Alverson D.L., Metuzals K.I. By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*. 2000. №41. P. 204–219.

26. Holostenko D., Ciorpac M., Paraschiv M., Iani M., Hont S., Taflan E., Suciu R., Risnoveanu G. Overview of the Romanian sturgeon supportive stocking programme in the Lower Danube River system. *Scientific Annals of the Danube Delta Institute*. 2019. № 24. P. 21–29. URL : <https://doi.org/10.7427/DDI.24.03>.

27. Kelleher K. Discards in the world's marine fisheries. Rome, Italy: FAO, 470. 2005. 131 p.

28. Nelson J.S. Fishes of the world. New York: J. Wiley & Sons, Inc., 4th ed. 2006. 601 p.

29. Poppe G.T., Goto Y. European seashells. Polyplacophora, Caudofoveata, Solenogastrea, Gastropoda. Volume 1. Wiesbaden: Hemmen. 1991. 352 p.

30. STECF. Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Black Sea assessments (STECF-15-16). Luxembourg: Publicat. Office of the European Union. 2015. 284 p.

31. STECF. Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Stock assessments in the Black Sea (STECF-17-14). Luxembourg: Publications Office of the European Union. 2017. 498 p.

32. Todorova V., Konsulova T. Manual for quantitative sampling and sample treatment of marine-soft bottom macrozobenthos. 2005. 38 p.

33. World Register of Marine Species (WoRMS) <http://www.marinespecies.org/>

References

1. Vinogradov, M.E., Shukshina, E.A., Musaeva, E.I., & Sorokin, Y.I. (1989). Novyi vselenec v Chernom more - grebnevik Mnemiopsis leidyi [A new alien species in the Black Sea - ctenophora Mnemiopsis leidyi (A. Agassiz)]. *Okeanologiya – Oceanology*, 29(2), 293–299. [in Russian]

2. Volovik S. P. (Eds.). (2000) *Grebnevik M. leidyi (A. Agassiz) v Azovskom i Chernom moriakh: biologiya i*

posledstviia vseleniia [Ctenophora M. leidyi (A. Agassiz) in the Azov and Black seas: biology and consequences of invasion] Rostov-na-Donu, BKN. 500 p. [in Russian]

3. Hulak B.S., Leonchik Ye.Iu., Chashchyn O.K. (2019). Stan promyslovoi populatsii rapany Rapana venosa (Valenciennes, 1846) u pivnichno-zakhidnii chastyini Chornoho moria [The state of the rapa whelk Rapana venosa (Valenciennes, 1846) commercial stock in

the north-western part of the Black Sea.]. *Suchasni problemy teoretychnoi ta praktychnoi ikhtiologii - Modern problems of theoretical and practical ichthyology*: materials of the XII International. ichthyological scientific practice. conf. (pp. 70–75) Dnipro. [in Ukrainian]

4. Pravyla promysloвого rybalstva v baseini Chornoho moria. Nakaz № 164 vid 08.12.1998 r. [Commercial fishing rules in the Black Sea basin. Order № 164 from 08.12.1998]. (1998). *Derzhavnyi komitet rybnoho hospodarstva Ukrainy [State Fishery Committee of Ukraine.]*. [in Ukrainian]

5. DP Odeskyi tsentr PivdenNIRO. (2016). Zvit pro naukovo-doslidnu robotu „Otsinyty stan vodnykh biore-sursiv na shelfi Chornoho moria ta vnutrishnikh vodoi-makh pivnichno-zakhidnoho Prychornomoria dlia vyz-nachennia mozhlyvykh limitiv i prohnosiv vyluchennia ta rozrobyty optymalmi rezhymy yikh rybohospodarskoi ekspluatatsii”. [Report on research work "Assess the state of aquatic bioresources on the Black Sea shelf and inland waters of the north-western Black Sea to determine possible limits and forecasts of withdrawal and develop optimal modes of their fishery exploitation."]. 147 p. [in Ukrainian]

6. DP Odeskyi tsentr PivdenNIRO. (2018). Zvit pro naukovo-doslidnu robotu „Vyznachennia promysloвого znachennia kontsentratsii moliuska rapany u pivnichno-zakh-idnii chastyni Chornoho moria ta utochnennia tekhnichnykh kharakterystyk naibilsh efektyvnykh i ekolohichno bez-pechnykh znariad yoho dobuyannia”. [Report on research work "Determination of the commercial importance of the concentration of Rapa Whelk mollusk in the north-western part of the Black Sea and clarification of the technical characteristics of the most effective and environmentally friendly gears for its extraction."]. 31 p. [in Ukrainian]

7. Zaitcev, Iu. P., Fesiunov, O. E., & Sinegub, I. A. (1992). Vliianie donnogo tralovogo promysla na ekosistemu chernomorskogo shelfa. [Impact of bottom trawl fishing on the ecosystem of the Black Sea shelf] *Dokl. AN Ukrainy [Reports of the Academy of Sciences of Ukraine]* (Vol. 3), (pp. 156–8). [in Russian]

8. Kutsokon, Y., & Kvach, Y. (2012). Ukrainski nazvy minoh i ryb fauny Ukrainy dlia naukovooho vzhytku [Ukrainian names of lampreys and fish of the fauna of Ukraine for scientific use.]. *Biologichni studii - Studia Biologica*, 6(2), 199–220. [in Ukrainian]

9. Mordukhai-Boltovskoi F.D. (red.) (1968-1972). *Opredelitel fauny Chernogo i Azovskogo morei [Keys to the fauna of the Black and Azov seas]*. Kiev: Nauk. Dumka. 1968. T.1. – 439 s., 1969. T.2. – 538 s., 1972. T.3. – 340 s. [in Russian]

10. *Promyslovoe opisanie Chernogo moria [Commercial description of the Black Sea.]*. (1988). Minrybkhov SSSR, AzcherNIRO. [in Russian]

11. Rubinshtein, I.G., & Khizhniak, V.I. (1988). Zapasy rapany v Kerchenskom prolyve [Stock of the Rapa Whelk in the Kerch Strait.]. *Rybnoe khoz-vo - Fishery*, 11, 39–40. [in Russian]

12. Samyshev E.Z., Rubinshtein I.G., Zolotarev P.N., Litvinenko N.M. (1986). Izmenchivost v strukture bentosa

Chernogo moria v usloviakh antropogennogo vozdeist-viia. [Variability in the structure of the Black Sea benthos under conditions of anthropogenic impact]. *Antropogennye vozdeistviia na pribrezhno-morskie ekosistemy - Anthropo-genic Impacts on Coastal Marine Ecosystems*. Moscow: VNIRO: 52–71. [in Russian]

13. Samyshev E.Z., Zolotarev P.N. (2018). *Mekha-nizmy antropogennogo vozdeistviia na bentol i strukturu donnykh biotcenozov severo-zapadnoi chasti Chernogo moria [Mechanisms of anthropogenic impact on benthal and the structure of benthic biocenoses in the northwestern part of the Black Sea]*. IMBI. 207 p. [in Russian]

14. Svetovidov A. N. (1964). *Ryby Chernogo moria [Fish of the Black Sea]*. Moscow-Leningrad: Nauka. [in Russian]

15. Snihirov S.M., Chashchyn O.K., Hulak B.S. (2018). Vysnovok shchodo suchasnoho okhoronnoho statusu travianoho kraba *Carcinus aestuarii* (Nordo, 1847) ta ksanto poresa *Xantho poressa* (Oliv, 1792) u pivnich-no-zakhidnii chastyni Chornoho moria v mezhakh kor-doniv Ukrainy [Conclusion on the current conservation status of the mediterranean green crab *Carcinus aestuarii* (Nordo, 1847) and jaguar crab *Xantho poressa* (Oliv, 1792) in the northwestern part of the Black Sea within the borders of Ukraine]. *Materialy do 4-ho vydannia Chervonoï knyhy Ukrainy. Tvarynni svit / Seriya: «Conservation Biology in Ukraine» - Materials for the 4th edition of the Red Book of Ukraine. Animal world / Series: "Conservation Biology in Ukraine"*, 7, 435–436. [in Ukrainian]

16. Sostoianie biologicheskikh resursov Chernogo i Azovskogo morei [The state of biological resources of the Black and Azov seas]. (1995). Kerch, YugNIRO. [in Russian]

17. Chashchin, A.K. (2007). Sostoianie promys-lovykh populatsii pelagicheskikh ryb Chernogo moria [The state of the commercial populations of pelagic fish in the Black Sea]. *Ekologichni problemi Chornoho moria "Environmental problems of the Black Sea"*: In the collection. Intern. scientific-practical conf. Odessa: (pp. 369–373). Odesa, 369–371. [in Russian]

18. Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski, S.A. & Pope, J.G. (1994). A global assessment of fisheries by catch and discards. FAO Fisheries Technical Papers, № 339. 233 p.

19. Birkun, Jr., A., Northridge, S.P., Willstead, E.A., James, F.A., Kilgour, C., Lander, M., & Fitzgerald, G.D. (2014). Studies for Carrying Out the Common Fisheries Policy: Adverse Fisheries Impacts on Cetacean Populations in the Black Sea. Final report to the European Commission, Brussels, 347p. This report and the views contained within are the views of the authors and should not be assumed to reflect the views of the European Commission.

20. Chashchin, A.K. (1998, September). The anchovy and other pelagic fish stocks transformations in the Azov-Black Sea Basin under environmental and fisheries impact. In The proceedings of the First International Symposium on Fisheries and Ecology (pp. 1–10).

21. Chashchin, A., Shlyakhov, V.A., Dubovik, V.E., & Negoda, S. (2015). Stock assessment of anchovy (*Engraulis encrasicolus* L) in Northern Black Sea and Sea of Azov. In *Progressive engineering practices in marine resource management* (pp. 209–243). IGI Global.
22. FAO. (2018). *The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries*. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome. 172 p.
23. FAO. (2019). *Monitoring discards in Mediterranean and Black Sea fisheries: Methodology for data collection*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 639. Rome. 77 p.
24. Jennings G.(ed). (1996). *European sea fishes Gibraltar to Norway*. Calypso Publ., London. 208 p.
25. Hall, M. A., Alverson, D. L., & Metuzals, K. I. (2000). By-catch: problems and solutions. *Marine pollution bulletin*, 41(1-6), 204–219.
26. Holostenko, D.N., Ciorgac, M., Paraschiv, M., Iani, M., Hont, Ș., Taflan, E., ... & Rîșnoveanu, G. (2019). Overview of the Romanian sturgeon supportive stocking programme in the Lower Danube River system. *Scientific Annals of the Danube Delta Institute*, 24, 21–30. <https://doi.org/10.7427/DDI.24.03>
27. Kelleher, K. (2005). *Discards in the world's marine fisheries: an update* (Vol. 470). Food & Agriculture Org.
28. Nelson, J. S. (2006). *Fishes of the World*, New York: J. Willey & Sons.
29. Poppe, G.T., & Goto, Y. (1991). *European Sea-shells: Polyplacophora, Caudofoveata, Solenogastrea, Gastropoda* (Vol. 1). C. Hemmen.
30. STECF. (2015). *Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Black Sea assessments (STECF-15-16)*. Luxembourg: Publicat. Office of the European Union, 284 p.
31. STECF. (2017). *Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Stock assessments in the Black Sea (STECF-17-14)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 498 p.
32. Todorova, V., & Konsulova, T. S. (2005). *Manual for quantitative sampling and sample treatment of marine soft-bottom macrozoobenthic*. IO-BAS Fund, www.blacksea-commission.org. 38 pp.
33. World Register of Marine Species (WoRMS) <http://www.marinespecies.org/>

THE NON-TARGET SPECIES BY-CATCH WHILE TRAWL FISHING IN THE NORTH-WESTERN PART OF THE BLACK SEA

Bushuiev S.G., PhD, Senior Researcher

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine
bsg1956@gmail.com

Hulak B.S., Postgraduate Student

Odesa I.I. Mechnikov National University
gulak.bogdan94@gmail.com

Snihirov S.M., PhD, Senior Researcher

Odesa I.I. Mechnikov National University
snigirev@te.net.ua

Chashchyn O.K., PhD, Senior Researcher

Project “BlackSea4Fish”
alchashchin@gmail.com

The species composition, size and mass characteristics of fish and other aquatic organisms in catches of mid-water and beam trawls in the north-western part of the Black Sea are presented. 298 catches of mid-water trawls and 622 catches of bottom beam trawls were inspected. It has been revealed that sprat fishing with mid-water trawls has a high selectivity and little effect on the other commercial species. The by-catches of such species as anchovy, horse mackerel, red mullet, and whiting were less than 1% of the total catch. The spiny dogfish and the Black Sea turbot dominated among the demersal fishes in the by-catch. Nevertheless, their by-catches did not exceed the limits set by the fishing regulations. The average by-catch of turbot in catches of mid-water trawls was 3.44 kg per 1 ton of sprat in 2018 and 0.83 kg/t in 2019. The spiny dogfish's by-catch has increased in recent years and was mainly represented by young individuals of new generations. The negative impact of sprat fishing on sturgeon remains significant. The annual by-catch of sturgeon in the sprat fishery is estimated at about 400 individuals. More than 90% of this by-catch are young starred sturgeons. In this regard, it is recommended to limit the operation of vessels in shallow areas of the Sea. The Rapa whelk fishing using bottom beam trawls has recently begun and has been carried out by a limited number of vessels experimentally. There is a much larger unwanted by-catch in these gears. The use of beam trawls can damage populations of Black Sea turbot and flounder. In all cases the by-catches of these fishes were dominated by undersized individuals. The total number of juvenile turbot in the catches of the controlled beam trawls was – 646 individuals. The undersized juveniles accounted for 72% by

weight among the 219 individuals. of flounder caught by beam trawls. Very often these young fish were damaged by the Rapa whelk's shells at the time of the catch unloading. It is necessary to change the design of the beam trawl for Rapa whelk in order to increase the selectivity of gear to other objects.

Key words: north-western part of the Black Sea, sprat, sturgeon, turbot, Rapa whelk, trawl fishing, beam trawl, by-catch.

LONG-TERM SALINITY TENDENCIES IN COASTAL WATERS OF ODESSA REGION, BLACK SEA NORTH-WESTERN PART¹

Gazyetov Ye.I. – Researcher

Odessa National I. I. Mechnikov University,

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

gazyetov@gmail.com

Dyatlov S.Ye. – PhD, Associate Professor

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

sergey.dyatlov@gmail.com

Long-term variability of coastal water salinity in the Odessa Region of the North-Western part of the Black Sea (NWBS) is studied using the available information on local river inflows, precipitation and wind regime. The study confirms a strong connection between the coastal water salinity in the Odessa Region, river runoff into the NWBS region and the regimes of atmospheric circulation over the North Atlantic and Europe. Using the concept of the Black Sea hydrological phases and their variations under the influence of long-term climate variability, it is predicted that the annual-mean salinity in the Odessa Region of the NWBS will increase in the coming 6-10 years. This prediction is based on the displacement of trajectories of the majority of cyclones during that period that propagate from the North Atlantic and pass over northern Europe. The displacement will favour a decrease in the Black Sea freshwater balance and, hence, an increase of salinity. In addition, the analysis of wind regime in the Odessa Region of the NWBS in 2000-2019 reveals a decreased frequency of westward winds and a significantly increased frequency of northerly winds. Assuming that these wind trends continue in the future, and taking into consideration the major hydrodynamic features of the NWBS, it is expected that it will lead to a blocking of freshwater inflow from the Dnieper River mouth into the northern and western coasts of the region. As a result, the increase of annual salinity in the coastal waters will intensify.

Key words: Marine salinity, North-Western part of the Black Sea, rivers discharge, climate changes, wind regime.

Introduction

Temporal variability of salinity in the North-Western part of the Black Sea (NWBS) became a hot research topic due to sharp changes of salinity values near the Odessa Bay coast, that had further intensified more recently (fig. 1). It is known that the physical characteristics of seas undergo changes at different time scales: short-term, synoptic, seasonal, multi-year, and secular. In the NWBS Odessa Region, salinity changes of different time scales can happen under the influence of wind, upwelling, river discharge, rainfall, Black Sea dynamics, phase of the Earth's revolution around the Sun, changes in solar radiation intensity, etc. An overlap of factors that have different time scales contributes to the complexity of salinity variations in the area.

Studies of long-term variability of salinity in the coastal zone of the NWBS Odessa Region have usually been based on observations performed at the Marine Hydro-Meteorological Station (MHS) Odessa-Port (Ковальчук 1985; Альтман и др. 1986; Альтман и др. 1988; Белевич, и Орлова 1996; Брянецев и др. 1991; Демидов 1991). The results of those studies (up to 2010) have been summarized by Dotsenko (Доценко 2010) in an unpublished monograph chapter of the Institute of Marine Biology (IMB). According to that work, during the 1948-1982 period the annual-mean salinity at the station had a negative trend. Then, from 1982 to 1986, the trend was positive, followed by salinity stabilization observed until 1994. Finally, from 1994 to 2010 the salinity trend was negative again (Адобовский и др. 2000; Доценко, и Рубан 2002; Доценко 2002,

¹ The authors would like to thank Dr. E.B. Krasnodembsky, Head of the Maritime Centre of Odessa State Environmental University, Dr. Yu.I. Popov of Odessa Branch of the State Hydrographic Service of Ukraine and the staff of Hydrometeorological Centre of the Black and Azov Seas for the materials provided. The authors also thank Ms. I.Ye. Soltys, Dr. G.J. Stanley (School of Mathematics and Statistics, University of New South Wales, Sydney, NSW, Australia) and Dr. O.A. Saenko (Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis, Victoria, BC, Canada) for translating and proofreading their study into English.

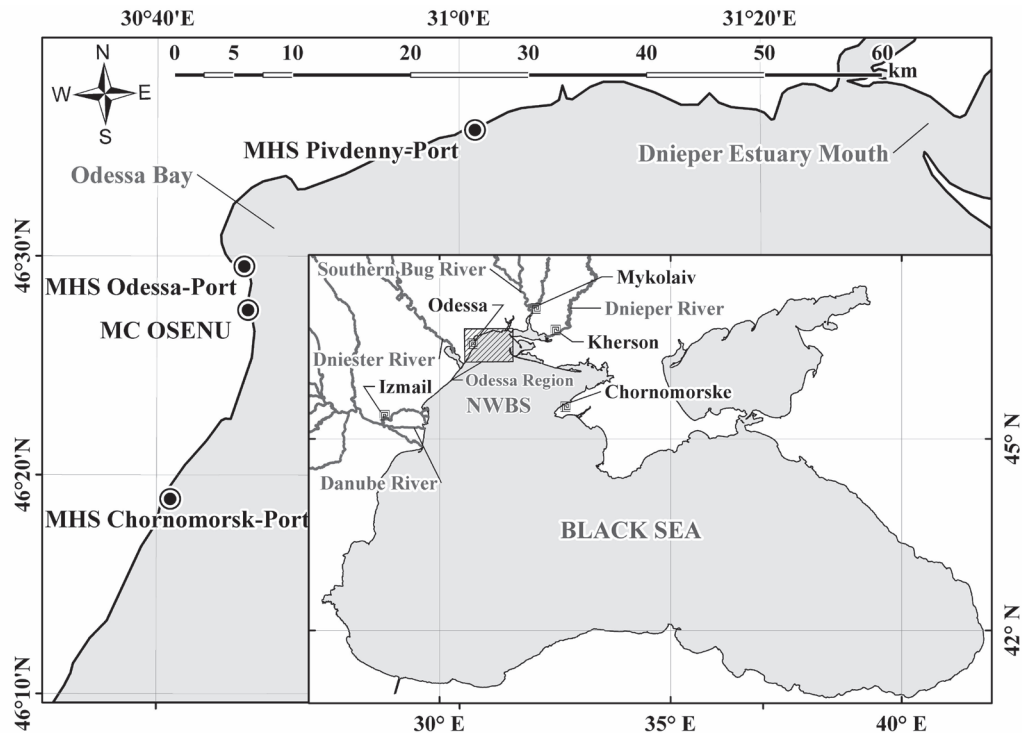


Fig. 1. Location of MHS Odessa-Port, MHS Chornomorsk-Port, MHS Pivdenny-Port and MC OSENU (Maritime Centre of Odessa State Environmental University) in the NWBS Odessa Region

2003; Доценко и др. 2009). Scientists have associated these salinity variations with long-term fluctuations of river runoff and precipitation, caused by global and regional changes as well as a succession of climatic periods.

In addition, a study of long-term salinity changes in the NWBS by (Ильин 2006) has demonstrated a strong dependence of salinity on river discharge and wind patterns. Periods of maximum (1966-1975) and minimum (1986-1995) surface salinity values were also established in (Шокурова и др. 2004), which is applicable to the entire North-Western shelf of the Black Sea, with the difference between the extreme salinity values being 0.3 g/kg.

In this work, analyses of time series and wind patterns in the area are combined to further explain the changes of coastal water salinity in the NWBS Odessa Region during different periods.

Materials and methods

The time series of salinity from the MHSs Odessa-Port, Chornomorsk-Port and Pivdenny-Port for 1949–2019 used in this study were kindly provided by Hydrometeorological Centre of the Black and Azov Seas (HMC BAS) (ГМЦ ЧАМ) and the data for 1951–2019 – by the Marine Centre of Odessa State Environmental University (MC OSENU) (ОДЕКУ). In addition, we also analyse annual discharges of the major rivers, such as Dnieper, Dniester, Southern Bug and Danube

for 1921–2018 (ИМБ), climatic indices of the North Atlantic Oscillation (NAO), East Atlantic pattern (EA) and East Atlantic/West Russia (EA/WR) teleconnection for 1921–2019 (NOAA CPC), annual sum of atmospheric precipitation at the coastal stations in the NWBS for 1921–2019 (Погода и климат) and NCEP/NCAR reanalysis data for wind velocity for the period 1948–2019 (NCEP-NCAR), linearly interpolated from four points of a 2.5 x 2.5-degree box to the centre of Odessa Region of the NWBS.

To establish temporal periodicity of long-term variations of the analysed parameters, we apply several additional techniques: a harmonic analysis, diagrams of time dependence, deviations of 11-year moving average values from the mean value of the time series, linear and polynomial approximation, pair correlation, assessment of statistical significance of correlation coefficients, and regression equations.

Results and discussion

1. Analysis of marine water salinity dependence on river inflow and precipitation into the NWBS

Harmonic analysis of the time series of observations at the MHS Odessa-Port reveals periods of annual-mean salinity variations such as 4.0, 6.0 and 10.3 years; at MHS Chornomorsk-Port – 5.5 and 11.0 years; at MHS Pivdenny-Port – 4.0, 6.6 and 10.0 years; and at MC OSENU – 13.0 years. Moreover, using longer time series from the MHS Odessa-Port and MC OSENU

(71 and 69 years respectively), a period of salinity variations as long as 34–36 years is established.

Comparisons between the values of annual river runoff into the NWBS and average annual salinity at the above measuring stations demonstrate a considerable similarity between variations of these characteristics (table 1).

Maximum (statistically-significant) coefficients of pair correlation are found between annual discharges of the Dnieper River and annual-mean salinity at the MHS Pivdenny-Port (table 2), due to a close proximity of the river mouth and the station (38 km; Fig. 1). However, the correlation coefficients are not as high at the more distant from the river mouth MHS Odessa-Port and the MC OSENU stations. Using the values of pair correlation, it is found that during the above mentioned periods the salinity at the MHS Odessa-Port was influenced the most by water inflow from Dnieper (table 2), followed by inflow from Danube and Dniester. A somewhat different picture with the river influences on salinity values is observed at the MC OSENU: due to the geographical features of that station, the Dnieper influence was again the most significant, followed by the influences from Dniester and Danube.

The analysis of annual values (fig. 2) shows the following tendencies: a decrease of salinity at the MHS Odessa-Port by 0.020‰/year at $P \geq 95\%$ (in 1948–2019), a decrease of salinity at the MHS Chornomorsk-Port by 0.027‰/year at $P \geq 90\%$ (in 1999–2019), a decrease of salinity at the MC OSENU by 0.013‰/year at $P \geq 95\%$ (in 1951–2019), and an increase of salinity at the MHS Pivdenny-Port by 0.037‰/year at $P \geq 95\%$ (in 1999–2019). A linear trend of average annual values for the 1999–2019 period is negative for the MHS Odessa-Port (–0.015‰/year, $P \geq 95\%$) and positive for the MC OSENU (+0.117‰/year, $P \geq 95\%$). Thus, for this period the tendencies of annual-mean salinity from nearby stations can be opposite in sign (Fig. 1).

The climatological seasonal cycle of salinity shows a clear link to the climatological cycle of river runoff (fig. 3). Minimal salinity values are found during April–June, with a sharp salinity decrease also seen in November. Maximum salinity values, along with the minimum values of river discharge, are found in September. The lowest salinity at the MHS Chornomorsk-Port can be explained by the close proximity of this station to the Danube mouth. It is also interesting to note that at the other stations, the seasonal cycles of salinity resemble each other more closely during the first half of year than during the second half.

Table 1

Periods of long-term variations of river inflow and mean annual salinity in Odessa region of the NWBS

River or station	Periods of variations, years						
	2.4	3.6	4.9	8.2	14.0	19.6	32.7
Danube River	2.4	3.6	4.9	8.2	14.0	19.6	32.7
Dnieper River	2.2	4.7	5.8	9.8	12.3	24.5	32.7
Dniester River	2.4	3.6	5.5	10.3	14.4	24.0	36.0
Southern Bug River	2.3	4.2	6.0	8.4	14.0	21.0	42.0
Mean river discharge values	2.3	4.0	5.6	9.2	13.7	22.3	35.8
MHS Odessa-Port	2.4	4.0	6.0	10.3	14.4	-	36.0
MHS Chornomorsk-Port	-	4.4	5.5	11.0	-	22.0	-
MHS Pivdenny-Port	2.2	4.0	6.7	10.0	-	-	-
MC OSENU	-	-	-	-	13.6	-	34.0
Mean salinity values	2.3	4.1	6.1	10.4	14.0	22.0	35.0

Table 2

Coefficients of correlation between average annual salinity and annual river flow
(the coefficients significant at $P \geq 95\%$ are shown in bold)

Stations	Dniester discharge	Southern Bug Discharge	Dnieper discharge	Danube discharge
MHS Odessa-Port (1948–2019)	-0.38	-0.08	-0.58	-0.47
	$p < 0.001$	$p < 0.638$	$p < 0.0001$	$p < 0.0001$
MHS Chornomorsk-Port (1999–2019)	-0.33	0.14	-0.34	-0.32
	$p < 0.149$	$p < 0.559$	$p < 0.148$	$p < 0.159$
MHS Pivdenny-Port (1999–2019)	-0.64	-0.34	-0.80	-0.72
	$p < 0.002$	$p < 0.149$	$p < 0.0001$	$p < 0.0001$
MC OSENU (1951–2019)	-0.40	-0.39	-0.51	-0.35
	$p < 0.001$	$p < 0.011$	$p < 0.0001$	$p < 0.003$

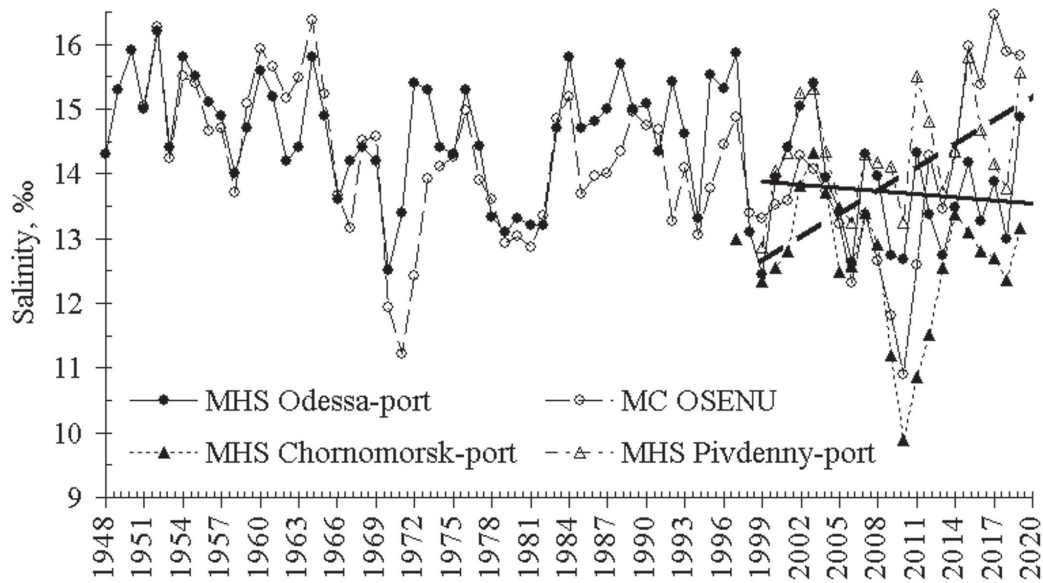


Fig. 2. Time series of annual-mean salinity at MHS Odessa-Port, MC OSENU, MHS Chornomorsk-Port, and MHS Pivdenny-Port

Note: Thickened lines – trends at MHS Odessa-Port and MC OSENU in 1999–2019

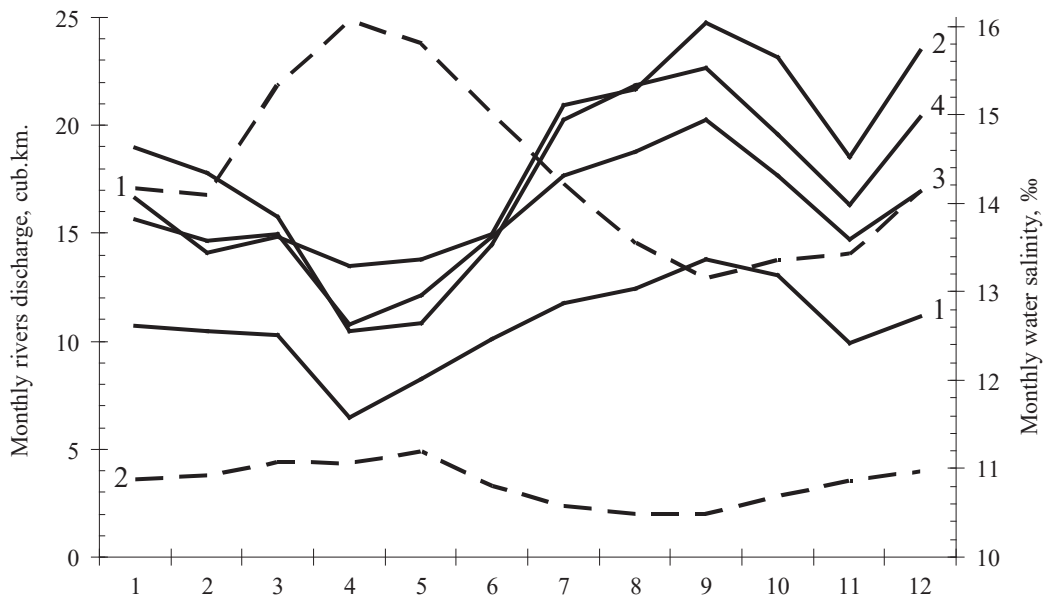


Fig. 3. Climatological seasonal cycles of salinity (solid lines) at the MHS Chornomorsk-Port (1), MC OSENU (2), MHS Odessa-Port (3), MHS Pivdenny-Port (4) and water inflows (dashed lines) from Danube (1) and Dnieper (2). The cycles are based on monthly values

Considering the datasets extended until 2019, the inter-annual variability of salinity at the MHS Odessa-Port, MC OSENU and river discharges are found to be synchronous and opposite in phase (fig. 4), consistent with (Доценко 2002, 2010). That is, the phases of increased annual river runoff correspond

to the phases of decreased annual salinity and vice versa, which is expected based on the equations for salt balance and mass conservation (see Appendix). From 1951 to 1980, the salinity at these stations was declining, while the freshwater inflow into the NWBS from all rivers was increasing. From 1981 to 1990 the salinity was

increasing, whereas the river discharge was decreasing. From 1991 to 2010 salinity was decreasing again, while the discharge from all the rivers was increasing. From 2011 to 2018, given the background decrease of runoff from all major rivers inflowing into the region of study, we observe a tendency towards increasing annual salinity in the MC OSENU area and stably low annual salinity values at the MHS Odessa-Port (Fig. 4).

Local precipitation directly affects river runoff into the NWBS. According to the data from the HMC BAS (ГМЦ ЧАМ), annual precipitation during 1921-2019 showed a general increasing tendency and was marked by significant decadal and inter-decadal fluctuations. The periods of these fluctuations are found to be close to the periods of river runoff variations: 6-11, 20-25, 40 years. According to (Доценко 2010), long-term oscillations of atmospheric circulation over Europe, including those connected to solar cycles, may have impacted both the variations of annual precipitation and river runoff. According to our observational estimates based on (Погода и климат), the linear trend of annual precipitation was positive in Odessa and Kherson ($P \geq 95\%$), as well as in Izmail and Chornomorske (insignificant at $P \geq 90\%$) during the last three quarters of the 20th century and at the beginning of the 21st century (fig. 1). However, considering only the 2010-2019 period, no significant positive trends of annual precipitation is revealed in the area. Moreover, negative trends are found in this case in Mykolaiv (-10.5 mm/year, $P \geq 95\%$) and Odessa (-7.4 mm/year, $P \geq 90\%$). It should also be pointed out that annual precipitation in

Odessa in 2016 was the largest for the past 200 years. This points at irregularity of precipitation distribution in the NWBS area, including in the past decade.

2. Linking salinity changes in the region of study to climate indices

Climate studies often use climate indices based on analysis of atmospheric pressure fields. A study by (Репетин и др. 2006) shows that under positive phases of the NAO, the tracks of cyclones over Atlantic-European sector drift northward. This leads to more anticyclonic conditions with less precipitation over the Black Sea. Under negative phases of the NAO, the tracks of cyclones drift southward and warm air masses bring rainfalls to the Black Sea region. In a study by (Полонский и др. 2007), the authors find that the number of cyclones in the atmosphere over the Black Sea was decreasing from the second half of the 1960's to the early 1990's. This, among other effects, resulted in a long-term weakening of wind-driven cyclonic circulation of the Black Sea. The authors associated these processes with the northerly drift of tracks of the North Atlantic cyclones, corresponding to a strengthening of NAO.

The phases of climate indices determine the type of atmospheric circulation in the region of study; i.e., either mostly zonal or meridional. Such a type is the main external factor regulating the changes of hydrological phases in the Black Sea (Белокопытов 2017). In general, freshwater balance of the sea declines when zonal circulation prevails, while it increases when meridional circulation prevails. During the positive NAO

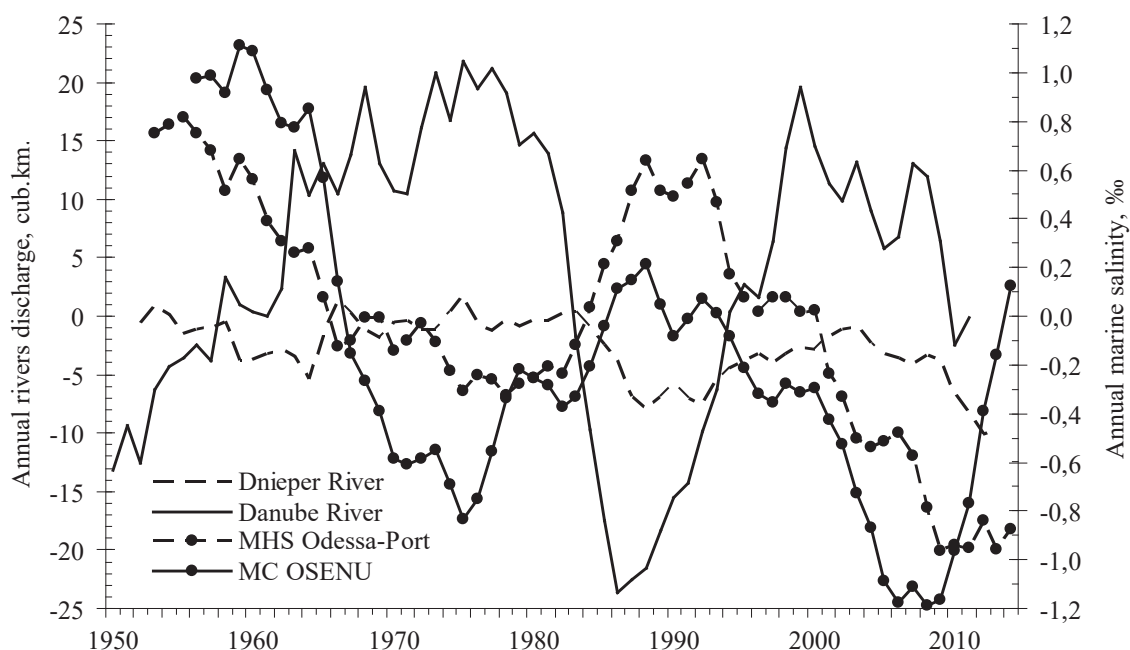


Fig. 4. Deviations of 11-year moving averages from river discharges and salinity at marine stations

phases (cold periods) the number of cyclones decreases and the river inflow declines. As a result, the freshwater balance of the sea declines. During the negative phases of NAO (and EA and EA/WR indices), and under the prevalence of meridional circulation of the atmosphere, the total number of cyclones over the Black Sea increases (Гирс 1971). This leads to a higher intensity of water circulation and to an increase of freshwater balance. The latter is associated with a more positive difference between precipitation and evaporation and also with an increase of river runoff into the basin. In contrast, the periods of prevailing zonal atmospheric circulation are associated with a decreasing freshwater balance, thereby leading to “salty” phases of hydrological regime of the sea (fig. 5).

As follows from the scheme of long-term changes of the Black Sea hydrological regimes proposed by (Белокопытов 2017), as well as from the changes of climate indices (NOAACPC) (Fig. 6), the hydrological phase of the Black Sea during the 2015-2020 period can be assessed as being intensively warm and moderately fresh. Its change after 2020 is still unknown, but could be forecasted based on the intensively warm and salty phases.

The above assessment is consistent with the conclusions made in (Доценко 2010). According to this study, active cyclonic activity was forecasted for the Black Sea basin up until the end of the 1st decade of the 21st century. This was linked by the author to

the prevalence of meridional transfer over Europe, significant rainfalls and increasing river runoff. The latter resulted in a decreasing tendency of annual-mean salinity in the NWBS. However, this process should change, as might be expected based on the multi-decadal variability (i.e., based on the 22 and 35 year-long cycles proposed by (Белокопытов 2017) for the long-term variations of salinity in the Black Sea shelf areas). That is, the annual-mean salinity in the region is expected to increase.

In fact, a stable increase of annual-mean salinity has already been observed at the MC OSENU station since 2014. However, at the MHS Odessa-Port station a significant salinity increase was found only in 2019, which can be explained by the strong influence of the Dnieper discharge on hydrological conditions at the station.

3. Linking salinity changes to wind patterns and hydrodynamics in the NWBS

Although river runoff is the main factor affecting water desalination in the NWBS, wind also is an important factor influencing salinity changes in the region. According to (Ильин 2006), wind patterns play the main role in transformation and distribution of water from the estuarine areas of major rivers to the central and eastern NWBS regions. In particular, during March – May a south-easterly wind prevails, driving freshwater from the rivers towards the north-western coast of the Odessa region. During June – July, north-westerly winds prevail, driving freshwater from the Dnieper mouth to

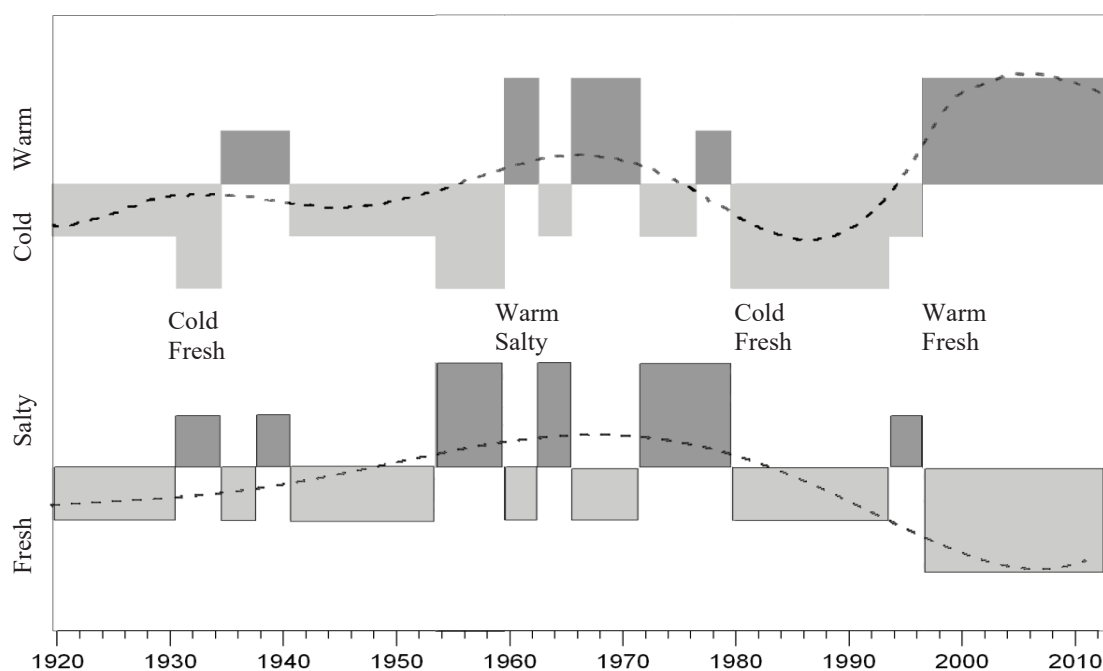


Fig. 5. Scheme of alternation of phases in the Black Sea hydrological regime (Белокопытов 2017)

Note: Height of columns presents 2 levels of intensity: moderate and intensive

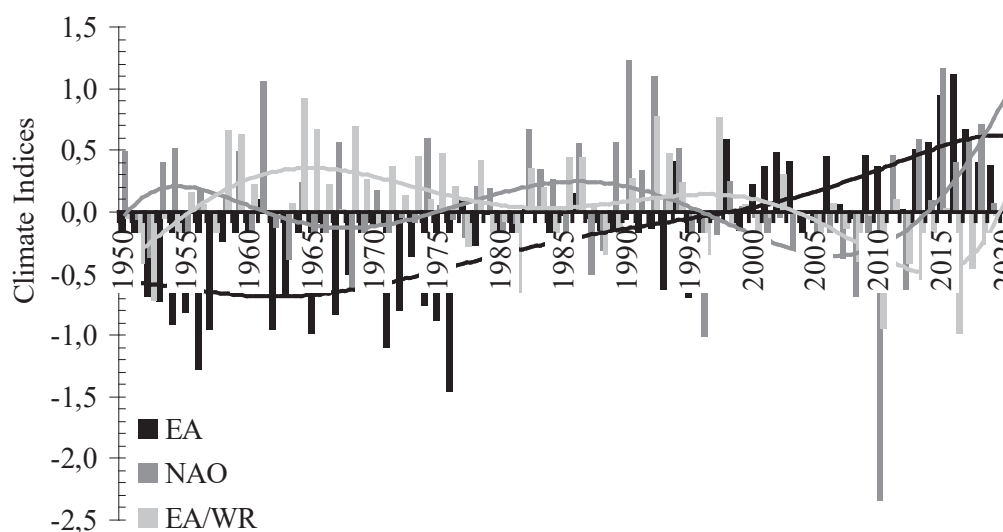


Fig. 6. Annual averages of climatic indices during 1950–2019

Note: Lines indicate approximation by the 6th order polynomials

the east and south-east, thereby increasing the low-salinity area in the NWBS.

According to (Доценко, и Тучковенко 2006), who analysed the long-term MHS Odessa-Port data, the frequency of winds of northerly, north-westerly and westerly directions accounts for 48-57% from July to September. The winds of these directions cause surface negative surges and coastal upwelling, thereby increasing surface water salinity (by bringing higher salinity water from the Black Sea interior to the region). This phenomenon can be either local or it can cover a significant part of the coastal zone in the Odessa region.

Water circulation in the Odessa region near the NWBS can be explained, at least in part, by its bottom topography. Indeed, this is a semi-enclosed basin, with a large shallow region (Odessa Bank) in its northern part, stretching from the west to the east and separated from the northern coast by deep trough-like depression. These features determine the overall domination of wind-driven circulation over the density-driven currents in the region (Доценко 2003; Тучковенко 2002). Using general circulation models, it has been found that during westerly (easterly) and north-westerly (south-easterly) winds, an anticyclonic (cyclonic) eddy-like circulation dominates in the region. In the case of southerly (northerly) and south-easterly (north-westerly) winds, an anticyclonic (cyclonic) eddy-like pattern dominates the circulation in the eastern part of the region, while a cyclonic (anticyclonic) gyre forms over the Odessa Bank.

Our analysis of wind components over the Black Sea, using the NCEP/NCAR reanalysis data (NCEP-NCAR), gives the following behaviour of wind

trends for the 1948–2019 period (fig. 7). During the 1957–1995 period, the wind over the sea had linear trends (see also Ильин (2006)): (0.03) m/s and (-0.03) m/s per year for zonal and meridional wind components, respectively. However, for the 2000–2019 period the trend lines change their inclination considerably. Only negative tendencies are observed during that period: (-0.03) m/s per year for the zonal wind component and (-0.06) m/s per year for the meridional component. Thus, for most of the 2000–2019 period, we find a decreasing frequency of westerly winds (for 2019, the percentages of frequency of westerly and easterly winds are equal) and an increasing frequency of north-easterly winds in the Odessa region of the NWBS.

Taking into consideration the system of currents and water transport simulated by the model experiments presented in (Доценко, и Тучковенко 2006), as well as the sea bottom topography in the Odessa region of the NWBS, it can be suggested that, if the present tendency for the near-surface wind is to persist, this will lead in the future to a blocking of freshwater inflow from the Dnieper mouth to the Odessa coastline area. In this case, water would be more actively transported to the NWBS central part under the joint influence of anticyclonic eddy-like circulation over the Odessa Bank and cyclonic circulation over the eastern part of the Odessa region. Should this happen, it would seem reasonable to expect (forecast) an increase of annual-mean salinity in the Odessa Bay; i.e., in the western part of the Odessa Region of the NWBS.

Conclusions

Changes in the global-scale atmospheric circulation can tell us about long-term tendencies of hydrometeorological

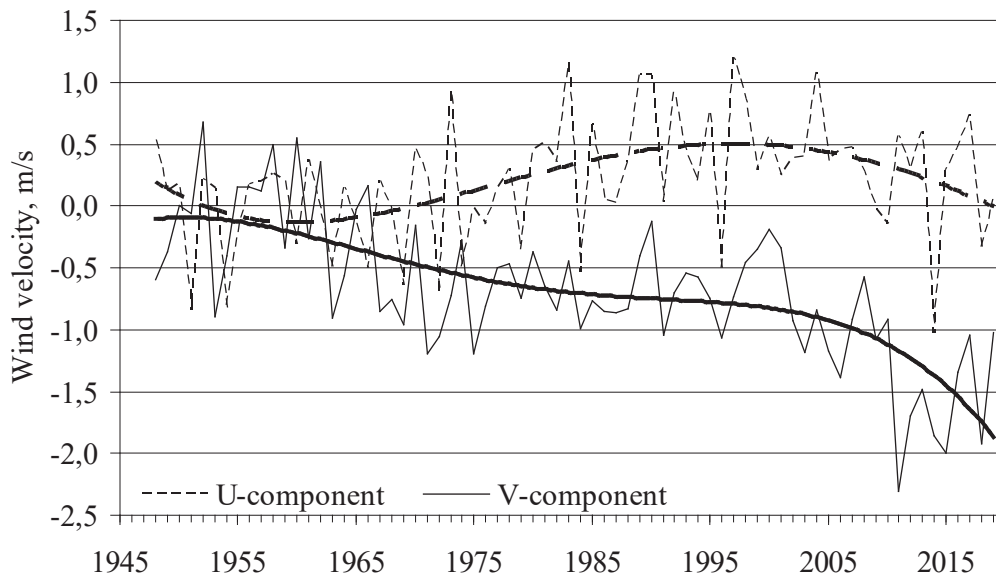


Fig. 7. Time series of the annual means of U-component (dashed lines) and V-component (solid lines) of wind velocity in the region of study during 1948–2019

Note: Bold lines indicate approximation by the 4th order polynomials

characteristics over Europe and also about variations of hydrological phases in the Black Sea. In the long run, the latter affects salinity in the coastal area of the Odessa Region of the NWBS. This includes salinity variations associated with multi-decadal, decadal, inter-annual and seasonal variability, as well as synoptic changes linked mainly to short-term wind fluctuations.

According to our analysis, an intense phase of the warm and saline hydrological regime of the Black Sea should be expected to develop from about 2020 onward. This phase will last not less than 6–10 years. During this period, annual-mean salinity in the Odessa Region of NWBS will increase. This salinity increase will be associated with strengthening of the positive phase of the NAO index and with high values of the EA index. The corresponding tracks of cyclones, propagating from the North Atlantic, will shift more to northern Europe. As a result, there will be less precipitation over the watershed areas of the Danube and Dnieper rivers, thereby decreasing freshwater balance in the NWBS.

Moreover, if the frequencies of westerly and easterly winds remain at their present level and the frequency of northerly winds gets higher, then the inflow of transformed low-salinity water from the Dnieper River mouth to the northern and western coast of the Odessa Region of the NWBS will be

blocked. Should this happen, it would further contribute to the expected increase of annual-mean salinity in the coastal waters near Odessa.

Appendix

A close relation between salinity changes and river runoff, including on inter-annual time scales, may be expected based on the basic equations of salt balance and mass conservation. Essentially, over a broad enough and well-mixed region, the evolution of salinity and mass (volume) conservation can be written as follows $\frac{\partial S}{\partial t} = -\vec{u} \cdot \nabla S$ and $\nabla \cdot \vec{u} = 0$, where S is the salinity, $\vec{u}$ is the velocity vector and ∇ is the gradient operator. Combining these equations, using the divergence theorem (also known as Ostrogradsky's theorem), and assuming that the net river inflow R (in $m^3 s^{-1}$) at the boundary is a much larger contributor to the local salinity changes than is the difference between precipitation and evaporation, the evolution of the salinity averaged over volume V (in m^3) is given approximately by $\frac{\partial \bar{S}}{\partial t} = -\frac{R}{V} S_o$, where S_o is some constant reference salinity (e.g., mean salinity of the water that must flow out of the region to balance the water inflow from the river runoff). Integrating the latter equation in time from $t=0$ to $t=T$ leads to $\bar{S}(T) = \bar{S}(0) - a \langle R \rangle$, where $\langle R \rangle$ is the time-mean river runoff and $a = \frac{S_o}{V} T$ is the dimensional coefficient.

Bibliography

1. Адобовский В.В., Доценко С.А., Михалечко Ю.Е. Особенности термохалинной изменчивости вод в прибрежной зоне Одесского региона. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2000. Вып. 1. С. 127–132.
2. Альтман Э.Н. и др. Временная изменчивость температуры воды прибрежной части Черного моря. *Труды ГОИН*. 1986. Вып. 168. С. 16–19.
3. Альтман Э.Н., Гертман И.Ф., Голубева З.А. Многолетние тенденции солёности и температуры вод Черного моря в связи с изменением стока рек. *Труды ГОИН*. 1988. Вып. 189. С. 39–53.
4. Белевич Р.Р., Орлова И.Г. Особенности межгодовой изменчивости гидролого-гидрохимических характеристик вод на северо-западном шельфе Черного моря в последние десятилетия (60–90-е годы). *Морской гидрофизический журнал*. № 2. С. 62–73.
5. Белокопытов В.Н. Климатические изменения гидрологического режима Черного моря : дис. д-ра геогр. наук : 25.00.28. Севастополь, 2017. 377 с.
6. Брянцев В.А., Фашук Д.Я., Финкельштейн М.С. Признаки трендовых изменений гидроструктуры Черного моря. *Изменчивость экосистемы Черного моря: естественные и антропогенные факторы* / под ред. М.Е. Виноградова. Москва : Наука, 1991. С. 89–93.
7. Гирс А.А. Многолетние колебания атмосферной циркуляции и долгосрочные гидрометеорологические прогнозы. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1971. 280 с.
8. Гідрометеорологічний центр Чорного та Азовського морів (ГМЦ ЧАМ) : веб-сайт. URL : <http://www.hmcbas.od.ua> (дата звернення 01.03.2019).
9. Демидов А.Н. Температура воды и солёность. *Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР, том IV Черное море, Вып. 1 Гидрометеорологические условия* : под ред. А.И. Симонова, Э.Н. Альтмана. С.-Петербург : Гидрометеоиздат, 1991. С. 373–397.
10. Доценко С.А. Сезонная изменчивость основных гидрологических параметров в Одесском регионе северо-западной части Черного моря. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2002. Вып. 1(6). С. 47–57.
11. Доценко С.А. Изменчивость основных гидрологических характеристик Одесского региона северо-западной части Черного моря : дис. канд. геогр. наук : 11.00.08. Одесса, 2003. 230 с.
12. Доценко С.А. Многолетняя изменчивость гидрометеорологических характеристик Одесского района СЗЧМ. *Неопубликованный раздел* : монография ОФ ИнБЮМ. Одесса : ОФ Института биологии южных морей, 2010.
13. Доценко С.А., Адобовский В.В., Никаноров В.А. 2009. Современные тенденции изменения температуры и солёности воды в прибрежной зоне Одесского региона Черного моря. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2009. Вып. 20. С. 180–184.
14. Доценко С.А., Рубан И.Г. Многолетняя и внутривековая изменчивость температуры и солёности воды у берегов Одессы. *Метеорология, кліматологія та гідрологія*. 2002. Вып. 46. С. 332–337.
15. Доценко С.А., Тучковенко Ю.С. Одесский регион. Гидрологический режим и циркуляция вод. *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология* : монография / Ю.П. Зайцев, Б.Г. Александров, Г.Г. Миничева. Киев : Наукова думка, 2006. С. 445–451.
16. ДУ Інститут морської біології НАН України (ІМБ) : веб-сайт. URL : <http://www.imb.odessa.ua> (дата звернення: 01.03.2019).
17. Ильин Ю.П. Гидрологический режим распространения речных вод в северо-западной части Черного моря. *Научные труды УкрНИГМИ*. 2006. Вып. 255. С. 242–251.
18. Ковальчук Л.А. Статистический анализ долгосрочных изменений солёности поверхностного слоя Черного моря. *Метеорология и гидрология*. 1985. № 6. С. 118–121.
19. Одеський державний екологічний університет (ОДЕКУ) : веб-сайт. URL : <http://odeku.edu.ua> (дата звернення: 01.03.2019).
20. Погода и климат. Справочно-информационный портал : веб-сайт. URL : <http://www.pogodaiklimat.ru> (дата обращения: 01.06.2019).
21. Полонский А.Б., Бардин М.Ю., Воскресенская Е.Н. Статистические характеристики циклонов и антициклонов над Черным морем во второй половине XX века. *Морской гидрофизический журнал*. 2007. № 6. С. 47–58.
22. Репетин Л.Н., Долотов В.В., Липченко М.М. Пространственно-временная и климатическая изменчивость атмосферных осадков, выпадающих на поверхность Черного моря. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2006. Вып. 14. С. 462–476.
23. Тучковенко Ю.С. Математическая модель для расчета ветровых течений в Одесском регионе северо-западной части Черного моря. *Метеорология, кліматологія та гідрологія*. 2002. Вып. 45. С. 107–117.
24. Шокурова И.Г. и др. Сравнительный анализ изменчивости гидрологических характеристик вод северо-западного шельфа и центральной части Черного моря. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2004. Вып. 10. С. 17–26.
25. NOAA Climate Prediction Centre (NOAA CPC) : web-site. URL : <https://www.cpc.ncep.noaa.gov> (accessed: 01.06.2019).
26. The NCEP/NCAR Reanalysis Project (NCEP-NCAR) : web-site. URL : <https://psl.noaa.gov/data/reanalysis> (accessed: 01.06.2019).

References

1. Adobovskiy, V.V., Dotsenko, S.A., & Mikhalechko, Yu.E. (2000). Osobennosti termokhalinnoy izmenchivosti vod v pribrezhnoy zone Odesskogo regiona [Peculiarities of thermohaline variability of waters in the coastal zone of Odessa region]. *Ekologicheskaya bezopasnost pribrezhnoy i shelfovoy zon i kompleksnoe ispolzovanie resursov shelfa - Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones and Comprehensive Use of Shelf Resources*, 1, 127–132 [in Russian].
2. Altman, E.N., Prasolov, R.S., Uryuzhnikov, E.P., & Yaschenko, A.V. (1986). Vremennaya izmenchivost temperatury vody pribrezhnoy chasti Chernogo morya [Temporal variability of water temperature in the coastal part of the Black Sea]. *Trudy GOIN - Proceedings of State Oceanographical Institute*, 168, 16–19 [in Russian].
3. Altman, E.N., Gertman, I.F., & Golubeva, Z.A. (1988). Mnogoletnie tendentsii solenosti i temperatury vod Chernogo morya v svyazi s izmeneniem stoka rek (po dannym naturnykh nablyudeniy) [Long-term tendencies of water salinity and temperature in the Black Sea in connection with changes in rivers discharge (based on field studies)]. *Trudy GOIN - Proceedings of State Oceanographical Institute*, 189, 39–53 [in Russian].
4. Belevich, R.R., & Orlova, I.G. (1996). Osobennosti mezhgodovoy izmenchivosti gidrologo-gidrokhimicheskikh kharakteristik vod na severo-zapadnom shelfe Chernogo morya v poslednie desyatiletiya (60–90-e gody) [Regularities of inter-annual variability of hydrological and hydrochemical characteristics of water on the North-Western shelf of the Black Sea in recent decades (60th – 90th)]. *Morskoy gidrofizicheskiy zhurnal - Marine Hydrophysical Journal*, 2, 62–73 [in Russian].
5. Belokopytov, V.N. (2017). Klimaticheskie izmeneniya gidrologicheskogo rezhima Chernogo morya [Climatic changes of the Black Sea hydrology]. *Doctor's thesis*. Sevastopol: Marine Hydrophysical Institute [in Russian].
6. Bryantsev, V.A., Faschuk, D.Ya., & Finkelshtein, M.S. (1991). Priznaki trendovykh izmeneniy gidrostruktury Chernogo morya [Signs of trend changes in hydro-structure of the Black Sea]. *Izmenchivost ekosistemy Chernogo morya: estestvennye i antropogennye faktory - Variability of the Black Sea Ecosystem: Natural and Anthropogenic Factors*, (pp. 89–93). Moscow: Nauka [in Russian].
7. Demidov, A.N. (1991). Temperatura vody i solenost [Water temperature and salinity]. *Gidrometeorologiya i gidrokhimiya morey SSSR, tom IV Chernoe more, Vypusk 1 Gidrometeorologicheskie usloviya - Hydrometeorology and Hydrochemistry of Seas of the USSR IV. Black Sea. 1 - Hydrometeorological Conditions*, (pp. 373–397). St. Petersburg: Gidrometeoizdat [in Russian].
8. Dotsenko, S.A. (2002). Sezonnaya izmenchivost osnovnykh gidrologicheskikh parametrov v Odesskom regione severo-zapadnoy chasti Chernogo morya [Seasonal variability of main hydrological parameters in Odessa region of the Black Sea North-Western part]. *Ekologicheskaya bezopasnost pribrezhnoy i shelfovoy zon i kompleksnoe ispolzovanie resursov shelfa - Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones and Comprehensive Use of Shelf Resources*, 1(6), 47–57 [in Russian].
9. Dotsenko, S.A. (2003). Izmenchivost osnovnykh gidrologicheskikh kharakteristik Odesskogo regiona severo-zapadnoy chasti Chernogo morya [Variability of the main hydrological characteristics in Odessa region of the Black Sea North-Western part]. *Candidate's thesis*. Odessa: Odessa Branch of the Institute of Biology of Southern Seas [in Russian].
10. Dotsenko, S.A. (2010). Mnogoletnyaya izmenchivost gidrometeorologicheskikh kharakteristik Odesskogo rayona SZChM [Long-term variability of hydrometeorological characteristics in Odessa region of NWBS]. *Monografiya of Odesskogo filiala Instituta biologii yuzhnykh morey - Monograph of Odessa Branch of the Institute of Biology of Southern Seas*, (unpublished chapter). Odessa: IMB [in Russian].
11. Dotsenko, S.A., & Ruban, I.G. (2002). Mnogoletnyaya i vnutrivenkovaya izmenchivost temperatury i solenosti vody u beregov Odessy [Long-term and inter-century variability of water temperature and salinity near Odessa coast]. *Meteorologiya, klimatologiya ta gidrologiya - Meteorology, Climatology and Hydrology*, 46, 332–337 [in Russian].
12. Dotsenko, S.A., & Tuchkovenko, Yu.S. (2006). Odesskiy region. Gidrologicheskii rezhim i tsirkulyatsiya vod [Odessa region. Hydrology and water circulation]. *Severo-zapadnaya chast Chernogo morya: biologiya i ekologiya - North-Western Part of the Black Sea: Biology and Ecology*, (pp. 445–451). Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].
13. Dotsenko, S.A., Adobovskiy, V.V., & Nikanorov, V.A. (2009). Sovremennye tendentsii izmeneniya temperatury i solenosti vody v pribrezhnoy zone Odesskogo regiona Chernogo morya [Current trends in variations of temperature and salinity in the coastal zone of Odessa region of the Black Sea]. *Ekologicheskaya bezopasnost pribrezhnoy i shelfovoy zon i kompleksnoe ispolzovanie resursov shelfa - Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones and Comprehensive Use of Shelf Resources*, 20, 180–184 [in Russian].
14. Girs, A.A. (1971). Mnogoletnie kolebaniya atmosfery tsirkulyatsii i dolgosrochnye gidrometeorologicheskie prognozy [Long-term variations of atmospheric circulation and long-term hydrometeorological forecasts]. Leningrad: Gidrometeoizdat [in Russian].
15. Ilyin, Yu.P. (2006). Gidrologicheskii rezhim rasprostraneniya rechnykh vod v severo-zapadnoy chasti Chernogo morya [Hydrological regime of river waters distribution in the Black Sea North-Western part]. *Scientific papers of UkrNIGMI - Proceedings of Ukrainian Hydrometeorological Institute*, 255, 242–251 [in Russian].
16. Kovalchuk, L.A. (1985). Statisticheskii analiz dolgosrochnykh izmeneniy solenosti poverkhnostnogo

slaya Chernogo morya [Statistical analysis of long-term salinity changes in the Black Sea surface layer]. *Meteorologiya i gidrologiya - Meteorology and Hydrology*, 6, 118–121 [in Russian].

17. Polonskiy, A.B., Bardin, M.Yu., & Voskresenskaya E.N. (2007). Statisticheskie kharakteristiki tsiklonov i antitsiklonov nad Chernym morem vo vtoroy polovine XX veka [Statistical characteristics of cyclones and anticyclones over the Black Sea in the second half of the XX Century]. *Morskoy gidrofizicheskiy zhurnal - Marine Hydrophysical Journal*, 6, 47–58 [in Russian].

18. Repetin, L.N., Dolotov, V.V., & Lipchenko M.M. (2006). Prostranstvenno-vremennaya i klimaticheskaya izmenchivost atmosferykh osadkov, vypadayushchikh na poverkhnost Chernogo morya [Spatial & temporal and climatic variability of atmospheric precipitation to the surface of the Black Sea]. *Ekologicheskaya bezopasnost pribrezhnoy i shelfovoy zon i kompleksnoe ispolzovanie resursov shelfa - Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones and Comprehensive Use of Shelf Resources*, 14, 462–476 [in Russian].

19. Sait «Gidrometeorologicheskii tsentr Chernogo i Azovskogo morey (GMTs ChAM)» [Site of «Hydrometeorological Centre of the Black and Azov Seas (HMC BAS)»]. www.hmcbas.od.ua. Retrieved from <http://www.hmcbas.od.ua> [in Russian].

20. Sait «Institut morskoy biologii NAN Ukrainy (IMB)» [Site of «Institute of Marine Biology of National Academy of Sciences of Ukraine (IMB)»]. www.imb.odessa.ua. Retrieved from <http://www.imb.odessa.ua/> [in Russian].

21. Sait «Odeskiy derzhavnyy ekologichnyy universitet (ODEKU)» [Site of «Odessa State Environmental University (OSENU)»]. odeku.edu.ua. Retrieved from <http://odeku.edu.ua/> [in Ukrainian].

22. Sait «Pogoda i klimat» [Site of «Weather and climate»]. www.pogodaiklimat.ru. Retrieved from <http://www.pogodaiklimat.ru/> [in Russian].

23. Shokurova, I.G., Plastun, T.V., Belokopytov, V.N., & Khaliulin A.H. (2004). Sravnitelnyy analiz izmenchivosti gidrologicheskikh kharakteristik vod severo-zapadnogo shelfa i tsentralnoy chasti Chernogo morya [Comparative analysis of variability of hydrological parameters in the North-Nestern shelf and the central part of the Black Sea]. *Ekologicheskaya bezopasnost pribrezhnoy i shelfovoy zon i kompleksnoe ispolzovanie resursov shelfa - Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones and Comprehensive Use of Shelf Resources*, 10, 17–26 [in Russian].

24. Site of «The NCEP/NCAR Reanalysis Project (NCEP/NCAR)». Retrieved from <https://psl.noaa.gov/data/reanalysis/>

25. Site of «NOAA Climate Prediction Centre (NOAA CPC)». Retrieved from <https://www.cpc.ncep.noaa.gov/>

26. Tuchkovenko, Yu.S. (2002). Matematicheskaya model dlya rascheta vetrovykh techeniy v Odesskom regione severo-zapadnoy chasti Chernogo morya [Mathematical model for calculation of wind-driven currents in Odessa region of the Black Sea North-Western part]. *Meteorologiya, klimatologiya ta gidrologiya - Meteorology, Climatology and Hydrology*, 45, 107–117 [in Russian].

ТЕНДЕНЦІЇ ЗМІНИ СОЛОНОСТІ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД ОДЕСЬКОГО РАЙОНУ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

Газетов Є.І., н.с.

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»
gazetov@gmail.com

Дятлов С.Є., к.б.н., доцент

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

На основі наявної інформації про стік річок, атмосферні опади і вітровий режим розглядається багаторічна мінімальність солоності прибережних вод в Одеському районі північно-західної частині Чорного моря (ПЗЧМ). Дослідженням підтверджено суттєвий зв'язок величин солоності води біля узбережжя Одеського району з обсягами річкового стоку в ПЗЧМ, які залежать від характеру циркуляції атмосфери над Атлантикою і Європою. Використана концепція зміни гідрологічних фаз в Чорному морі під впливом багаторічних змін клімату в регіоні, на основі якої зроблено прогноз збільшення середньорічних значень солоності моря в Одеському районі ПЗЧМ у найближчі 6–10 років. Ця тенденція обґрунтовується на змищенні траєкторій більшості циклонів в цей період з Північної Атлантики на північ Європи і, як наслідок, зменшення прісного балансу Чорного моря. Аналіз вітрового режиму в Одеському районі ПЗЧМ виявив у 2000–2019 рр. ослаблення повторюваності вітрів західного напрямку і значне збільшення повторюваності вітрів північного напрямку. Збереження цієї тенденції в майбутньому в силу особливостей гідродинаміки в ПЗЧМ буде провокувати блокування надходження трансформованих розпріснених вод від гирла р. Дніпро до північного і західного узбережжя району, що також буде інтенсифікувати збільшення середньорічних величин солоності прибережних морських вод.

Ключові слова: морська солоність, північно-західна частина Чорного моря, стік річок, кліматичні зміни, вітровий режим.

СТРУКТУРА УГРУПОВАННЯ ФІТО- ТА ЗООПЛАНКТОНУ ШЕЛЬФОВИХ ВОД ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ ВЛІТКУ 2019 РОКУ

Грандова М.О. – к.б.н., н.с.

Український науковий центр екології моря

mariagrandova@gmail.com

Набокін М.В. – завідувач сектору гідробіологічних досліджень

Український науковий центр екології моря

m.nabokin1@gmail.com

Дядичко В.Г. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

wasajzdiadel@gmail.com

У статті наведені результати досліджень фіто- та зоопланктону північно-західного шельфу Чорного моря влітку 2019 року. У складі фітопланктону виявлено 117 таксонів з 13 класів, домінували Bacillariophyceae та Dinophyceae. Середня чисельність становила 123 тис.кл.·л⁻¹, середня біомаса 713 мг·м⁻³. За біомасою домінували *Pseudosolenia calcar-avis* (Schultze) B.G. Sundström, 1986 та *Triplos muelleri* Bory de Saint-Vincent, 1826. Просторовий розподіл концентрації хлорофілу-а в основному збігається з розподілом біомаси фітопланктону. Зоопланктон був представлений 30 таксонами, основу розмаїття становили Copepoda та Cladocera. Середня чисельність становила 10816 екз.·м⁻³, середня біомаса 607 мг·м⁻³. На всіх станціях домінували роди *Acartia*, *Oithona*, *Centropages*, *Penilia avirostris* і різні види родини *Podonidae*. В районах транзитних вод внесок прісноводних видів фітопланктону у біомасу не перевищував 2%, основу біомаси створювали морські види. Незважаючи на це, в районі ShW-UA_1 була присутня значна негативна кореляція між біомасою та солоністю ($r=-0,87$). У шельфових водах морської зони внесок прісноводних видів у загальну біомасу не перевищував 0,1%, кореляція між солоністю та біомасою була відсутня ($r=0,26$). На більшості станцій шельфу солонуватоводні і прісноводні таксони зоопланктону були відсутніми. Значущої кореляції між солоністю і біомасою зоопланктону виявлено не було. З наближенням до естуаріїв зі збільшенням чисельності зменшується біомаса зоопланктону. Спостерігається висока негативна кореляція між співвідношенням чисельності зоопланктону до його біомаси та відстанню до найближчого естуарію ($r = -0,90$), для фітопланктону ця кореляція становить $r = -0,534$. Для більшості шельфових станцій та горизонтів якості води за показниками фітопланктону можна оцінити як ДЕС, за показниками зоопланктону як неДЕС.

Ключові слова: фітопланктон, зоопланктон, північно-західний шельф Чорного моря, транзитні води, шельфові морські води, якість морського середовища.

Вступ

Планктонні організми є важливою частиною морських екосистем. Фітопланктон є основним продуцентом первинної продукції та основою водних трофічних ланцюгів. Стан зоопланктону, його структурні характеристики представляють особливий інтерес, тому що, на відміну від короткоциклічного фітопланктону, що відображає головним чином одномоментні зміни, і довгоциклічного макрозобентосу, що має велику інерцію, зоопланктон відображає стан середовища в середньостроковій перспективі.

Угрупування фітопланктону та зоопланктону реагують на зміни умов навколишнього середо-

вища шляхом послідовної перебудови їх структурної та функціональної організації, тому їхні характеристики можуть свідчити про стан екосистеми в цілому. Різні показники морського планктону можуть надавати цінну інформацію про екологічні процеси, що важливі для якості життя та економіки прибережних країн, тому Рамкова директива по морській стратегії (Директива 2008/56/ЄС) Європейського Союзу визначає фітопланктон та зоопланктон як необхідний компонент оцінки екологічного стану водних об'єктів.

Метою роботи було визначення таксономічного складу та кількісних показників фіто-та зоопланктону, а також оцінка екологічного стану шельфових

вод ПЗЧМ влітку 2019 року за показниками фіто- та зоопланктону.

Матеріали та методи досліджень

Для роботи були використані матеріали проекту ANEMONE (<http://anemoneproject.eu/>), а також дані національного моніторингу УкрНЦЕМ в рамках проекту EMBLAS plus, відібрані влітку 2019 року у чотирьох районах ПЗЧМ: ShW_UA_1 (Дунайський район – ст. 1а, 15), ShW_UA_3 (Дніпро-Бузький район – ст. 2а, 1), ShW_UA_5 (район змішаних вод – ст. 16, 17)), ShW_UA_7 (центральный шельфовий регіон – ст. 2) (рис. 1) за районуванням, прийнятим в рамках проекту EMBLAS Plus (<http://emblasproject.org/>). Згідно з класифікацією Водної Рамкової Директиви (WFD) (Directive 2000/60/EC) та Рамкової Директиви з Морської Стратегії (MSFD), райони ShW_UA_1, ShW_UA_3 відносяться до транзитних вод, ShW_UA_5, ShW_UA_7 – до морських вод (Большаков 1970; Alexandrov 2016). Проби фітопланктону відбирали з декількох горизонтів, які охоплювали основні гідрофізичні шари (з верхнього псевдооднорідного шару, верхньої межі термокліну, нижньої межі термокліну, у придонному горизонті та у зоні максимуму хлорофілу (якщо цей максимум не збігався з іншими горизонтами відбору проб)). Всього на 7 станціях було відібрано 23 проби фітопланктону (ShW_UA_1 – 6 проб, ShW_UA_3 – 6 проб, ShW_UA_5 – 7 проб, ShW_UA_7 – 4 проби) та 15 проб зоопланктону (ShW_UA_1 – 4 проби, ShW_UA_3 – 4 проби, ShW_UA_5 – 4 проби, ShW_UA_7 – 3 проби). Відбір та подальша обробка проб здійснювалася за стандартними методиками (Руко-

водство ... 1980). Проби зоопланктону відбиралися вертикальними ловами сіткою Джеді, розмір вічка мірошникового газу 150 мкм. Проба зі ст. 16 була відібрана тотальним вертикальним ловом від дна до поверхні, інші пошарово: у верхньому псевдооднорідному шарі, шарі термокліну і придонному шарі води. Обробка та подальший аналіз проб проводився згідно стандартної методики (Alexandrov 2016). Назви таксонів та розподіл за екологічними групами приведені за онлайн-базою даних World Register of Marine Species (<http://www.marinespecies.org>). Гідрохімічні дані (солоність, концентрація біогенів та хлорофілу- α) були взяті з бази даних УкрНЦЕМ (<http://www.blackseadb.org>). Статистичну обробку проводили за допомогою програми PRIMER 7. Оцінка якості середовища наведена за п'ятибальною шкалою згідно WFD та двобальною згідно MSFD, для неї використовували загальну біомасу фіто- та зоопланктону, індекс різноманіття Шеннона-Вівера за чисельністю зоопланктону, масову частку копепод і частку *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy 1921 в біомасі зоопланктону (Базова оцінка ... 2018).

Результати та обговорення

Таксономічна структура планктону шельфових вод ПЗЧМ

Влітку 2019 року в усіх районах дослідження спостерігався діатомово-динофітовий комплекс видів фітопланктону, характерний для ПЗЧМ, помітний внесок у видове різноманіття також вносили кокколитофори та зелені водорості (табл. 1). Індекс різноманіття Шеннона-Вівера у шельфових

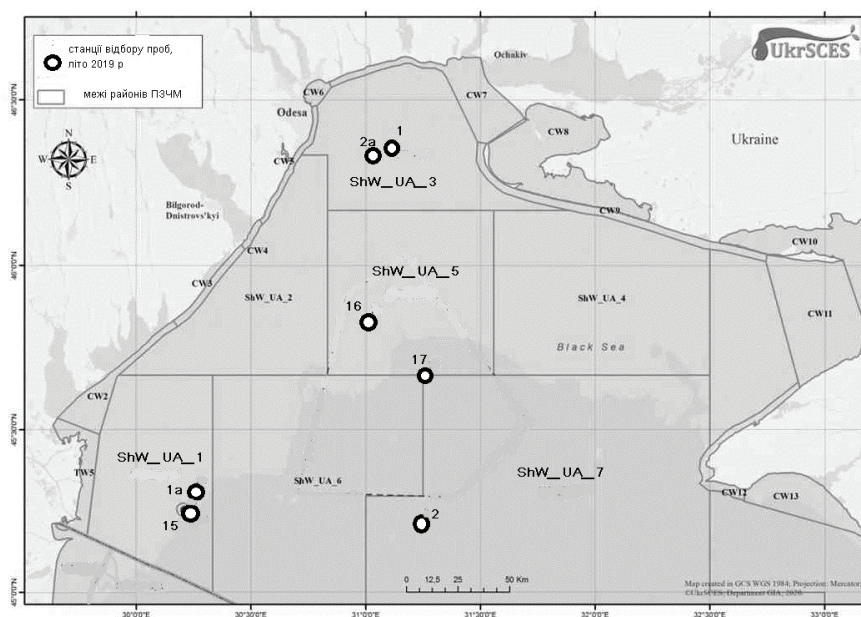


Рис. 1. Райони та станції відбору проб (липень – вересень 2019 р.)

водах коливався від 0,07 біт·екз.⁻¹ до 2,16 біт·екз.⁻¹. Середні значення у ShW_UA_1 дорівнювали 1,22 біт·екз.⁻¹, ShW_UA_3 – 0,66 біт·екз.⁻¹, ShW_UA_5 – 0,70 біт·екз.⁻¹ та в ShW_UA_7 – 0,60 біт·екз.⁻¹. Найвищі значення спостерігалися в акваторії острова Зміїний (район ShW_UA_1), найнижчі на ст. 2 (район ShW_UA_7), яка є найвіддаленішою від берега та гирла річок.

У районі досліджень нами було ідентифіковано 30 таксонів зоопланктону, здебільшого морського комплексу (табл. 2). Основу розмаїття складали копепода, також різноманітними були кладоцери та організми меропланктону. Інші групи не відігравали значної ролі в різноманітті.

Індекс Шеннона-Вівера за чисельністю зоопланктону (рис. 2) змінювався від 1,33 до 2,06 біт·екз.⁻¹. В середньому він складав $1,67 \pm 0,25$ біт·екз.⁻¹.

Кількісні характеристики планктону шельфових вод ПЗЧМ

Влітку 2019 року на шельфі кількісні характеристики фітопланктону були досить низькими. При цьому розподіл чисельності та біомаси був дуже неоднорідним, їхні значення на окремих станціях навіть в межах одного району відрізнялись на 2 порядки. Такий розподіл кількісних характеристик планктону є типовим для ПЗЧМ. Це обумовлює високі значення стандартного відхилення, які навіть перевищували самі середні значення. Чисельність змінювалась від 5,39 тис.кл·л⁻¹ на ст. 1 (ShW_UA_3) до 919 тис. кл·л⁻¹ на ст. 1а (ShW_UA_1), при середній чисельності 122 ± 206 тис.кл·л⁻¹, біомаса від 3,5 мг·м⁻³ на ст. 2 (ShW_UA_7) до 3340 мг·м⁻³ на ст. 1а (ShW_UA_1), із середньою біомасою 713 ± 881 мг·м⁻³.

Домінуючими за біомасою видами були велика динофлагелата *Tripes muelleri* Bory de Saint-Vincent, 1826 та діатомова *Pseudosolenia calcar-avis* (Schultze) B.G. Sundström, 1986; за чисельністю домінувала дрібна кокколитофорида *Emiliania huxleyi* (Lohmann) Hay, Mohler, 1967. Загальною тенденцією було зменшення біомаси фітопланктону в міру віддалення від берега.

Кількісні показники зоопланктону, навпаки, були порівняно високими. Чисельність змінювалась від 2611 екз·м⁻³ на ст. 2 до 21488 екз·м⁻³ біля острова Зміїний, в середньому в регіоні досліджень вона становила 10463 ± 6442 екз·м⁻³. Біомаса варіювала від 268,236 мг·м⁻³ в районі ShW_UA_3 до 1185,201 мг·м⁻³ в районі ShW_UA_5, в середньому вона становила $573,117 \pm 352,577$ мг·м⁻³. Основу кількісних показників складали Copepoda та Cladocera, на всіх станціях серед копепод домінували роди *Acartia* і *Oithona*, численним також був рід *Centropages*, серед кладоцер – *Penilia avirostris* і різні види родини *Podonidae*.

Кількісні характеристики фітопланктону та зоопланктону окремих районів представлені в таблиці 3.

Шельфові води ПЗЧМ знаходяться під впливом чотирьох великих річок – Дніпр, Південний Буг, Дністер та Дунай, які забезпечують 67% річного стоку в море (Богатова и др. 1990). Залежно від об'єму річкового стоку та ступеню розповсюдження «шлейфу» річкового впливу число прісноводних та солонуватоводних видів та їхній внесок у кількісні показники може істотно змінюватися. Наприклад, у травні-червні 2012 р. в районі Філо-

Таблиця 1

Таксономічне різноманіття фітопланктону ПЗЧМ влітку 2019 р.

	ShW_UA_1	ShW_UA_3	ShW_UA_5	ShW_UA_7	Всього
Bacillariophyceae	14	13	7	3	20
Chlorodendrophyceae	2	1	2	0	2
Chlorophyceae	3	3	3	2	6
Prasinophyceae	1	0	0	0	1
Trebouxiophyceae	0	1	0	0	1
Euglenoidae	1	1	1	0	2
Chrysophyceae	1	1	1	0	1
Dictyochophyceae	1	0	1	1	2
Cryptophyceae	2	2	3	1	6
Cyanophyceae	3	2	2	0	4
Dinophyceae	46	30	26	7	59
Prymnesiophyceae	4	8	8	5	12
Flagellata	1	1	1	0	1
Всього	79	63	55	19	117

Таблиця 2

Таксономічне різноманіття зоопланктону шельфових вод ПЗЧМ влітку 2019 р.

	ShW_1	ShW_3	ShW_5	ShW_7	Всього
Cladocera	5	5	5	2	5
Copepoda	6	5	11	10	12
Ctenophora	2	2	2	1	2
Flagellata	1	1	1	1	1
Meroplancton	6	6	4	3	7
Scyphozoa	0	0	1	0	1
Varia	3	3	4	3	2
Всього	23	22	28	20	30

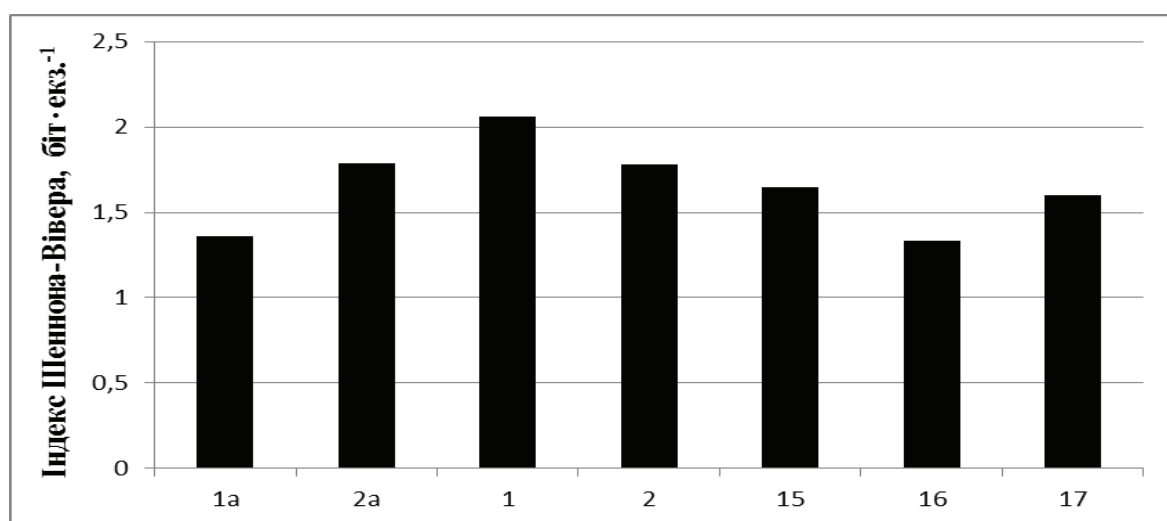


Рис. 2. Індекс Шеннона-Вівера за чисельністю зоопланктону на шельфових станціях ПЗЧМ влітку 2019 року

форного поля Зернова товщина шару розпріснених вод Дніпро-Бузького та Дністровського генезису становила 10–14 м, на більшості досліджених станцій були відзначені представники солонуватоводних та прісноводних видів, особливо на північному заході та менше на півдні (Terenko et al. 2012). У травні 2016 року представники прісноводних діатомових, зелених водоростей та ціанобактерій також були виявлені на всіх досліджуваних станціях цього району, особливо у його північно-західній частині, але їх біомаса була низькою, менше 5% від загальної (National ... 2017). Навпаки, у квітні та червні 2017 року в районі змішаних вод було виявлено лише декілька представників прісноводного комплексу, переважно поблизу північних та західних кордонів району, а їх частка у загальній біомасі не перевищувала 1% (National ... 2018).

Під час досліджень влітку 2019 р. рівень стоку був низьким, а частка прісноводних видів у загальному біорізноманітті фітопланктону не перевищувала 30%. У районі ShW-UA_1 та ShW-

UA_3 кількість прісноводних видів була вищою, ніж у ShW-UA_5 та ShW-UA_7 (рис. 3).

Серед прісноводних видів ми спостерігали представників різних таксономічних груп: діатомові (*Stephanodiscus hantzschii* Grunow, 1880, *Cyclotella planctonica* Brunnthaler, 1901), зелені (*Monoraphidium contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová, 1969, *Kirchneriella lunaris* (Kirchner) K. Möbius, 1894, *Desmodesmus communis* (E. Hegewald) E. Hegewald, 2000, *Tetrastrum staurogeniaeforme* (Schroeder) Lemmermann, 1900, *Hyaloraphidium contortum* Pascher & Korshikov, 1931, *Raphidocelis danubiana* (Hindák) Marvan, Komárek & Comas, 1984), золотисті (*Ollicola vangoorii* (W.Conrad) Vørs, 1992), дінофітові (*Speroidium fungiforme* (Anisimova) Moestrup & Calado, 2018), ціанобактерії (*Jaaginema kisselevii* (Anisimova) Anagnostidis & Komárek, 1988, *Glaucospira laxissima* (G.S.West) Simic, Komárek & Dordevic, 2014), але їх внесок у загальну біомасу не перевищував 1%.

Відносно зоопланктону, та на більшості станцій шельфу солонуватоводні і прісноводні види були від-

Таблиця 3

Кількісні показники фіто- та зоопланктону ПЗЧМ влітку 2019 р. (середні регіональні значення)

Район	фітопланктон		зоопланктон	
	$N_{\text{ср. тис.кл.л}^{-1}}$	$B_{\text{ср. мг}\cdot\text{м}^{-3}}$	$N_{\text{ср. екз. м}^{-3}}$	$B_{\text{ср. мг}\cdot\text{м}^{-3}}$
ShW_UA_1	241±347	1093±1258	17497±10262	345±205
ShW_UA_3	173±164	621±443	12254±8085	582±410
ShW_UA_5	32,6±18,6	654±988	4107±2357	739±1219
ShW_UA_7	28,0±23,0	383±559	2611±1571	1185±1956

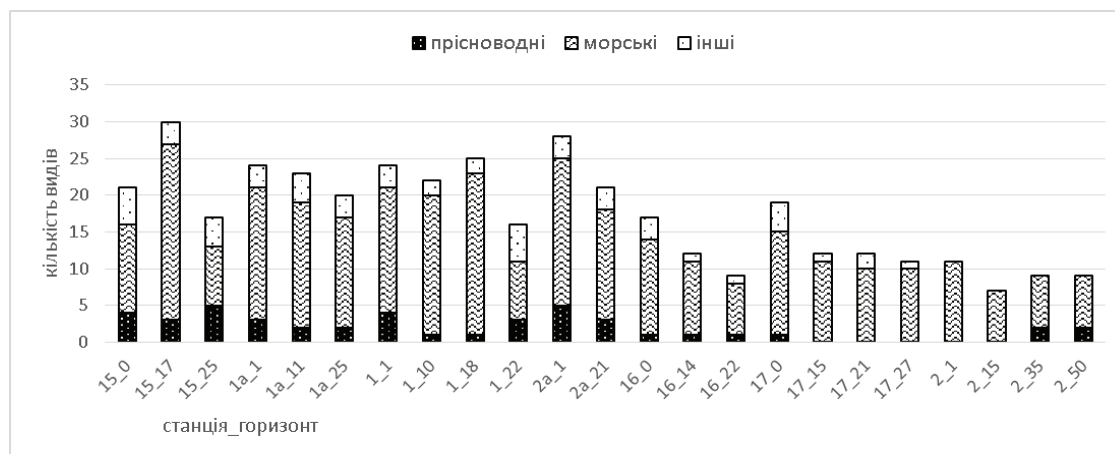


Рис. 3. Співвідношення екологічних груп фітопланктону за відношенням до солоності на станціях ПЗЧМ влітку 2019 року

сутні. Виняток становить тільки ст. 2 (ShW_UA_7), де на шарі термокліну солонуватоводні організми становили 1,89% чисельності і 1,19% біомаси. Прісноводні організми не зареєстровані.

При одночасному дослідженні прибережних районів в рамках проекту Анемоне ми спостерігали, що солоність у поверхневому та придонному горизонті могла відрізнитися майже в 2 рази, та значення біомаси фітопланктону показали негативну кореляцію за Пірсоном зі значеннями солоності ($r = -0,79$), оскільки в районах з великим річковим впливом основний внесок у біомасу належав прісноводним видам, і максимум біомаси спостерігався в поверхневому шарі з мінімальною солоністю (Assessing the vulnerability ... 2021).

На шельфових станціях різниця у солоності на різних горизонтах була значно меншою (14,9-18,5‰), негативна кореляція між біомасою фітопланктону та солоністю спостерігалась лише у районі ShW_UA_1 ($r = -0,87$) (рис. 4), в цілому кореляція між солоністю та біомасою була незначною ($r = 0,17$). Також не було виявлено значної кореляції з концентрацією біогенів ($r(\text{DIP}) = -0,06$, $r(\text{DIN}) = 0,15$). Максимуми біомаси переважно спостерігалися у верхньому шарі термокліну, що характерно для відкритих вод Чорного моря, а у

ShW_UA_5 також на горизонті з максимальною солоністю (придонному). Вони були зумовлені розвитком двох великих морських видів: діатомової *P. calcar-avis* (ShW_UA_5, ShW_UA_7 та ShW_UA_3) та дінофлагеляти *T. muelleri* (ShW_UA_1). Щодо зоопланктону, відмічалась незначна позитивна кореляція між біомасою та солоністю води ($r = 0,48$), але була виявлена значна негативна кореляція з pH ($r = -0,72$).

Відомо, що більш дрібні організми частіше мають більш короткий життєвий цикл, а у водних системах, що піддаються антропогенній евтрофікації, зростає частка короткоциклічних видів. Отже, в забруднених та евтрофних районах співвідношення між біомасою та чисельністю планктонних та бентосних гідробіонтів знижується за рахунок збільшення частки дрібноклітинних видів, що може використовуватися для виявлення впливу на морські угруповання (Warwick 1986; Александров и Берлинський 1982; Perbiche-Neves 2013).

У ході досліджень було виявлено, що при наближенні до естуарної зони падає біомаса зоопланктону, але зростає чисельність (рис. 5). Це пов'язано зі зростанням частки більш дрібних організмів в угрупованні. Таким чином, спостерігалася досить висока негативна кореляція за Пірсоном між співвідношенням чисельності до біомаси та відстанню

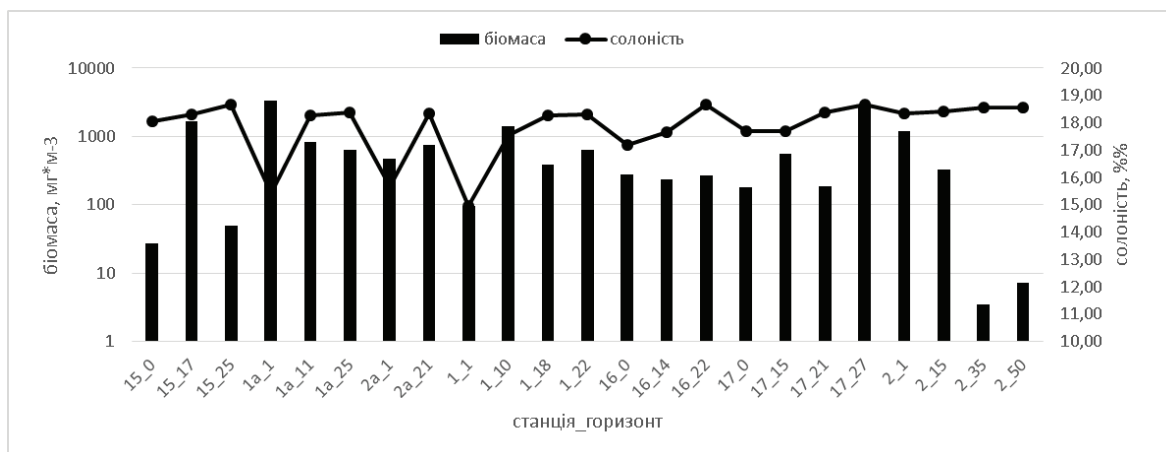


Рис. 4. Зміни біомаси фітопланктону та солоності у ПЗЧМ влітку 2019 р.

до найближчого естуарія ($r = -0,90$). Ця кореляція спостерігалась навіть на станціях без прісноводних організмів, таким чином, вона не залежала від частки прісноводного зоопланктону. Середнє співвідношення чисельності до біомаси фітопланктону та відстань між найближчим гирлом річки також має негативну кореляцію ($r = -0,53$). Однак для більш детального аналізу потрібні подальші дослідження.

Концентрація хлорофілу- a є індикатором автотрофної ланки мікробіологічного ланцюга. Загалом його розподіл корелює з розподілом біомаси фітопланктону (EEA. Indicator Specification). На шельфових станціях ПЗЧМ влітку 2019 р. концентрація хлорофілу- a коливалася від 0,46 до 2,01 мкг·л⁻¹. Найнижчі значення спостерігались на найвіддаленішій від узбережжя ст. 2, найвищі на ст. 1a (ShW_UA_1) та ст. 17 (ShW_UA_5), де також спостерігалася максимальна біомаса мікробіологічного ланцюга (рис. 6). Хоча вертикальний розподіл хлорофілу- a на окремих станціях не збігався з розподілом біомаси фітопланктону, але загальні закономірності просторового розподілу хлорофілу- a та біомаси мікробіологічного ланцюга уздовж ПЗЧМ співпадали.

Оцінка якості води за показниками фітопланктону

Результати оцінки якості води ПЗЧМ за показниками фітопланктону наведені на рисунку 7. Для більшості станцій та горизонтів відбору якість води можна оцінити як «високу» за п'ятибальною шкалою (ДЕС («добрий» екологічний стан) за двобальною). «Помірна» якість води спостерігалась у поверхневому шарі лише станції 2 (ShW_UA_7). «Погана» якість води спостерігалась в глибоких шарах – верхній межі термокліна на ст. 15 (ShW_UA_1) та в придонному шарі ст. 17 (ShW_UA_5). Згідно із середніми значеннями біомаси фітопланктону якість води досліджуваних акваторій можна оцінити як ту, що відповідає ДЕС.

Оцінка якості води за показниками зоопланктону

Для більшості станцій ПЗЧМ якість води за показником біомаси можна оцінити як «Поганий», що відповідає показнику неДЕС за MSFD (табл. 4).

Проте в 2019 році на всіх станціях не спостерігалось відчутного розвитку *N. scintillans* та спостерігалась велика різноманітність за індексом Шеннона-Вівера. Частка копепод на різних станціях сильно змінювалася, будучи найвищою в районі ShW_UA_1. У цілому в шельфових водах за показниками зоопланктону тільки район ShW_UA_1 відповідає ДЕС, інші відповідають показнику неДЕС, що значно відрізняється від оцінки за показниками фітопланктону. Стан фітопланктону відображає головним чином одномоментні зміни, а зоопланктон відображає стан середовища в середньостроковій перспективі. Можна припускати, що на момент дослідження спостерігався добрий стан морського середовища, але його погіршення у минулому негативно вплинуло на стан зоопланктону.

Висновки

1. Влітку 2019 р. в шельфових водах ПЗЧМ виявлено 117 таксонів мікробіологічного ланцюга, що належали до 13 класів. Спостерігався характерний для ПЗЧМ діатомово-динофітовий комплекс видів, помітний внесок у видову різноманітність також вносили кокколитофори та зелені водорості. Кількісні характеристики фітопланктону були досить низькими із середньою чисельністю 123 тис.кл.·л⁻¹ та середньою біомасою 713 мг·м⁻³. Загальною тенденцією було зменшення біомаси фітопланктону в бік моря. Домінуючими за біомасою були *P. calcar-avis* та *T. muelleri*. Просторовий розподіл концентрації хлорофілу- a в основному збігається з розподілом біомаси фітопланктону.

2. Зоопланктон був представлений 30 таксонами, основу розмаїття становили Copepoda та Cladocera.

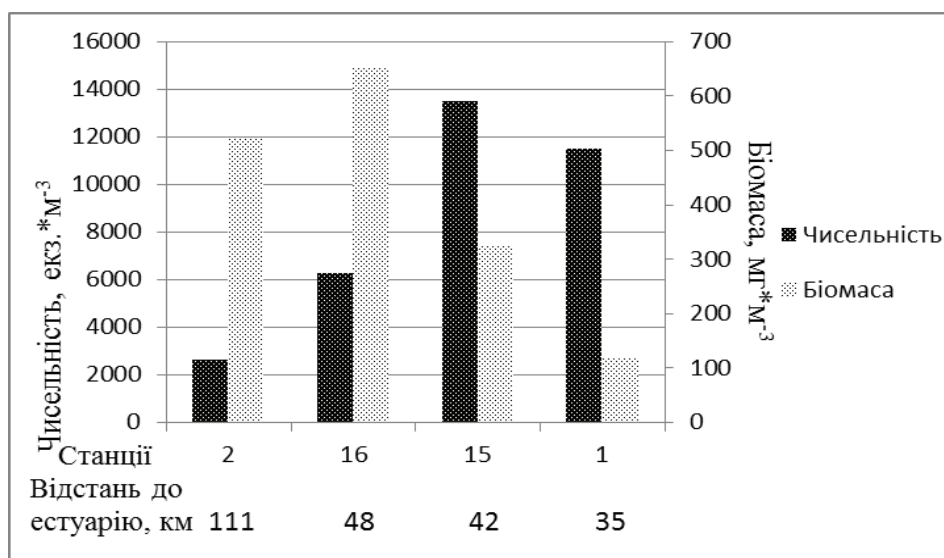


Рис. 5. Чисельність та біомаса зоопланктону ПЗЧМ влітку 2019 р.



Рис. 6. Просторовий та вертикальний розподіл хлорофілу-а у ПЗЧМ влітку 2019 р.

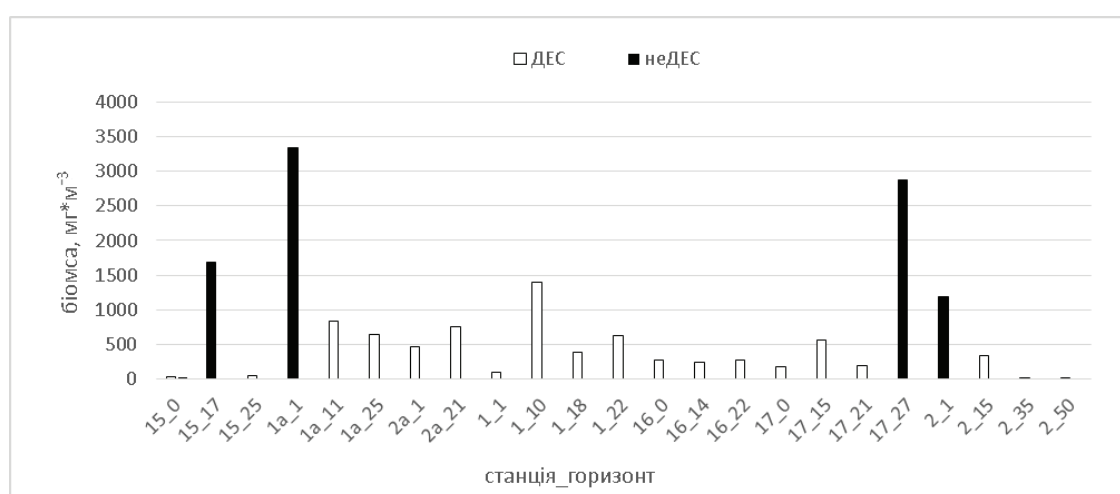


Рис. 7. Оцінка якості шельфових вод за критеріями MSFD влітку 2019 р.
за показником біомаси фітопланктону

Оцінка якості вод ПЗЧМ згідно з критеріями MSFD
за кількісними показниками зоопланктону влітку 2019 р.

район	Показник				Загальна оцінка
	В, мг·м ⁻³	<i>N. scintillans</i> %	Н'біг·екз ⁻¹	Copepoda %	
ShW_UA_7	1185±1956	0,03±0,03	1,78±0,51	37,88 ±25,45	неДЕС
ShW_UA_3	582 ±410	0	1,92±0,25	21,52 ±26,2	неДЕС
ShW_UA_5	487 ±270	0,69 ±0,07	1,47±0,22	24,67 ±35,52	неДЕС
ShW_UA_1	325±336	12,02±16,62	1,64±0,23	47,08 ±51,09	ДЕС

Спостерігалися високі кількісні показники: середня чисельність становила 10816 екз·м⁻³, середня біомаса 607 мг·м⁻³. На всіх станціях домінували *Penilia avirostris*, а також представники родів *Acartia*, *Oithona*, *Centropages*, і різні види родини *Podonidae*.

2. У районах транзитних вод (ShW_UA_1, ShW_UA_3), де градієнт між поверхневим та придонним шаром становить менше 4 ‰, внесок прісноводних видів фітопланктону у біомасу не перевищував 2%, основу біомаси створювали морські види. Незважаючи на це, в районі ShW_UA_1 була присутня значна негативна кореляція між біомасою та солоністю ($r = -0,87$).

3. У шельфових водах морської зони (ShW_UA_5, ShW_UA_7) внесок прісноводних видів у загальну біомасу фітопланктону не перевищував 0,1%, кореляція між солоністю та біомасою була відсутня ($r=0,26$).

4. На більшості станцій шельфу солонуватоводні і прісноводні таксони зоопланктону були відсутніми. Значущої кореляції між солоністю і біомасою зоопланктону виявлено не було.

5. Під час дослідження з наближенням до естуаріїв при збільшенні чисельності зменшувалася біомаса зоопланктону. Спостерігалася висока негативна кореляція між відношенням чисельності зоопланктону до його біомаси та відстанню до найближчого естуарію ($r = -0,90$), для фітопланктону ця кореляція становила $r = -0,534$. Можливою причиною збільшення кількості дрібних організмів, які зазвичай мають короткі життєві цикли, може бути збільшення впливу антропогенної евтрофікації з наближенням до естуарію.

6. Стан фітопланктону відображає головним чином одномоментні зміни, а зоопланктон відображає стан середовища в середньостроковій перспективі. Влітку 2019 року для більшості шельфових станцій та горизонтів якості води за показниками фітопланктону оцінювався як ДЕС, за показниками зоопланктону, як неДЕС. Можна припускати, що на момент дослідження спостерігався добрий стан морського середовища, але його погіршення у минулому негативно вплинуло на стан зоопланктону.

Список використаних джерел

- Alexandrov B.G. General remarks on the method of quantitative accounting of zooplankton and the use of an integrated assessment of the state of zooplankton to determine the quality of the marine environment (calculation methodology, quality assessment scales) // Workshop on the NPMS and JOSS Biological Monitoring Methods. 2016. Electronic resource. URL : <http://emblasproject.org/gallery/npms-joss-biology-training>.
- Александров Б.Г., Берлинский Н.А. Использование *Noctiluca miliaris* Sur. для биоокеанографической индикации процесса эвтрофикации на примере северо-западной части Черного моря : II Всесоюз. съезд океанологов, 16-17 декабря 1982. Ялта, 1982.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. URL : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>.
- EEA: Indicator Specification. Chlorophyll in transitional, coastal and marine waters. Indicator codes: CSI
023. URL : <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/chlorophyll-in-transitional-coastal-and-3>.
- Fabricius K.E. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 2005. Vol. 50. P. 125–146. doi: 10.1016/j.marpolbul.2004.11.028.
- Fredston H.A., Brown C.J., Albert S., Klein C.J., Mangubhai S., Nelson J.L., Teneva L., Wenger A., Gaines S.D., Halpern B.S. Where Does River Runoff Matter for Coastal Marine Conservation? *Frontiers in Marine Science*. 2016. Vol. 3 P. 273–290. URL : <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2016.00273/full>.
- Halpern B.S., Ebert C.M., Kappel C.V., Madin E.M.P., Micheli F., Perry M. et al. Global priority areas for incorporating land-sea connections in marine conservation. *Conserv. Lett.* 2009. Vol. 2. P. 189–196. doi: 10.1111/j.1755-263X.2009.00060.x.
- Lapointe B.E., Barile P.J., Yentsch C.S., Littler M.M., Littler D.S., Kakuk B. The relative importance of nutrient enrichment and herbivory on macroalgal

communities near Norman's Pond Cay, Exumas Cays, Bahamas: a "natural" enrichment experiment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 2004. Vol. 298. P. 275–301. doi: 10.1016/S0022-0981(03)00363-0.

9. Marine Strategy Framework Directive. URL : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0056>.

10. Maughan M., Brodie J. Reef exposure to river-borne contaminants: a spatial model. *Mar. Freshw. Res.* 2009. Vol. 60. P. 1132. doi: 10.1071/MF08328.

11. National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016. URL : http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2018/08/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2016_ScReport_Final3.pdf.

12. National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2017. URL : http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2019/07/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2017_ScReport_FinDraft2.pdf.

13. Perbiche-Neves G., Fileto C., Laço-Portinho J., Troguer A., Serafim-Júnior M. Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 2013. Vol. 41(1). P. 138–149.

14. Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* 1999. Vol. 100. P. 179–196. doi: 10.1016/S0269-7491(99)00091-3.

15. Warwick R.A. New Method for Detecting Pollution Effects on Marine Macroinvertebrate Community. *Marine Biology*. 1986. Vol. 92. P. 557–562.

16. Богатова Ю.И., Бронфман А.М., Виноградова Л.А., Воробьева Л.В. и др. Современное состояние и тенденции изменения экосистемы. *Практическая экология морских регионов. Черное море*. Киев : Наукова думка, 1990. С. 192–200.

17. Большаков В.С. Трансформация речных вод в Черном море. Киев : Наукова думка, 1970. 328 с.

18. Базова оцінка та визначення доброго екологічного стану (ДЕС) біоценозів і біорізноманіття Чорного моря в межах виключної морської економічної зони України: звіт про НДР / УкрНЦЕМ Міністерство екології та природних ресурсів України; керівн. С.П. Ковалишина; виконав: М.О. Грандова [та ін.] – № ДР0118U006642. Одеса, 2018. 138 с.

19. Иванов А.И. Фитопланктон устьевых областей рек северозападного Причерноморья. Киев : Наукова думка, 1982. 210 с.

20. Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений / под редакцией А.В. Цыбань. Ленинград : Гидрометеиздат, 1980. 190 с.

21. Теренько Г.В., Грандова М.А., Ковалишина С.П., Барган Е.Ф., Дудник Д.С. *Состояние планктона Филлофорного поля Зернова в мае-июне 2012 г.*: між-нар. наук.-практ. конф., 01–02 листопада 2012 р. Одеса, 2012.

References

1. Alexandrov, B.G. (2016). General remarks on the method of quantitative accounting of zooplankton and the use of an integrated assessment of the state of zooplankton to determine the quality of the marine environment (calculation methodology, quality assessment scales). Workshop on the NPMS and JOSS Biological Monitoring Methods. 2016. Retrieved from <http://emblasproject.org/gallery/npms-joss-biology-training>. [in English]

2. Alexandrov, B.G. & Berlinsky, N.A. (1982). Ispolzovanie Noctiluca miliaris Sur. dlia biooceanograficheskoi indikatsii protsessa evtrofikatsii na primere severo-zapadnoi chasti Chernogo moria [Using Noctiluca miliaris Sur. for bio-oceanographic indication of the eutrophication process on the example of the north-western part of the Black Sea.] II Vsesoiuz. sezd okeanologov (Ialta, 16–17 dek. 1982 g.): Tez. dokl. – All-Union. congress of oceanologists (Yalta, December 16–17, 1982): Abstracts. Dokl, (5), 32.

3. Assessing the vulnerability of the Black sea marine ecosystem to human pressures - ANEMONE-BSB-329. Information materials. Odessa, 2021. [in English].

4. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field

of water policy <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060> [in English].

5. EEA: Indicator Specification. Chlorophyll in transitional, coastal and marine waters. Indicator codes: CSI 023 Retrieved from <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/chlorophyll-in-transitional-coastal-and-3> [in English].

6. Fabricius, K. E. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 125–146. doi: 10.1016/j.marpolbul.2004.11.028 [in English].

7. Fredston, H.A., Brown, C.J., Albert, S., Klein, C.J., Mangubhai, S., Nelson, J.L., Teneva, L., Wenger, A., Gaines, S.D. & Halpern, B.S. (2016). Where Does River Runoff Matter for Coastal Marine Conservation?// *Frontiers in Marine Science* Vol. 3, 273 – 290. Retrieved from <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2016.00273/full> [in English].

8. Halpern, B.S., Ebert, C.M., Kappel, C.V., Madin, E.M.P., Micheli, F., Perry, M., et al. (2009). Global priority areas for incorporating land-sea connections in marine conservation. *Conserv. Lett.* 2, 189–196. doi: 10.1111/j.1755-263X.2009.00060.x [in English].

9. Lapointe, B.E., Barile, P.J., Yentsch, C.S., Littler, M.M., Littler, D.S., & Kakuk, B. (2004). The relative

importance of nutrient enrichment and herbivory on macroalgal communities near Norman's Pond Cay, Exumas Cays, Bahamas: a "natural" enrichment experiment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 298, 275–301. doi: 10.1016/S0022-0981(03)00363-0 [in English].

10. Maughan, M., & Brodie, J. (2009). Reef exposure to river-borne contaminants: a spatial model. *Mar. Freshw. Res.* 60, 1132. doi: 10.1071/MF08328

11. National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine. (2016). Retrieved from http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2018/08/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2016_ScReport_Final3.pdf [in English].

12. National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine. (2017). Retrieved from http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2019/07/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2017_ScReport_FinDraft2.pdf [in English].

13. Perbiche-Neves, G., Fileto, C., Laço-Portinho, J., Troguer, A., & Serafim-Júnior, M. (2013). Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(1), 138-149. [in English].

14. Smith, V.H., Tilman, G.D., & Nekola, J.C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* 100, 179–196. doi: 10.1016/S0269-7491(99)00091-3 [in English].

15. Warwick, R.A. (1986). New Method for Detecting Pollution Effects on Marine Macroinvertebrate Community. *Marine Biology*, Vol. 92, p. 557-562 [in English].

16. Bogatova, Iu.I., Bronfman, A.M., Vinogradova, L.A., Vorobeva, L.V. et al. (1990). Sovremennoe sostoianie i tendencii izmeneniia ekosistemy [Current state and trends of ecosystem changes] *Prakticheskaia ekologiia morskikh regionov. Chernoe more – Practical ecology of marine*

regions. Black Sea. Kyiv: Nauk. Dumka. 192–200. [in Russian].

17. Bolshakov, V.S. (1970). *Transformatsiia rechnykh vod v Chernom more. [Transformation of river waters in the Black Sea]*. Kyiv: Naukova dumka. [in Russian].

18. Kovalishina S.P. Grandova M.O. et. al. (2018) Bazova otcinka ta viznachennia dobrogo ekologichnogo stanu (DES) biocenoziv i bioriznomanittia Chornogo moria v mezhakh vikliuchnoï morskoi ekonomichnoi zoni Ukraïni : zvit pro NDR. [Basic assessment of the value of a good ecological country (DES) biocenoses and biocenosis of the Black Sea in the boundaries of the vicious sea economic zone of Ukraine: about the NDR] *UkrNTcEM Ministerstvo ekologii ta prirodozh resursiv Ukraïni. – UkrSCES Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine*. № GR 0118U006642. [in Ukrainian].

19. Ivanov, A.I. (1982). *Fitoplankton ustevykh oblastei rek severozapadnogo Prichernomoria. [Phytoplankton of estuarine regions of rivers of the northwestern Black Sea coast]* Kiev: Nauk. Dumka, 72–100. [in Russian].

20. Tsyiban, A.V. (Eds.) (1980). *Rukovodstvo po metodam biologicheskogo analiza morskoy vody i donnykh otlozheniy [Guide to methods of biological analysis of seawater and bottom sediments]*. Gidrometeoizdat [in Russian].

21. Terenko, G.V., Grandova, M.A., Kovalishina, S.P., Bargan, E.F. & Dudnik, D.S. (2012). Costoianie planktona Fillofornogo polia Zernova v mae-iune 2012 g. [The plankton state of the Zernov Phyllophor field in May-June 2012] *Mizhnarodna naukovopraktichna konferentsiia «Ekologichni problemi Chornogo moria». Zbirnik dokladiv ta statei – International scientific and practical conference "Ecological problems of the Black Sea". Collection of reports and articles*. [in Russian].

PHYTO- AND ZOOPLANKTON COMMUNITY STRUCTURE IN SHELF WATERS OF NORTH-WESTERN BLACK SEA IN SUMMER 2019

Grandova M.A., PhD

Ukrainian Scientific Center of Ecology of Sea
mariagrandova@gmail.com

Nabokin M.V., Head of Sector of Hidrobiological Studies

Ukrainian Scientific Center of Ecology of Sea
m.nabokin1@gmail.com

Dyadichko V.G., PhD, Senior Researcher

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

The article presents the results of studies of phyto- and zooplankton of North-Western Black Sea shelf in the summer of 2019. For phytoplankton, 117 taxa from 13 classes were noted, Bacillariophyceae and Dinophyceae dominated. The average abundance was 123 thousand cells·L⁻¹, the average biomass was 713 mg·m⁻³. *Pseudosolenia calcar-avis* (Schultze) B.G. Sundström, 1986 and *Tripes muelleri* Bory de Saint-Vincent, 1826. dominated by biomass. The spatial distribution of chlorophyll-*a* concentration approximately coincides with the distribution of phytoplankton biomass. For zooplankton, 30 taxa were noted, the basis of diversity belongs to Copepoda and Cladocera. The average abundance was

10816 ind* m⁻³, the average biomass was 607 mg* m⁻³. The genera *Acartia*, *Oithona*, *Centropages*, *Penilia avirostris* and various species of the family Podonidae dominated at all the stations. In transitional waters, the contribution of freshwater phytoplankton species to biomass did not exceed 2%, the basis of biomass was formed by marine species. Despite this, in ShW-UA_1 there was a significant negative correlation between biomass and salinity ($r = -0.87$). In the shelf waters of the marine zone, the contribution of freshwater species to the total biomass did not exceed 0.1%, the correlation between salinity and biomass was absent ($r = 0.26$). At most offshore stations, brackish and freshwater zooplankton taxa were absent. There was no significant correlation between salinity and zooplankton biomass. As we approach the estuaries, the biomass of zooplankton decreases with increasing abundance. There is a high negative correlation between the ratio of zooplankton abundance to its biomass and the distance to the nearest estuary ($r = -0.90$), for phytoplankton this correlation is $r = -0.534$. For most offshore stations and horizons, water quality by phytoplankton indicators can be assessed as GES, by zooplankton indicators, as non-GES.

Key words: phytoplankton, zooplankton, North-Western Black Sea shelf, transitional waters, shelf marine waters, quality of marine environment.

ВИЗНАЧЕННЯ ХРОНІЧНОЇ ТОКСИЧНОСТІ ВОДИ МАЛИХ ВОДОТОКІВ КУЯЛЬНИЦЬКОГО ЛИМАНУ МЕТОДОМ БІОТЕСТУВАННЯ

Кошелев О.В. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

koshelev2006@ukr.net

Для визначення хронічної токсичності вод поверхневого стоку Куяльницького лиману кожні два місяця протягом 2019 року проводили токсикологічне біотестування води з декількох пунктів відбору проб: водотоку з території санаторію «Куяльник», водотоку Корсунцовської балки з системи ставків с. Корсунці, водотоку біля с. Красносілка (Гільдендорфська балка) та малих річок Великий Куяльник та Кубанка.

Хронічне біотестування проводили з використанням спеціально адаптованої до підвищеної мінералізації води лабораторної культури *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). Критерієм хронічної токсичності було достовірне зниження показників плодючості (кількість молоді) у воді, що тестується, у порівнянні з контролем протягом досліду.

Статистично вірогідна різниця між показниками плодючості в досліді та контролі, відмічена при біотестуванні води з водотоку Гільдендорфської балки, водотоку з системи ставків в с. Корсунці та водотоку з території санаторію «Куяльник». У результаті проведеного біотестування поверхневої води малих річок Великий Куяльник та Кубанка хронічна токсичність не виявлена.

Низка якості поверхневої води малих водотоків та хронічна токсичність багато в чому пов'язана з розташуванням локальних джерел забруднення (сміттєзвалища, об'їзна дорога) та скидами каналізаційних вод у південній частині Куяльницького лиману. Отримані результати збігаються з проведеним аналізом гідрохімічних показників водотоків та водойм південної частини водозбору Куяльницького лиману, екологічний стан яких оцінено як «посередній» зі ступенем чистоти вод «помірно забруднені».

Виявлена хронічна токсичність води малих водотоків вказує на їх хімічне забруднення, яке може негативно впливати на розвиток ранніх наупліальних стадій *Artemia partenogenetica*, для яких вкрай важлива наявність локально опріснених акваторій у прибережній зоні лиману.

Ключові слова: Куяльницький лиман, малі водотоки, хронічна токсичність, біотестування.

Вступ

Як і інші гіпергалінні водойми, Куяльницький лиман сформувався в умовах посушливого клімату, незначних опадів у весняно-літній період, інтенсивних суховіїв і високої суми активних температур. У біоті таких водойм домінуючим представником фауни є рачки роду *Artemia*, зокрема вид *Artemia partenogenetica* (Bowen and Sterling 1978), а представниками альгофлори – *Dunaliella*, *Nitzschia*, *Navicula* та інші, які мають високу екологічну пластичність та солетолерантність. Вони відіграють важливу роль у формуванні органічних речовин лікувальних мулових-сульфідних грязей, які мають високий терапевтичний ефект (Дексбах, и Анферова 1971).

Нераціональне використання місцевих водних ресурсів призводить до виснаження річкових басейнів, особливо малих річок, що визначає їх переродження в системи, які втрачають водогосподарське, рибогосподарське та ландшафтне значення.

Особливо важкої і непоправної шкоди було завдано малим річкам та водотокам басейну Куяльницького лиману, які є необхідною структурною ланкою гідрографічної мережі й значною мірою визначають водність лиману. Для відтворення водного режиму лиману було прийнято рішення про наповнення лиману морською водою у зимово-весняний період.

Куяльницький лиман відноситься до замкнених безстічних водойм, його рельєф перешкоджає стік до моря, тому всі речовини, які потрапляють до гідроекосистеми лиману з поверхневим стоком, атмосферними опадами, штучним надходженням морської води тощо, залишаються у воді лиману або депонуються у донних відкладеннях.

На фоні надто високої мінералізації у воді лиману відмічено підвищене, порівняно з прісними водотоками, концентрування важких металів (Шихалеева и др. 2011). Найбільший рівень хімічного забруднення реєструється в південній частині лиману, що обумовлене збільшенням тех-

ногенного навантаження внаслідок інтенсивного руху автотранспорту по окружній дорозі м. Одеса, а також переважним скупченням малих водотоків саме у центральній та південній частині лиману. Відчутну роль у формуванні рівня забруднення водної екосистеми Куяльницького лиману важкими металами відіграє поверхневий стік з системи ставків с. Корсунці та т.з. «Лузанівських ставків». У воді ставків реєструвалося більш ніж в 90 % випадків перевищення санітарно-гігієнічних нормативів для кадмію, свинцю та ванадію (Шихалеева и др. 2014). Все це обумовлює актуальність поглибленого дослідження можливих токсичних властивостей води, яка надходить до лиману на основі уніфікованої експериментальної оцінки реакції водних організмів (тест-об'єктів) на прояв токсичної дії.

Нормативом гранично допустимого рівня токсичності поверхневих вод є відсутність хронічної токсичності (ДСТУ 4174-2003 2004), що забезпечує умови

нормального функціонування водних організмів та їх відтворення протягом ряду поколінь. Натомість хронічний вплив токсикантів завжди та однозначно зводиться до зниження плодючості в низці поколінь, порушення ембріогенезу і постембріонального розвитку.

Мета дослідження – визначення хронічної токсичності води малих водотоків, які формують гідрологічну мережу Куяльницького лиману.

Матеріал та методи досліджень

У рамках регулярних моніторингових обстежень гідробіологічного стану Куяльницького лиману, ДУ «Інститут морської біології НАН України» протягом 2019 року кожні два місяця відбиралися проби поверхневої води для подальшого біотестування з декількох пунктів відбору проб: водотоку з території санаторію «Куяльник», водотоку Корсунцовської балки з системи ставків (с. Корсунці), водотоку біля с. Красносілка (Гільдендорфська балка) та малих річок – Великий Куяльник та Кубанка (рис. 1).

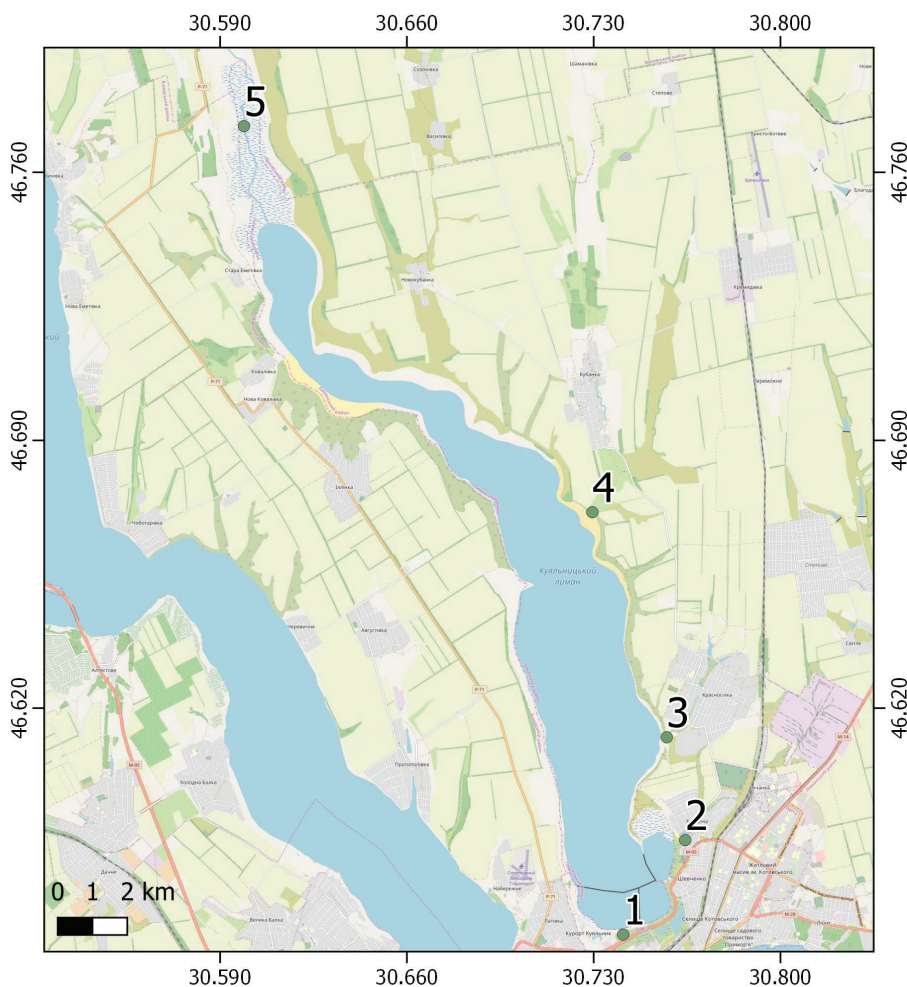


Рис. 1. Пункти відбору проб води в малих водотоках акваторії Куяльницького лиману (1 – водотік санаторію «Куяльник», 2 – водотік Корсунцовської балки, 3 – водотік Гільдендорфської балки, 4 – р. Кубанка, 5 – р. Великий Куяльник)

Слід зазначити, що під час моніторингових спостережень вода з малих річок В. Куяльник та Кубанка жодного разу не доходила до лиману. Токсикологічну оцінку води з малих річок проводили для визначення якості води цих водних об'єктів як потенційних джерел поповнення лиману водою та для порівняння їх екологічної якості зі штучними водотоками.

У дослідях з *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) аналізували достовірне зниження показників плодючості (кількість молоді) у воді, що тестується, у порівнянні з контролем протягом дослідів (ДСТУ 4174-2003, 2004). Для визначення хронічної токсичності води розраховували: середню кількість народженої молоді на одну самицю розподілом загального числа молоді, що народилася за час експозиції, й достовірне відхилення в кількості народженої молоді на одну самицю відносно контролю. Дослідження виконано у 10-ти повторях. Тест-об'єкти забезпечувалися комбінованим дріжджо-водоростевим кормом. Експозиція дослідів склала 21 добу. Для біотестування поверхневої води малих водотоків, що впадають до Куяльницького лиману, використовували спеціально адаптовану до підвищеної мінералізації води (5 г/дм³) лабораторну культуру дафнії, що не суперечить встановленим нормативам. Оцінка вірогідності відмінностей плодючості тест-об'єктів проводилася з використанням критерію Стьюдента (Лакин 1990).

Результати та обговорення

При біотестуванні води з малих водотоків Куяльницького лиману відмічено зменшення сумарної плодючості дафній.

Експонування тест-об'єктів у воді водотоку з території санаторію «Куяльник» приводило до статистично вірогідної різниці показників плодючості між дослідом та контролем (рис. 2).

Малий водотік на території санаторію «Куяльник» приймає стоки, в тому числі й каналізаційні, з прилеглих до південної частини лиману «Лузанівських ставків» та частково з території санаторію. Значне забруднення води призвело до зменшення показників середньої плодючості *D. magna* під час дослідів, що вказує на прояв хронічної токсичності протягом всього 2019 року.

При експериментальному визначенні хронічної токсичності проб води з водотоку Корсунцовської балки показники плодючості *D. magna* суттєво змінювалися у порівнянні з контролем – в усіх пробах води середня плодючість тест-об'єктів була нижче, ніж у контролі (рис. 3).

Низька якість води водотоку Корсунцовської балки за токсикологічними показниками вказує на значну антропогенну трансформацію та високий рівень забруднення внаслідок аварійних скидів каналізаційних вод в каскад ставків с. Корсунці.

При біотестуванні проб води, відібраних з малого водотоку Гільдендорфської балки (с. Красносілка), показники плодючості тест-об'єктів показали наявність хронічної токсичності протягом 2019 року (рис. 4).

Певну роль у формуванні якості води водотоку Гільдендорфської балки відіграє тваринництво та відповідне органічне забруднення. На водозбірній площі розташовано пасовище, а сам водотік використовується як водопій для рогатої худоби. Експонування тест-об'єктів у пробах води саме з цього водотоку показало найбільшу різницю у показниках плодючості рачків порівняно з контролем.

Характер прояву хронічної токсичності води з малих водотоків пов'язаний з поступовим зменшенням сумарного об'єму води в літні та осінні місяці при більш-менш стабільному вмісті забруднюючих речовин, що й призвело до підсилення прояву токсичної дії з липня по листопад 2019 року.

Якість водного середовища за токсикометричними показниками формується в результаті дії всієї сукупності природних процесів, обміну речовинами на рівні біологічної складової гідроекосистем та алохтонними потоками з площі водозбору. Відомо, що хімічне забруднення поверхневих вод Куяльницького лиману багато в чому пов'язане з розташуванням локальних джерел забруднення (Шихалеева и др. 2011; Богатова 2016), серед яких важливе місце займають скиди каналізаційних вод у південній частині Куяльницького лиману. На це вказує відмічена в ході дослідження різниця в кількості молоді тест-об'єктів у аналізованих пробах води, порівняно з контролем, що свідчить про прояв хронічної токсичності води з водотоків саме з південної частини Куяльницького лиману.

У ході біотестового аналізу встановлено хронічну токсичність води з водотоку санаторію «Куяльник», водотоку Корсунцовської балки та водотоку Гільдендорфської балки. Зниження плодючості тест-об'єктів пов'язане з низькою якістю поверхневої води з цих водотоків за гідрохімічними показниками. Забруднені комунальні стоки з прилеглих до південної частини лиману територій містять надвисокі концентрації сполук азоту (ставки с. Корсунці) та фосфору («Лузанівські ставки») (Богатова 2016).

У цілому отримані результати збігаються з проведеним аналізом гідрохімічних показників водотоків та водойм південно-східної частини водозбору Куяльницького лиману (Лобода та ін. 2016), які вказують на екологічний стан «посередній» зі ступенем чистоти вод «помірно забруднені».

Біотестовий аналіз води решти водотоків, а саме малих річок Кубанка та В. Куяльник, протягом досліджень значущих відхилень репродуктивних

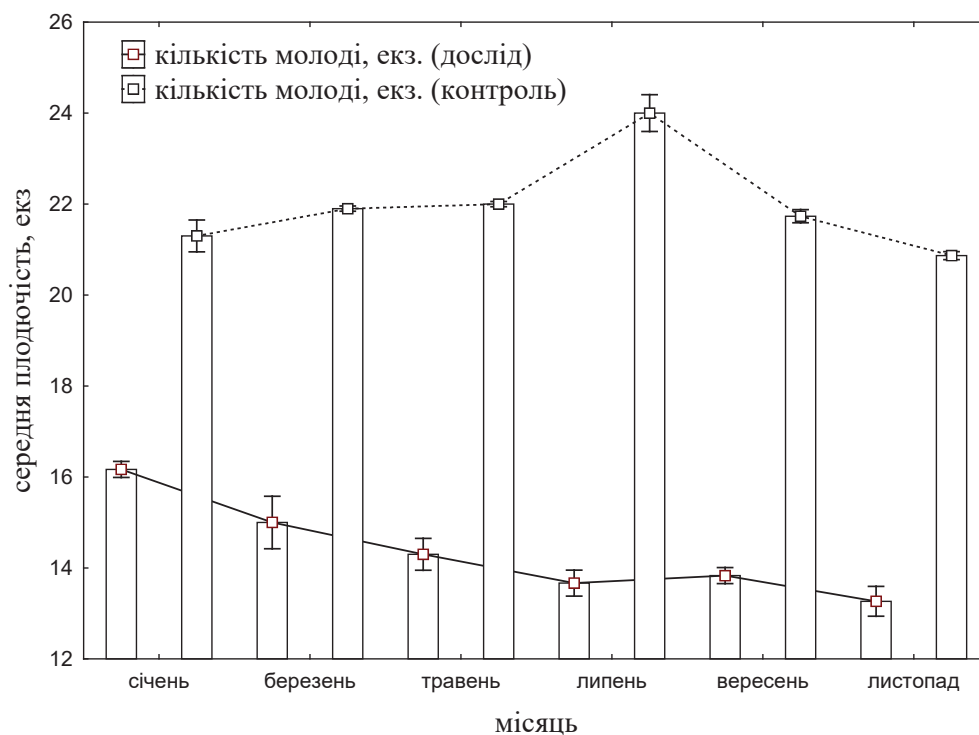


Рис. 2. Показники плодючості *D. magna* при біотестуванні води водотоку з території санаторію «Куяльник» протягом 2019 р.

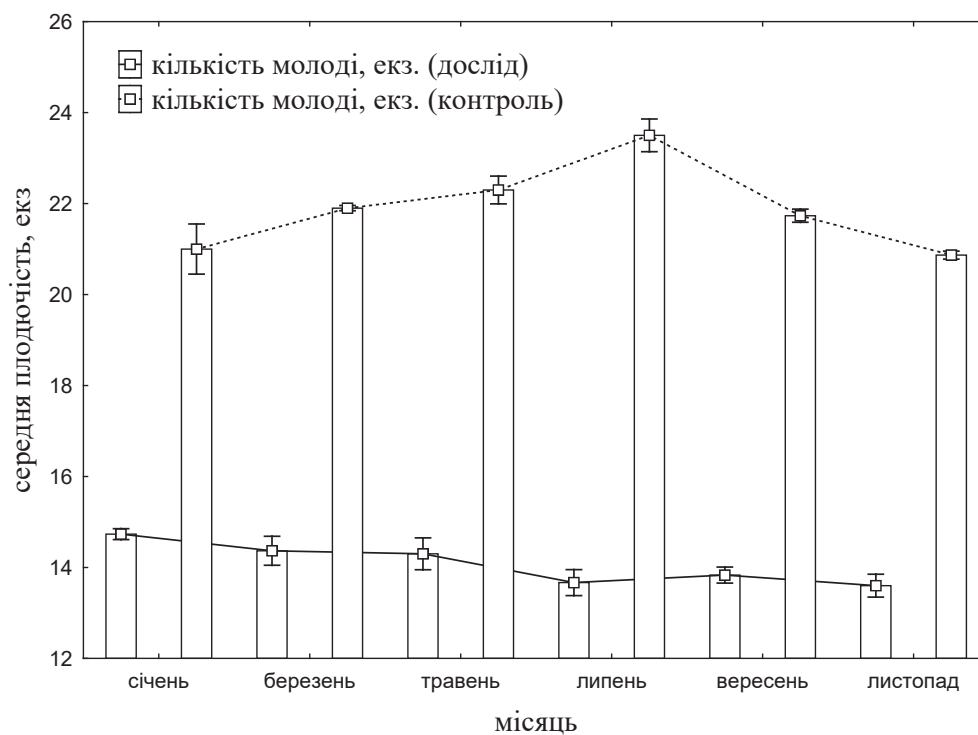


Рис. 3. Показники плодючості *D. magna* при біотестуванні води водотоку Корсунцовської балки протягом 2019 р.

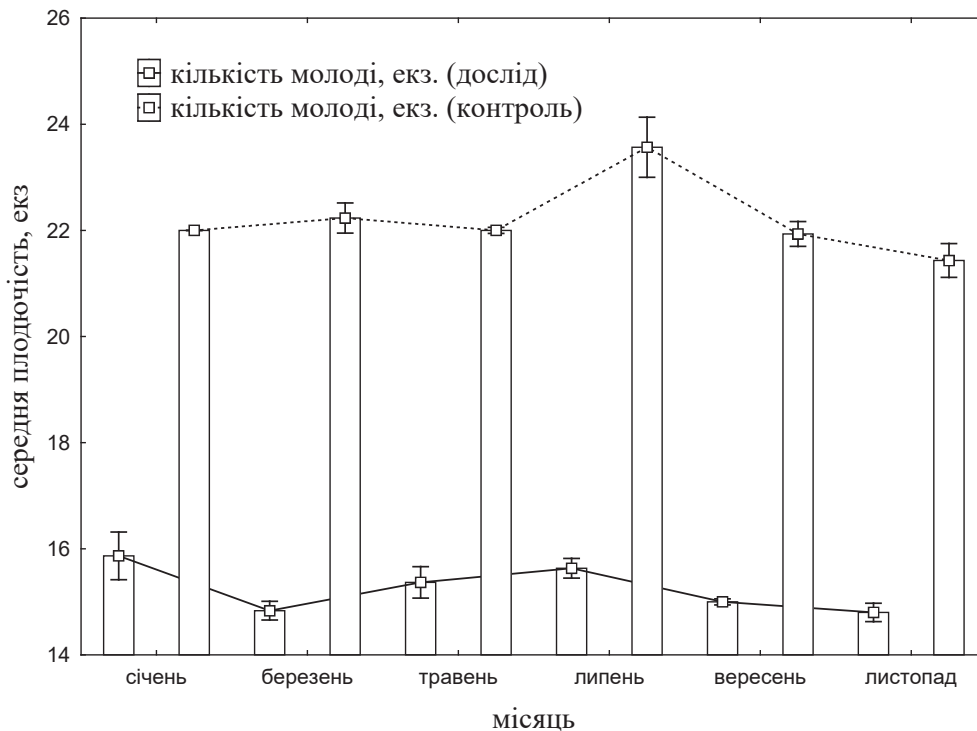


Рис. 4. Показники плодючості *D. magna* при біотестуванні води водотоку Гільдендорфської балки протягом 2019 р.

показників тест-об'єктів не виявив, що свідчить про відсутність хронічної токсичності.

Під час екологічного моніторингу Куяльницького лиману, проведеного ДУ «Інститут морської біології НАН України» у 2015–2019 рр., по всій акваторії лиману реєструвалась лише одна екологічна морфа артемії – *A. partenogenetica* var. *körpeniana*, яка притаманна для ультрагалінних умов, що вказує на відсутність преферентних умов для розвитку різноманітних екологічних варіацій артемії в Куяльницькому лимані. Наявний сольовий режим лиману не в змозі забезпечити повноцінний популяційний поліморфізм артемії та стримує реалізацію адаптивних можливостей цих рачків. Лише навесні (березень–квітень) у зоні змішування морської води та поверхневої води лиману у безпосередній близькості до водоспускового лотка реєструвалися рачки, які були віднесені до морфи *A. partenogenetica* var. *milhausenii*. Це підтверджує недостатність лише штучного наповнення лиману морською водою і вказує на малу кількість прісних водотоків по берегах лиману та загального об'єму прісного стоку, необхідного для нормального розвитку артемії та їх популяційного поліморфізму (Кошелев 2015).

Виходячи з того, що Куяльницький лиман відноситься до водойм з переважно органогенним типом накопичення відкладень, то раціональне

використання ропи лиману за наявної санаторно-лікувальної інфраструктури можливо лише при збереженні оптимальних показників вмісту мінеральних і органічних компонентів, які значною мірою визначаються життєдіяльністю мікробіот та рачками артеміями. Наявна гідрографічна мережа малих водотоків та річок не в змозі забезпечити підтримку сталого гідрологічного режиму Куяльницького лиману, але наявність локальних опріснених акваторій в пригирлових ділянках водотоків вкрай важлива для розвитку рачків артемії, які є діючим чинником в процесі утворення лікувальних грязей (Дексбах, и Анферова 1971).

Разом із поверхневим стоком до узбережжя потрапляють забруднюючі речовини, які здатні негативно впливати як на ритміку викльову, так і на смертність ранніх наупліальних стадій, що може суттєво впливати на стартову чисельність *A. partenogenetica* після діапаузи (Егоркина, Тарубаров, и Мошкина 2007).

Викльов із латентних яєць першої генерації наупліусів *A. partenogenetica* відбувається у прибережній зоні лиману, локально опрісненій водою з малих водотоків, які мають техногенне навантаження, значне хімічне забруднення, що обумовлює прояв хронічної токсичної дії. Ця обставина безумовно негативно впливає на біоритміку викльову наупліусів артемії в Куяльницькому лимані.

Рекомендується винести в натуру прибережні захисні смуги малих річок Великий Куяльник, Кубанка й водотоки Гільдендорфської та Корсунцовської балок, «Лузанівських ставків» та встановити на них суворий режим господарської діяльності, як і на решті території водоохоронної зони відповідно до Водного кодексу України. Зменшення прояву токсичних ефектів у воді малих водотоків Куяльницького лиману сприятиме нормальному природному відтворенню запасів цінного об'єкту водного промислу – латентних яєць артемій.

Висновки

У результаті проведеного біотестування проб води малих водотоків Куяльницького лиману протягом 2019 року виявлено хронічну токсичність води з водотоку санаторію «Куяльник», водотоку Корсун-

цовської балки та водотоку Гільдендорфської балки. Зниження плодючості тест-об'єктів спостерігалось упродовж всього 2019 року.

Встановлена хронічна токсичність вказує на суттєву антропогенну трансформацію та високий рівень забруднення води малих водотоків Куяльницького лиману, що може негативно впливати на умови відтворення рачків артемій, які беруть участь у процесі утворення лікувальних грязей.

Біотестовий аналіз проб води з малих річок В. Куяльник та Кубанка не виявив значущих відхилень репродуктивних показників тест-об'єктів, що свідчить про відсутність хронічної токсичності. Проведена токсикологічна оцінка води з малих річок Куяльницького лиману показала їх задовільний екологічний стан порівняно зі штучними водотоками.

Список використаних джерел

1. Богатова Ю.И. Гидрохимический режим Куяльницького лимана в современный период. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2016. Вип. 20. С. 59–69.
2. Гідрохімічні показники та якість вод водотоків та водойм південно-східної частини водозбору Куяльницького лиману (балки Гільдендорфська, Корсунцівська, озера пересипу). / Лобода Н.С., Гриб О.М., Яров Я.С., Гриб К.О. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2016. Т. 3. С. 42–49.
3. Дексбах Н.К., Анферова Л.В. Рачок артемия и лечебная грязь. *Природа*. 1971. № 3. С. 79–80.
4. Динамика гидрохимических показателей поверхностных вод бассейна Куяльницького лимана. / Шихалеева Г.Н., Эннан А.А., Шихалеев И.И., Чурсина О.Д. *Вісник Одеського національного університету. Серія: Хімія*. 2011. Т. 16. (Вип. 14). С. 54–61.
5. ДСТУ 4173:2003. Якість води. Визначення хронічної токсичності хімічних речовин та води на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 6341:1996, MOD). [Чинний від 2003-06-10]. Вид. офіц. Київ : Держспоживстандарт України, 2003. 23 с.
6. Егоркина Г.И., Тарубаров Л.Н., Мошкина В.С. Изменчивость токсического воздействия ксенобиотиков на выклев артемии в различных инкубационных средах. *Мир науки, культуры, образования*. 2007. № 1(4). С. 14–16.
7. Кошелев О.В. Екоморфологічні особливості *Artemia parthenogenetica* (Bowen and Sterling, 1978). *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія*. 2015. № 3-4 (64). С. 351–354.
8. Лакин Г.Ф. Биометрия: учебн. пособ. для биол. спец. вузов, 4-е изд., перераб. и доп. Москва : Высшая школа, 1990. 352 с.
9. Пространственно-временное распределение тяжелых металлов в донных отложениях южной части Куяльницького лимана / Шихалеева Г.Н. и др. *Вісник Одеського національного університету. Серія: Хімія*. 2014. Т. 19 (Вип. 4 (52)). С. 59–69.

References

1. Bogatova, Ju.I. (2016). Hidrohimicheskij rezhim Kujal'nickogo limana v sovremennij period [Contemporary hydrochemical regime of Kuyalnik liman]. *Visnyk Odeskoho derzhavnoho ekolohichnoho universytetu – Bulletin of Odessa State Environmental University*, issue 20, 59-69 [in Russian].
2. Deksbakh, N.K., Anferova, L.V. (1971). Rachok artemiia i lechebnaia griaz [Crustacea artemia and curative mud]. *Priroda – Nature*, no 3, 79-80 [in Russian].
3. DSTU 4173:2003. Yakist vody. Vyznachennia khronichnoi toksychnosti khimichnykh rehovyn ta vody na *Daphnia magna* Straus ta *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) [Water quality. Determination of chronic toxicity of chemicals and water on *Daphnia magna* Straus and *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea)]. (ISO 6341:1996, MOD). [Valid from 2003-06-10]. *Derzhspozhyvstandart Ukrainy – State consumer standard of Ukraine*, 23 p. [in Ukrainian].
4. Egorkina, G.I., Tarubarov, L.N., Moshkina, V.S. (2007). Izmenchivost toksicheskogo vozdeistviia ksenobiotikov na vyklev artemii v razlichnykh inkubatsionnykh sredakh [Variability of the toxic effect of xenobiotics on hatching of brine shrimp in different incubation media]. *Mir nauki, kultury, obrazovaniia – The world of science, culture, education*, no 1 (4), 14-16 [in Russian].
5. Koshelev, O.V. (2015). Ekomorfolohichni osoblyvosti *Artemia parthenogenetica* (Bowen and Sterling, 1978) [Ecomorphological features *Artemia parthenogenetica* (Bowen and Sterling, 1978) Kuyalnik

estuaries]. *Naukovi zapysky Ternopilskoho natsionalnoho pedahohichnoho. universytetu imeni Volodymyra Hnatiuka. Serii: Biologiya – The Scientific Issues of Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University. Series: Biology*, no 3-4 (64). 351-354 [in Ukrainian].

6. Lakin, G.F. (1990). *Biometriia: uchebnoe posobie [Biometrics: a tutorial]*. Moscow: Vysshaya shkola, 352 p. [in Russian].

7. Loboda, N.S. et al. (2016). Hidrokhimichni pokaznyky ta yakist vod vodotokiv ta vodoim pivdenno-skhidnoi chastyny vodozboru Kuialnytskoho lymanu (balky Hildendorfska, Korsuntsivska, ozero peresypu) [Hydrochemical indicators and water quality of watercourses and water reservoirs in south-eastern part of Kuyalnik liman watershed (beams Gildendorfskaya, Korsuntsovskaya, rerash lakes)]. *Hidrolohiia, hidrokhimiia i hidroekologhiia –*

Hydrology, hydrochemistry and hydroecology, vol. 3. 42-49 [in Russian].

8. Shikhaleeva, G.N. et al. (2011) Dinamika gidrokhimicheskikh pokazatelei poverkhnostnykh vod basseina Kuialnitckogo limana [Dynamics of changes in hydrochemical characteristics of Kuyalnik Estuary surface waters]. *Visnyk Odeskoho natsionalnoho universytetu. Serii: Khimiia – Odesa National University Herald. Series: Chemistry*, vol. 16 (issue 14), 54-61 [in Russian].

9. Shikhaleeva, G.N. et al. (2014). Prostranstvenno-vremennoe raspredelenie tiazhelykh metallov v donnykh otlozheniiakh iuzhnoi chasti Kuialnitckogo limana [Spatial variability of heavy metals in the sedimentations of the south part of the Kuyalnik Estuary]. *Visnyk Odeskoho natsionalnoho universytetu. Serii: Khimiia – Odesa National University Herald. Series: Chemistry*, vol. 19 (issue 4 (52)), 59-69 [in Russian].

DETERMINATION OF THE CHRONIC TOXICITY OF WATER OF SMALL WATERCOURSES OF THE KUYALNITSKIY ESTUARY BY THE METHOD OF BIOASSAY

Koshelev O. V., PhD, Senior Researcher

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine
koshelev2006@ukr.net

To determine the chronic toxicity of surface runoff water of the Kuyalnitskiy estuary, a toxicological bioassay of water was carried out every two months during 2019 from several sampling points from the catchment area: a watercourse from the territory of the Kuyalnik sanatorium, a watercourse of the Korsuntsovskaya beam from the pond system in the Korsuntsy village, and a watercourse near the Krasnosilka village (beams Gildendorfskaya) and small rivers Bolshoy Kuyalnik, Kubanka. Chronic bioassay was carried out using a laboratory culture of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea), specially adapted to increased water mineralization. A criterion of chronic toxicity was a reliable decrease in fertility indicators (number of juveniles) in the tested water compared with the control during the experiment.

A statistically significant difference between the fertility indices in the experiment and control was noted during bioassay of water from the watercourse of the Gildendorfskaya beams, watercourse from the Korsuntsovskiy ponds system and watercourse from the territory of the Kuyalnik sanatorium. As a result of bioassay of surface waters of small rivers Bolshoy Kuyalnik and Kubanka, chronic toxicity was not detected.

The low quality of the surface waters of small watercourses and chronic toxicity are largely due to the location of local pollution sources (landfills, bypass road) and sewage discharges in the southern part of the Kuyalnitskiy estuary. The obtained results coincide with the analysis of hydrochemical indicators of watercourses and reservoirs in the southern part of the Kuyalnitskiy estuary catchment, the ecological state of which is assessed as “moderate” with a “moderately polluted” water purity.

The detected chronic toxicity of water in small watercourses indicates their chemical pollution, which can negatively affect the development of the early naupliar stages of *Artemia partenogenetica*, for which the presence of locally desalinated water areas in the coastal zone of the estuary is extremely important.

Key words: Kuyalnitskiy estuary, small watercourses, chronic toxicity, bioassay.

ЕКОФАКТОРНИЙ ПІДХІД ДО ЗОНУВАННЯ УКРАЇНСЬКОГО СЕКТОРУ ЧОРНОГО ТА АЗОВСЬКОГО МОРІВ

Мінічева Г.Г. – д.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»
minicheva@ukr.net

Соколов Є.В. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»
sokolovev87@gmail.com

Запропоновано базовими критеріями зонування морських екосистем використовувати фактори, які впливають та забезпечують інтенсивність екологічних процесів. Продемонстровані можливості використання даних дистанційного зондування та ГІС у просторовому зонуванні морських акваторій. Для морської ексклюзивної зони України представлені карти розподілу важливих екофакторів – глибин, донних субстратів та середньорічних значень фотосинтетичної активної радіації. Проведений фототрофний поділ бенталі українського сектору Чорного і Азовського морів за екологічними зонами: інфралітораль, верхня циркулітораль, нижня циркулітораль, пелагічна циркулітораль – елітораль, верхня батіаль, нижня батіаль, континентальне підніжжя, абісаль.

Розраховані середні значення ФАР за глибинними горизонтами для кожної екологічної зони. Визначено, що найменші площі поширення ФАР в інфраліторальній зоні притаманні прилеглим ділянкам моря до р. Дунай та Дніпро-Бузького лиману. Найбільші значення характерні для заток, височин річкових палеодолин, палеотерас та пересипів.

На основі міжнародної бази геоданих EMODnet представлений розподіл субстратів та донних ґрунтів українського сектору Чорного моря. Запропоновані картографічні матеріали та геоінформаційні шари екофакторного зонування бенталі, що можуть бути використані у впровадженні стандартів водних директив ЄС для подальшого моніторингу та досягнення головної цілі кожного виділеного територіального підрозділу – доброго екологічного статусу (GES).

Продемонстровано, що розподіл кількості ФАР, структури та контурності ґрунтів підпорядкований геоморфологічним особливостям (розташування затоплених морем річкових палеодолин – жолобів, їх височин з водороздільними просторами) та поширенню алювіального матеріалу в зонах впливу річних стоків (плюмів).

Пропонується для визначення зон морського моніторингу екологічного статусу класу, за стандартами водних директив ЄС, використовувати індикатори, що пов'язані з інтенсивністю первинно-продукційного процесу.

Ключові слова: екофакторний підхід, фототрофне зонування, геоінформаційні системи, український сектор Чорного та Азовського морів.

Вступ

Зонування морських екосистем є важливим інструментом та інформаційною основою для прийняття рішень з широкого кола питань, пов'язаних з їх використанням, моніторингом, охороною та управлінням. При тому, що сучасні технології дистанційного зондування, геоінформаційні бази даних та ГІС істотно розширюють технічні можливості зонування, не менш важливою складовою частиною цього питання є концептуальний підхід, пов'язаний з вибором критеріїв, на основі яких відбувається виділення тих чи інших функціональних зон. Залежно від широкого спектра показників, які нині надають сучасні супутникові та ГІС-технології

під час зонування, можна отримувати територіальні одиниці, що відображають різні аспекти морських екосистем – географічні, геологічні, гідрологічні, гідрохімічні, біотопічні, екопроцесні, антропогенні та інші. У зв'язку з цим важливим методологічним питанням під час зонування морських екосистем є відповідність чинників, за якими проводиться зонування з цільовим призначенням територіальних одиниць, які будуть отримані в результаті такого зонування.

Наприклад, під час зонування перехідних, прибережних, шельфових і відкритих морських вод відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви (WFD, 2000/60/EC) і Морської стратегії (MSFD, 2008/56/

ЕС) у числі рекомендованих критеріїв для прибережних морських вод використовуються обов'язкові фактори: широта, довгота, діапазон припливів і відливів, солоність і необов'язкові фактори: швидкість течії, вплив хвиль, середня температура води, характеристики змішування, каламутність, середній склад субстрату, діапазон температури води (Guidance document No 5. Transitional and Coastal Waters). Вочевидь, що, використовуючи такі критерії, які насамперед відображають географічні, гідрологічні та гідрохімічні фактори, у разі виділення на їх основі територіальних одиниць, можна отримувати географо- і гідролого-гідрохімічні підрозділи (subdivisions). Необхідно звернути увагу, що у разі імплементації стандартів Водних Директив ЄС зонування національних морських вод проводиться для подальшого моніторингу та досягнення для кожного виділеного територіального підрозділу головної мети – доброго екологічного статусу (Good Ecological Status – GES). Категорія “GES” за правилами Морської стратегії визначається досить складним шляхом інтегральної оцінки 11 дескрипторів, які представлені біотичними та абіотичними елементами морських екосистем. Однак у самому терміні “GES” полягає головна мета – оцінка екологічного стану, який залежить від швидкості і врівноваженості екологічних процесів. З методологічної точки зору основною метою є моніторинг GES, то і проводити його доцільно на екологічних “subdivisions”, а не на географо-гідрологічних територіальних підрозділах. У цьому разі необхідно звернути увагу, що у разі екологічного зонування критеріями повинні виступати не тільки фактори, які характеризують абіотичну частину екосистеми, але і обов'язково екофактори, що безпосередньо впливають і формують інтенсивність первинно-продукційного процесу як першої ланки, з якої починається трансформація речовини та енергії. У цьому разі моніторинг GES на основі різних аспектів стану біологічного компонента, починаючи з біологічного різноманіття, видів вселенців і закінчуючи харчовими ланцюгами, які зумовлюють дескриптори Морської стратегії, буде максимально доцільним, якщо як моніторингові одиниці виступатимуть “subdivisions”, які пов'язані зі швидкістю екологічних процесів, і відповідно, зі структурно-функціональною організацією біологічних угруповань. З факторів, які енергетично визначають швидкість екологічних процесів, найбільш значущими є: фотосинтетична активна радіація (ФАР), що проникає у водну товщу, концентрація розчинених і зв'язаних поживних речовин (сполуки азоту і фосфору), принесених річковим стоком, і температурний режим, що має горизонтальні скачки і стратифікацію. Всі ці три важливі енергоскладники об'єднуються спе-

цифічним морфометричним параметром, характерним для тривимірного простору морської екосистеми – глибиною. Відомий факт, що найбільш продуктивні зони формуються на невеликих глибинах, у зонах річкового стоку, і навпаки, глибоководні зони відкритих морських вод можуть представляти приклади практично повного припинення біологічних процесів. У зв'язку з цим не дивно, що у разі виділення морських біотопів України саме глибина була визнана визначальним критерієм, пов'язаним з освітленістю: М1 – Зона субліторалі, М2 – Зона псевдоліторалі, М3 – Зона супраліторалі (Кузьменко та ін. 2018). Один з важливих екологічних факторів – освітленість використовується у фототрофному підході стосовно морського середовища та, на відміну від наземного, зумовлює тривимірне, багаторівневе зонування. Фототрофне зонування, своєю чергою, може бути основою для просторового управління в досягненні ефективного збереження морського біорізноманіття (Vince, and Day 2020).

Використання геоінформаційних баз даних (цифрові растри та векторні шари) дає можливість аналізувати розподіл тих чи інших екофакторів, розраховувати засобами ГІС їх статистичні характеристики, визначати локалізацію найбільших градієнтів значень, аномалій розподілу відносно середнього або фонового значення, проводити просторовий кореляційний аналіз та інше.

Наведена вище постановка питання зумовлює мету роботи як демонстрацію можливостей екофакторного підходу до зонування морських екосистем, поєднаного з можливостями супутникового дистанційного зондування, оброблених засобами ГІС, на прикладі українського сектору Чорного та Азовського морів.

Матеріал та методи досліджень

В основі методологічного підходу цільової відповідності критеріїв як властивостей територіальних одиниць зонування були використані принципи цілісного аналізу екосистемних процесів, ієрархічної системи одиниць районування та морської біогеоценології (Бурковский 2006; Петров 2010). Для фототрофного районування північно-західної частини Чорного моря використовувалися морфофункціональні індикатори стану макрофітобентосу (Миничева, Зотов, и Косенко 2003). Закономірності глибинного розподілу різних рівнів екологічної активності донних фітоценозів у центральній частині північно-західного шельфу, в районі Філофорного поля Зернова, були отримані в результаті досліджень, виконаних у рамках експедиційних програм проекту ЕМБЛАС-II і ЕМБЛАС-PLUS у період 2016, 2017, 2019 років. З метою виділення вертикальних ярусів бенталі проведений батиметричний аналіз, для якого використані цифрові моделі рельєфу

(EMODnet DTM 2020; GEBCO 2020). Ізолінії глибин будувалися у ГІС пакеті QGIS. Розподіл густини ізоліній використовувався як індикатор однорідності форм вертикального районування, стрибок відстані між ізолініями слугував показником зміни морфологічної форми бенталі. До біотопічного аналізу були долучені цифрові растри розподілу ФАР, яка досягає морського дна (на основі супутника MERIS), та векторні шари розподілу донних субстратів, що надаються Європейським Космічним Агентством у рамках проєкту EMODnet Seabed Habitats.

Результати та обговорення

Батиметрична інформація у вигляді цифрових растрів дозволила побудувати розподіл інтегрального екофакторного показника – глибин українського сектору Чорного та Азовського морів (рис. 1), що є важливою інформацією в розумінні розподілу інтенсивності екологічних процесів у морському середовищі та поширенні біологічного компонента, у тому числі автотрофних угруповань, життєдіяльність яких пов'язана з проникненням ФАР.

Класифікація бенталі в океанології зводиться до таких структурних підрозділів, які пов'язані як з глибиною, так і з геологічним профілем: сублітораль (шельф), батіаль (материковий схил), абісаль (океанічне ложе), ультраабісаль або хадаль (Hedgpeth 1957; Briggs 1995).

У межах вертикальних ярусів також виділяють пояси та зони (Петров 1999). Аналіз літератури пока-

зує, що єдиної схеми ярусного зонування бенталі немає. Своєю чергою зонування шельфу – *неритової зони* (Петров 1999; Евсеева, Шпанский 2013) – за мірою освітленості, геоморфології, гідродинаміки і пов'язаних з ними структури донних біоценозів поділяють на:

– *інфралітораль* – тягнеться до межі поширення фотофільної рослинності (Жирков 2010), найчастіше за межу інфраліторалі приймають глибини проникнення квіткових рослин (Peres 1961);

– *циркалітораль* – горизонт з низькою освітленістю, тягнеться до нижньої межі сциафільної рослинності – фіталі (Жирков 2010; Hiscok 1983);

– *елітораль* – зона, що розташована нижче за максимальні глибини поширення рослинності (Калайда 2013; Петров 1999).

Геоморфологічна будова батіалі – *пелагічної зони* – та пов'язані з нею крутизна схилу, характер акумулятивності донних осадів може зумовлювати два або три яруси батіалі (Петров, 1999). Нижню частину батіалі, що має найбільший акумулятивний характер і найменший ухил у результаті седиментації осадів, прийнято називати континентальним підніжжям (Castro, and Huber 2003).

Своєю чергою зонування субліторалі ґрунтується не лише на геоморфологічних властивостях, але і на фототрофній ландшафтно-біоценотичній структурі. Ярусне зонування може бути проведене на основі геоботанічних розрізів і за глибинними горизонтами, які є індикаторами біоценотичних

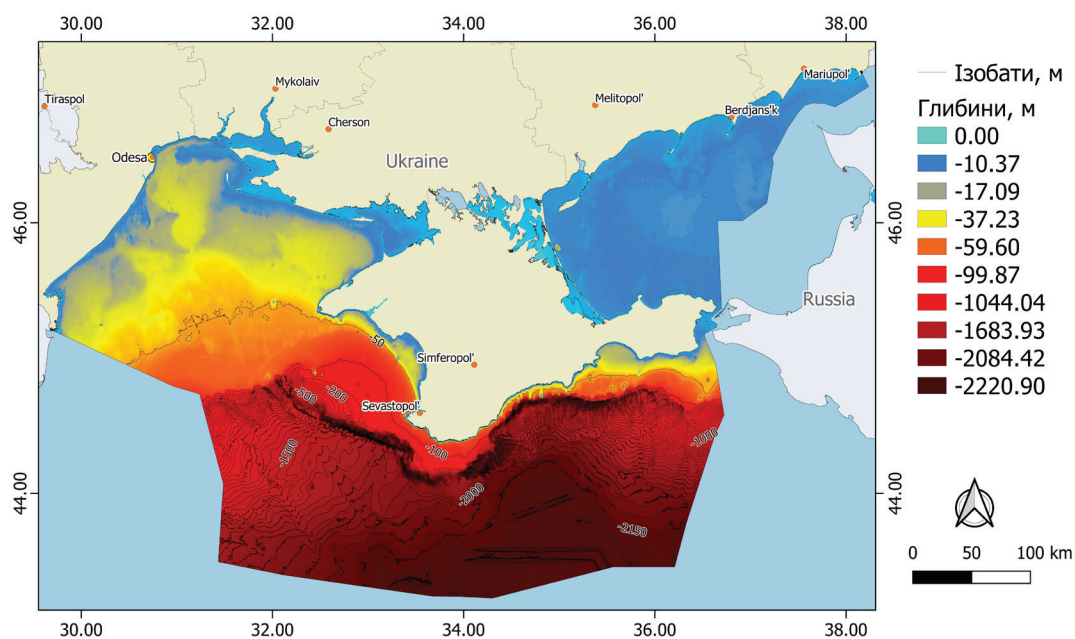


Рис. 1. Розподіл глибин українського сектору Чорного та Азовського морів у межах ексклюзивної економічної зони

комплексів. Такий підхід передбачає виділення вертикальних ярусів субліторалі за глибинами проникнення угруповань макрофітів.

Вертикальний розподіл рослинного покриву (фіталь) у Чорному морі характеризується такою структурою: горизонт фотофільної рослинності: 1 ярус (0,1–5 м), 2 ярус (5–15 м), 3 ярус (15(18)–25(30) м); горизонт сциофільної рослинності: 1 ярус (25(30)–60 м), 2 ярус (60–90 м) (Черное море 1983).

Для угруповань водної рослинності верхніх ярусів характерна чітко виражена сезонна зміна видового складу, зумовлена впливом комплексу абіотичних факторів, які значно змінюються впродовж року. У нижніх ярусах видовий склад більш стабільний впродовж року внаслідок слабких сезонних змін гідрологічного режиму та ФАР. Глибини 0,1–5 м характеризуються максимальною освітленістю, близькою до поверхневої, і майже повним поглинанням променів червоної частини спектра. Це зона, в якій спостерігається найвищий рівень первинної продуктивності, а у складі рослинних угруповань розвиваються види з високими значеннями питомої поверхні популяцій за рахунок високої інтенсивності автотрофних процесів (Миничева 1998). На глибині 5–15 м освітленість знижується майже в 5 разів, поглинаються промені блакитної частини спектра і значно скорочується тривалість дня. На глибині 15–30 м освітленість падає у 10 разів і тривалість дня становить не більше години (Калугина-Гутник 1975).

Однією з особливостей північно-західного шельфу Чорного моря є розташування його у фітофільній зоні на глибинах 15–60 м. Великі площі донної поверхні у поєднанні з поживними річковими водами створили тут унікальні умови для біотопів червоних водоростей з родини філофорових (*Phyllophoraceae*), які утворили тут відомі скупчення під назвою «Філофорове поле Зернова». В останні десятиліття в процесі відродження рослинних угруповань шельфу після інтенсивної евтрофікації періоду 70–80-х минулого століття, окрім трьох видів представників роду *Phyllophora*, тут стали розвиватися угруповання нитчастих водоростей з високими значеннями питомої поверхні, для яких потрібний високий рівень освітленості. Нитчасті водорості є фітофільним індикатором і їх розподіл приурочений до глибин від 25 м і вище, де вони трапляються в асоціації з філофорою (Minicheva 2007). З 30–35 м і глибше до 55–60 м перевагу розвитку отримує *Phyllophora crispa*. На великих глибинах зменшення освітленості знижує загальну інтенсивність енергетичного потоку, що потрапляє в придонний шар, необхідного для розвитку функціонально активних видів водоростей, таких як нитчасті. Це призводить до того, що екологічну нішу може використовувати тільки філофора, яка має один з най-

нижчих значень питомої поверхні з усіх чорноморських макрофітів (Миничева, Косенко и Шве́ц 2009; Minicheva, and Tretiak 2019). На глибині від 55–60 до 80–90 м освітленість дуже слабка і не забезпечує фотосинтез рослин. Тут водорості трапляються дуже рідко і не утворюють стійкий рослинний покрив. Ці літературні відомості добре сходяться з просторовим розподілом ФАР, що досягає бенталі (рис. 2). Так, розраховані середні значення ФАР за глибинними горизонтами характеризуються таким розподілом: 0–15 – 1,55; 15–30 – 0,22; 30–55 – 0,05; 55–90 – 0,01 (м – мол.фот. м⁻².день⁻¹).

Розподіл кількості ФАР, яка досягає дна, зумовлений геоморфологічними особливостями (розташування затоплених морем річкових палеодолин – жолобів, їх височин з водороздільними просторами), а також мутності води та пов'язаної з нею зони впливу річних стоків (плюмів). Найменші площі поширення ФАР на глибинах до 15 м притаманні прилеглим ділянкам моря до р. Дунай та Дніпро-Бузького лиману. Відповідно, найбільші значення характерні для заток, височин річкових палеодолин, палеотерас та пересипів (Одеська та Дністровська банки, Будакська, Західно-Тендрівська та Дністровська височини).

З урахуванням вище наведених даних за межу інфраліторалі пропонується використовувати відому глибину поширення квіткових рослин, а саме асоціацій роду *Zostera* в Чорному морі, яка, за даними різних авторів, становить 0,1–15 м (Костенко, и Дикий 2004) та 0,5–17 м (Мильчакова 2008). В основу ярусності циркуліторалі запропоновано покласти межі поширення Великого філофорного поля Зернова у референтних умовах 60-х років, які були отримані у вигляді геоінформаційного шару на основі ретроспективного аналізу (Калугина-Гутник, Лачко 1966) та з урахуванням сучасного розподілу фітоценозів філофори з домінуванням нитчастих водоростей і філофори, асоційованої з гідроїдами (Миничева, Косенко, Шве́ц 2009).

Материковий схил Чорного моря також ділять на яруси: перший знаходиться на глибині від 100 до 800–1000 м – це найкрутіша і сильно розчленована ділянка схилу. Другий ярус обмежує глибини до 1500–1800 м – вона має менший ухил ніж перша. Ще менший ухил третього ярусу – материкове підніжжя, яке тягнеться до глибини 2000 м (Черное море 1983). Ця класифікація добре збігається з даними розподілу глибин та ухилів на основі цифрових моделей батиметрії.

Таким чином, у результаті фототрофного зонування українського сектору Чорного та Азовського морів запропоновані геоінформаційні шари та картографічні матеріали поділу бенталі (рис. 3) за такими інтервалами глибин:

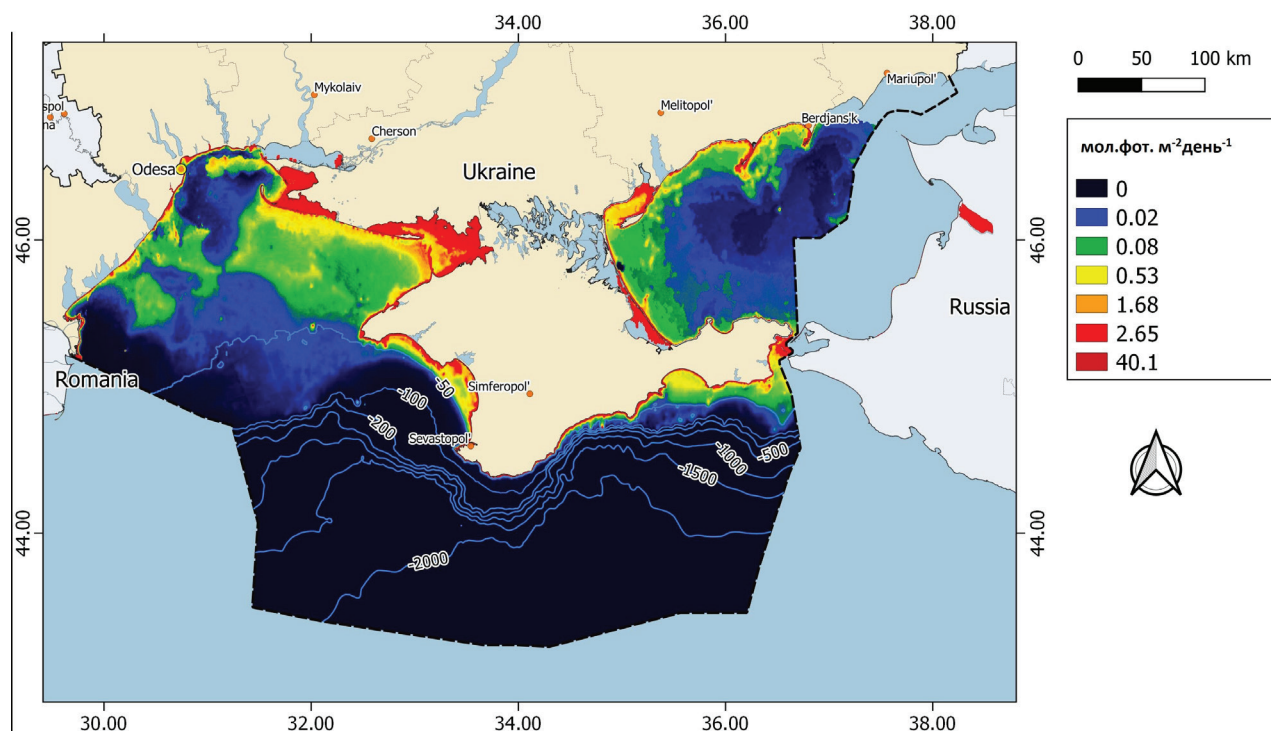


Рис. 2. Середньорічний розподіл ФАР за глибинними горизонтами, розрахований за даними Європейського Космічного Агентства в рамках проєкту EMODnet Seabed Habitats

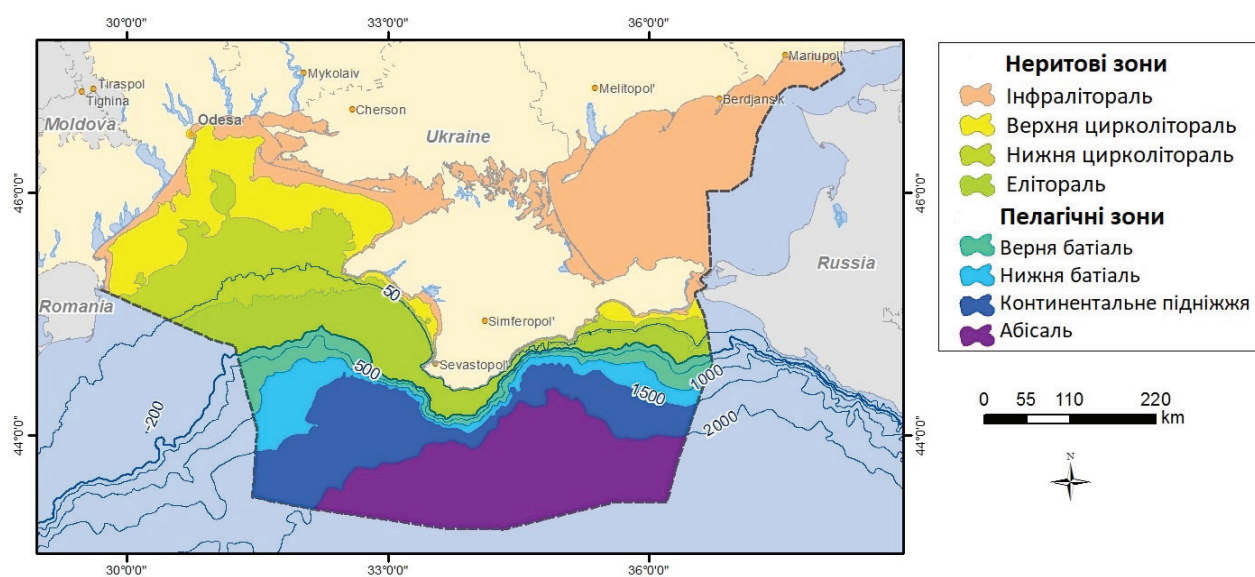


Рис. 3. Екологічні зони морського дна українського сектору Чорного та Азовського морів

- інфралітораль (infralitoral) – 0–15 м;
- верхня циркулітораль (upper circalitoral) – 15–30 м;
- нижня циркулітораль (lower circalitoral) – 30–55 м;
- пелагічна циркулітораль – елітораль (offshore circalitoral) – 55–200 м;
- верхня батіаль (upper batial) – 200–1000 м;
- нижня батіаль (lower batial) – 1000–1500 м;
- континентальне підніжжя (continental rise) – 1500–2000 м;
- абісаль (abyssal) – > 2000 м.

Розподіл донних ґрунтів на шельфі Українського сектору Чорного моря поряд з розглянутими вище характеристиками є основою класифікації морських оселищ за системою EUNIS (EUNIS

2019). Найбільше різноманіття та контурність ґрунтів за геоінформаційними базами даних EMODnet припадає саме на інфраліторальну – верхню циркуліторальну зону, з максимальними значеннями в районі Одеської банки, Ягорлицької та Тендрівської заток, що пов'язано з цілою системою геоморфологічних структур у місцях дисипації річкового стоку, де змішуються морські та теригенні процеси (рис. 4). Розподіл контурності ґрунтів відображає поширення алювіального матеріалу вздовж берегів, вплив річок у трансформації рельєфу бенталі (в тому числі формування системи палеодолин), осадоутворення (біогенного або теригенного походження), кисневі умови та інше. Окрім загальної (уніфікованої) інформації векторних шарів баз даних EMODnet, до аналізу розподілу, походження, розташування, гранулометрії та складу донних ґрунтів (субстратів) були долучені результати регіональних досліджень, що добре збігаються з проведеним просторовим ГІС аналізом.

Донні палеодолини річок, базис стоку яких розташований на глибині 90 м, згладжені осадами біогенного і теригенного генезису (Иноземцев и др. 2014). У складі осадів дна в північно-західній частині Чорного моря найбільшу роль відіграє біогенний матеріал (Самышев, Золотарёв 2018; Чепижко, Тюленева 2009). Грубий матеріал (coarse substrate) переважно представлений черепашкою та черепашковим детритом.

У верхній циркуліторальній частині шельфу поверхні схилів палеодолин здебільшого покриті полями черепашників з мідієвим детритом різного ступеня дроблення та черепашковими пісками (поширення чистої черепашки – 20–30 м). Шар черепашників, майже чистих від теригенних частинок, прилягає до північно-західної частини Чорного моря та Керченської затоки, в будові яких до того ж велику роль відіграють вапняки. У черепашкових ґрунтах вміст піщаної фракції становить від 0,06 до 4%, алевритового матеріалу – від 0,6 до

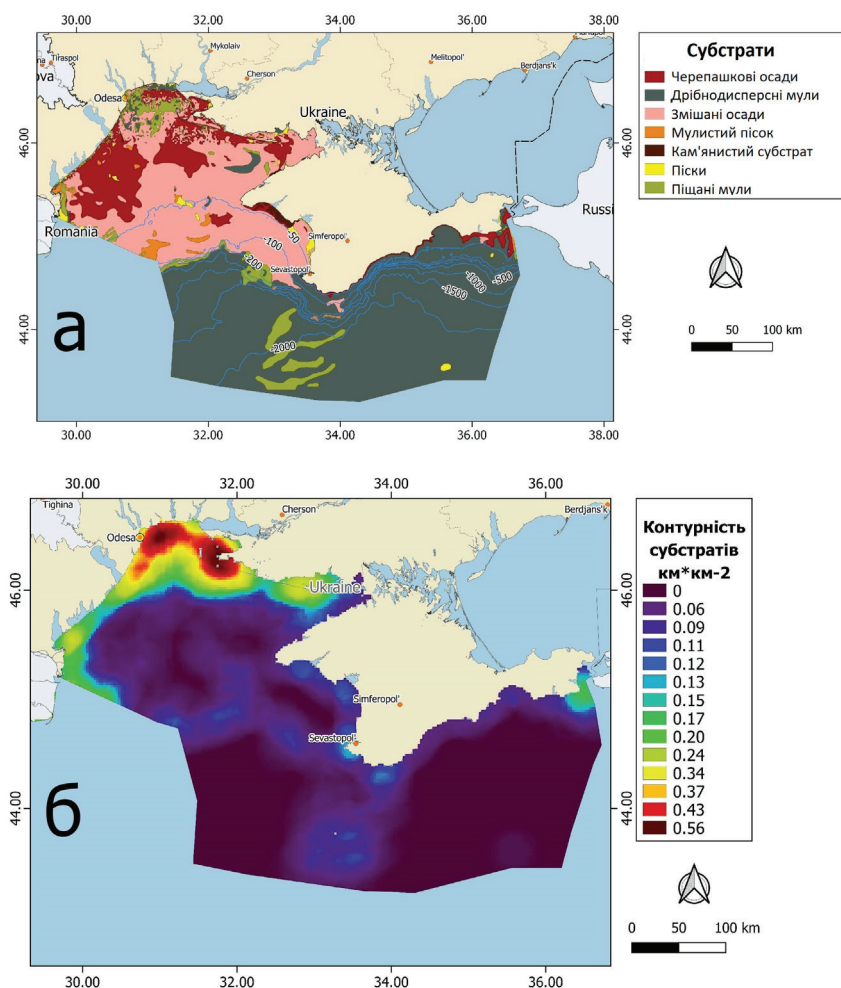


Рис. 4. Розподіл субстратів та донних ґрунтів (за даними EMODnet): а – типів субстратів; б – щільності контурів

5%. За гранулометричною фракцією на підводних височинах максимуми припадають на псефітову (20–5 мм) і псаммітову (0,5–0,1 мм) розмірності. Черепашкова суміш представлена стулками раковин *Modiola phaseolina* і *Mytilus*, рідше *Cardium*, *Loripes* та інших родів. У палеодолинах (жолобах, пологих западинах) у міру збільшення глибин черепашкова суміш змінюється мулистими черепашками і черепашковими мулами (Самішев, Золотарєв 2018; Чепижко, Тюленева 2009; Фесюнов, Назаренко 1991; Страхов 1948).

Донні осади мілководної прибережної смуги і Одеської банки – черепашкові піски та черепашковий детрит. Осад Дніпровського жолоба більшою мірою порівняно з іншими палеодолинами утворений мулами теригенного походження (чорний дрібноалевритовий мул з окремими лінзами пелітового мулу) з фракціями черепашника (особливо в південних районах) (Доценко и др. 2012; Самішев, Золотарєв 2018), дно жолоба майже не містить черепашкового матеріалу. Мулисті осади поширені також у південній частині Одеської улоговини і в районі авандельти Дунаю (Фесюнов, Назаренко 1991), накопичення яких тут пов'язане з твердим стоком р. Дніпро. Донні відкладення палео-Дністра представлені переважно грубозернистим осадом. У межах ландшафтного району палео-Сарати (морський район навпроти групи лиманів Тузловської групи) відзначається присутність псефітової (великоуламкової – гравійної) і піщаної розмірностей з домішкою алеврито-пелітових частинок. Тонкозернисті відкладення (алевритові і глинисті мули) утворюються тут завдяки теригенному стоку р. Дунай (Чепижко, Тюленева 2009). У південній частині шельфу північно-західного Причорномор'я черепашкові ґрунти поступово змінюються черепашковими мулами, масово поширеними на глибинах понад 50 м. Вміст пелітової фракції тут досягає 70% та більше,

вміст черепашки становить близько 10% (Самішев, Золотарєв 2018). За фауністичними ознаками мули поділяються на типи (фації): мідієві (*Mytilus galloprovincialis*) і теребеллідні (*Terebellides stroëmi*) мули з черепашкою на глибинах 30–65 м; фазеоліновий мул – 55–125 м (*Modiolus phaseolinus*) товщиною близько 30 см; дрейсеновий мул (*Dreissena polymorpha*) розташований біля базису ерозії палеодолин затоплених річок та у верхній частині континентального схилу; коколітові мули – притаманні батіальній та абісальній зонам (Страхов 1948; BSC 2008; Chiocci and Chivas 2014).

Висновки

Таким чином, можна зробити висновок, що екофакторний підхід дозволяє проводити цільове екологічне зонування морських екосистем, у результаті якого можливе виділення територіальних одиниць, що відрізняються інтенсивністю трансформації речовини та енергії. Освітленість, поживні речовини річкового стоку, температурний режим добре інтегруються морфологічним параметром морської екосистеми – глибиною. Зони розподілу ФАР, екологічне зонування, отримане на підставі інтервалу глибин, і розподіл субстратів і донних відкладів для чорноморсько-азовської ексклюзивної економічної зони України є демонстрацією можливості отримання з використанням сучасних супутникових технологій, територіальних одиниць, що відображають інтенсивність екологічних процесів. Своєю чергою прямий зв'язок екофакторів, швидкості первинно-продукційного процесу, структурно-функціональної організації біологічних угруповань і екологічного статусу морської екосистеми дозволяє зробити висновок, що у разі виділення територіальних одиниць морського моніторингу України відповідно до стандартів водних Директив ЄС для досягнення GES доцільно базуватися на екофакторному підході зонування.

Список використаних джерел

1. Бурковский И.В. Морская биоценология. Организация сообществ и экосистем. Москва : Т-во науч. изд. КМК, 2006. 285 с.
2. Доценко С.А., Подплетная Н.Ф., Секундяк Л.Ю., Павлова Е.А. Загрязнение донных осадков Одесского района северо-западной части Черного моря нефтепродуктами и тяжелыми металлами. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2012. № 10. С. 230–238.
3. Жирков И.А. Биогеография и биоэкология бентоса. Москва : Т-во научных изданий КМК, 2010. 453 с.
4. Зайцев Ю.П. Введение в экологию Черного моря. Одесса : ГЭФ-ПРООН, «Евен», 2006. 224 с.
5. Иноземцев Ю.И., Ступина Л.В., Тюленева Н.В., Парышев А.А., Маслаков Н.А., Сидоренко В.Б., Рыбак Е.Н., Мельниченко Т.А., Паславская О.В. Палеогеография северо-западного шельфа Черного моря в голоцене. *Вестник ОНУ им. И.И. Мечникова*. 2014. Т. 19. С. 43–52.
6. Калайда М.Л., Хамитова М.Ф. Гидробиология : учебное пособие. Санкт-Петербург : Проспект Науки, 2013. 192 с.
7. Калугина-Гутник А.А., Лачко О.А. Состав, распределение и запасы водорослей Черного моря в районе Филлофорного поля. *Распределение бентоса и биология донных животных в южных морях*. 1966. С. 112–131.
8. Калугина-Гутник А.В. Фитобентос Черного моря. Киев : Наукова думка, 1975. 247 с.
9. Костенко Н.С., Дикий Е.А., Алексеева С.П. Фитобентос юго-восточной части Крымского побережья Черного моря. Карадаг. *Гидробиологические исслед.*

- довання : Сб. науч. тр., посвящ. 90-летию Карадагской научной станции им. Т.И. Вяземского и 25-летию Карадагского природного заповедника НАН Украины. Симферополь : СОНАТ. 2004. Кн. 2. С. 66–84.
10. Національний каталог біотопів України / За ред. А.А. Кузьменко, Я.П. Дідуха та ін. Київ, 2018. 442 с.
11. Мильчакова Н.А. Морские травы южных морей Евразии: состав, распространение и структурно-функциональные особенности (обзор). *Тр. ЮЗНИИРО*. 2008. Т. 46. С. 93–101.
12. Миничева Г.Г. Морфофункциональные основы формирования морского фитобентоса : автореф. дис. ... док. биол. наук : 03.00.17. Севастополь, 1998. 32 с.
13. Миничева Г.Г., Зотов А.Б., Косенко М.Н. Методические рекомендации по определению комплекса морфофункциональных показателей одноклеточных и многоклеточных форм водной растительности : ГЭФ ПРООН, Проект по восстановлению экосистемы Черного моря. Одесса, 2003. 32 с.
14. Миничева Г.Г., Косенко М.Н., Швеца А.В. Фитобентос большого и малого Филлофорных полей как отражение современного экологического состояния северо-западной части Черного моря. *Морской экологический журнал*. 2009. №4 (8). С. 24–40.
15. Петров К.М. Биogeография океана. Биологическая структура океана глазами географа. Санкт-Петербург, 2001. 255 с.
16. Петров К.М. Большие морские экосистемы: Принципы построения иерархической системы единиц районирования Арктических морей на примере Баренцева моря. *Биосфера* : международный научный и прикладной журнал. 2009. №2. С. 133–152.
17. Самышев Э.З., Золотарев П.Н. Механизмы антропогенного воздействия на бенталь и структуру донных биоценозов северо-западной части Черного моря. Севастополь : ООО «Колорит», 2018. 208 с.
18. Страхов Н.М. Основы исторической геологии. Москва, 1948. Ч. 1. 256 с.
19. Фесюнов О.Е., Назаренко М.Ф. Геоморфологические и экологические особенности гипоксии северо-западного шельфа Черного моря. *Экология моря*. 1991. Вып. 37. С. 20–26.
20. Чепижко А.В., Тюленева Н.В. Факторы современного осадконакопления в пределах ландшафтных районов подводных возвышенностей Днестровской и Будацкой возвышенностей, Одесской банки и впадин Днепровского желоба, Палео-Сараты и Палео-Днестра (северо-западный шельф Черного моря). *Збірник наукових праць Національного гірничого університету*. 2009. № 32. С. 49–56.
21. Черное море: Сборник / пер. с болг. А. Выханов, Х. Данов, Х. Маринов и др. Ленинград : Гидрометеиздат, 1983. 408 с.
22. BSC, 2008. State of the Environment of the Black Sea (2001–2006/7). / Edited by Temel Oguz. *Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution (BSC)*. Istanbul, Turkey. 2008. No. 3. 448 p.
23. Briggs J.C. *Global biogeography*. Elsevier, Amsterdam–Lausanne–New York – Oxford – Shannon – Tokyo. 1995. 454 p.
24. Castro P. Huber M.E. *Marine Biology*. New York : 4th Edn., McGraw Hill Book Company Inc., 2003. 456 p.
25. Chiocci F.L. & Chivas A.R. Continental Shelves of the World: Their Evolution During the Last Glacio-Eustatic Cycle. *The Geological Society, Memoirs*. 2014. Vol. 41. P. 199–212. DOI: 10.1144/M41.14
26. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, 23 October 2000. (WFD, 2000/60/EC)
27. DIRECTIVE 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC)
28. European Marine Observation Data Network (EMODnet) Seabed Habitats project. URL: <https://www.emodnet-seabedhabitats.eu/>
29. EUNIS habitat type hierarchical view. URL: <http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp>
30. General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO). URL: <http://www.bodc.ac.uk/data/online-delivery/gebco>
31. Guidance document No 5. Transitional and Coastal Waters. Typology, Reference Conditions and Classification Systems. URL: [https://circabc.europa.eu/sd/a/85912f96-4dca-432e-84d6-a4dded785da5/Guidance%20No%205%20-%20characterisation%20of%20coastal%20waters%20-%20COAST%20\(WG%202.4\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/85912f96-4dca-432e-84d6-a4dded785da5/Guidance%20No%205%20-%20characterisation%20of%20coastal%20waters%20-%20COAST%20(WG%202.4).pdf)
32. Hedgpeth J.W. Marine biogeography. Treatise on marine ecology and paleontology. *Mem. Geol. Soc. Am. Vol. 67 (1)*. 1957. P. 359–382.
33. Hiscock K. Water movement in Sublittoral ecology. *The ecology of shallow sublittoral benthos* (ed. R. Earll & D.G. Erwin). Oxford: Clarendon Press. 1983. P. 58–96.
34. Minicheva G.G. Contemporary morpho-functional transformation of seaweed communities of the Zernov Phyllophora Field. *International Journal on Algae*, 2007. No. 9 (1). P. 1–21.
35. Minicheva G.G., Tretiak I.P. Long-term restoration of the Zernov's Phyllophora Field. *VI International Conference Advances in Modern Phycology. Book of Abstracts*, 15–17 May 2019, Kyiv, Ukraine. Kyiv. 2019. P. 70–72.
36. Peres J.M. *Océanographie biologique et biologie marine*. Paris : P.U.F, 1961. T. 1. 541 p.
37. Vince J., Day J.C. Effective integration and integrative capacity in marine spatial planning. *Maritime Studies*. 2020. DOI: 10.1007/s40152-020-00167-1.

References

1. Burkovskiy, I.V. (2006). *Morskaya biotsenologiya. Organizatsiya soobshchestv i ekosistem [Marine Biocenology. Organization of communities and ecosystems]*. Moscow: T-vo nauch. izd. KMK [in Russian].
2. Dotsenko, S.A., Podpletnaya, N.F., Sekundyak, L.Yu., & Pavlova Ye.A. (2012). Zagryazneniye donnykh osadkov Odesskogo rayona severo-zapadnoy chasti Chernogo morya nefteproduktami i tyazhelymi metallami [Pollution of bottom sediments of the Odessa region of the north-western part of the Black Sea with oil products and heavy metals]. *Ukrainskyi hidrometeorologichnyi zhurnal – Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 10, 230–238 [in Russian].
3. Evseeva, N.S., & Shpansky, A.V. (2013). *Metody paleogeograficheskikh issledovaniy [Methods of paleogeographic research]*. Tomsk: Izd-vo Tom. un-ta [in Russian].
4. Zhirkov, I.A. (2010). *Biogeografiya i bioekologiya bentosa [Biogeography and Bioecology of Benthos]*. Moscow: T-vo nauchnykh izdaniy KMK [in Russian].
5. Inozemtsev, Yu.I., Stupina, L.V., Tyuleneva, N.V., Paryshev, A.A., Maslakov, N.A., Sidorenko, V.B., & Rybak, Ye.N., & Mel'nicenko, T.A., & Paslavskaya, O.V. (2014). Paleogeografiya severo-zapadnogo shel'fa Chernogo morya v golotsene [Paleogeography of the north-western Black Sea shelf during Holocene]. *Vestnik Odesskogo natsional'nogo universiteta. Geograficheskie i geologicheskie nauki – Odessa National University Herald. Geography and Geology*, 1 (19), 43–52 [in Russian].
6. Kalayda M.L., & Khamitova M.F. (2013). *Gidrobiologiya: uchebnoye posobiye [Hydrobiology: textbook]*. Sankt-Peterburg: Prospekt Nauki [in Russian].
7. Kalugina-Gutnik, A.A., & Lachko, O.A. (1966). *Sostav, raspredeleniye i zapasy vodorosley Chernogo morya v rayone Fillofornogo polya. Raspredeleniye bentosa i biologiya donnykh zhivotnykh v yuzhnykh moryakh [Composition, distribution and reserves of the Black Sea algae in the area of the Phyllophora field. Distribution of benthos and biology of benthic animals in the southern seas]*. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].
8. Kalugina-Gutnik, A.V. (1975). *Fitobentos Chernogo moray [Phytobenthos of the Black Sea]*. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].
9. Kostenko, N.S., Dikiy, Ye.A., & Alekseyeva, N.A. (2004). Fitobentos yugo-vostochnoy chasti Krymskogo poberezh'ya Chernogo moray [Phytobenthos of the south-eastern part of the Crimean coast of the Black Sea]. *Karadag. Hidrobiologicheskiye issledovaniya: Sb. nauch. tr., posvyashch. 90-letiyu Karadagskoy nauchnoy stantsii im. T.I. Vyazemskogo i 25-letiyu Karadagskogo prirodnogo zapovednika NAN Ukrainy*, 2, 66–84 [in Russian].
10. Kuzmenko, A.A., Didukh, Y.P., Onishchenko, V.A., & Sheffera, YA., (Eds.). (2018). *Natsionalnyi katalog biotopiv Ukrainy [Classification of vegetation and biotopes of Ukraine]*. Kyiv: FOP Klymenko Yu.Y. [in Ukrainian].
11. Milchakova, N.A. (2008). Morskiye travy yuzhnykh morey Yevrazii: sostav, rasprostraneniye i strukturno-funktsional'nyye osobennosti (obzor) [Marine weeds of Eurasia southern seas: composition, distribution and structural-functional features (review)]. *Tr. YugNIRO*, 46, 93–101 [in Russian].
12. Minicheva, G.G. (1998). *Morfofunktsionalnye osnovy formirovaniya morskogo fitobentosa [Morphological and functional foundations of the formation of marine phytobenthos]. Doctor's thesis*. Sevastopol [in Russian].
13. Minicheva, G.G., Zotov, A.B., & Kosenko, M.N. (2003). Metodicheskiye rekomendatsii po opredeleniyu kompleksa morfofunktsional'nykh pokazateley odnokletochnykh i mnogokletochnykh form vodnoy rastitel'nosti [Methodical recommendations for determining the complex of morphological and functional indicators of unicellular and multicellular forms of aquatic vegetation]. Odessa: GEF PROON, proyekt po vosstanovleniyu ekosistemy Chernogo morya [in Russian].
14. Minicheva, G.G., Kosenko, M.N., & Shvets, A.V. (2009). Fitobentos bolshogo i malogo Fillofornykh poley, kak otrazheniye sovremennogo ekologicheskogo sostoyaniya severo-zapadnoy chasti Chernogo morya [Phytobenthos of the Large and Small Phyllophora Fields as a reflection of the contemporary ecological state of the the north-western Black Sea]. *Morskoy ekologicheskii zhurnal – Marine ecological journal*, 8, 24–40 [in Russian].
15. Petrov, K.M. (1999). *Biogeografiya okeana. Biologicheskaya struktura okeana glazami geografa [The biological structure of the ocean through the eyes of a geographer]*. Sankt-Peterburg: Izd-vo SPbGU [in Russian].
16. Petrov, K.M. (2010). Bolshiye morskiye ekosistemy: printsipy postroyeniya iyerarkhicheskoy sistemy yedinit rayonirovaniya arkticheskikh morey na primere Barentseva morya [Large marine ecosystems: construction principles for a hierarchical system of arctic]. *BIOSFERA: Mezhdunar. nauch. i prikladnoy zhurnal – International journal of applied and fundamental research*. Retrieved from: <http://www.biosphere21century.ru/> [in Russian].
17. Samyshev, E.Z., & Zolotarev, P.N. (2018). *Mekhanizmy antropogennogo vozdeystviya na bentala' i strukturu donnykh biotsenozov severo-zapadnoy chasti Chernogo moray [Pattern of anthropogenic impact on benthos and structure of bottom biocenoses in the north-west part of the Black Sea]*. Sevastopol: OOO "Kolorit" [in Russian].
18. Strakhov, N.M. (1948). *Osnovy istoricheskoy geologii [Foundations of Historical Geology]*. (Vol. 1). Moscow [in Russian].
19. Fesyunov, O.Ye., & Nazarenko, M.F. (1991). Geomorfologicheskiye i ekologicheskiye osobennosti gipoksii severo-zapadnogo shel'fa Chernogo moray [Geomorphological and ecological features of hypoxia of the north-western shelf of the Black Sea]. *Ekologiya moray – Ecology of the sea*, 37, 20–26 [in Russian].

20. Chepizhko, A.V., & Tyuleneva, N.V. (2009). Faktory sovremennogo osadkonakopleniya v predelakh landshaftnykh rayonov podvodnykh vozvyshennostey Dnestrovskoy i Budakskoy vozvyshennostey, Odesskoy banki, i vpadin Dneprovskogo zheloba, Paleo-Saraty i Paleo-Dnestra (severo-zapadnyy shel'f Chernogo morya). *Zbirnyk naukovykh prats Natsionalnoho hirnychoho universytetu – Collection of research papers of the National Mining University*, 32, 49–56 [in Russian].
21. Vylkanov, A., Danov, H., & Marinov, H. et al. (1983). *Chernoye more: Sbornik [Black Sea: Collection]* (trans. from Bulgarian). Leningrad: Gidrometeoizdat [in Russian].
22. BSC. (2008). *State of the Environment of the Black Sea (2001–2006/7)*. Edited by Temel Oguz. Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution (BSC), 3, Istanbul, Turkey.
23. Briggs, J.C. (1995). *Global biogeography*. Elsevier, Amsterdam–Lausanne–New York–Oxford–Shannon–Tokyo.
24. Castro, P., & Huber, M.E. (2003). *Marine Biology*. 4th ed., McGraw Hill Book Company Inc. New York.
25. Chiocci, F.L., & Chivas, A.R. (Eds). (2014). Continental Shelves of the World: Their Evolution During the Last Glacio-Eustatic Cycle. *Geological Society, Memoirs*, 41, 199–212. DOI: 10.1144/M41.14.
26. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, 23 October 2000. (WFD, 2000/60/EC).
27. DIRECTIVE 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC).
28. European Marine Observation Data Network (EMODnet) Seabed Habitats project. (2020). Retrieved from: <http://www.emodnetseabedhabitats.eu>.
29. EUNIS habitat type hierarchical view. (2019). Retrieved from: <http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.js>.
30. General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO) Hom. (2020). Retrieved from: <http://www.bodc.ac.uk/data/online-delivery/gebco>.
31. Guidance document No 5. Transitional and Coastal Waters. Typology, Reference Conditions and Classification Systems. [https://circabc.europa.eu/sd/a/85912f96-4dca-432e-84d6-a4dded785da5/Guidance%20No%205%20-%20characterisation%20of%20coastal%20waters%20-%20COAST%20\(WG%202.4\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/85912f96-4dca-432e-84d6-a4dded785da5/Guidance%20No%205%20-%20characterisation%20of%20coastal%20waters%20-%20COAST%20(WG%202.4).pdf).
32. Hedgpeth, J.W. (1957). *Marine biogeography. Treatise on marine ecology and paleontology*, Mem. Geol. Soc. Am., 1 (67), 359–382.
33. Hiscock, K. (Eds. Earll R. and Erwin D.G.). (1983). Water movement in Sublittoral ecology. *The ecology of the shallow sublittoral benthos*, 58–96.
34. Minicheva, G.G. (2007). Contemporary morpho-functional transformation of seaweed communities of the Zernov Phyllophora Field. *International Journal on Algae*, 9 (1), 1–21.
35. Minicheva, G.G., Tretiak, I.P. (2019). Long-term restoration of the Zernov's Phyllophora Field. *VI International Conference Advances in Modern Phycology. Book of Abstracts*. Kyiv, Ukraine.
36. Peres, J.M. (1961). *Océanographie biologique et biologie marine*. Volue.1. La vie benthique. P.U.F., Paris.
37. Vince, J., & Day, J.C. (2020). Effective integration and integrative capacity in marine spatial planning. *Maritime Studies*. Retrieved from: <https://doi.org/10.1007/s40152-020-00167-1>.

ECO-FACTOR APPROACH TO THE ZONING OF THE UKRAINIAN SECTOR OF THE BLACK AND AZOV SEAS

Minicheva G.G., Dr.Sc., Senior Scientist

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

Sokolov Ye.V., PhD, Senior Researcher

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine
sokolovev87@gmail.com

It has been proposed as the basic criteria for marine ecosystems zoning use factors affecting the intensity and provide ecological processes.

The possibilities of using remote sensing and GIS data in the spatial zoning of sea areas are demonstrated. For the marine exclusive zone of Ukraine, maps of the distribution of important ecological factors – depths, bottom substrates, and average annual values of photosynthetic active radiation are presented.

Conducting division benthic phototrophic Ukrainian sector of the Black Sea and Azov Sea ecological zones: infralittoral; upper zircalittoral; lower zircalittoral; pelagic circalittoral – elitral; upper Batial; lower Batial; continental foot; abisal.

Calculated mean values of PAR for deep horizons for each ecological zone. It was determined that the smallest areas of PAR distribution in the infralittoral zone are inherent in the adjacent sea areas to the Danube

and Dnieper-Bug estuary. The highest values are typical for bays, uplands of river paleovalleys, paleoterases, and barrows.

On the basis of international geodatabase EMODnet shows the distribution of substrates and bottom sediments. The proposed cartographic materials and geoinformation layers of eco-factor zoning of the benthal, which can be used in the implementation of the EU water directive standards for further monitoring and achievement of the main goal of each allocated territorial subdivision – good ecological status (GES).

It has been demonstrated that the distribution of the number of PAR, the structure and contour of soils is subject to geomorphological features (the location of river paleovalleys – troughs flooded by the sea, their elevations from the watershed) and the distribution of alluvial material in the zones of influence of river runoffs (plumes).

It is proposed to use indicators related to the intensity of the primary production process to determine the areas of marine monitoring of ecological status class, according to the standards of EU water directives.

Key words: eco-factor approach, phototrophic zoning, geoinformation systems, Ukrainian sector of the Black and Azov Seas.

ВПЛИВ З'ЄДНУВАЛЬНОГО КАНАЛУ КУЯЛЬНИК – ЧОРНЕ МОРЕ НА ПОКАЗНИКИ ЗООПЛАНКТОНУ

Mirac P.B. – м.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»
rubiti21@gmail.com

Розглядаються зміни якісних і кількісних показників мезозoopланктону в морській воді, що надходить по спеціальному каналу з Одеської затоки Чорного моря в Куяльницький лиман, з метою підтримки в ньому допустимого рівня солоності. Це перше у світовій практиці дослідження впливу каналу з високою швидкістю течії на zooplankton для морських вод. У 2017 році в період функціонування з'єднувального каналу (в холодноводний період) було проведено порівняння показників zooplanktonу в морі та на виході з каналу. У результаті проходження через канал кількісні показники zooplanktonу знижувались на порядок: чисельність у морі – 18372 екз·м⁻³ та на виході з каналу – 398 екз·м⁻³; біомаса – 60,0 мг·м⁻³ та 2,0 мг·м⁻³, відповідно. Відсоток втрат коливався за сезонами та складав від 41% (квітень) до 99% (лютий) за чисельністю та від 27% (березень) до 99% (лютий та грудень) за біомасою. Такий великий розбіг був пов'язаний зі змінами якісного складу zooplanktonу. Zooplankton періоду досліджень був представлений 11 таксонами. Постійним його компонентом в морі та на виході з каналу була *Acartia clausi+tonsa*. В окремі місяці лише у морі були присутні такі представники zooplanktonу: у квітні індикатор евтрофності *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoed & Swezy, 1921 (40 екз·м⁻³, 1,8962,0 мг·м⁻³) та – *Rissoa splendida* Eichwald, 1830 (20 екз·м⁻³, 0,14 мг·м⁻³), а у лютому – коловертки роду *Keratella* (1400 екз·м⁻³, 0,7 мг·м⁻³). Всі перелічені види погано переносили проходження через канал: *N. scintillans* та *R. splendida* не проходили зовсім; втрати коловерткок коливалися від 88,5% до 99,9%. Мінімальні втрати спостерігалися у *Acartia clausi+tonsa* від 0% до 83,0%, залежно від стадії розвитку. Базуючись на розрахунках щомісячного об'єму води, що надходила до лиману, за 6 місяців функціонування каналу до лиману потрапило 43,657 кг zooplanktonу, що не могло завдати шкоди лиманним ресурсам.

Ключові слова: Куяльницький лиман, Чорне море, з'єднувальний канал, zooplankton.

Вступ

Куяльницький лиман (раніше Андрієвський лиман) – гіпергалінна водойма з групи одеських лиманів, що знаходиться на північ від м. Одеси. Площа лиману 56–60 км², середня глибина 1 м. Лиман історично розвивався з гирла річки Великий Куяльник, згодом гирло стало однією із заток Чорного моря, в подальшому відкладення піску сформували пересип і затока стала лиманом. Відділення від моря відбулося приблизно в XIV сторіччі. Рівень води та солоність лиману зазнавали численні зміни, в період з 1878 по 1968 роки солоність в лимані коливалася від 29 до 269 ‰, а пізніше перевищила і останню цифру (Адобовський 2016). Для вирішення проблеми пересихання у 1907, 1925 і 2014 рр. лиман з'єднувався з морем за допомогою штучних каналів. Останній раз необхідність з'єднання підсилювалася тим, що в результаті видобутку піску біля с. Адамівка (2 км на південь від с. Северинівка) була побудована дорога, яка перетинає русло річки Великий Куяльник. Сильне скорочення річкового стоку в лиман через неконтрольоване використання

водних ресурсів річки (великої кількості ставків, зрошення) призвело до зменшення глибин і водної поверхні лиману Куяльник в три рази, осолонення і пересихання мілководдя (Степаненко 2013).

Для вирішення проблеми пересихання й осолонення Куяльницького лиману було розроблено проєкт щодо запуску в нього морської води з Одеської затоки через з'єднувальний канал (Адобовський 2013; Причини и последствия ... 2014). Вчергове в 2014 р. відбувся запуск води з Чорного моря у Куяльницький лиман через канал. Довжина каналу – 2 км, з яких більшу частину шляху водні маси проходять по закритій трубі з порівняно швидкою течією (в середньому швидкість водних мас становила 336 м³ · год⁻¹). Забір води в лиман відбувався через заграбований вхід, розташований на відстані близько 150 м від берега і на глибині близько 3 м. Це попереджало потрапляння в канал крупного сміття та організмів макрзоопланктону. Найбільшу швидкість потік води в трубопроводі досягав на виході. У результаті функціонування сполучного каналу відбулися зміни гідролого-морфометричних характеристик лиману, докладно розгля-

нутих у роботі В.В. Адобовського та Є.В. Соколова (2016). Оцінка ступеню пошкодження зоопланктону при проходженні каналом до теперішнього часу не проводилась. Таке питання розглядалося лише для прісноводних каналів з повільною течією (Лобунічева 2019). Отже, метою роботи є визначення впливу з'єднувального каналу на показники зоопланктону, що ним проходить.

Матеріал та методи досліджень

Матеріалом для роботи послужили щомісячні відбори проб в період функціонування каналу: грудень 2016 та 2017 рр., січень – березень 2017 р. Проби відбирались на двох станціях: на морському узбережжі біля труби водозабору та на виході з каналу (рис. 1). Запуск води через канал здійснювався в зимові місяці за температури морської води нижче 7°C. Швидкість течії вимірювалася прямим методом і за годинними показниками розраховувався місячний стік (Адобовський і Соколов 2016). На підставі значення стоку розраховувалася кількість зоопланктону за місяць.

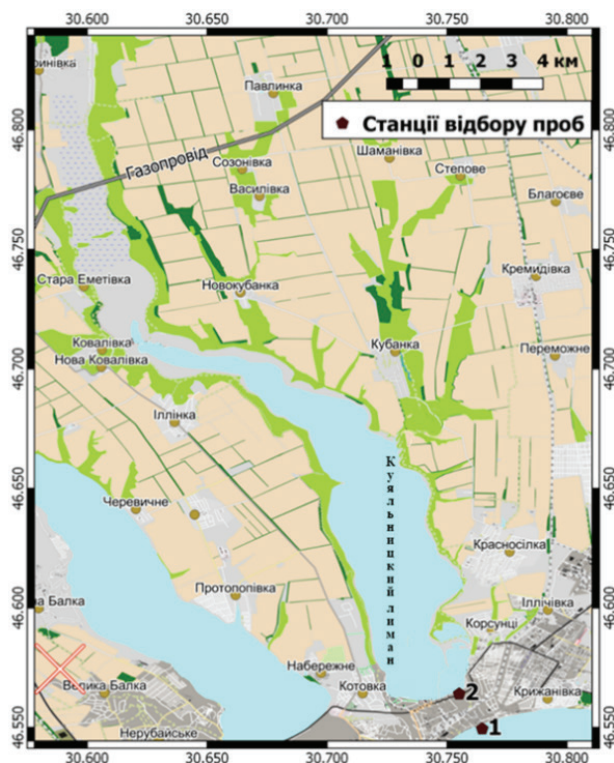


Рис. 1. Схема станцій: 1 – труба водозабору; 2 – вихід каналу

Проби зоопланктону відбиралися в обсязі 0,1 м³ модифікованою сіткою Апштейна з розміром вічка 100 мкм. Надалі проводилася фіксація 4% формальдегідом та обробка за стандартною методикою (Black Sea Monitoring Guidelines Mesozooplankton 2014).

Результати та їх обговорення

У зоопланктоні району досліджень виявлено 11 таксонів. Постійним компонентом зоопланктону була *Acartia clausi* + *A. tonsa* (у 100% проб з моря). Часто зустрічався нещодавній вселенець у Чорне море *Oithona davisae* Ferrari F.D. & Orsi, 1984 (у 85 % проб з ст. 1).

На станції біля водозабору в окремі місяці виявлені такі види: у березні – індикатор евтрофних вод *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoed & Swezy, 1921, в квітні – представники меропланктону личинки *Rissoa splendida* Eichwald, 1830 та в лютому коловертки роду *Keratella* (табл. 1).

Слід зазначити, що коловертки мали найбільший розвиток і різноманітність в лютому і березні. У ці місяці реєструвалися представники родів *Brachionus*, *Keratella* і *Synchaeta*. Оскільки коловертки відносяться до прісноводних або солонуватоводних угруповань зоопланктону, їх присутність свідчить про невелике опріснення морської води за рахунок опадів та річкового стоку у цей період.

Максимальне значення чисельності зоопланктону біля труби водозабору в морі (ст. 1) становило 86740 екз.·м⁻³ (лютий), а біомаси – 276,376 мг·м⁻³ (лютий) (табл. 2). Мінімальні значення чисельності в морі становили 20 екз. · м⁻³ (грудень 2017), а біомаси 0,7 мг · м⁻³ (січень), що є доволі типовим для зоопланктону у зимовий період при низьких температурах (до 2°C). На виході з каналу (ст. 2) максимальне значення чисельності складало 1010 екз. · м⁻³ (лютий), а біомаси – 5,634 мг · м⁻³ (березень). Мінімальні значення на виході з каналу сягали 10 екз. · м⁻³ (січень), а біомаси 0,141 мг · м⁻³ (грудень) (рис. 2).

Середні значення чисельності склали 18372 екз. · м⁻³ у морі й 398 екз. · м⁻³ на виході з каналу. Середня біомаса залишилася 60 мг · м⁻³ у морі й 2 мг · м⁻³ на виході з каналу, що є типовим для зимового періоду прибережжя Одеси.

Слід зазначити, що відсоток втрат коливався в великому діапазоні: від 41% (квітень) до 99% (лютий) за чисельністю та від 27% (березень) до 99% (лютий і грудень) за біомасою. Максимальні втрати при проходженні через канал спостерігалися у *N. scintillans*, які повністю гинули. У коловертках втрати за чисельністю і біомасою коливалися від 88,5% до 99,9%.

Менші втрати спостерігаються при більш інтенсивному розвитку організмів з великою питомою вагою та твердою оболонкою, наприклад *Acartia clausi* + *A. tonsa*. Мінімальні втрати спостерігалися у *Acartia clausi* + *A. tonsa*: від 0% до 83,0% (рис. 3).

Всі види, що надходять до лиману разом з морською водою, мають максимальну соло-

Таблиця 1

Таксономічний склад, чисельність (N, чисельник дробу, екз.·м⁻³) та біомаса (B, знаменник дробу, мг·м⁻³) зоопланктону під час функціонування каналу у 2017 р.

Таксон	17.01.2017		14.02.2017		16.03.2017		12.04.2017		05.12.2017	
	Ст.1	Ст.2	Ст.1	Ст.2	Ст.1	Ст.2	Ст.1	Ст.2	Ст.1	Ст.2
Miozoa										
N. scintillans	-	-	-	-	-	-	$\frac{40}{1,896}$	-	-	-
Rotatoria	-	-	$\frac{82400}{160,420}$	$\frac{900}{1,430}$	$\frac{2702}{6,222}$	$\frac{310}{0,248}$	$\frac{510}{0,408}$	$\frac{290}{0,232}$	-	-
Brachionus sp.	-	-	$\frac{79100}{158,200}$	$\frac{710}{1,42}$	$\frac{4}{0,017}$	-	-	-	-	-
Keratella sp.	-	-	$\frac{1400}{0,700}$	$\frac{20}{0,010}$	-	-	-	-	-	-
Synchaeta sp.	-	-	$\frac{1900}{1,520}$	$\frac{170}{0,001}$	$\frac{2698}{6,205}$	-	$\frac{510}{0,408}$	$\frac{290}{0,232}$	-	-
Copepoda	$\frac{20}{0,700}$	$\frac{10}{0,350}$	$\frac{4340}{115,956}$	$\frac{110}{1,768}$	$\frac{81}{1,465}$	$\frac{260}{5,386}$	$\frac{60}{0,485}$	$\frac{70}{1,069}$	$\frac{120}{2,294}$	$\frac{20}{0,081}$
Acartia clausi+tonsa	$\frac{20}{0,700}$	$\frac{10}{0,350}$	$\frac{3300}{115,500}$	$\frac{50}{1,750}$	$\frac{77}{1,431}$	$\frac{260}{5,386}$	$\frac{10}{0,470}$	$\frac{50}{0,266}$	$\frac{60}{2,060}$	$\frac{10}{0,042}$
Oithona davisea	-	-	$\frac{40}{0,156}$	-	-	-	-	-	$\frac{60}{0,234}$	$\frac{10}{0,039}$
Cyclops strenuus strenuus	-	-	-	-	-	-	-	$\frac{10}{0,800}$	-	-
Harpacticoida sp.	-	-	-	-	$\frac{4}{0,033}$	-	$\frac{50}{0,015}$	-	-	-
N. Copepoda sp	-	-	$\frac{1000}{0,300}$	$\frac{60}{0,018}$	-	-	-	$\frac{10}{0,003}$	-	-
Meroplankton	-	-	-	-	$\frac{8}{0,051}$	-	$\frac{20}{0,140}$	$\frac{10}{0,060}$	$\frac{1560}{9,360}$	$\frac{10}{0,060}$
L. Polychaeta	-	-	-	-	$\frac{2}{0,013}$	-	-	-	$\frac{1560}{9,360}$	$\frac{10}{0,060}$
Polydora cornuta	-	-	-	-	$\frac{2}{0,013}$	-	-	-	$\frac{1560}{9,360}$	$\frac{10}{0,060}$
L. Cirripedia	-	-	-	-	$\frac{6}{0,038}$	-	-	$\frac{10}{0,060}$	-	-
Amphibalanus improvisus	-	-	-	-	$\frac{6}{0,038}$	-	-	$\frac{10}{0,060}$	-	-
L. Gastropoda	-	-	-	-	-	-	$\frac{20}{0,140}$	-	-	-
R. splendida	-	-	-	-	-	-	$\frac{20}{0,140}$	-	-	-

Таблиця 2

Структурні показники зоопланктону біля труби водозабору (ст. 1) і на виході з каналу (ст. 2)

Дата	Чисельність (екз. · м ⁻³)		Біомаса (мг. · м ⁻³)		% втрат	
	ст. 1	ст. 2	ст. 1	ст. 2	Чисельність	Біомаса
17.01.2017	20	10	0,700	0,350	50	50
14.02.2017	86740	1010	276,376	3,199	99	99
16.03.2017	2792	570	7,736	5,634	80	27
12.04.2017	630	370	2,929	1,361	41	53
05.12.2017	1680	30	11,654	0,141	98	99
У середньому	18372	398	60,000	2,000	74	66

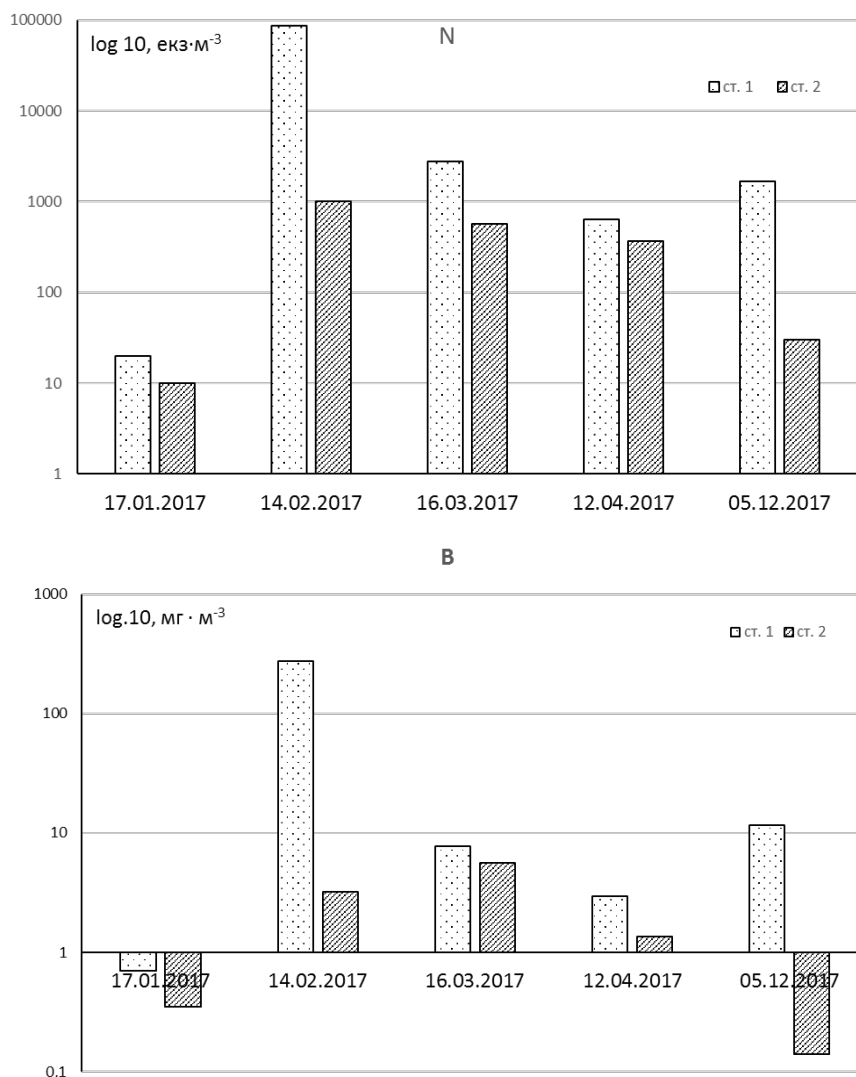


Рис. 2. Загальна чисельність (N, екз. · м⁻³) та біомаса зоопланктону (B, мг · м⁻³) в період функціонування з'єднувального каналу Куяльник – Чорне море у 2017 р.

носну толерантність до 40 % (Svetlichny and Hubareva 2014). Це говорить про швидку загибель привнесених зоопланктонів. Очевидно, що в лиман з зоопланктоном надходить деяка кількість органічної речовини. Для оцінки впливу органіки, що надходить до лиману з зоопланктоном, були проведені розрахунки біомаси зоопланктону в місяць. Загальна кількість морської води, що надійшла в лиман каналом, склала $14,2 \cdot 10^6 \text{ м}^3$ (згідно з даними гідролога ІМБ НАНУ В.В. Адобовського). Розподіл кількості морської води за місяцями коливався в діапазоні $2,3\text{--}2,6 \cdot 10^6 \text{ м}^3 \cdot \text{місяць}^{-1}$, а середнє значення було $2,5 \cdot 10^6 \text{ м}^3 \cdot \text{місяць}^{-1}$. За нашими даними була розрахована біомаса зоопланктону, що надходила до лиману за місяць (табл. 3). Отже, всього за 6 місяців періоду функціонування каналу в лиман потрапило 43,657 кг зоопланктону.

Таблиця 3

Розрахункова біомаса морського зоопланктону (зоопланктоностік), що потрапила в Куяльницький лиман через з'єднувальний канал в 2016–2017 рр.

Місяць, рік	Біомаса, мг·м ⁻³	Біомаса, кг·місяць ⁻¹
Грудень, 2016	7,308	18,1
Січень, 2017	0,340	0,875
Лютий, 2017	3,149	7,318
Березень, 2017	5,634	13,71
Квітень, 2017	1,361	3,305
Грудень, 2017	0,141	0,349
Всього		43,657

Перед запуском морської води до лиману одним із ризиків було не завдати шкоди лиману за рахунок підвищення потрапляння до нього органічної речовини. І якщо відсутність можливості

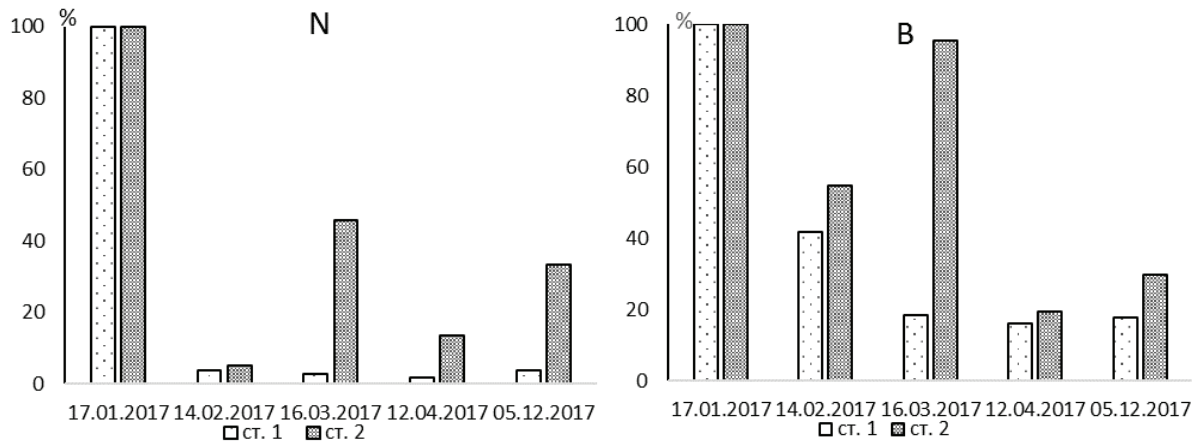


Рис. 3. Відсоткова (%) частина *Acartia clausi* + *A. tonsa* від загального зоопланктону за чисельністю (N, %) та біомасою (B, %) в період функціонування з'єднувального каналу Куяльник – Чорне море у 2017 р.

інвазії зоопланктонними видами через канал була обумовлена надвисокою солоністю лиману, то потрапляння до Куяльницького лиману великої кількості органічної речовини обумовило б запуск катастрофічних процесів – гниття та евтрофікацію. Іншим негативним впливом розглядалася шкода єдиному представнику зоопланктону в лимані *Artemia salina* (Linnaeus, 1758), а також вплив на якість солі та ропи, що використовується в рекреаційних та лікувальних цілях. Але навіть при максимальному пересиханні лиману його об'єм не знижувався більш, ніж на 11 млн. м³ (Водний режим ... 2016). З огляду на обсяг лиману 43,657 кг є порівняно малою величиною, що не призведе до підвищення евтрофування лиману. Отже, при продовженні використання з'єднувального каналу Куяльник-Чорне море небезпека з боку зоопланктонних угруповань відсутня. Однак слід зазначити, що показники чисельності та біомаси зоопланктону залежать від температури, що потрібно враховувати під час експлуатації каналу. Важливим фактором є також параметри кількісного

та якісного розвитку зоопланктону у прилеглих до водозабору акваторій моря, що демонструється екологічним моніторингом цього району.

Висновки

1. Порівняно висока швидкість течії у трубопроводі і тертя об його стінки створює перешкоди для пошкодження і загибелі організмів зоопланктону. Коли вода проходить трубопроводом, то якісні і кількісні показники зоопланктону знижуються на порядок: чисельність у морі – 18372 екз.·м⁻³ та на виході з каналу – 398 екз.·м⁻³; біомаса – 60,0 мг·м⁻³ та 2,0 мг·м⁻³ відповідно.

2. Ступінь втрат залежить від виду зоопланктонів – дрібніші і м'які представники страждають більше при проходженні каналом. Втрати становлять від 41% за чисельністю та 27% за біомасою, до 99% як за чисельністю, так і за біомасою.

3. Розрахунки показали, що за 6 місяців періоду роботи каналу обсяг органічної речовини, що надійшла до лиману із зоопланктоном, становила 43,657 кг, що не могло завдати шкоди якості лиманних ресурсів.

Список використаних джерел

1. Адобовский В.В., Богатова Ю.И. Особенности современного гидролого-гидрохимического режима Куяльницького лимана и прогнозная оценка его составляющих в условиях возможного пополнения водоема морскими и пресными водами. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2013. № 13. С. 127–137.
2. Адобовский В.В., Соколов Е.В. Изменение гидролого-морфометрических характеристик Куяльницького лимана в результате запуска морской воды. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2016. № 18. С. 132–139.
3. Водний режим та гідроекологічні характеристики Куяльницького лиману: монографія / за ред. Н.С. Лободи, Є.Д. Гопченка ; Держ. екол.-ний ун-т. Одеса: ТЕС, 2016. 332 с.
4. Лобунічева Е.В. Зоопланктон антропогенных местообитаний Северо-Двинской шлюзованной системы. *Принципы экологии*. 2019. № 2. С. 2–3.
5. Причини и последствия деградации Куяльницького лимана (северо-западное Причерноморье, Украина) / Эннан А.А. та ін. *Вісник Одеського національного університету. Хімія*. 2014. № 19. Вип. 3. С. 60–69.

6. Степаненко С. Н. Причины обмеления Куяльницького лимана и пути его спасения. Одесса : Экологія, 2013. 35 с.

7. Black Sea Monitoring Guidelines Mesozooplankton / B. Alexandrov et al. EU/UNDP Project: Improving Environmental

Monitoring in the Black Sea. EMBLAS. 2014. 31 pp.

8. Svetlichny L., Hubareva E. Salinity tolerance of alien copepods *Acartia tonsa* and *Oithona davisae* in the Black Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 2014. Vol. 461. P. 201–208.

References

1. Adobovskij, V.V., Bogatova, Ju.I. (2013). Osobennosti sovremennogo gidrologo-gidrohimičeskogo rezhima Kujal'nickogo limana i prognoznaja ocenka ego sostavljajushhih v uslovijah vozmožnogo popolnenija vodoema morskimi i presnymi vodami. [Features of the modern hydrological and hydrochemical regime of the Kuyalnitsky estuary and the predictive assessment of its components in conditions of possible replenishment of the reservoir with sea and fresh waters] *Ukrainskyj gidrometeorologičnyj zhurnal – Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 13, 127–137 [in Russian].

2. Adobovskij, V.V., Sokolov, E.V. (2016). Yzmenenye gidrologo-morfometryčeskikh harakterystyk Kujal'nickogo lymana v rezul'tate zapuska morskoy vody. [Changes in the hydrological and morphometric characteristics of the Kuyalnitsky estuary as a result of the launch of seawater] *Ukrainskyj gidrometeorologičnyj zhurnal – Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 18, 132–139 [in Russian].

3. Alexandrov, B. et al. (2014). Black Sea Monitoring Guidelines Mesozooplankton EU/UNDP Project: Improving Environmental Monitoring in the Black Sea. EMBLAS. Retrieved from http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2017/01/Mesozooplankton_Final-July2015-PA3-f.pdf.

4. Jennan, A.A. et al. (2014). Prichyny i posledstvija degradacii Kujal'nickogo limana (severo-zapadnoe Prichernomore, Ukraina) [Causes and consequences of the degradation of the Kuyalnitsky estuary (north-western Black Sea region, Ukraine)] *Visnik Odeskogo nacional'nogo universitetu. Himija. – Bulletin of Odessa National University. Chemistry*, 19, 3, 60–69.

5. Loboda, N.S., Gopchenko, E.D. (Eds). (2016). *Vodnij rezhim ta gidroekologični harakteristiki Kujal'nic'kogo limanu: monografija* [Water regime and hydroecological characteristics of the Kuyalnitsky estuary: monograph] Odesa: TES. [in Ukrainian].

6. Lobunicheva, E.V. (2019). Zooplankton antropogennyh mestoobitanij Severo-Dvinskoj shljuzovannoj sistemy [Zooplankton of anthropogenic habitats of the North Dvina sluice system] *Principy jekologii– Ecological principles*. 2. 3–2. [in Russian].

7. Stepanenko, S.N. (2013). *Prichyny obmelenija Kujal'nickogo limana i puti ego spasenija. [Reasons for shallowing the Kuyalnitsky estuary and ways of its salvation.]* Odessa : Jekologija [in Russian].

8. Svetlichny, L., Hubareva, E. (2014). Salinity tolerance of alien copepods *Acartia tonsa* and *Oithona davisae* in the Black Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 461. 201–208.

INFLUENCE OF THE CONNECTING CHANNEL KUYALNYK – BLACK SEA ON ZOOPLANKTON INDICATORS

Migas R. V., Jun.Sc.

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine
rubiti21@gmail.com

Changes in the qualitative and quantitative indicators of mesozooplankton in seawater flowing through a special channel from the Odessa Bay of the Black Sea to the Kuyalnytsya estuary are considered in order to maintain the permissible level of salinity. This is the first study in the world of the impact of a high-velocity canal on zooplankton for seawater. In 2017, during the operation of the connecting channel (in the cold water period), a comparison of zooplankton indicators was performed at sea and at the exit from the channel. As a result of passing through the canal, the quantitative indicators of zooplankton decreased by an order of magnitude: the number at sea – 18372 ind. · m⁻³ and at the exit from the canal – 398 ind. · m⁻³; biomass – 60.0 mg · m⁻³ and 2.0 mg · m⁻³, respectively. The percentage of losses fluctuated by seasons and ranged from 41% (April) to 99% (February) in number, and from 27% (March) to 99% (February and December) in biomass. Such a large run was associated with changes in the qualitative composition of zooplankton. Zooplankton of the study period was represented by 11 taxa. Its constant component at sea and at the exit of the canal was *Acartia clausi* + *tonsa*. In some months, the following representatives of zooplankton were present only in the sea: in April, the eutrophic indicator *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoed & Swezy, 1921 (40 ind. · m⁻³, 1.8962.0 mg · m⁻³), and – *Rissoa splendida* Eichwald, 1830 (20 ind. · m⁻³, 0.140 mg · m⁻³), and in February – rotifers of the genus *Keratella* (1400 ind · m⁻³, 0.700 mg · m⁻³). All these species did not tolerate passage through the channel: *N. scintillans*

and *R. splendida* did not pass at all; rotor losses ranged from 88.5% to 99.9%. Minimal losses were observed in *Acartia clausi* + *tonsa* from 0% to 83.0%, depending on the stage of development. Based on the calculations of the monthly volume of water entering the estuary, 43,657 kg of zooplankton entered the estuary during the 6 months of the canal's operation, which could not harm the estuary resources.

Key words: Kuyalnytsya estuary, Black Sea, connecting channel, zooplankton.

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА МАКРОФАУНИ ОБРОСТАННЯ ЛІТОКОНТУРУ ОДЕСЬКОГО МОРСЬКОГО РЕГІОНУ І ОСТРОВА ЗМІЙНОГО ЧОРНОГО МОРЯ¹

Синьогуб І.О. – с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

Кудренко С.А. – м.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

skudrenko@ukr.net

Рибалко О.А. – м.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

У роботі наведені дані про склад та показники кількісного розвитку макрофауни безхребетних обростання літоконтуру природного походження в прибережній зоні Одеського морського регіону (ОМР) та острова Зміїного в 2005-2014 рр.

Усього зареєстровано 71 таксон, в тому числі 57 – в ОМР і 38 – біля острова. В ОМР середня чисельність макрофауни склала 34263 екз.·м⁻², біомаса – 14067,5 г·м⁻²; біля острова – 102842 екз.·м⁻² та 16552,6 г·м⁻² відповідно. Серед таксономічних груп за чисельністю в ОМР переважали молюски (74,0%), біля острова – ракоподібні (65,3%); за біомасою – молюски (97,6% і 98,1% відповідно). Основу біомаси фауни (94,4% в ОМР, 93,6% біля острова) формувала *Mytilus galloprovincialis*. Серед трофічних груп в ОМР за чисельністю (83,2%) і біомасою (98,5%) домінували сестонофаги; біля острова за чисельністю (56,2%) переважали рослинно-детритоїдні форми, за біомасою (98,8%) – сестонофаги. Середня біомаса кормової для риб компоненти біля острова була вдвічі більша, ніж в ОМР; її основу (69,5-85,4%) формували молюски. В ОМР знайдено 7 видів-вселенців, біля острова – 2; основу їх щільності і біомаси складав *Amphebalanus improvisus*.

Стан макрофауни обростання літоконтуру, яка належить до біоценозу *Mytilus galloprovincialis*, можна характеризувати як стабільний та задовільний.

Ключові слова: макрофауна, обростання літоконтуру, Одеський морський регіон, острів Зміїний, Чорне море.

Вступ

У прибережній зоні моря скелі і нерухоме каміння (літоконтур), як правило, вкриті густою «шубою» з різних організмів, які не можуть існувати без твердої опори. Серед них в щілинах і пустотах скель і каміння знаходять прихисток, їжу і місця для розмноження рухомі види червів, червононогих молюсків, ракоподібних і інших тварин. Умови існування мешканців літоконтуру суттєво відрізняються від таких на пухких ґрунтах. На пісках і мулах донна макрофауна представлена переважно дрібними рухомими організмами інфауни; більша частина їх знаходиться під поверхнею донних відкладень, які, на перший погляд, не мають ознак життя. На літоконтурі життя, навпаки, зосереджене безпосередньо на поверхні субстрату. Утворення водоростями поселень на літоконтурі призводить до створення нових умов для існу-

вання сесильних і рухомих гідробіонтів. Знаходячись над поверхнею дна, поблизу берега або біля поверхні води, літоконтур в найбільшій мірі витримує ударну силу хвиль, що пред'являє особливі вимоги до складу і способу існування його мешканців.

Постійна зміна води забезпечує сидячі організми розчинним киснем, їжею, виносом статевих продуктів, видаленням метаболітів тощо. Якщо на мулах зустрічаються переважно гідробіонти, основним джерелом їжі яких є відкладений детрит, то у складі населення літоконтуру переважають фільтратори, що харчуються сестоном і детритом, взваженим у воді, і хижакі (Vinogradov et al. 2018). Від інших прибережних біотопів фауна літоконтуру відрізняється складом і високими показниками біомаси, яку, як правило, формують всього декілька масових видів.

¹ Автори висловлюють щире подяку к.б.н. О.С. Бондаренко за ідентифікацію таксономічної групи поліхет.

Матеріал і методи досліджень

В Одеському морському регіоні (ОМР) в липні 2012 р. і 2014 р. на літоконтурі природного походження на глибині 2-11,6 м було зібрано 23 проби макрофауни безхребетних обростання, біля острова Зміїного в серпні 2005 р. на глибині 1-15 м – 24. Проби рамкою кількісного обліку з площею захвату 0,02 м², обшитою газом, відбирав гідробіолог-аквангіст Куракін О.П.

Зібрані проби промивали через набір ґрунтових сит з мінімальним розміром вічка 1 мм та фіксували 4% розчином формаліну. Подальшу обробку зібраного матеріалу проводили в лабораторних умовах за стандартними методиками (Володкович 1980).

Для кожного таксону визначені: середня чисельність – N , екз.·м⁻²; середня біомаса – B , г·м⁻², зустрічальність – P ,%. Коефіцієнт спільності таксонів між районами розраховували за формулою Жаккара-Альохіна (Воробьев 1949). При виділенні трофічних груп використані літературні дані (Грезе 1985; Киселева 1981; Лосовская 1977; Чухчин 1984). Для оцінки складності харчової структури макрофауни розраховані індекси її одноманіття (Несис 1965). Для розрахунку біомаси кормової для риб частини макрофауни використані літературні дані (Закутський, и Виноградов 1967).

За винятком губок, турбеларій, немуртин, олігохет та личинок хірономід всі інші гідробіонти ідентифіковані до виду. Для колоніальних тварин (губок, мохуваток *Conopeum seurati*, асцидій *Botryllus schlosseri*) чисельність не враховували. Для дрібної поліхети *Janua pagenstecheri*, масової в обростанні каміння і скель біля острова, чисельність і біомасу також не враховували.

Результати та обговорення

Макрофауна обростання літоконтуру Одеського морського регіону. У прибережній зоні на глибині 3–10,7 м зареєстровано 57 таксонів макрофауни евригалінного морського комплексу: черв'їв – 19, моллюсків – 13, ракоподібних – 21, губок, кишковопорожнинних, мохуваток, асцидій – по 1 (табл. 1). Їх середня чисельність склала 34263 ± 7716 екз.·м⁻², біомаса – $14067,539 \pm 1214,556$ г·м⁻².

За частотою зустрічальності до числа основних ($P \geq 50\%$) увійшли 12 видів з різних таксономічних груп, які формували 95% щільності і 98,4% біомаси макрофауни. Найбільший показник середньої щільності (48,7%) відзначений у *M. lineatus*, біомаси (94,4%) – у *M. galloprovincialis*.

Сумарна частка трьох найбільш характерних і поширених видів обростання макрофауни ПЗЧМ – *M. lineatus*, *M. galloprovincialis* і *A. improvisus* – склала 83% чисельності і 98,3% біомаси.

Серед таксономічних груп за кількістю таксонів домінували ракоподібні і черви, за чисельністю

і біомасою – моллюски (табл. 2); серед трофічних – за кількістю таксонів лідирували детритофаги, за щільністю і біомасою – сестонофаги (табл. 3). Індекс одноманіття харчової структури склав 0,96.

За кількістю таксонів (32), чисельністю (96,2%) і біомасою (99,9%) домінували представники епіфауни. За кількістю таксонів (50) переважали гідробіонти вагільного комплексу, за щільністю (83%) і біомасою (98,5%) – сесильного. Зі збільшенням глибини від 3-7 м до 7,1-10,7 м у складі макрофауни дещо зросла щільність моллюсків (з 69,7% до 80,6%) і відповідно зменшилася чисельність ракоподібних (з 25,8% до 15,3%).

У популяції мідії, представленої особинами довжиною до 80 мм (табл. 4), за чисельністю (55,1%) переважала молодь довжиною до 10 мм. Середня біомаса мідії склала $13280,422 \pm 1235,823$ г·м⁻², в тому числі кормових моллюсків (довжиною ≤ 20 мм) – $387,487$ г·м⁻² (2,3%). Як наслідок, біомаса кормової компоненти була $1022,878 \pm 160,160$ г·м⁻² (7,3% від загальної). У її складі частка моллюсків була 69,9%, ракоподібних – 29,1%, черв'їв – 1%.

Сумарна чисельність 7 видів-вселенців з різних таксономічних груп склала 4155 ± 787 екз.·м⁻², біомаса – $363,809 \pm 133,978$ г·м⁻². Основу щільності (97,2%) і біомаси (63,6%) чужорідних видів формували *A. improvisus*.

Макрофауна обростання літоконтуру біля острова Зміїного. Острів Зміїний площею близько 1,5 км² знаходиться за 36 км на схід від дельти Кілійського гирла Дунаю, в зоні взаємодії річкових і морських вод. Він – єдине тектонічне підняття на просторі (≈ 64000 км²) північно-західному шельфі Чорного моря. Підводні схили острова з усіх боків оточені суцільним кільцем з скель, каміння і гальки, які потрапили сюди з його стрімких скелястих берегів. Ширина кам'янистого кільця складає від 80 м до 150 м. Між скелями і камінням інколи трапляються плями крупнозернистого піску, який на глибині більше 10 м вже дещо замулений. Біля острова спостерігається достатньо різкий звал глибин, найбільш виражений в південній частині, де на відстані 100 м від берега глибина сягає 15 м і більше (Зайцев и др. 1999).

У 2005 р. в обростанні літоконтуру зареєстровано 38 таксонів макрофауни евригалінного морського комплексу: черв'їв – 12, моллюсків – 4, ракоподібних – 20, кишковопорожнинних і мохуваток – по 1 (табл. 1). Їх середня чисельність склала 102842 ± 11617 екз.·м⁻², біомаса – $16552,579 \pm 1090,455$ г·м⁻².

За частотою зустрічальності до основних ($P \geq 50\%$) увійшли 14 таксонів з різних таксономічних груп, які формували 99,1% щільності і 99,7% біомаси. Найбільші показники середньої щільності (49,3%

Таблиця 1

Характеристика складу і кількісних показників (N – середня чисельність, екз.·м⁻²; B – середня біомаса, г·м⁻²; P – частота зустрічальності, %) макрофауни обростання літоконтуру природного походження в прибережній зоні Одеського морського регіону (2012–2014 рр.) і острова Зміїного (2005 р.)

Таксон	Одеський морський регіон			Острів Зміїний		
	N, екз.·м ⁻²	B, г·м ⁻²	P, %	N, екз.·м ⁻²	B, г·м ⁻²	P, %
1	2	3	4	5	6	7
<i>Spongia</i> g. sp.	+	14,130 ± 9,824	8,7	–	–	–
<i>Diadumene lineata</i> (Verrill, 1869)	2 ± 2	0,009 ± 0,009	4,3	–	–	–
<i>Actinia equina</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	–	363 ± 209	24,491 ± 8,134	62,5
<i>Turbellaria</i> g. sp.	7 ± 4	0,111 ± 0,068	13,0	671 ± 215	0,958 ± 0,139	83,3
<i>Nemertini</i> g. sp.	20 ± 8	0,109 ± 0,054	26,1	4 ± 4	0,008 ± 0,008	4,2
<i>Genetyllis tuberculata</i> (Bobretzky, 1868)	9 ± 4	0,048 ± 0,025	17,4	–	–	–
<i>Mysta picta</i> (Quatrefages, 1866)	24 ± 8	0,213 ± 0,094	30,4	–	–	–
<i>Harmothoe imbricata</i> (Linnaeus, 1767)	126 ± 29	1,596 ± 0,382	65,2	–	–	–
<i>H. reticulata</i> (Claparède, 1870)	296 ± 77	1,143 ± 0,323	78,3	–	–	–
<i>Pholoe inornata</i> Johnston, 1839	2 ± 2	0,002 ± 0,002	4,3	–	–	–
<i>Syllis prolifera</i> Krohn 1852	–	–	–	42 ± 15	0,096 ± 0,036	29,2
<i>Syllis</i> sp.	–	–	–	8 ± 8	0,013 ± 0,013	4,2
<i>Typosyllis hyalina</i> Grube, 1863	–	–	–	17 ± 10	0,033 ± 0,020	12,5
<i>Alitta succinea</i> (Leuckart, 1847)	2 ± 2	0,009 ± 0,009	4,3	208 ± 58	4,308 ± 2,151	58,3
<i>Nereis zonata</i> Malmgren, 1867	96 ± 31	0,543 ± 0,186	43,5	–	–	–
<i>Perinereis cultrifera</i> (Grube, 1840)	113 ± 46	1,267 ± 0,633	43,5	146 ± 29	22,468 ± 6,148	70,8
<i>Platynereis dumerilii</i> (Aud. & M.-Edwards, 1833)	2 ± 2	0,009 ± 0,009	4,3	17 ± 8	0,592 ± 0,326	16,7
<i>Spio filicornis</i> (Müller, 1776)	11 ± 7	0,035 ± 0,026	13,0	–	–	–
<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802	80 ± 34	0,074 ± 0,032	47,8	25 ± 9	0,033 ± 0,013	25,0
<i>Dipolydora quadrilobata</i> (Jacobi, 1883)	2 ± 2	0,004 ± 0,004	4,3	–	–	–
<i>Prionospio cirrifera</i> Wren, 1883	15 ± 8	0,024 ± 0,016	17,4	–	–	–
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864)	37 ± 16	0,117 ± 0,067	30,4	4 ± 4	0,008 ± 0,008	4,2
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)	11 ± 6	0,009 ± 0,005	13,0	4 ± 4	0,004 ± 0,004	4,2
<i>Amphitritides gracilis</i> (Grube, 1860)	4 ± 3	0,046 ± 0,039	8,7	–	–	–
<i>Janua pagenstecheri</i> (Quatrefages, 1866)	–	–	–	+	+	+
<i>Oligochaeta</i> g. sp.	61 ± 42	0,059 ± 0,048	17,4	–	–	–
<i>Conopeum seurati</i> (Canu, 1928)	+	3,826 ± 2,766	17,4	+	0,417 ± 0,417	4,2
<i>Lepidochitona cinerea</i> (Linnaeus, 1767)	–	–	–	117 ± 45	0,342 ± 0,155	37,5
<i>Pusillina lineolata</i> (Michaud, 1830)	118 ± 43	0,630 ± 0,306	47,8	4 ± 4	0,033 ± 0,033	4,2
<i>Setia vahvatoides</i> (Milaschewitsch, 1909)	102 ± 67	0,080 ± 0,043	30,4	–	–	–
<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes, 1846)	2 ± 2	131,957 ± 131,957	4,3	–	–	–
<i>Odostomia unidentata</i> (Montagu, 1803)	48 ± 27	0,215 ± 0,117	17,4	–	–	–
<i>Bittium reticulatum</i> (da Costa, 1778)	504 ± 437	2,115 ± 1,518	47,8	–	–	–
<i>Anadara kagoshimensis</i> (Tokunaga, 1906)	26 ± 15	0,304 ± 0,184	17,4	–	–	–
<i>Mytilaster lineatus</i> (Gmelin, 1791)	16687 ± 6708	315,804 ± 106,630	100,0	15654 ± 3493	741,541 ± 153,368	100,0
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck, 1819	7707 ± 1162	13280,422 ± 1235,823	100,0	18458 ± 2858	15487,917 ± 1014,784	100,0

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6	7
<i>Cerastoderma glaucum</i> (Bruguère, 1789)	4 ± 4	0,002 ± 0,002	4,3	—	—	—
<i>Parvicardium exiguum</i> (Gmelin, 1791)	28 ± 11	1,333 ± 0,612	26,1	—	—	—
<i>Abra segmentum</i> (Récluz, 1843)	2 ± 2	0,002 ± 0,002	4,3	—	—	—
<i>A. alba</i> (W. Wood, 1802)	117 ± 36	3,148 ± 1,211	52,2	—	—	—
<i>Mya arenaria</i> Linnaeus, 1758	2 ± 2	0,009 ± 0,009	4,3	—	—	—
<i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin, 1854)	4041 ± 782	231,452 ± 53,442	95,7	5896 ± 1390	114,541 ± 29,729	100,0
<i>Athanas nitescens</i> (Leach, 1814)	65 ± 15	2,446 ± 0,628	65,2	—	—	—
<i>Palaemon adspersus</i> Rathke 1836	2 ± 2	0,009 ± 0,009	4,3	—	—	—
<i>P. elegans</i> Rathke 1836	—	—	—	4 ± 4	0,708 ± 0,708	4,2
<i>Pisidia bluteli</i> (Risso, 1816)	2 ± 2	0,239 ± 0,239	4,3	—	—	—
<i>Xantho poressa</i> (Olivier, 1792)	9 ± 4	26,830 ± 16,438	17,4	38 ± 15	15,292 ± 6,316	29,2
<i>Pilumnus hirtellus</i> (Linnaeus, 1761)	35 ± 10	27,502 ± 10,613	43,5	21 ± 9	24,250 ± 12,386	20,8
<i>Iphinoe tenella</i> Sars, 1878	7 ± 5	0,015 ± 0,011	8,7	—	—	—
<i>Tanais dulongii</i> (Audouin, 1826)	—	—	—	21 ± 10	0,025 ± 0,012	16,7
<i>Dynamene bidentata</i> (Adams, 1800)	—	—	—	1313 ± 270	2,892 ± 0,626	95,8
<i>Lekanesphaera hookeri</i> (Leach, 1814)	4 ± 3	0,035 ± 0,027	8,7	—	—	—
<i>Sphaeroma serratum</i> (J.C. Fabricius, 1787)	—	—	—	1667 ± 548	13,492 ± 4,945	79,2
<i>Idotea balhica</i> (Pallas, 1772)	96 ± 43	1,126 ± 0,589	30,4	33 ± 12	0,254 ± 0,111	29,2
<i>Stenosoma capito</i> (Rathke, 1836)	43 ± 17	0,735 ± 0,452	39,1	4 ± 4	0,033 ± 0,033	4,2
<i>Jaera sarsi</i> Valkanov, 1936	—	—	—	1833 ± 355	0,688 ± 0,130	91,7
<i>Ampelisca diadema</i> (Costa, 1853)	2 ± 2	0,002 ± 0,002	4,3	4 ± 4	0,004 ± 0,004	4,2
<i>Stenothoe monoculoides</i> (Montagu, 1813)	59 ± 30	0,026 ± 0,010	34,8	46 ± 19	0,025 ± 0,009	45,8
<i>Gammarus subtypicus</i> Stock, 1966	9 ± 6	0,072 ± 0,056	8,7	—	—	—
<i>G. insensibilis</i> Stock, 1966	4 ± 4	0,187 ± 0,187	4,3	—	—	—
<i>Chaetogammarus olivii</i> (M.-Edwards, 1830)	—	—	—	50728 ± 10224	87,329 ± 16,830	100,0
<i>Melita palmata</i> (Montagu, 1804)	709 ± 141	3,259 ± 0,775	69,6	3809 ± 1065	8,217 ± 2,231	83,3
<i>Dexamine spinosa</i> (Montagu, 1813)	191 ± 78	0,374 ± 0,167	73,9	—	—	—
<i>Apohyale perieri</i> (Lucas, 1849)	—	—	—	8 ± 6	0,017 ± 0,012	8,3
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i> Costa, 1853	1735 ± 298	2,474 ± 0,496	100,0	433 ± 158	0,375 ± 0,140	45,8
<i>Ampithoe ramondi</i> Audouin, 1826	296 ± 130	0,585 ± 0,274	52,2	588 ± 165	0,858 ± 0,227	70,8
<i>Jassa ocia</i> (Spence Bate, 1862)	65 ± 51	0,022 ± 0,014	17,4	596 ± 187	0,275 ± 0,101	66,7
<i>Erichthonius punctatus</i> (Spence Bate, 1857)	11 ± 9	0,007 ± 0,005	8,7	—	—	—
<i>Crassikorophium bonellii</i> (M.-Edwards, 1830)	41 ± 18	0,026 ± 0,011	21,7	46 ± 21	0,033 ± 0,013	25,0
<i>Phisica marina</i> Slabber, 1769	—	—	—	12 ± 9	0,008 ± 0,006	8,3
<i>Botryllus schlosseri</i> (Pallas, 1766)	+	5,630 ± 3,859	13,0	—	—	—

* Сірим кольором виділені види-вселенні

Таблиця 2

Характеристика кількісних показників основних таксономічних груп макрофауни обростання літоконтуру в прибережній зоні Одеського морського регіону в період 2012–2014 рр.

Таксономічна група	Кількість таксонів	Середня чисельність		Середня біомаса	
		екз.·м ⁻²	%	г·м ⁻²	%
Черви	19	1487 ± 203	4,3	10,500 ± 1,582	0,1
Моллюски	13	25348 ± 7721	74,0	13736,022 ± 1207,864	97,6
Ракоподібні	21	7426 ± 880	21,7	297,422 ± 58,428	2,1
Інші	4	2 ± 2	< 0,1	23,596 ± 12,336	0,2
Всього	57	34263 ± 7716	100,0	14067,539 ± 1214,556	100,0

Таблиця 3

Характеристика кількісних показників основних трофічних груп макрофауни обростання літоконтуру в прибережній зоні Одеського морського регіону в період 2012–2014 рр.

Трофічна група	Кількість таксонів	Середня чисельність		Середня біомаса	
		екз.·м ⁻²	%	г·м ⁻²	%
Сестонофаги	10	28496 ± 7458	83,2	13852,913 ± 1256,534	98,5
Детритофаги	21	2426 ± 339	7,1	9,326 ± 1,638	< 0,1
Хижаки	12	578 ± 77	1,7	189,735 ± 131,113	1,3
Рослинно-детритоїдні	7	15077 ± 230	4,4	11,037 ± 2,033	0,1
Фітофаги	6	1254 ± 504	3,6	4,520 ± 2,003	< 0,1
Поліфаги	1	2 ± 2	< 0,1	0,009 ± 0,009	< 0,1
Всього	57	34263 ± 7716	100,0	14067,539 ± 1214,556	100,0

Таблиця 4

Розмірний склад (екз.·м⁻²) популяції *Mytilus galloprovincialis* літоконтуру природного походження в прибережній зоні Одеського морського регіону (2012–2014 рр.) і острова Зміїного (2005 р.)

Довжина, мм	Одеський морський регіон, екз.·м ⁻²	Острів Зміїний, екз.·м ⁻²
< 10,0	4248	11729
10,1–20,0	961	2463
20,1–30,0	620	1762
30,1–40,0	767	1712
40,1–50,0	578	617
50,1–60,0	350	146
60,1–70,0	155	29
70,1–80,0	28	–
Всього	7707	18458

від загальної) відзначені у бокоплава *Ch. olivii*, біомаси (93,6%) – у *M. galloprovincialis*. Сумарна частка *M. lineatus*, *M. galloprovincialis* і *A. improvisus* склала 38,9% чисельності і 98,7% біомаси.

У складі фауни за кількістю таксонів і чисельністю переважали ракоподібні, за біомасою – моллюски (табл. 5); серед трофічних – за щільністю домінували рослинно-детритоїдні і сестонофаги, за біомасою – сестонофаги (табл. 6). Індекс одноманіття харчової структури склав 0,97. За кількістю таксонів (30), чисельністю (99,6%) і біомасою (99,8%) переважали тварини епіфауни. За кількістю таксонів (32)

і щільністю (60,7%) домінували гідробіонти вагільного комплексу, за біомасою (98,9%) – сесильного.

У популяції мідії, представленої особинами довжиною до 70 мм, частка моллюсків довжиною до 10 мм складала 63,5% чисельності. Середня біомаса мідії була 15487,917 ± 1014,784 г·м⁻², в тому числі кормових моллюсків (≤ 20 мм) – 1004,583 ± 213,425 г·м⁻². Біомаса кормової компоненти була 2044,754 ± 229,077 г·м⁻² (12,4% від загальної). У її складі моллюски склали 85,4%, ракоподібні – 13,2%, черви – 1,4%.

Сумарна чисельність двох видів-вселенців була 5921 ± 1393 екз.·м⁻², біомаса – 114,575 ± 29,729 г·м⁻².

Таблиця 5

Характеристика кількісних показників основних таксономічних груп макрофауни літоконтуру в прибережній зоні острова Зміїного (2005 р.)

Таксономічна група	Кількість таксонів	Середня чисельність		Середня біомаса	
		екз.·м ⁻²	%	г·м ⁻²	%
Черви	12	1146 ± 211	1,1	28,521 ± 5,935	0,2
Молюски	4	34233 ± 4522	33,3	16229,833 ± 1082,890	98,1
Ракоподібні	20	67100 ± 9316	65,3	269,317 ± 33,152	1,6
Інші	2	363 ± 209	0,3	24,908 ± 8,093	0,1
Всього	38	102842 ± 11617	100,0	16552,579 ± 1090,455	100,0

Таблиця 6

Характеристика кількісних показників основних трофічних груп макрофауни літоконтуру в прибережній зоні острова Зміїного (2005 р.)

Трофічна група	Кількість таксонів	Середня чисельність		Середня біомаса	
		екз.·м ⁻²	%	г·м ⁻²	%
Сестонофаги	5	40008 ± 4242	38,9	16344,417 ± 1083,076	98,8
Детритофаги	11	3214 ± 431	3,1	5,763 ± 2,160	< 0,1
Хижаки	8	1162 ± 293	1,1	65,142 ± 15,426	0,4
Рослинно-детритоїдні	8	57733 ± 9763	56,2	135,266 ± 21,566	0,8
Фітофаги	5	721 ± 180	0,7	1,283 ± 0,283	< 0,1
Сестонофаги	1	4 ± 4	< 0,1	0,708 ± 0,708	< 0,1
Всього	38	102842 ± 11617	100,0	16552,579 ± 1090,455	100,0

Основу щільності (99,6%) і біомаси (99,9%) чужорідних видів формували *A. improvisus*.

ОМР і район острова Зміїного мають певні відмінності гідрологічного і гідрохімічного режимів, ступеня антропогенного і біологічного забруднення тощо, що відобразилося на якісному складі, різноманітності, чисельності, біомасі та інших показниках їх біот.

Усього у складі макрофауни обростання літоконтуру зареєстровано 71 таксон евригалінного морського комплексу: червів – 23, молюсків – 14, ракоподібних – 29, представників інших груп – 5. Видовий склад макрофауни в ОМР був в 1,5 рази більшим, ніж біля острова (табл. 7). Коефіцієнт спільності між ними склав 33,8%.

Середня чисельність макрофауни в ОМР була втричі меншою, ніж біля острова, а середня біомаса майже однаковою. В ОМР основу щільності (95%) і біомаси (98,4%) фауни формували 12 основних ($P \geq 50\%$) таксонів, біля острова Зміїний – 14 (99,1% і 99,7% відповідно). Спільними основними видами для обох районів були *M. lineatus*, *M. galloprovincialis*, *A. improvisus*, *M. palmata* і *A. ramondi*.

Серед таксономічних груп в ОМР за чисельністю переважали молюски, біля острова – ракоподібні, за біомасою – молюски. Серед трофічних груп за чисельністю в ОМР домінували сестонофаги, біля острова – рослинно-детритоїдні форми, за біомасою – сестонофаги. Індекс одноманітності харчової структури фауни обох районів був практично однаковим (0,96 і 0,97).

В ОМР найбільша середня щільність відзначена у молюска *M. lineatus* (48,7%), біля острова – у бокоплава *Ch. olivii* (49,3%). Основу біомаси обростання (94,4% в ОМР і 93,6% біля острова) формувала *M. galloprovincialis*. В ОМР її середня чисельність була в 2,4 рази меншою, ніж біля острова. За чисельністю (55,1% в ОМР, 63,5% біля острова) в популяції мідії переважала молодь довжиною до 10 мм. В ОМР частка кормових для риб мідій (≤ 20 мм) складала 2,3% від середньої біомаси мідій, біля острова – 6,5%. Середня біомаса кормової компоненти в ОМР була в два рази меншою, ніж біля острова. У її складі переважали молюски і ракоподібні.

Сумарна частка трьох найбільш характерних видів обростання макрофауни ПЗЧМ – *M. lineatus*, *M. galloprovincialis* і *A. improvisus* – в ОМР складала 83% чисельності і 98,3% біомаси, біля острова – 38,9% і 98,7%.

В ОМР зареєстровано сім видів-вселенців, біля острова – два. Основу їх щільності (97,2–99,6%) і біомаси (63,6–99,9%) формували *A. improvisus*.

Висновки

У складі макрофауни обростання літоконтуру зареєстровано 71 таксон евригалінного морського комплексу, в тому числі 57 – в Одеському морському регіоні (ОМР) і 38 – біля острова Зміїного. Середня чисельність макрофауни в ОМР була втричі меншою (34263 екз.·м⁻²), ніж біля острова (102842 екз.·м⁻²), а середня біомаса майже однако-

Таблиця 7

Порівняльна характеристика кількісних показників макрофауни обростання літоконтуру природного походження в прибережній зоні Одеського морського регіону (2012–2014 рр.) і острова Зміїного (2005 р.)

Показник	Одеський морський регіон	Острів Зміїний
Глибина відбору проб, м	3,0–10,7	1,0–15,0
Кількість таксонів, всього	57	38
в тому числі червів	19	12
моллюсків	13	4
ракоподібних	21	20
інших	4	2
Середня чисельність макрофауни, екз.·м ⁻²	34263	102842
в тому числі червів, %	4,3	1,1
моллюсків, %	74,0	33,3
ракоподібних, %	21,7	65,3
інших, %	< 0,01	0,3
Середня біомаса макрофауни, г·м ⁻²	14067,539	16552,579
в тому числі червів, %	0,1	0,2
моллюсків, %	97,6	98,1
ракоподібних, %	2,1	1,6
інших, %	0,2	0,1
Середня чисельність мідії, екз.·м ⁻²	7707	18458
Середня біомаса мідії, г·м ⁻²	13280,422	15487,917
Чисельність сестонофагів, %	83,2	38,9
рослинно-детритоїдних, %	4,4	56,2
Біомаса сестонофагів, %	98,5	98,8
рослинно-детритоїдних, %	0,1	0,8
Середня біомаса кормового бентосу, г·м ⁻²	1022,878	2044,754
в тому числі червів, %	1,0	1,4
моллюсків, %	69,5	85,4
ракоподібних, %	29,1	13,2
інших, %	0,4	–
Кількість таксонів епіфауни / інфауни	32 / 25	30 / 8
Чисельність епіфауни / інфауни, %	96,2 / 3,8	99,6 / 0,4
Біомаса епіфауни / інфауни, %	99,9 / 0,1	99,8 / 0,2
Кількість таксонів вагільних / сесильних форм	50 / 7	32 / 6
Чисельність вагільних / сесильних форм, %	17,0 / 83,0	60,7 / 39,3
Біомаса вагільних / сесильних форм, %	1,5 / 98,5	1,5 / 98,9
Вселенці, кількість видів	7	2
чисельність, %	12,1	5,8
біомаса, %	2,6	0,7

вою (14067,5 г·м⁻² і 16552,6 г·м⁻²). Основу щільності (95–99,1%) і біомаси (98,4–99,7%) фауни обох районів формували 12–14 основних ($P \geq 50,0\%$) таксонів.

В ОМР найбільша середня щільність відзначена у *M. lineatus* (48,7%), біля острова – у *Ch. olivii* (49,3%). Основу біомаси (94,4% в ОМР і 93,6% біля острова) формувала *M. galloprovincialis*.

Серед таксономічних груп за чисельністю в ОМР переважали моллюски (74%), біля острова – ракоподібні (65,3%), за біомасою – моллюски (97,6% і 98,1% відповідно). Серед трофічних груп за чисельністю в ОМР домінували сестонофаги (83,2%), біля острова – рослинно-детритоїдні

форми (56,2%), за біомасою – сестонофаги (98,5% і 98,8%). Індекс одноманіття харчової структури фауни обох районів був майже однаковим (0,96 і 0,97).

Середня біомаса кормової компоненти, у складі якої переважали моллюски і ракоподібні, в ОМР була в два рази меншою (1022,9 г·м⁻²), ніж біля острова (2044,8 г·м⁻²). В обох районах за кількістю таксонів (30–32), чисельністю (96,2–99,6%) і біомасою (99,8–99,9%) домінували представники епіфауни.

В ОМР знайдено сім видів-вселенців, біля острова – два. Основу їх щільності і біомаси формував *A. improvisus*.

Стан макрофауни літоконтуру обох досліджених районів, яка належить до біоценозу

M. galloprovincialis, можна характеризувати як стабільний та задовільний.

Список використаних джерел

1. Володкович Ю.Л. Методы изучения морского бентоса. *Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений*. Ленинград : Гидрометеиздат, 1980. С. 150–165.
2. Воробьев В.П. Бентос Азовского моря. *Труды АзЧерНИРО*. 1949. Вып. 13. 193 с.
3. Грезе И.И. Бокоплавы. Фауна Украины. Высшие ракообразные. Киев : Наукова думка, 1985. Т. 5. 172 с.
4. Зайцев Ю.П. и др. Биология прибрежных вод острова Змеиный. *Доповіді НАНУ*. 1999. № 8. С. 111–114.
5. Закутский В.П., Виноградов К.А. Макрозообентос. *Биология северо-западной части Черного моря*. Киев : Наукова думка, 1967. С. 146–157.
6. Киселева М.И. Бентос рыхлых грунтов Черного моря. Киев : Наукова думка, 1981. 168 с.
7. Лосовская Г.В. Экология полихет Черного моря. Киев : Наукова думка, 1977. 91 с.
8. Несис К.Н. Некоторые вопросы пищевой структуры морских биоценозов. *Океанология*. 1965. Т. 5. Вып. 4. С. 701–704.
9. Чухчин В.Д. Экология брюхоногих моллюсков Черного моря. Киев : Наукова думка, 1984. 174 с.
10. Vinogradov A.K., Bogatova Yu.I., Synegub I.A. Ecology of Marine Ports of the Black and Azov Sea Basin. Springer, 2018. 412 p.

References

1. Volodkovich, Yu.L. (1980). Metody izucheniya morskogo benthosa [Methods for the study of marine benthos]. *Rukovodstvo po metodam biologicheskogo analiza morskoy vody i donnykh otlozheniy – Guide to Methods for the Biological Analysis of Seawater and Bottom Sediments* (pp. 150-165). Leningrad: Gidrometeoizdat [in Russian].
2. Vorobyev, V.P. (1949). Benthos Azovskogo morya [Benthos of the Azov Sea]. *Trudy Azovsko-Chernomorskogo nauchno-issledovatel'skogo instituta morskogo ribnogo khozyaystva i okeanografii – Proceedings of the Azov-Black Sea Scientific Research Institute of Marine Fisheries Industry and Oceanography, issue 13* [in Russian].
3. Greze, I.I. (1985). Bokoplavy. *Fauna Ukrainy. Vysshiye rakoobraznyye [Amphipods. Fauna of Ukraine. Higher crustaceans]*. Vol. 5. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].
4. Zaitsev, Yu.P. et al. (1999). Biologiya pribrezhnykh vod ostrova Zmeinyi [The Biology of the Coastal Water of the Zmeiny Island (Black Sea)]. *Dopovidi NANU – Reports of the NAS Ukraine*, 8, 111–114 [in Russian].
5. Zakutskiy, V.P., & Vinogradov, K.A. (1967). Makrozoobentos [Macrozoobenthos]. *Biologiya severo-zapadnoy chasti Chernogo morya – Biology of the north-western part of the Black Sea* (pp. 146-157). Kyiv: Naukova dumka [in Russian].
6. Kiseleva, M.I. (1981). Benthos rykhlykh gruntov Chernogo morya [Benthos of soft sediments of the Black Sea]. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].
7. Losovskaya, G.V. (1977). *Ekologiya polikhet Chernogo morya [The ecology of polychaetes of the Black Sea]*. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].
8. Nesis, K.N. (1965). Nekotoryie voprosy pishchevoy struktury morskikh biotsenozov [Some questions of the food structure of marine biocenoses]. *Okeanologiya – Oceanology*, 4 (5), 701-704 [in Russian].
9. Chukhchin, V.D. (1984). *Ekologiya briukhonogikh molliuskov Chernogo morya [The ecology of gastropods of the Black Sea]*. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].
10. Vinogradov, A.K., Bogatova, Yu.I., & Synegub, I.A. (2018). *Ecology of Marine Ports of the Black and Azov Sea Basin*. Springer [in English].

COMPARATIVE CHARACTERISTICS OF MACROFAUNA FOULING OF LITHOCONTOUR OF ODESSA SEA REGION AND SNAKE ISLAND (BLACK SEA)

Synyogub I.A., Senior Researcher

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

Kudrenko S.A., Junior Researcher

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

Rybalko A.O., Junior Researcher

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

The data on composition and indices of quantitative development of invertebrates' macrofauna in the fouling of lithocontour of natural origin in the coastal zone of Odessa sea region (OSR) and Snake Island in 2005–2014 are presented.

A total of 71 taxa were registered: 57 – in OSR and 38 – near island. In OSR the average density of macrofauna was 34,263 ind. $\cdot$ m⁻², biomass – 14,067.5 g $\cdot$ m⁻²; near island – 102,842 ind. $\cdot$ m⁻² and 16,552.6 g $\cdot$ m⁻². Among taxonomic groups molluscs were quantitatively dominant in OSR (74.0%) and crustaceans near island (65.3%); while molluscs formed most of biomass at both sites (97.6% and 98.1% respectively). The bulk of fauna biomass (94.4% in OSR, 93.6% near island) was formed by *Mytilus galloprovincialis*. Among the trophic groups sestonophages dominated on quantity (83.2%) and biomass (98.5%) in OSR; whereas near island phyto-detritophages dominated on quantity (56.2%) and sestonophages on biomass (98.8%). The average biomass of food component for fish was two times higher near island than in OSR and its basis (69.5–85.4%) was formed by molluscs. Seven invasive species were found in OSR and two near Snake Island. The basis of their quantity and biomass was formed by *Amphibalanus improvisus*.

The state of lithocontour fouling of macrofauna belonging to *Mytilus galloprovincialis* biocenosis could be characterized as stable and satisfactory.

Key words: macrofauna, lithocontour fouling, Odessa sea region, Snake Island, Black Sea.

**БАГАТОРІЧНІ ЗМІНИ БІОМАСИ *NOCTILUCA SCINTILLANS*
(MACARTNEY) KOFOID & SWEZY, 1921, DINOPHYCEAE,
NOCTILUCALES) В ОДЕСЬКОМУ
ТА ДУНАЙСЬКОМУ РАЙОНАХ ЧОРНОГО МОРЯ
ЯК ПОКАЗНИКА ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА**

Харитоновна Ю.В. – аспірант, інж.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

kharytonova_julia@ukr.net

Набокін М.В. – завідувач сектору гідробіологічних досліджень

Український науковий центр екології моря

m.nabokin1@gmail.com

Дядичко В.Г. – к.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

wasajzdiadel@gmail.com

Оцінка якості води є ключовим завданням будь-яких заходів у галузі водокористування та проведення природоохоронних дій у водоймах. Організми зоопланктону є чутливими до змін у навколишньому середовищі та можуть використовуватися в якості показників екологічного стану водних екосистем. Одним із таких організмів є гетеротрофна динофлагеллята *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy, 1921, Dinophyceae, Noctilucales. *N. scintillans* є компонентом мезозоопланктону Чорного моря, що не входить до кормової бази риб-планктофагів та характеризується коротким життєвим циклом. Через це вона отримує перевагу в евтрофних умовах та може використовуватися як індикатор підвищення трофності водойми. Для визначення якості досліджуваних акваторій Чорного моря був використаний показник біомаси ночесвітки *N. scintillans* (%) від загальної біомаси зоопланктону. Починаючи з 1970-х років (періоду гіперевтрофікації) і по 2010-ті роки, % біомаси *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону в Чорному морі з кожним роком зменшувався з 60% до 10% в Одеському регіоні (Дніпро-Бузький район) та з 90% до 15% в Дунайському районі. Такі зміни свідчать про зменшення впливу негативного чинника евтрофікації та показують позитивні зміни в кормовій базі промислових риб-планктофагів та екологічному стані акваторії Чорного моря в цілому. Екологічний стан якості (ДЕС/НеДЕС) визначали в таких районах Чорного моря: північно-західні затоки Чорного моря, глибоководний шельф, шельфова зона та авандельта Дунаю. «Добрий» екологічний стан (ДЕС) за показником % *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону спостерігався в усіх досліджуваних акваторіях Північно-західної частини Чорного моря, так як відсоткова доля *N. scintillans* від загальної біомаси не перевищувала 30%.

Ключові слова: зоопланктон, *N. scintillans*, моніторинг, якість води, Чорне море.

Вступ

Оцінка якості води є ключовим завданням будь-яких заходів у галузі водокористування та проведення природоохоронних дій у водоймах (Vorja et al. 2006). Організми зоопланктону використовуються в якості показників стану водних екосистем та в системі моніторингу якості водного середовища (Kovalev et al. 1998).

Протягом останніх кількох десятиріч років екосистема Чорного моря зазнала суттєвих змін внаслідок антропогенного евтрофування, проникнення чужорідних видів та інших факторів (Zaitsev 1992; Воробьова та ін. 2017). Гетеротрофна динофлагеллята *N. scintillans* є компонентом мезозоопланктону

Чорного моря, який не входить до кормової бази риб-планктофагів, характеризується коротким життєвим циклом та через це отримує перевагу в евтрофних умовах (Fonda Umani et al. 2004; Крылов 2008). *N. scintillans* відіграє важливу роль у пелагічному угрупованні Чорного моря, спричиняючи цвітіння, коли його чисельність досягає мільйонів клітин на кубічний метр, перевищуючи загальну чисельність кормового мезозоопланктону (Александров, Берлинский 1982). Збільшення чисельності та біомаси *N. scintillans* частіше спостерігається влітку і може призвести до появи яскраво рожево-червоного або помаранчевого кольору води (Turkoglu 2013; Aytan, and Şentürk 2018).

Цей всеїдний вид інтенсивно споживає широкий спектр частинок їжі – від дрібних джгутикових і кокколитофорид (<5 мкм) до великих діатомових водоростей, яєць копепод і науплій (200 мкм і більше) та може успішно конкурувати за їжу з іншими мезозoopланктерами, що призводить до зменшення їхньої чисельності (Nawata, and Sibaoka 1983; Nikishina, Drits, and Vasilyeva 2011). Традиційно розподіл *N. scintillans* вивчається разом із мезозoopланктоном через його всеїдність та великі розміри (250–950 мкм) (Заика 2005). У перерахунку на суху та вуглецеву біомасу *N. scintillans* рідко перевищує 10% від загальної біомаси мезозoopланктону Чорного моря, при цьому сира біомаса може становити від 75% до 99% (Полищук, и Настенко 2006).

Основні зміни в угрупованні зоопланктону в північно-західній частині Чорного моря в XX та на початку XXI століть були охарактеризовані науковцями (Полищук, и Настенко 2006). Вони поділили історію розвитку пелагічної екосистеми на 3 періоди: період «екологічної норми» (до антропогенної евтрофікації, до 1970 року), період евтрофікації і гіперевтрофікації (1970–2004 рр.) та період деєвтрофікації і встановлення нової «екологічної норми» (з 2005 року). Перший період характеризувався домінуванням *Soropoda* ($\geq 45\%$ від загальної біомаси зоопланктону) і такими значеннями біомаси зоопланктону: навесні 150–400 мг/м³, влітку 350–900 мг/м³, восени – 150–350 мг/м³. Відсоток *N. scintillans* у загальній біомасі не перевищував 30%. Протягом другого періоду відсоток *Soropoda* зменшився, частка *N. scintillans* збільшилась до 95–98%, а загальна біомаса зоопланктону зросла у 9–28 разів. Третій період характеризується зменшенням загальної біомаси зоопланктону та відсотку *N. scintillans* та збільшенням відсотку *Soropoda* (Полищук, и Настенко 2006; Харитоновна, Набокін, та Дядичко 2020; Харитоновна, та Дядичко 2020).

Розвиток зоопланктону в Північно-західній частині Чорного моря залежить від гідрохімічних умов і особливостей гідрологічного режиму акваторії, які визначаються водообміном з відкритою частиною моря, впливом річкового стоку Дніпра, Південного Бугу та Дунаю і наявністю антропогенних джерел забруднення в прибережній зоні (Зайцев, Александров, и Миничева 2006; Одесский ... 2017). Максимальні концентрації біогенних та органічних речовин в Одеському морському регіоні спостерігаються в районах розташування основних антропогенних джерел, серед яких найбільш потужними є станції біологічної очистки «Північна» і «Південна» (Одесский ... 2017). Саме в місцях стоків із цих станцій види-індикатори евтрофування (в тому числі і *N. scintillans*) досягають найбільшого розвитку (Полищук, и Настенко, 2006).

Метою роботи було визначення довгострокових змін біомаси *N. scintillans* та встановлення екологічного стану Північно-західної частини Чорного моря за її показником.

Матеріали та методи дослідження

Для встановлення екологічної якості та аналізу багаторічної динаміки біомаси ночесвітки були використані матеріали багаторічного моніторингу ДУ «Інститут морської біології НАН України» та Українського наукового центру екології моря (УкрН-ЦЕМ), який проводився за мережею станцій (рис. 1, 2), а також дані, що були зібрані в рамках міжнародного проекту «Emblas-plus» (Покращення екологічного моніторингу Чорного моря – обрані заходи) під час українсько-грузинських експедицій «National pilot monitoring studies» (NPMS) та «Joint Black Sea survey» (JBSS) протягом 2016, 2017 та 2019 років.

Згідно з вимогами та критеріями MSFD якість морської води можна розділити на два класи: «Добрий екологічний стан (ДЕС)» і «Не добрий екологічний стан (НеДЕС)», які відповідають наступним категоріям за п'ятибальною шкалою WFD: ДЕС – «відмінний та добрий стан» та НеДЕС – «задовільний, середній та поганий» відповідно (Borja et al. 2006; Directive 2008/56/EC).

Проби зоопланктону відбирали планктонною сіткою Джеді (отвір 0,1 м², розмір вічка мірошникового газу – 150 мкм). Деякі проби відбирали від верхньої межі гіпоксичного шару до поверхні води, інші збирали від верхньої межі гіпоксичного шару до нижньої межі термокліну, від нижньої до верхньої межі термокліну та від верхньої межі термокліну до поверхні. Проби зоопланктону фіксували за допомогою 4% формальдегіду, забуференого до pH 8–8,2 динарійтетраборатом (бура) (Na₂B₄O₇ · 10H₂O) (1 частина 40% розчину формаліну та 9 частин водного зразку) та зберігали у пластикових контейнерах. У лабораторії проби концентрували до 100–200 мл. Обробку проб проводили за стандартними методами (Салазкин, Иванова, и Огородникова 1984). Розрахунок біомаси *N. scintillans* проводили із використанням камери Богорова під мікроскопом «МБС-9» (Салазкин, Иванова, и Огородникова 1984; Александров, и Харитоновна 2019).

Для визначення якості досліджуваних акваторій Чорного моря використовували показник біомаси ночесвітки *N. scintillans* (%) від загальної біомаси зоопланктону (Александров, и Харитоновна 2019). Ця метрика певною мірою є зворотним показником від відсоткової частки *Soropoda*, тому що їхні життєві цикли є найдовшими серед чорноморських зоопланктерів. Таким чином, вони зазнають негативного впливу в евтрофних умовах. Чим більше біомаса ночесвітки та її відсоткова частка від загальної біомаси зоопланктону, тим більш евтрофними

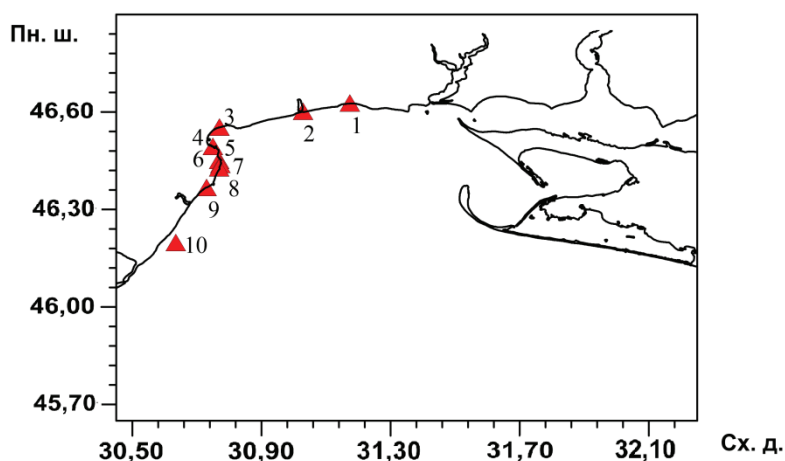


Рис. 1. Карта станцій збору проб зоопланктону в ході багаторічного моніторингу Одеського морського регіону

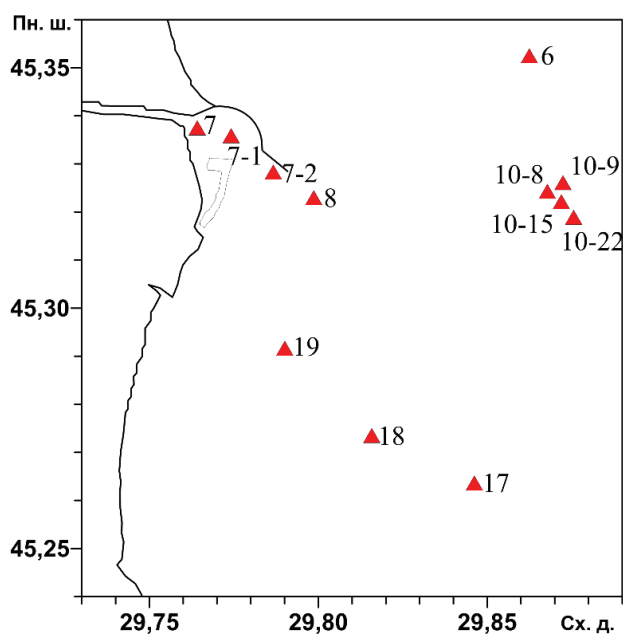


Рис. 2. Карта станцій збору проб зоопланктону в ході багаторічного моніторингу Дунайського регіону

є умови та тим гірший стан екосистеми в цілому. Для морських вод Чорного моря «добрим» (ДЕС) вважається стан угруповання зоопланктону, коли відсоткова частка *N. scintillans* від загальної біомаси не перевищує 30% (Stefanova et al. 2015; Харитонова, та Дядичко 2020).

Визначення порогових значень між «добрим» екологічним станом (ДЕС) та «поганим» екологічним станом (НеДЕС) у національних водах України проводили у таких районах Чорного моря: Одеський морський регіон (С3), північно-західні затоки Чорного моря (С3, С9), глибоководний шельф (Sh6), шельфова зона (Sh4) та авандельта Дунаю (Т1) (рис. 3).

Результати та обговорення

У ході роботи була розрахована частка *N. scintillans* (%) від загальної біомаси зоопланктону від 70-х років XX століття по 2019 рік в Одеському морському регіоні (табл. 1, рис. 4) та в районі авандельти Дунаю (табл. 2, рис. 5).

З рисунків 4 та 5 бачимо, що в усіх досліджуваних регіонах ПЗЧМ % *N. scintillans* від загальної біомаси має чітку тенденцію до зменшення. Найбільші значення в Одеському регіоні спостерігались від 70-х до 90-х років, коли ночесвітка сягала більше 60% від загальної біомаси зоопланктону. Починаючи з 2008 року ці показники не перевищували

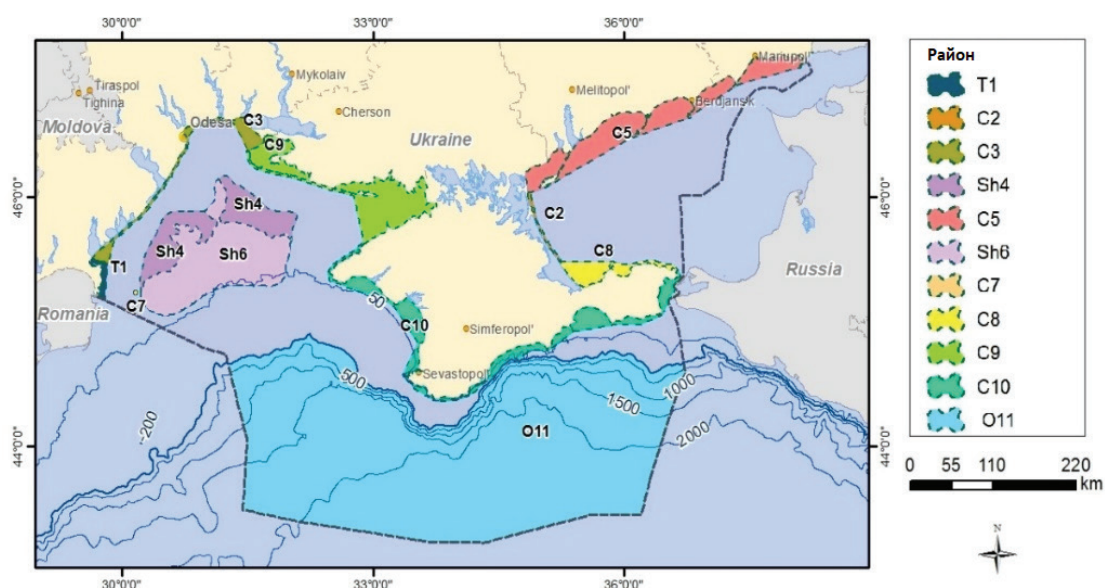
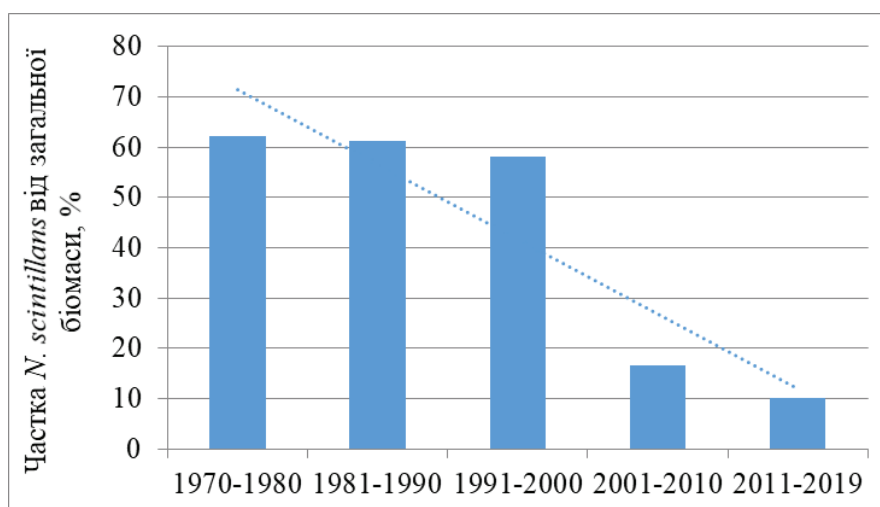


Рис. 3. Райони моніторингу Чорного моря в 2007–2019 рр. (Commission ... 2017)

Таблиця 1

Довгострокові зміни % біомаси *N. scintillans* від загальної біомаси в Одеському морському регіоні

Період, рр.	1970–1980 (Полищук, и Настенко 2006; Одесский ... 2017)	1981–1990 (Полищук, и Настенко 2006)	1991–2000 (Полищук, и Настенко 2006)	2001–2010 (Black Sea Water Quality Database)	2011–2019 (Black Sea Water Quality Database)
% <i>N. scintillans</i> від загальної біомаси зоопланктону	62,22	61,29	58,00	16,69	10,05
Загальна біомаса зоопланктону (мг/м ³)	1297,52	204,82	425,00	201,55	60,65

Рис. 4. Довгострокові зміни біомаси *N. scintillans* (%) від загальної біомаси в Одеському морському регіоні

Таблиця 2

Довгострокові зміни біомаси *N. scintillans* (%) від загальної біомаси в Дунайському регіоні
(база даних ДУ «Інститут морської біології НАН України»)

Період, рр.	1970–1980	1981–1990	1991–2000	2001–2010	2011–2019
% <i>N. scintillans</i> від загальної біомаси зоопланктону	90,28	75,17	13,09	43,98	15,53
Загальна біомаса зоопланктону (мг/м ³)	7 059,61	7 541,57	348,54	1 622,71	253,98

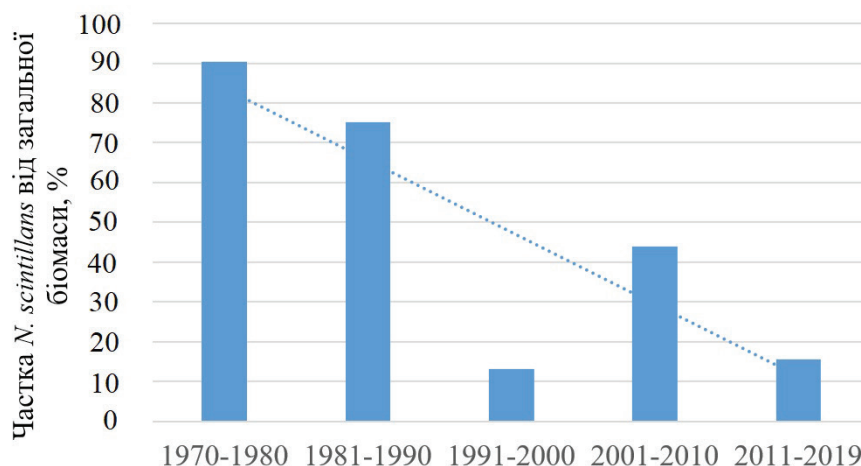


Рис. 5. Довгострокові зміни біомаси *N. scintillans* (%) від загальної біомаси в Дунайському регіоні

15% та в середньому складали 10,05%. Винятком є 2017 рік, коли спостерігався спалах її чисельності. Однак вже у наступному 2018 році показники біомаси *N. scintillans* повернулися до низьких значень та залишалися такими і у 2019 році. У Дунайському регіоні найбільші значення були в 70-х та 80-х роках, коли *N. scintillans* формувала від 70% до 90% біомаси зоопланктону. В 90-ті роки відсоток біомаси ночесвітки зменшився майже до 10%, але у 2000-х знов зріс приблизно до 40%. В 2011 році відсоток *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону впав і тримається майже на одному рівні – 15%.

Для визначення екологічного стану морських та прибережних вод відповідно до граничних значень знаходили максимальне, мінімальне та середнє значення біомаси *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону (%). За показником % біомаси ночесвітки від загальної біомаси визначили порогові значення та встановили екологічний стан якості досліджуваних акваторій Чорного моря (ДЕС та НеДЕС) (табл. 3).

Із 2007 по 2019 роки за показником % біомаси *N. scintillans* від загальної біомаси всі досліджувані акваторії Чорного моря показали «добрий» екологічний стан якості (ДЕС). Найбільше середнє значення біомаси ночесвітки спостерігалось у районі пів-

нічно-західних заток (27,6%), найменше – у водах шельфової зони та філофорного поля Зернова. У районі авандельти Дунаю спостерігалось найбільше багаторічне коливання біомаси ночесвітки.

За дослідженнями науковців (Снигирев и др. 2018) в 2016–2017 рр., за показником *N. scintillans* якість морського середовища Північно-західної частини Чорного моря була встановлена «високою», що також відображає покращення екологічного стану досліджуваної акваторії та зменшення рівня евтрофікації.

У 1986–1990 рр. в Чорному морі спостерігалось збільшення середньої біомаси фіто- та зоопланктону від 2 до 10 разів зі зміщенням у період максимальних значень (Zaitsev 1993; Kovalev et al. 1998). Збільшення чисельності та біомаси зоопланктону, більш ніж на порядок, було зумовлене розвитком *N. scintillans* (Зайцев, Александров, и Миничева 2006; Одесский ... 2017). За даними науковців (Полищук, и Настенко 2006) протягом 1981–1991 рр. *N. scintillans* становила 77% від чисельності та 97% від біомаси загального мезозоопланктону. У порівнянні з 1960-ми роками, з одного боку, зменшилось видове різноманіття зоопланктону, знизився розвиток окремих видів, а з іншого боку, через посилений розвиток практично одного виду (показника евтро-

Таблиця 3

Екологічний стан якості північно-західної частини Чорного моря за показником % біомаси ночесвітки *N. scintillans* від загальної біомаси в 2007–2019 рр. (бази даних ДУ «Інститут морської біології НАН України»)

№	Район	Біомаса <i>N. scintillans</i> , %			Екологічний стан
		Максимальна	Мінімальна	Середня	
1	Північно-західні затоки Чорного моря (С3, С9)	58,83	6,41	26,70	ДЕС
2	Одеський морський регіон (С3)	61,23	2,34	12,87	ДЕС
3	Глибоководний шельф (Sh6) (Філофорне поле Зернова)	56,2	0	15,48	ДЕС
4	Шельфова зона (Sh4)	60,12	0	14,93	ДЕС
5	Авандельта Дунаю (Т1)	99,26	0	18,76	ДЕС

фікації) – *N. scintillans* зросла чисельність і біомаса загального зоопланктону і частка некормового компонента (Полищук, и Настенко 2006).

У 2005–2013 рр. чисельність кормового зоопланктону зменшилася в 3–5,1 разів, некормового в 4,4–5,8 разів, відповідно біомаса – в 1,6–3,9 та 2–6,2 рази. Протягом 2013–2014 рр. регулярно спостерігалась присутність *N. scintillans*, що, незважаючи на порівняно невелику чисельність (екз./м³), мала значну перевагу за біомасою (80 мг/м³), що на багато перевершує середню біомасу таких масових таксонів як *Copepoda* і *Cladocera*, які мали досить високу чисельність серед інших. Отже, при малій середній чисельності *N. scintillans* займала одне з провідних місць за середньорічною біомасою серед усіх зазначених видів. Але починаючи з 2014 року місце *N. scintillans* займають реброплавці, тому це є ще одним фактором зменшення її біомаси та чисельності в наступні роки (Одеський ... 2017).

Згідно з історичними даними та матеріалами, зібраними під час виконання проекту «Emblas-plus», однією з тенденцій змін угруповання мезозоопланктону в Чорному морі є зменшення відсотку *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону. Це свідчить про зменшення впливу негативного чин-

ника евтрофікації та показує позитивні зміни в кормовій базі промислових риб-планктофагів та екологічному стані досліджуваних акваторій. Це добре узгоджується з висновками науковців (Полищук, и Настенко 2006) про те, що екосистема Чорного моря перебуває у стані деєвтрофікації та встановленні нової «екологічної норми».

Висновки

У період з 70-х років по 2019 рік в Одеському регіоні Чорного моря % *N. scintillans* від загальної біомаси зменшується від 62,22% до 10,05%, а в Дунайському – від 90,28% до 15,53%.

Найбільше середнє значення біомаси ночесвітки спостерігалось у районі північно-західних заток (27,6 %), найменше – у водах шельфової зони та філофорного поля Зернова. У районі авандельти Дунаю спостерігалось найбільше багаторічне коливання біомаси ночесвітки.

У 2007–2019 рр. «добрий екологічний стан» (ДЕС) за показником % *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону спостерігався в усіх досліджуваних районах Чорного моря (Одеському морському регіоні та Дунайському регіоні). Її середня частка від загальної біомаси зоопланктону не перевищувала 30%.

Список використаних джерел

1. Александров Б.Г., Берлинский Н.А. Использование *Noctiluca miliaris* Sur. для биоокеанографической индикации процесса эвтрофирования на примере северо-западной части Черного моря : тезы доклада II Всесоюзного Съезда океанологов, Севастополь, 1982. Вып. 5. Ч. 2. 5 с.
2. Александров Б.Г., Харитонов Ю.В. Імплементация Директиви ЕС про Морську стратегію для Державного моніторингу зоопланктону морських вод України : матеріали Всеукраїнської наукової конференції «Євроінтеграція екологічної політики України», 29-31 травня 2019 р. Одеса : ОДЕКУ, 2019. С. 28–37.
3. Зайцев, Ю.П., Александров, Б.Г., Миничева Г.Г. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. Киев, 2006. 701 с.
4. Заика, В.Е. Экология ноктилюки *Noctiluca scintillans* в Чёрном море. *Морской экологический журнал*. 2005. № 4(4). С. 42–47.
5. Салазкин А.А., Иванова М.Б., Огородникова В.А. Зоопланктон и его продукция. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Ленинград: ГосНИОРХ, 1984. 33 с.

6. Снигирев С.М. и др. Исследование мезозопланктона в Одесском заливе в 2016-2017 гг. *Вестник Харьковского национального университета имени В.Н. Каразина серия «Экология»*. 2018. № 19. С. 39–55. URL : <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2018-19-04>.
7. Крылов А.В. Зоопланктон равнинных малых рек / под ред. В.Т. Комова. Москва : Наука, 2008. 263 с.
8. 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.
9. Полищук Л.Н., Настенко Е.В. Мезо- и макрозоопланктон. *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология* / под редакцией Ю.П. Зайцева, Б.Г. Александрова, и Г.Г. Миничевой. Киев, 2006. С. 229–237.
10. Харитонов Ю.В., Дядичко В.Г. Аналіз екологічного стану північно-західної частини Чорного моря за показниками зоопланктону згідно зі стандартами Директиви ЄС про морську стратегію. *Матеріали конференції “Моніторинг та охорона біорізноманіття в Україні: тваринний світ”*. Серія: “*Conservation Biology in Ukraine*”. Київ, 2020. № 16(2). С. 221–229.
11. Харитонов Ю.В., Набокін М.В. Дядичко В.Г. Зоопланктон відкритої частини Чорного моря в 2016–2019 роки та оцінка якості водного середовища за його показниками. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. 2020. № 2(29) Т. 2. С. 87–94. URL : <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.2.14>.
12. Aytan U., Şentürk Y. Dynamics of *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy and its contribution to mesozooplankton in the Southeastern Black Sea. *Aquatic sciences and engineering*. 2018. № 33. P. 84–89. Doi:10.26650/ase201814.
13. Black Sea Water Quality Database. URL: <http://blackseadb.org/>.
14. Borja A., et. al. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk failing to achieve good ecological status. *Estuarine, coastal and shelf science*. 2006. № 66. P. 84–96. URL : <http://dx.doi.org/10.1016/j. ecss.2005.07.021>.
15. Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU C/2017/2901 ELI. URL : <http://data.europa.eu/eli/dec/2017/848/oj>.
16. DIRECTIVE 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC).
17. Fonda Umani, S., et al. *Noctiluca scintillans* Macartney in the Northern Adriatic Sea: long-term dynamics, relationships with temperature and eutrophication, and role in the food web. *Journal of Plankton Research*. 2004. № 26(5). P. 545–561. URL : <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh045>.
18. Kovalev A. et al. Long-term changes in the Black Sea zooplankton: the role of natural and anthropogenic factors. *Ecosystem modelling as a management tool for the Black Sea*. Kluwer academics publishing / in ed. L. Ivanov, T. Oguz. 1998. № 47(1). P. 221–235.
19. Nawata T., Sibaoka T. Experimental induction of feeding behavior in *Noctiluca miliaris*. *Protoplasma*. 1983. № 115. P. 34–42. URL : <https://doi.org/10.1007/BF01293578>.
20. Nikishina A.B., Drita A.V. Vasilyeva Y.V. Role of the *Noctiluca scintillans* population in the trophic dynamics of the Black Sea plankton over the spring period. *Oceanology*. 2011. № 51. P. 1029–1039. URL : <https://doi.org/10.1134/S0001437011060129>.
21. Stefanova K., Stefanova E., Doncheva V. A classification system for evaluation of ecological status of coastal marine waters in respect of zooplankton biological element of quality. *Proceeding of “Seminar of ecology – 2015 with international participation”*, Sofia, Bulgaria, 23–24 April, 2015. Sofia, 2015. P. 231–240.
22. Turkoglu M. Red tides of the dinoflagellate *Noctiluca scintillans* associated with eutrophication in the Sea of Marmara (the Dardanelles, Turkey). *Oceanologia*. 2013. № 55(3). P. 709–732. URL : <https://doi.org/10.5697/oc.55-3.709>.
23. Zaitsev Y.P. Recent changes in the trophic structure of the Black Sea. *Fisheries oceanography*. 1992. № 11. P. 80–189. URL : <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.1992.tb00036.x>.
24. Zaitsev Y.P. Impact of eutrophication on the Black Sea fauna, studies and reviews. General fisheries council for the Mediterranean. 1993. № 64. P. 63–86.

References

1. Aleksandrov, B.G., & Berlinskii, N.A. (1982). Ispolzovanie *Noctiluca miliaris* Sur. dlia biooceanograficheskoi indikatsii protseasa evtrofirovaniia na primere severo-zapadnoi chasti Chernogo moria [Using *Noctiluca miliaris* Sur. for bio-oceanographic indication of the eutrophication process on the example of the north-western part of the Black Sea]. Proceedings from II Vsesoyuznyiy S'ezd okeanologov – The second All-Union Congress of Oceanographers. (p. 5). Sevastopol [in Russian].
2. Aleksandrov, B.G., & Kharytonova, Yu.V. (2019). Implementatsiia Dyrektyvy ES pro morskuyu stratehiyu dlia derzhavnogo monitoryngu zooplanktonu morskikh vod Ukrainy [Implementation of the EU Marine Strategy Directive for state monitoring of zooplankton in the sea waters of Ukraine]. Proceedings from Vseukrainska naukova konferentsiia «Ievrointehratsiia ekolohichnoi polityky Ukrainy» – All-Ukrainian scientific conference «European integration of environmental policy of Ukraine». (28–37). Odessa: ODECU [in Ukrainian].

3. Aytan, U., & Şentürk, Y. (2018). Dynamics of *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy and its contribution to mesozooplankton in the Southeastern Black Sea. *Aquatic sciences and engineering*, 33, 84–89. Doi:10.26650/ase201814
4. Black Sea Water Quality Database. Retrieved from: <http://blackseadb.org/>.
5. Borja, A., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E. M., Uriarte, A., et al. (2006). The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk failing to achieve good ecological status. *Estuarine, coastal and shelf science*, 66 (1-2), 84–96. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2005.07.021>
6. Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU C/2017/2901 ELI. Retrieved from: <http://data.europa.eu/eli/dec/2017/848/oj>.
7. DIRECTIVE 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC).
8. Fonda Umani, S., Beran, A., Parlato, S., Virgilio, D., Zollet, T., De Olazabal, et al. (2004). *Noctiluca scintillans* Macartney in the Northern Adriatic Sea: long-term dynamics, relationships with temperature and eutrophication, and role in the food web, *Journal of plankton research*, 26 (5), 545–561. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh045>
9. Kovalev, A., Niermann, U., Melnikov, V., Belokopitov, V., Uysal, Z., Kideys, et al. (1998). Long-term changes in the Black Sea zooplankton: the role of natural and anthropogenic factors. Ivanov, L., & Oguz, T. (Eds.), *Ecosystem modelling as a management tool for the Black Sea*. (Vols. 47, 1), (pp. 221–235). Kluwer academics publishing.
10. Krylov, A.V. (2008). *Zooplankton ravninnykh malyykh rek [Zooplankton of small plains rivers]*. V. T. Komova (Ed.). Moscow: Nauka [in Russian].
11. Kharytonova, Yu.V., & Diadychko, V. H. Analiz ekolohichnoho stanu pivnichno-zakhidnoi chastyny Chornoho moria za pokaznykamy zooplanktonu zghidno zi standartamy Dyrektyvy YeS pro morsku stratehiyu [Analysis of the ecological status of the north-western part of the Black Sea according to zooplankton indicators in accordance with the standards of the EU Marine Strategy Directive]. Proceedings from conference «Monitorynh ta okhorona bioriznomanittia v Ukraini: tvarynniyi svit. Seriya: Conservation Biology in Ukraine» – «Monitoring and protection of biodiversity in Ukraine: wildlife. Series: Conservation Biology in Ukraine», (Vols. 16, 2), (pp. 221–229). Kiev-Chernivtsi: Druk-Art [in Ukrainian].
12. Kharytonova, Yu.V., Nabokin, M.V., Dyadichko, V.G. (2020). Zooplankton in the closed part of the Black Sea in 2016–2019 and the assessment of the water quality with indicators [Zooplankton vidkrytoi chastyny Chornoho moria v 2016–2019 roky ta otsinka yakosti vodnoho seredovyscha z yoho pokaznykamy]. *Naukovo-praktychnyi zhurnal «Ekolohichni nauky» – Science and practice journal «Ecological Sciences»*, 2, (29), 87–94. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.2.14> [in Ukrainian].
13. Nawata, T., & Sibaoka, T. (1983). Experimental induction of feeding behavior in *Noctiluca miliaris*. *Protoplasma*, 115, 34–42. <https://doi.org/10.1007/BF01293578>
14. Nikishina, A.B., Drits, A.V., Vasilyeva, Y.V. (2011). Role of the *Noctiluca scintillans* population in the trophic dynamics of the Black Sea plankton over the spring period. *Oceanology*, 51, 1029–1039. <https://doi.org/10.1134/S0001437011060129>
15. Vorobova, L.V., Kulakova, I.I., Synohub, I. O., Polishchuk, L. M., Nesterova, D. A., Bondarenko, O. S., et al. (2017). *Odeskyi rehion Chornoho moria: hidrobiolohiia pelahiali i bentali [Odessa region of the Black Sea: hydrobiology of pelagic and bental]*. Alexandrov B. G. (Ed.) Odesa: Astroprint [in Russian].
16. Polishchuk, L. N., Nastenka, E. V. Mezo – i makrozooplankton [Meso- and macrozooplankton]. Zaitsev Yu.P., Alexandrov B. G., Minicheva G.G. (Eds.) *Severo-zapadnaya chast Chernogo morya: biologiya i ekologiya – Northwest Black Sea: Biology and ecology*, (pp. 229–237). Kiev: Naukova Dumka [in Russian].
17. Salazkin, A.A., Ivanova, M.B., Ogorodnikova, V.A. (1984). *Metodicheskie rekomendatsii po sboru i obrabotke materialov pri gidrobiologicheskikh issledovaniyakh. Zooplankton i ego produktciia [Methodical recommendations for the collection and processing of materials in hydrobiological research. Zooplankton and its products]*. Leningrad: ZIN [in Russian].
18. Snigirev, S.M., Lyumkis, P.V., Medinets, V.I., Gazetov, E.I., Snigirev, P.M., Medinets, S.V., et al. (2018). Issledovanie mezozooplanktona v Odesskom zalive v 2016–2017 gg [Study of mesozooplankton in the Odessa Bay in 2016–2017]. *Vestnik Harkovskogo natsionalnogo universiteta imeni V.N. Karazina seriya «Ekologiya» – Bulletin of V. N. Karazin Kharkiv National University series «Ecology»*, 19, 39–55 [in Russian]. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2018-19-04>
19. Stefanova, K., Stefanova, E., Doncheva, V. A. (2015). A classification system for evaluation of ecological status of coastal marine waters in respect of zooplankton biological element of quality. Proceeding from *Seminar of ecology with international participation*. (pp. 231–240). Sofia.
20. Turkoglu, M. (2013). Red tides of the dinoflagellate *Noctiluca scintillans* associated with eutrophication in the Sea of Marmara (the Dardanelles, Turkey). *Oceanologia*, 55(3), 709–732. <https://doi.org/10.5697/oc.55-3.709>.
21. Zaika, V.E. (2005). Ekologiya noktiliuki *Noctiluca scintillans* v Chernom more [Ecology of the *Noctiluca scintillans* in the Black Sea]. *Marine Ecological Journal*, 4 (4), 42–47 [in Russian].

22. Zaitsev, Y.P. (1992). Recent changes in the trophic structure of the Black Sea. *Fisheries oceanography*, 11, 80–189. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.1992.tb00036.x>
23. Zaitsev, Y.P. (1993). Impact of eutrophication on the Black Sea fauna, studies and reviews. General fisheries council for the Mediterranean, 64, 63–86.
24. Zaitsev, Y.P., Alexandrov, B.G., Minicheva G.G. (2006). *Severo-zapadnaya chast Chernogo morya: biologiya i ekologiya [Northwestern part of the Black Sea: biology and ecology]*. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].

LONG-TERM CHANGE OF THE BIOMASS OF *NOCTILUCA SCINTILLANS* ((MACARTNEY) KOFOID & SWEZY, 1921, DINOPHYCEAE, NOCTILUCALES) IN THE ODESSA AND DANUBE AREAS OF THE BLACK SEA AS AN INDICATOR OF WATER QUALITY

Kharytonova Yu.V., Postgraduate Student, Engineer

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

Nabokin M.V., Head of Sector of Hydrobiological Studies

Ukrainian Scientific Center of Ecology of Sea
m.nabokin1@gmail.com

Dyadichko V.G., PhD, Senior Researcher

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

Water quality assessment is a key task of any measures in the field of water use, environmental management and environmental protection. Zooplankton organisms are sensitive to changes in the environment and can be used as indicators of the ecological status of aquatic ecosystems. One such organism is the heterotrophic dinoflagellate *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy, 1921, Dinophyceae, Noctilucales. *N. scintillans* is a component of the mesozooplankton of the Black Sea, which is not part of the forage base of planktophagous fish and is characterized by a short life cycle. Due to this, it has an advantage in eutrophic conditions and can be used as an indicator of increasing trophic levels of the reservoir. To determine the quality of the studied waters of the Black Sea was used the biomass index of *N. scintillans* (%) of the total biomass of zooplankton. In the period from the 1970s (hypertrophication period) to 2010, the % of *N. scintillans* biomass from the total biomass of zooplankton in the Black Sea decreased annually from 60% to 10% in Odessa region (Dnipro-Bug region) and from 90 % to 15% in the Danube region. Such changes indicate a decrease in the impact of the negative eutrophication factor and indicate positive changes in the feed base of industrial fish planktophages and the ecological status of the Black Sea. Ecological quality status (GES/NotGES) was determined in the following regions of the Black Sea: the north-western Gulf of the Black Sea, the deep-water shelf, the shelf area and the Danube Avandelta. “Good” ecological status (GES) % *N. scintillans* of total zooplankton biomass was observed in all research areas of the north-western part of the Black Sea, as the percentage of *N. scintillans* of total biomass did not exceed 30%.

Key words: zooplankton, *N. scintillans*, monitoring, water quality, Black Sea.

ЗНАХІДКА МОРСЬКОЇ ЧЕРЕПАХИ В КАРКІНІТСЬКІЙ ЗАТОЦІ

Селюніна З.В. – к.б.н., доцент, с.н.с.

Чорноморський біосферний заповідник Національної академії наук України
scirtopoda@gmail.com

Ткаченко П.В. – н.с.

Чорноморський біосферний заповідник Національної академії наук України
tkachenko.bsbr@gmail.com

FINDING THE SEA TURTLE IN THE KARKINITSKY BAY

Selyunina Z.V., PhD, Associate Professor, Senior Researcher

Black Sea Biosphere Reserve of the National Academy of Science of Ukraine
scirtopoda@gmail.com

Tkachenko P.V., Researcher

Black Sea Biosphere Reserve of the National academy of science of Ukraine
tkachenko.bsbr@gmail.com

У Каркінітській затоці Чорного моря в 3-х км на південь від о-ва Джарилгач (45,9815°N, 33,0181°E) 25 вересня 2020 року була відловлена морська черепаха (родина Cheloniidae) – логерхед, або головаста черепаха *Caretta caretta* Linnaeus, 1758. Довжина карапаксу цієї особини сягала приблизно 75 см, маса – 38 кг, вона має 5 пар реберних щитків (рис. 1).

Логерхед занесений до Червоного списку МСОП (IUCN Red List, 2012) як вразливий вид (VU) та до списку Конвенції про міжнародну торгівлю видами дикої флори та фауни, що перебувають під загрозою зникнення (The Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES (додаток 1)).

Caretta caretta L. має космополітичне поширення. Майже всі місця розмноження знаходяться в помірних та субтропічних широтах, а найближчий район постійного мешкання даного виду – Середземне море (Банников и др. 1977, <https://ru.wikipedia.org/wiki>).

У Чорному морі перебування логерхеда носить випадковий характер: відомі знахідки біля південно-західного узбережжя Чорного моря біля берегів Болгарії, в Керченській протоці (Тараненко 1963; Пестов, Клетной 2012; Харин 2008; <https://dic.academic.ru/dic.nsf/ruwiki/1335487>).

Вид знаходиться під загрозою через випадковий вилов тралами, руйнування місць розмноження на узбережжях, через рекреацію, укріплення берегів, будівництво. Імовірно, логерхед заплив до Каркінітської затоки в пошуках нових місць для розмноження. Для відкладання яєць морські черепахи надають перевагу піщаним пляжам. У межах узбережжя Каркінітської затоки цим умовам відповідають о-в Тендрівська коса (яка майже повністю входить до складу Чорноморського біосферного заповідника Національної академії наук України) та о-в Джарилгач (який входить до складу Національного природного парку «Джарилгацький» Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України).

Даний логерхед після фотографування та зважування був випущений у море в тому ж районі, де й був відловлений.

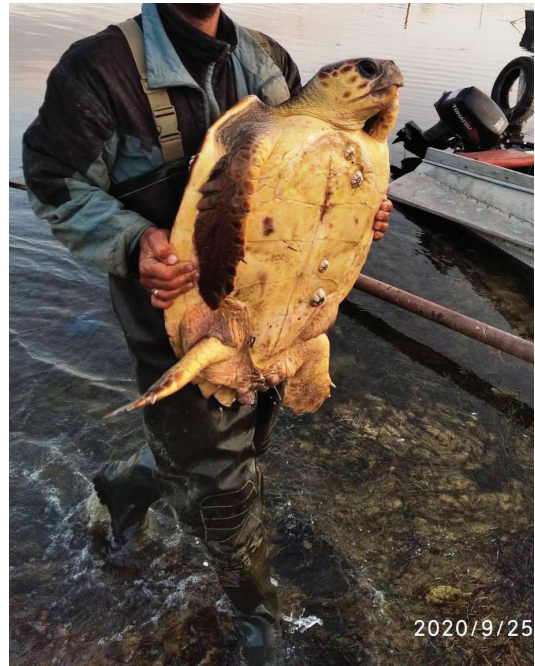


Рис. 1. Логерхед, якого було відловлено в Чорному морі в Каркінітській затоці поблизу о. Джарилгач

Список використаних джерел

1. Банников А.Г., Даревский И.С., Ищенко В.Г., Рустамов А.К., Щербак Н.Н. Определитель земноводных и пресмыкающихся фауны СССР. Москва : «Промсвещение». 1977. 230 с.
2. Пестов М.В., Клетной М.В. Обнаружение логгерхеда (*Caretta caretta*) у российских берегов Чёрного моря. *Современная герпетология*. 2012. Т. 12 (3/4). С. 158–159.
3. Тараненко Н.Ф. Зеленая черепаха в Керченском проливе. *Природа*. 1963. Т. 9. С. 115–116.
4. Харин В.Е. Рептилии. Биота Российской вод Японского моря. Под ред. акад. А.В. Адрианова. Владивосток : Дальнаука. 2008. С. 29–30.
5. URL : <https://ru.wikipedia.org/wiki/%D0%9B%D0%BE%D0%B3%D0%B3%D0%B5%D1%80%D1%85%D0%B5%D0%B4> (20.11.2020).
6. IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 2012, iv 32 pp. (03.02.2021).

References

1. Bannikov A.G., Darevsky I.S., Ishchenko V.G., Rustamov A.K., Shcherbak N.N. (1977). *Opredelitel zemnovodnich i precmikayuchihsya fauni SSSR. [Keys to amphibians and reptiles of the fauna of the USSR]*. Moscow: "Education". 230 p. [In Russian].
2. Pestov M.V., Kletnoy M.V. (2012). Obnaruschenie loggerheda (*Caretta caretta*) u beregov Chornoro morja. [Discovery of a loggerhead (*Caretta caretta*) of the Russian shores of the Black Sea]. *Sovremennaiia gerpetologiiia – Present herpetology*, 12 (3/4). pp. 158–159. [In Russian].
3. Taranenko N.F. (1963). Zelenaja cherepaha v Kerchenskom prolive. [Green turtle in the Kerch Strait]. *Priroda – Nature*, 9. pp. 115–116. [In Russian].
4. Kharin V.E. (2008). *Reptilii. Biota Rossiiskih vod Yaponskogo morja. [Reptiles. Biota of Russian waters of the Japan Sea]*. Ed. acad. A.V. Adrianova. Vladivostok: Dalnauka. pp.29-30. [In Russian].
5. <https://ru.wikipedia.org/wiki/%D0%9B%D0%BE%D0%B3%D0%B3%D0%B5%D1%80%D1%85%D0%B5%D0%B4> (20.11.2020).
6. IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 2012, iv 32 pp. (03.02.2021).

Наукове періодичне видання

МОРСЬКИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

MARINE
ECOLOGICAL
JOURNAL

МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ

Том XV
ном. 1 • 2021

Коректура • Ізак В. В.
Комп'ютерна верстка • Ковальчук Ю. В.

Формат 60x84/8. Гарнітура Times New Roman.
Папір офсет. Цифровий друк. Ум.-друк. арк. 10,70.
Підписано до друку 25.06.2021.
Замов. № 0721/244. Наклад 100 прим.

Видавництво і друкарня – Видавничий дім «Гельветика»
65101, Україна, м. Одеса, вул. Інглєзі, 6/1
Телефон +38 (048) 709 38 69, +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 6424 від 04.10.2018 р.

Scientific publication

MARINE ECOLOGICAL JOURNAL

**МОРСЬКИЙ
ЕКОЛОГІЧНИЙ
ЖУРНАЛ**

**МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ**

**Vol. XV
No. 1 • 2021**

Format 60x84/8. Times New Roman Font.
Offset. Digital printing. Conventional printed sheet 10,70.
Passed for printing: 25.06.2021.
Order № 0721/244. Edition of 100 copies.

Publishing House “Helvetica”
65101, Ukraine, Odessa, st. Englezi, 6/1
Phone +38 (048) 709 38 69, +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.ua
Certificate of publishing entity
ДК № 6424 as of 04.10.2018