

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ імені І. І. МЕЧНИКОВА
Біологічний факультет
Кафедра зоології, гідробіології та загальної екології

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ХАРИТОНОВА ЮЛІЯ ВАДИМІВНА

УДК 574.52

ДИСЕРТАЦІЯ
ВИКОРИСТАННЯ ЗООПЛАНКТОНУ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ ЯКОСТІ
МОРСЬКИХ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД НА ПРИКЛАДІ ПІВНІЧНО-
ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

091 «Біологія»

09 «Біологія»

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії
Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ Ю. В. Харитонova

Науковий керівник: Дядичко Василь Геннадійович,
кандидат біологічних наук

Одеса – 2023

АНОТАЦІЯ

Харитонова Ю. В. Використання зоопланктону для визначення якості морських прибережних вод на прикладі північно-західної частини Чорного моря. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 091 «Біологія» – Одеський національний університет імені І. І. Мечникова, Одеса, 2023.

Дисертація присвячена вивченню багаторічних змін та сучасного стану зоопланктону північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧМ), а також встановленню екологічного стану прибережних, транзитних та морських вод північно-західної частини Чорного моря.

Проаналізовані багаторічні (з 1955 по 2019 рік) зміни таксономічного складу та кількісних показників зоопланктону у прибережних, шельфових та відкритих водах української частини Чорного моря.

Виявлено, що у 2019 році в прибережній частині ПЗЧМ таксономічний склад зоопланктону був більш різноманітним (49 таксонів), у порівнянні з 2016 (35 таксонів) та 2017 роками (39 таксонів). Середня чисельність та біомаса зоопланктону у 2019 році ($19641,8 \pm 3508,2$ екз. \cdot м⁻³ та $281,1 \pm 54,8$ мг \cdot м⁻³) була подібною до 2016 року ($10299,1 \pm 2058,2$ екз. \cdot м⁻³ та $182,6 \pm 54,8$ мг \cdot м⁻³) та набагато вищою, ніж у 2017 році ($1713,9 \pm 406,5$ екз. \cdot м⁻³ та $29,9 \pm 14,6$ мг \cdot м⁻³).

Проведено історичний аналіз основних індикаторних показників зоопланктону: загальної біомаси зоопланктону, біомаси та чисельності *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy, 1921, а також веслоногих ракоподібних (Copepoda) та їх основних представників: *Oithona davisae* Ferrari F.D. & Orsi, 1984, *Acartia clausi* Giesbrecht, 1889 та *Acartia tonsa* Dana, 1849 як основних компонентів кормового зоопланктону.

Виявлено, що в ПЗЧМ з 1955 по 2019 рік найбільші показники біомаси зоопланктону спостерігались в період найбільшої евтрофікації з 1970 по 1980 рік. Тільки з 2000-х років спостерігалось зменшення загальної біомаси зоопланктону.

Біомаса веслоногих ракоподібних була майже на одному рівні і практично не змінювалась з 1970 по 2000 рік, а з 2011 року значно зросла. Найбільші значення біомаси *N. scintillans* спостерігались від 70-х до 90-х років, коли її частка сягала понад 60–70% від загальної біомаси зоопланктону. Починаючи з 2008–2011 років цей показник не перевищував 10% в Одеському та 15% – в Дунайському регіонах Чорного моря.

Виявлено, що загальна біомаса зоопланктону та частка *N. scintillans* від загальної біомаси зменшились в ПЗЧМ, а частка *Copepoda* – збільшилась. Ці тенденції свідчать про позитивні зміни в кормовій базі промислових риб-планктофагів та покращенню екологічного стану досліджувальних акваторій.

Уперше для України була розроблена класифікація порогових значень (thresholds value) інтегрального показника зоопланктону для оцінки екологічного стану транзитних, прибережних та морських екосистем. Для досліджуваних акваторій ПЗЧМ (9 районів та всіх біологічних сезонів) був встановлений екологічний статус-клас за п'ятьма категоріями від відмінного (high) до поганого (bad) відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС (WFD).

Оцінено екологічний стан досліджуваних акваторій ПЗЧМ у 2004–2019 роках згідно з вимогами Директиви про Морську Стратегію (MSFD 2008/56/EC) за окремими метриками зоопланктону. За показниками загальної біомаси зоопланктону та частки *Copepoda* (%) від загальної біомаси зоопланктону добрий екологічний стан (GES) виявлено тільки в водах заток північно-західної частини Чорного моря та в авандельті Дунаю, всі інші акваторії показали поганий екологічний стан (NotGES). За показником частки *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону добрий екологічний стан спостерігався в усіх досліджуваних регіонах Чорного моря.

Оцінено екологічний стан за інтегральним показником зоопланктону. Встановлено, що у 2004–2019 роках Придунайсько-Дністровські прибережні води мали найвищий клас екологічного статусу, порівняно з іншими акваторіями ПЗЧМ.

У прибережних водах ПЗЧМ у 2016, 2017 та 2019 роках більшість акваторій мали поганий екологічний статус-клас, крім Дунайського регіону. Шельфові та відкриті води у 2016 році показали поганий клас екологічного статусу, а у 2017 та 2019 роках – відмінний.

Виявлено, що в останні роки дослідження екологічний стан прибережних, транзитних та морських акваторій значно покращився, що узгоджується зі встановленням «нової екологічної норми» в ПЗЧМ.

Надані рекомендації щодо проведення національного моніторингу транзитних, прибережних та морських екосистем України з використанням інтегрального показника зоопланктону. Також запропоновані практичні рекомендації використовуються для визначення екологічного стану водних екосистем в інших країнах Європейського Союзу та країнах-учасниках «EMBLAS-plus».

Ключові слова: зоопланктон, мезозоопланктон, *Copepoda*, *N. scintillans*, північно-західна частина Чорного моря, гідробіологічний моніторинг, біомаса, чисельність, таксономічний склад, екологічний стан, біологічне різноманіття, якість вод, прибережні, транзитні та морські води, Водна Рамкова Директива ЄС.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у фахових наукових виданнях України

1. Харитонова, Ю.В. (2019), «Аналіз перехідних вод Українського шельфу Чорного моря за показниками зоопланктону (на прикладі дельти Дунаю)», *Вісник Одеського Національного Університету. Серія: Біологія*, 2(45), с. 88–96. DOI: [https://doi.org/10.18524/2077-1746.2019.2\(45\).185642](https://doi.org/10.18524/2077-1746.2019.2(45).185642)

2. Харитонова, Ю.В., Набокін, М.В. та Дядичко, В.Г. (2020), «Зоопланктон відкритої частини Чорного моря в 2016-2019 роках та оцінка якості водного середовища за його показниками», *Екологічні науки*, 2(29), с. 87–94. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.2.14>. (Особистий внесок здобувача

– аналіз отриманих даних, встановлення якості водного середовища, написання частини тексту).

3. **Kharytonova, Y.V., Nabokin, M.V., Mgeladze, M.M., Vadachkoria, P.A. and Dyadichko, V.G. (2021), «Current state and long-term changes in the mesozooplankton community of the Ukrainian and Georgian parts of the Black Sea as indicators of its ecological status», *Biosystems diversity*, 29 (1), pp. 47–58. DOI: <https://doi.org/10.15421/012107> **Scopus, Web of Science.** (Особистий внесок здобувача – аналіз висхідних даних, встановлення якості водного середовища, написання частини тексту, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку).**

4. **Харитоновна, Ю.В., Набокін, М.В. та Дядичко, В.Г. (2021), «Багаторічні зміни біомаси *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy, 1921, Dinophyceae, Noctilucales в Одеському та Дунайському районах Чорного моря як показника якості водного середовища», *Морський екологічний журнал*, 15(1), с. 79–87. DOI: <https://doi.org/10.47143/1684-1557/2021.1.08> (Особистий внесок здобувача – аналіз отриманих даних, встановлення екологічного стану якості, написання частини тексту).**

Статті в зарубіжних виданнях

5. **Kharytonova, Yu.V. and Nabokin, M.V. (2020), «Zooplankton of the north-western part of the Black sea in 2016-2019 and assessment of the quality of the environment by its indicators», in *Collective monograph «Scientific achievements of Ukraine and the EU in the field of natural sciences»*. Riga: Baltija Publishing, pp. 685–700. DOI: [10.30525/978-9934-588-73-0/2.16](https://doi.org/10.30525/978-9934-588-73-0/2.16) (Особистий внесок здобувача – аналіз даних, встановлення екологічного класу якості, написання частини тексту, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку).**

6. **Kharytonova, Yu.V. and Dyadichko, V.G. (2021), «Long-term changes of Copepoda (Crustacea) abundance and biomass in the Danube and Odessa regions of the Black sea as indicator of water quality», in *Collective monograph «European vector of development of the modern scientific researches: collective monograph»*. Riga: Baltija Publishing, pp. 22–41. DOI: <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-077-3-21>**

(Особистий внесок здобувача – аналіз даних, встановлення екологічного стану якості, написання частини тексту, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку).

Матеріали та тези доповідей конференцій, з'їздів

7. **Харитонова, Ю.В.** (2019), «Проблема виділення перехідних вод на українському шельфі Чорного моря на прикладі дельти Дунаю», *Матеріали науково-практичної конференції «Інноваційні пріоритети розвитку наукових знань»*, Київ, Україна, 29–30 березня 2019. Херсон: Молодий вчений, с. 35–37.

8. Александров, Б.Г. та **Харитонова, Ю.В.** (2019), «Імплементация Директиви ЕС про Морську стратегію для державного моніторингу зоопланктону морських вод України», *Матеріали Всеукраїнської наук. конф. «Євроінтеграція екологічної політики України»*. Одеса, Україна, 29–31 травня 2019. Одеса: ОДЕКУ, с. 28–37. (Особистий внесок здобувача – підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку).

9. **Kharytonova, J.V.** (2019), «Analysis of transitional waters on Ukrainian Black Sea shelf by zooplankton indicators (on the example of the Danube Delta)» in Aleksandrov, B.G. and Snigirova, A.A. (eds.) *International scientific conference, dedicated to 95th Anniversary of Academician of the NAS of Ukraine Yuvenaly Zaitsev «Achievements in studies of marginal effect in water ecosystems and their practical significance»: Book of abstracts*, Odessa, Ukraine 13–14 June 2019. Odessa-Istanbul, p. 32.

10. **Харитонова, Ю.В.** та Дядичко В.Г. (2020), «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*”, 16(2). Київ, Україна, 27 березня 2020. Київ-Чернівці: Друк-Арт, с. 221–229. (Особистий внесок здобувача – аналіз матеріалів, встановлення екологічного класу та якості водного середовища,

підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку, написання частини тексту).

11. **Харитоновна, Ю.В.** (2020), «Значення зоопланктону при моніторингу та визначення екологічного стану морських вод України за стандартами Директиви ЄС про Морську Стратегію», *Третя Міжнар. наук.-практ. конф. «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку»*, м. Херсон, Україна, 22–23 жовтня 2020. Херсон: «ОЛДІ-ПЛЮС», с. 802–805.

12. **Kharytonova, Yu.V.** and Dyadichko, V.G. (2021), «Dynamics of abundance and biomass of *Oithona davisae* (Ferrare F. D. & Orsi, 1984) in the Danube region in 2016-2019» in *Book of Abstracts of the 1st International Scientific Conference “Alien species of animals, fungi and plants in Belarus and neighboring countries”*, Minsk, Belarus, 23 March 2021. Minsk: BSU, pp. 18–19. (Особистий внесок здобувача – аналіз матеріалів, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку, написання частини тексту).

13. Дядичко, В.Г. та **Харитоновна, Ю.В.** (2021), «Обґрунтування кількісних показників стану транзитних вод за показниками зоопланктону», *Матеріали науково-практичної конференція «Теоретичні та практичні аспекти розвитку науки»*, м. Чернівці, Україна, 28–29 травня 2021. Херсон: Молодий вчений, с. 35–38. (Особистий внесок здобувача – аналіз матеріалів, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку, написання частини тексту).

Наукові звіти

14. Dyadichko, V., **Kharitonova, Y.**, Nabokin, M., Mgeladze, M., Korshenko, A., Shiganova, T., Anokhina, L., Litvin, A., Yasakova, O., Alexandrov, B. and Mikaelyan, A. (2022), «Zooplankton», in Slobodnik, J., Arabidze, M., Mgeladze, M., Korshenko, A., Mikaelyan, A., Komorin, V. and Minicheva, G. (eds.) *EMBLAS Final scientific report*. Dnipro: Seredniak T.K., pp. 58–90. (Особистий внесок здобувача – аналіз висхідних даних, встановлення якості водного середовища, написання частини тексту, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу).

SUMMARY

Kharytonova Yu. V. Usage of zooplankton for assesment of marine coastal water quality on the example of the northwestern part of the Black Sea. – Manuscript.

The PhD thesis in Biology by specialty 091 “Biology”. – Odesa I.I. Mechnikov National University, Odesa, 2023.

The dissertation has studied zooplankton long-term changes and its current state in the northwestern part of the Black Sea and established Black Sea coastal, transit and marine waters ecological state.

It has been analysed the long-term changes (1955–2019) of taxonomic composition and quantity indicators in the coastal, shelf and open waters of Ukrainian part of the Black Sea.

It has been found out that in 2019 the taxonomic composition of zooplankton in NWBS was more diverse (49 taxons) in comparison with 2016 (35 taxons) and 2017 (39 taxons). The average abundance and biomass of zooplankton in 2019 ($19641.8 \pm 3508.2 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$ and $281.1 \pm 54.8 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) was similar to 2016 ($10299.1 \pm 258.2 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$ and $182.6 \pm 54.8 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) and much higher than in 2017 ($1713.9 \pm 406.5 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$ and $29.9 \pm 14.6 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$).

It has been conducted historical analysis of the main zooplankton indicators: total biomass, biomass and abundance of *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy, 1921, biomass and abundance of Copepoda and their representatives as the main forage zooplankton components – *Oithona davisae* Ferrari F.D. & Orsi, 1984, *Acartia clausi* Giesbrecht, 1889 and *Acartia tonsa* Dana, 1849.

Observing zooplankton biomass highest indicators in NWBS in 1955–2019 it has been determined that its highest indicators took place in 1970–1980 during the period of greatest eutrophication. A decrease of the total biomass of zooplankton has been observed since the 2000s. The biomass of Copepoda was approximately at the same level at the above-mentioned period, it slightly underwent changes in 1970–2000 and

significantly increased from 2011 till present. The highest indicators of *N. scintillans* were observed in 1970–1990, when its part increased over 60–70% of the total biomass of zooplankton. In 2008–2011 this indicator had not exceeded 10% in Odessa and 15% – in Danube regions of the Black sea.

It has been found out that in NWBS total biomass of zooplankton and part of *N. scintillans* from zooplankton total biomass had decreased but part of Copepoda – had increased. These trends show about positive changes in forage base of industrial fish-plantophages and improving the ecological state of the research aquatories.

For the first time in Ukraine it has been created the threshold value scales of zooplankton integrated index to establish coastal, transit and marine ecosystems ecological state. The five categories of ecological status class, from high to bad in accordance with the requirements of the EU Water Framework Directive (WFD), was established for the investigated water areas (9 regions and all biological seasons).

It has been estimated the ecological state of all investigated water areas of NWBS in 2004–2019 by separate zooplankton metrics according to Directives of Marine Strategy (MSFD 2008/56/EC). Good ecological state (GES) was found out only in the waters of the north-western bays and the Danube Avandelta in accordance with total zooplankton biomass and Copepoda part (%) of the total zooplankton biomass indicators. All other waters had bad ecological state (NotGES). All investigated areas of the Black Sea had good ecological state in accordance with *N. scintillans* part of the total zooplankton biomass indicator.

It has been detected that in 2004–2019 ecological status class of the Danube-Dniester coastal waters was higher than in other Black Sea aquatorias.

It has been determined that in 2016, 2017 and 2019 most aquatorias in the coastal waters of the NWBS except the Danube region had bad ecological status class. Shelf and open waters of the NWBS had bad status in 2016 and they had high in 2017 and 2019.

It has been found out that ecological state of coastal, transit and marine ecosystems really had been improved et last years of research. It is proving the establishment of a «new ecological norm» in the NWBS.

Method of usage of zooplankton indicators has been recommended while providing Ukrainian coastal, transit and marine ecosystems national monitoring procedura. Abovementioned method and practical recommendations have been used to establish the quality of the aquatic ecosystem's Black sea coastal EU countries and «EMBLAS-plus» member countries.

Key words: *zooplankton, mesozooplankton, Copepoda, N. scintillans, north-western part of the Black Sea, hydrobiological monitoring, biomass, abundance, taxonomic composition, ecological state, biological diversity, water quality, coastal, transit and marine waters, EU Water Framework Directive.*

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ.....	13
ВСТУП.....	14
РОЗДІЛ I. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ.....	20
1.1. Гідрологічна, гідрохімічна характеристика Чорного моря та його геологічна історія	20
1.2. Фактори формування головних екологічних проблем Чорного моря.....	26
1.3. Гідробиологічні методи оцінки якості водного середовища.....	32
1.4. Загальна характеристика зоопланктону Чорного моря.....	36
1.5. Історія вивчення та формування зоопланктону Чорного моря.....	44
РОЗДІЛ II. МІСЦЕ, МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	57
2.1. Загальні особливості відбору та обробки проб зоопланктону.....	57
2.2. Визначення динаміки структурних показників зоопланктону в різних регіонах Чорного моря.....	62
2.3. Визначення сучасного стану зоопланктону в ПЗЧМ.....	63
2.4. Методологія встановлення екологічного статусу ПЗЧМ за показниками зоопланктону згідно з WFD та MSFD.....	65
2.5. Визначення порогових значень інтегрального показника зоопланктону в ПЗЧМ за стандартами WFD	68
2.6. Встановлення екологічного стану ПЗЧМ за індикаторними показниками зоопланктону.....	71
2.7. Встановлення екологічного статус-класу ПЗЧМ за інтегральним показником зоопланктону.....	75
РОЗДІЛ III. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ.....	76
3.1. Багаторічна динаміка структурних показників зоопланктону в	

ПЗЧМ	76
3.2. Сучасний стан зоопланктону в ПЗЧМ	88
3.3. Встановлення порогових значень інтегрального показника стану зоопланктону для визначення екологічного статус-класу ПЗЧМ.....	95
3.4. Визначення екологічного стану ПЗЧМ за окремими показниками зоопланктону.....	100
3.5. Визначення екологічного статус-класу ПЗЧМ за інтегральним показником зоопланктону.....	109
3.5.1. Визначення екологічного статус-класу прибережної частини ПЗЧМ	111
3.5.2. Визначення екологічного статус-класу шельфової зони та відкритих вод ПЗЧМ	115
ВИСНОВКИ.....	121
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	124
ДОДАТКИ.....	152

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

ПЗЧМ –	північно-західна частина Чорного моря
MSFD –	Marine Strategy Framework Directive (Морська Стратегія Водної Рамкової Директиви)
ЄС –	Європейський Союз
STD –	salinity-temperature-depth (солоність-температура-глибина)
ESC –	ecological status class (екологічний статус-клас)
GES –	good ecological status (добрий екологічний стан)
NotGES –	not good ecological status (недобрий екологічний стан)
TV –	thresholds value
EQR –	ecological quality ratio (відносна екологічна якість)
ЗВ –	забруднюючі речовини
B–	загальна біомаса зоопланктону, $\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$
Noc –	біомаса <i>N. scintillans</i> від загальної біомаси, %
Cop –	біомаса Copepoda від загальної біомаси, %
Jel –	біомаса желатілих (сцифоїдні і гідроїдні медузи, реброплови) від загальної біомаси, %
H –	індекс Шеннона за чисельністю, $\text{біт} \cdot \text{екз}^{-1}$
IZI (K_f) –	інтегральний показник зоопланктону

ВСТУП

Актуальність теми. Прибережні та відкриті води Чорного моря є національним здобутком, одним із важливих матеріальних ресурсів українського Причорномор'я. Усвідомлення екологічної цінності та значимості Чорного моря є підставою для розробки основних напрямів державної екологічної політики з підтримання, збереження та розвитку всіх його рідкісних природних багатств (Александров, 2008; Лоева та ін., 2008).

Особливе значення протягом останніх десятиліть приділяється вивченню життєздатності морських екосистем українського шельфу Чорного моря, що має велике значення для формування морських біоресурсів і рекреаційних зон. Таким чином, основна увага приділяється вивченню сучасного стану і тенденцій зміни структурних характеристик біоти в умовах антропогенного впливу (Александров, 2008; Alexandrov, 2016a; Alexandrov, Minicheva and Zaitsev, 2017).

За останні десятиліття Чорне море зазнало серйозну трансформацію своєї екосистеми. У порівнянні з його «здоровим станом» в 60-х роках минулого століття, змінилась інтенсивність евтрофікації, зменшилось біологічне різноманіття та рибні запаси (Дорофеев, Коротаев и Сухих, 2012). Крім кількісних варіацій біомаси в верхньому шарі моря, відбулися зміни і в сезонних циклах компонентів екосистеми. Ці зміни в морській екосистемі були викликані як кліматичними чинниками, так і появою нових видів. Надалі з середини 90-х років спостерігалось «одужання» екосистеми Чорного моря, яке на сучасному етапі набуває вид формування «нової екологічної норми» (Полищук и Настенко, 2006).

Антропогенний вплив різного типу, що викликає евтрофікацію та забруднення Чорного моря, змінює основні функціональні параметри всіх компонентів водної екосистеми (Дядичко та Харитоновна, 2021). Одним з найважливіших компонентів, структурно і функціонально пов'язаних з іншими, є угруповання зоопланктону, що відіграють важливу роль у пелагічному харчовому ланцюжку, оскільки зв'язують між собою первинних виробників органічних речовин (фітопланктон), бактеріопланктон та більш високі трофічні рівні (переважно риб) та швидко реагують на будь-які зміни навколишнього

середовища, а також є добрим екологічним показником стану водного середовища. Зоопланктон також відіграє значну екологічну роль у процесах самоочищення через живлення детритом, бактеріо- та фітопланктоном (Александров, 2016а).

Екологічні дослідження стали невід'ємною та обов'язковою частиною вивчення території України та прилеглих акваторій Чорного і Азовського морів, метою яких є, як правило, оцінка екологічного стану. Такі дослідження особливо актуальні для морської берегової зони, що відрізняється складною геологічною будовою, надзвичайним різноманіттям природних процесів і потужним антропогенним впливом (Рубцова, 2011; Alpenidze et al., 2013).

Новий підхід для визначення якості водного середовища передбачає більшу значимість біологічних показників, ніж хімічних, тому для більш детальної оцінки екологічного стану екосистем відповідно до Водної Рамкової Директиви (Water Frame Directive – WFD), використовують систему оцінки відносної екологічної якості за п'ятьма класами екологічного статусу: відмінний (high), добрий (good), помірний (moderate), посередній (poor) та поганий (bad) (DIRECTIVE 2000/60/EC 2000; Kazanci et al., 2010; Alexandrov, 2016a; Alexandrov et al., 2020). Тому є актуальним використання показників зоопланктону як індикаторів для встановлення екологічного стану морських та транзитних територіальних вод України відповідно до нормативів Водної Рамкової Директиви ЄС (WFD) та Директиви про Морську Стратегію (MSFD) (DIRECTIVE 2008/56/EC 2008).

Зв'язок роботи з науковими програмами. Основне дослідження відбувалось в рамках міжнародного проекту «EMBLAS-plus» (Покращення екологічного моніторингу Чорного моря – обрані заходи) за підтримкою Європейського Союзу, в ході якого відбувався моніторинг акваторій Чорного моря, проводився аналіз стану структурних показників зоопланктону та здійснювався аналіз екологічного стану прибережних морських та транзитних вод. А також в рамках наукової теми № 597 кафедри гідробіології та загальної екології біологічного факультету ОНУ імені І.І. Мечникова «Структура, функціонування і раціональне використання донних іхтіоценозів північно-

західної частини Чорного моря» (2020–2022 рр.) та наукових тематик ДУ «Інститут морської біології НАН України»: «Структурно-функціональна організація прибережних морських і лиманних екосистем в умовах трансформації річкового стоку» (постанова Бюро ВЗБ НАН України від 28.10.2015 №9, № державної реєстрації – 0116U000913) та «Закономірності формування продукційного потенціалу Азово-Чорноморських екосистем під впливом природних та антропогенних змін» (постанова Бюро ВЗБ НАН України від 29.09.2020 №5, № державної реєстрації – 0121U109750).

Мета і завдання роботи. Метою роботи було встановити екологічний стан акваторій північно-західної частини Чорного моря за показниками зоопланктону відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС та Директиви про Морську Стратегію.

Для досягнення мети були поставлені наступні **завдання**:

1. Проаналізувати багаторічну динаміку структурних показників угруповання зоопланктону ПЗЧМ з 1955 по 2019 рік з точки зору оцінки екологічного стану морських та транзитних акваторій.

2. Надати порівняльну оцінку різним структурним показникам зоопланктону ПЗЧМ в якості індикаторів екологічного стану морських та транзитних акваторій.

3. Розробити класифікаційну систему за п'ятьма категоріями для оцінки екологічного статус-класу за інтегральним показником зоопланктону для морських та транзитних вод України.

4. Оцінити екологічний стан та статус-клас морських, прибережних та транзитних вод ПЗЧМ за окремими індикаторами та інтегральним показником зоопланктону.

Об'єкт дослідження – зоопланктон північно-західної частини Чорного моря

Предмет дослідження – структурні показники зоопланктону та їх значення для оцінки якості ПЗЧМ.

Методи дослідження – стандартні методи гідробиологічних досліджень та статистичні методи обробки цифрового матеріалу, а також методика встановлення інтегрального показника зоопланктону.

Наукова новизна отриманих результатів. Уперше у системі моніторингу вод України був використаний інтегральний показник зоопланктону, а також запропонована та впровадження методика оцінки екологічного стану морських та транзитних вод України на прикладі ПЗЧМ та авандельти Дунаю. Уперше для цих акваторій визначений екологічний статус-клас за п'ятьма категоріями, що зазначені у Водній Рамковій Директиві ЄС (відмінний, добрий, помірний, посередній та поганий екологічний статус-клас). Уперше після 2006 року проведений аналіз багаторічної динаміки структурних показників зоопланктону у ПЗЧМ.

Практичне значення отриманих результатів. Результати дисертаційної роботи впроваджені в систему національного моніторингу України (Александров та Харитонова, 2019b), а також в інших країнах – учасників проєкту «EMBLAS-plus».

Особистий внесок здобувача. Проаналізовані багаторічні зміни структурних показників зоопланктону ПЗЧМ з 1955 по 2019 рік за архівними літературними даними та матеріалами ДУ «Інституту морської біології НАН України». Для транзитних вод, зокрема для авандельти Дунаю була розроблена система оцінки екологічного статус-класу за п'ятьма категоріями за інтегральним показником стану зоопланктону. Разом з Б.Г. Александровим розроблено «Керівництво з моніторингу зоопланктону морських вод України та визначення їх екологічного стану за стандартами Водної Рамкової Директиви ЄС», яке присвячене методам і підходам, які застосовуються для моніторингу мезозоопланктону. Зокрема, здобувачем були розраховані порогові значення інтегрального показника зоопланктону для дев'яти районів української частини Чорного моря, які дозволяють встановити екологічний статус-клас прибережних, транзитних та морських екосистем. Також був встановлений екологічний стан ПЗЧМ згідно з вимогами Директиви ЄС про Морську Стратегію за двома

категоріями: добрий (Ges) та недобрий (NotGes). Екологічний стан був визначений, використовуючи порогові значення таких індикаторних показників зоопланктону: загальної біомаси зоопланктону, частки *N. scintillans* та *Sorperoda* від загальної біомаси зоопланктону. Для встановлення екологічного стану у системі національного моніторингу акваторій ПЗЧМ рекомендували використовувати такі репрезентативні індикаторні показники зоопланктону: загальну біомасу зоопланктону ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$), частку *Sorperoda* та *N. scintillans* (%) від загальної біомаси зоопланктону, індекс Шеннона та інтегральний показник зоопланктону (IZI). У спільних публікаціях особиста участь автора пропорційна числу авторів. Права співавторів публікацій при написанні дисертації не порушені.

Апробація результатів дисертаційної роботи. Результати роботи доповідались на: 74-тій науковій конференції професорсько-викладацького складу і наукових працівників ОНУ імені І.І. Мечникова (Одеса, 2018); Науково-практичній конференції «Інноваційні пріоритети розвитку наукових знань» (Херсон, 2019); Всеукраїнській науковій конференції «Євроінтеграція екологічної політики України» (Одеса, 2019); Scientific Conference, dedicated to 95th ann. of acad. of the NAS of Ukraine Yuvenaly Zaitsev «Achievements in studies of marginal effect in water ecosystems and their practical significance» (Одеса, 2019); Всеукраїнській конференції «Моніторинг та охорона біорізноманіття в Україні» (Київ, 2020); Третій Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку» (Херсон, 2020); 1st International Scientific Conference «Alien species of animals, fungi and plants in Belarus and neighboring countries» (Online, Google Meet, 2021); Науково-практичній конференції «Теоретичні та практичні аспекти розвитку науки» (Чернівці, 2021).

Публікації. За темою дисертації опубліковано 14 наукових робіт, в тому числі 2 розділи у колективних зарубіжних монографіях, 7 тез та матеріалів конференцій, 4 статті, з яких 3 – у фахових наукових журналах України, одна з

яких – у журналі, індексованому Scopus та WoS, а також розділ у фінальному звіті міжнародного проєкту «EMBLAS-plus».

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається з анотації, вступу, трьох розділів, висновків та списку використаних літературних джерел (248 найменування, з яких 100 – латиницею). Загальний обсяг дисертації становить 158 сторінок машинопису, з яких основний текст викладено на 110 сторінках. Текст ілюстровано 43 рисунками та 9 таблицями.

Подяка. Здобувач приносить свою глибоку і щиру подяку д.б.н., професору Б.Г. Александрову за перші кроки у написанні дисертаційної роботи, надання можливості користуватись архівними даними ДУ «Інститут морської біології НАН України», за допомогу в постановці дослідницьких завдань, а також цінні поради та зауваження, отримані в ході виконання даної роботи, за корисне життєве та наукове наставлення. Особливу подяку висуваю науковому керівникові дисертаційної роботи, кандидату біологічних наук В.Г. Дядичко за цінні рекомендації в процесі виконання і написання роботи. Також висловлює свою щиру вдячність співробітникам ДУ «Інститут морської біології НАН України» за цінні поради та рекомендації – директору, проф., д.б.н. Г.Г. Мінічевій, к.б.н. О.С. Бондаренко, к.б.н. А.Б. Зотову за надане ними всебічне сприяння в процесі виконання даної роботи. Крім того, дякую за співробітництво колезі-гідробіологу з УкрНЦЕМ (Український науковий центр екології моря) – М.В. Набокіню, а також колегам з Грузії у ході виконання роботи в рамках проєкту «EMBLAS-plus». Також велика вдячність завідуючому кафедри зоології, гідробіології та загальної екології ОНУ імені І.І. Мечникова д.б.н., проф. В.П. Стойловському та викладачам кафедри зоології, гідробіології та загальної екології за цінні поради у написанні та оформленні дисертаційної роботи.

РОЗДІЛ І

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Гідрологічна, гідрохімічна характеристика Чорного моря та його геологічна історія

Чорне море є внутрішнім морем басейну Атлантичного океану, що протокою Босфор з'єднується з Мармуровим морем. Далі через протоку Дарданелли – з Егейським і Середземним морями, а Керченською протокою – з Азовським морем (Зайцев, 1998). Площа Чорного моря складає приблизно 422 000 км², максимальна глибина – 2210 м, середня – 1240 м, протяжність моря з півночі на південь займає 5808 км. Загальна довжина берегової лінії – 3400 км, в межах України – 1627 м (Зайцев, 1988). Об'єм води в морі становить приблизно 555 тис. км³ (УкрНЦЕМ, 2002).

Важливою особливістю Чорного моря є відсутність аеробного життя на глибинах понад 150–200 м через насиченість глибинних шарів води сірководнем, який утворюється внаслідок життєдіяльності анаеробних сіркобактерій (Зайцев, Александров и Миничева, 2006). До великих заток моря відносяться: Ягорлицька, Тендрівська, Джарилгачська, Каламитська, Каркинитська, Феодосійська (територія Кримського півострова), Варненська, Бургаська (територія Болгарії), Синопська, Самсунська, що розташовані на півдні (територія Туреччини) (Зайцев, 1988).

Море омиває береги України, РФ, Болгарії, Румунії, Туреччини, Грузії, Абхазії (Зайцев, 1998). Головними річками, що впадають у Чорне море є: Дунай, Дніпро, Дністер, Південний Буг. Річний річковий стік в Чорне море становить приблизно 310 км³. На північно-західну шельфову частину Чорного моря Дунаєм і Дніпром виноситься приблизно 80% прісних вод (Зайцев, 1977b).

З огляду на географічне положення Чорного моря, можна сказати, що його клімат, в основному, є помірно континентальним. На південній та південно-західній частині узбережжя Чорного моря, а також на південному березі Криму та Чорноморському узбережжі Кавказу спостерігається середземноморський

субтропічний тип клімату (Зайцев, 1998; Kottek et al., 2006; Белокопытов, 2013). Основними характеристиками клімату моря можна вважати спекотне, сухе літо та теплу, вологу зиму (Зайцев, 2000).

Чорне море характеризується низькою солоністю води, так як обсяг річкового стоку і атмосферних опадів більше ніж на одну третину перевищує обсяг води, що витрачається на випаровування. У центральних районах моря на поверхні солоність досягає 18‰, а в північно-західній частині знижується до 15‰ і нижче. З глибиною солоність чорноморської води зростає і на 200 м становить майже 20,5‰, а на 2 000 м досягає 22,4‰. Це відбувається внаслідок того, що річкові води, трансформуючись і осолонюючись, розтікаються, в основному, по поверхні і впливають через Босфор в Мармурове море, а глибинна улоговина Чорного моря заповнюється водами нижньобосфорської течії з солоністю більше 30‰. Ця солоніша вода розбавляється і перевершує масою чорноморську воду, але далі 22,4‰ процес розведення не йде (Зайцев, 1977b; Архипкин и др., 2013).

У всі сезони спостерігається збільшення солоності у напрямку від берегів до центральної частини моря, що обумовлено надходженням прісних річкових вод і їх подальшим залученням до основного циклонного колообігу моря. У відкритих частинах моря сезонні зміни солоності незначні. Найбільше опріснення вод характерно для північно-західного шельфу, де знаходяться гирла Дунаю, Дніпра, Південного Бугу та Дністра. Взимку солоність поверхневих вод максимальна. Опріснення прибережних вод особливо яскраво виражено в травні під час повеней. У цьому місяці солоність поверхневого шару в пригирлових районах на північно-західному шельфі знижується до 11,9‰. Від травня до серпня відбувається згладжування контрастів солоності через горизонтальне перемішування. У листопаді однорідність рівня солоності досягає максимуму (Архипкин и др., 2013).

Вертикальний розподіл солоності в Чорному морі відносно слабо змінюється протягом року. За солоністю в товщі води виділяють (Архипкин и др., 2013) основні шари: верхній опріснений шар (0–75 м) – галоклін, розташований приблизно на горизонті 100 м та шар глибинних вод з практично постійною

солоністю (приблизно 22,3‰) та вкрай слабкими градієнтами солоності протягом всього року.

У вертикальному розподілі солоності спостерігається куполоподібне підняття ізогалін, розташованих під галокліном (Архипкин и др., 2013).

Інша життєво-важлива характеристика водної товщі – температура води. В літні місяці зі слабким вітром у прибережній зоні море може досягати температури до 25 °С, а в мілководних затоках навіть до 28,3 °С. У центрі моря влітку температура води на поверхні досягає 23–24 °С. Нижче розташовується більш холодна вода і на глибині 150 м протягом всього року зберігається температура 8,6 °С. Ще глибше вона підвищується до 9 °С і такою зберігається до дна. Є ще, так званій, «холодний проміжний шар». Це шар води з температурою від 7,20 °С до 7,50 °С, який знаходиться на глибинах від 50 м в центральних водах моря та до 100–150 м на шельфі. У зимові місяці вода в південних районах моря охолоджується до 10–13 °С, а в північних – до 4–5 °С та менше. В ПЗЧМ середня температура в січні приблизно від -1 до -3 °С, проте може опускатися і нижче, до -10 °С. У липні середня температура в цьому районі становить від +23 до +25 °С. Взимку при тривалих та низьких температурах в північній частині моря може утворюватися «береговий припай», тобто замерзання поверхневого шару, але це трапляється вкрай рідко (Репетин, 2012).

На температуру води північно-західної частини Чорного моря впливає її розташування, мілководність прибережної зони, стік річок Дністра, Дніпра і Дунаю та водообмін з глибоководними районами моря. Цей регіон характеризується найнижчими температурами води в усі сезони року (Репетин, 2012). У верхньому шарі моря добре виражені коливання температури, а в глибинному виявлено слабке, але стійке нагрівання. Швидкість загального нагріву товщі води різко падає з глибиною, глибше 300 м температура майже не змінюється (Белокопытов, 2013).

Якщо розглядати багаторічні коливання температури і солоності спільно, то можна побачити, що у верхньому шарі (0–50 м) відбувається чергування потеплінь/похолодань, осолонення/опріснення з різними тимчасовими періодами.

Зокрема, сучасний період характеризується значним потеплінням і опрісненням. Об'єднання різних фаз коливань температури та солоності можна розглядати як фази гідрологічного режиму моря (Белокопытов, 2013).

Отже, низька солоність та низька зимова температура води виявилися значною перешкодою на шляху проникнення багатьох середземноморських видів в Чорне море (Zaitsev and Alexandrov, 1997).

До компонентів водного балансу Чорного моря відносяться: материковий стік (+310 км на рік); надходження води з Азовського моря (+30 км на рік); атмосферні опади (+230 км на рік); винос води через протоку Босфор (-210 км на рік); випаровування води з поверхні моря (-360 км на рік). При цьому слід зазначити, що в протоках спостерігаються дві течії протилежних напрямків. У Босфорській протоці верхню течію направлено з Чорного моря в Мармурове, а нижню – з Мармурового моря в Чорне. У Керченській протоці верхню течію направлено з Азовського моря в Чорне, а нижню – з Чорного в Азовське (Большаков, 1970; Симов, 2014). Саме взаємодія верхньої і нижньої течій визначають і підтримують вертикальну стратифікацію вод Чорного моря (Большаков, 1958). Так, наприклад, норма річного припливу води в море, за різними оцінками, змінюється від 287 до 480 км³ і вимагає уточнення (Osadchiev and Korshenko, 2017). Внутрішньорічний розподіл стоку зазнав помітних змін. У порівнянні з періодом природного режиму більшості річок басейну (1921–1955 роки), в останні 40 років зросли літньо-осінні та зимові стоки, але зменшилася частка весняно-літніх стоків (Osadchiev and Korshenko, 2017).

Ще однією відмінною особливістю Чорного моря є наявність в ньому сірководневої зони, що розташовується на глибинах від 150 до 2200 м. Причому концентрація сірководню зростає з глибиною від 0,19 мг/л і досягає максимальних значень (9,6 мг/л) в глибинних шарах. Кількість сірководню в Чорному морі оцінюється приблизно 3,1 млрд тонн. Хімічні аналізи показують, що в сірководневій зоні солоність зростає до 22–22,5‰, середня температура до – 8,5 °С, а температура на максимальній глибині – до 9,0–9,1 °С (Кондратьев, 2007).

Геологічна історія Чорного моря. З початком третинного періоду (50–60 мільйонів років тому) з заходу на схід через південну Європу та Середню Азію простягався великий морський басейн, який на заході з'єднувався з Атлантичним океаном, а на сході – з Тихим. Він називався солоне море Тетіс. В результаті переміщень земної кори (середина третинного періоду) Тетіс відокремився спочатку від Тихого океану, а потім і від Атлантичного (Зайцев, 1998). У міоцені (5–7 мільйонів років тому) відбувались масштабні гороутворюючі рухи земної кори, наслідком яких море Тетіс зменшилось та розділилось на окремі солонуваті басейни. Один з яких – Сарматське море. Воно знаходилося між нинішнім Віднем та Тянь-Шанем. Це море охоплювало території сучасного Чорного, Азовського, Каспійського та Аральського морів. Так як Сарматське море було ізольовано від океану, то воно поступово опріснювалось водами річок, що в нього впадали. Частина морської фауни, яка збереглася від Тетіса, вимерла, але в Сарматському морі ще довгий час жили такі типово океанічні тварини, як кити, сирени та тюлені. Згодом (наприкінці міоцену) вони вимерли (Зайцев, 1998).

В кінці міоцену – на початку пліоцену (2–3 мільйони років тому) Сарматське море зменшилось, знову утворився зв'язок з океаном, вода стала солоною та з'явилися морські представники. Таким чином утворилось Меотичне море (Виноградов, 1967).

У пліоцені (1,5–2 мільйони років тому) з'єднання з океаном знову повністю припинилось, а на місці солоного Меотичного моря виникло майже прісне Понтичне озеро-море. В цей період майбутні Чорне, Азовське та Каспійське моря з'єднувались між собою в місці, де сьогодні знаходяться території Ставропілля, Краснодарського краю та Північного Кавказу. У понтичному озеро-морі вимирла морська фауна і сформувалась солонатоводна, представники якої живуть і зараз. Вони збереглися в Каспійському і Азовському морях, а також в опріснених водах Чорного моря. Ця частина сьогоднішньої фауни об'єднана під назвою «понтичних реліктів», або «каспійської фауни», так як в опрісненому Північному Каспії вони збереглися найкращим чином (Виноградов, 1967).

В кінці понтичного періоду відбулось відділення басейну Каспійського моря. З того часу розвиток Каспійського, Чорного та Азовського морів проходили самостійними шляхами, хоча іноді між ними виникали короточасні зв'язки (Зайцев, 1998).

З початком четвертинного (льодовикового періоду) на місці майбутнього Чорного моря ще змінювались солоність та видовий склад гідробіонтів. В кінці пліоцену (менше 1 мільйона років тому) понтичне озеро-море зменшилось і отримало назву Чаудинського озера-моря. Ця водойма було дуже опрісненою та відокремленою від океану. В ній переважала фауна понтичного типу. Тоді ще не існувало Азовського моря (Зайцев, 1998).

Коли почали танути льодовики в кінці міндельського заледеніння (400–500 тисяч років тому), Чаудинське озеро-море наповнили талі води, і воно перетворилось в Давньоевксінській басейн. За своїми межами він нагадував сучасні Чорне та Азовське моря. На північному сході цей басейн сполучався з Каспійським морем. Воно тоді теж було сильно опрісненим. Фауна Давньоевксінського басейну також було понтичного типу (Виноградов, 1967).

Під час Рісс-вюрмського міжльодовиков'я (100–150 тисяч років тому) настав новий етап в геологічній історії Чорного моря. Так як утворилась Дарданельська протока, утворилось сполучення майбутнього Чорного моря з Середземним морем та Атлантичним океаном. Утворився Карангатський басейн (Карангатське море). Солоність води в цій водоймі була приблизно на одну проміле вищою, ніж в сучасному Чорному морі (Зайцев, 1998). З Середземного моря та Атлантичного океану в Карангатське море проникли різні представники морських гідробіонтів. Більшу частину водойми займали солоні води. Таким чином, солоноватоводні поптичні представники відійшли в опріснені затоки, лимани та гирла річок (Виноградов, 1967).

Під час вюрмського заледеніння (18–20 тисяч років тому) на місці Карангатського моря вже утворилось Новоевксійське озеро-море. Море тоді містило талі води, знову було ізольованим від океану та сильно опрісненим. Вимерла солонолюбна морська фауна і флора, а поптичні види вийшли з лиманів

та гирлах річок, заселивши все море. Цей період тривав близько 10 тисяч років, після чого почалася новітня фаза в житті водойми – утворення сучасного Чорного моря. Приблизно 5–7 тисяч років тому утворився зв'язок з Середземним морем і Атлантичним океаном через протоку Босфор і Дарданелли. Потім відбувалось поступове осолонення Чорного моря. Через 1,5–2 тисячі років сформувалась така солоність води, що була достатньою для існування багатьох середземноморських видів, які проникли в Чорне море. Зараз ці види утворюють до 80% фауни Чорного моря. А понтичні релікти знову відійшли в лимани та гирла річок (Виноградов, 1958; Зайцев, 1998).

Отже, Чорне море має складну та цікаву геологічну історію. Всі історичні зміни цієї водойми відобразились на видовому складі гідробіонтів. Так як сучасне Чорне море знаходиться під сильним впливом антропогенного фактору, то воно може змінювати свої природні межі, солоність води, склад фауни і флори, чисельність популяцій окремих видів та інші характеристики своєї екосистеми. І ці зміни відбуваються в дуже короткий часовий проміжок, ніж в геологічному минулому (Зайцев, 1998).

1.2. Фактори формування головних екологічних проблем Чорного моря

На водойми впливають умови формування поверхневого та підземного водного стоку, різноманітні природні явища, індустрія, промисловість та господарство. Наслідком цих впливів є внесення у водне середовище нових, невластивих їй речовин – забруднювачів, що погіршують якість води (Öztürk, Özdemir and Yücel, 1997; Micheli et al., 2013). Багато хімічних речовин, що потрапляють у навколишнє середовище, не розкладаються на більш прості нешкідливі сполуки, а накопичуються в атмосфері, воді, ґрунті, та з часом перетворюються в більш токсичні компоненти (Зайцев, 1977а; Лоева и др., 2013).

Головними екологічними проблемами, що виникли в Чорноморському басейні наприкінці ХХ століття, були: евтрофікація шельфових вод, забруднення морського середовища токсичними речовинами, а також проникнення чужорідних

видів гідробіонтів, в першу чергу, реброплавів *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 та *Beroe ovata* Bruguière, 1789. Поганий екологічний стан зумовлений значним перевищенням кількості надходження забруднюючих речовин над асиміляційною здатністю морських екосистем, наслідком чого стало забруднення морських вод, бурхливий розвиток евтрофікаційних процесів, широкомасштабні явища гіпоксії, поява сірководневих зон, втрата біологічних видів, зменшення об'єму рибних запасів, зниження якості рекреаційних ресурсів та виникнення загрози здоров'ю населення людей (Rudneva and Petzold-Bradley, 2001; Беленко, 2014).

Сучасне Чорне море одне з найбільш забруднених і видозмінених людиною морів світу. Перші відомості про це в наукову літературу надійшли від експедицій Одеського відділення Інституту біології південних морів, проведених на науково-дослідному судні «Миклухо-Маклай» з 1961 по 1989 рік. Саме експедиції на «Миклухо-Маклай» вперше виявили настільки відомі нині зміни в екологічній системі Чорного моря, як розширення зон «цвітіння» води, зміну її кольору та прозорості, виникнення дефіциту кисню в придонних шарах на шельфі, масові замори донних тварин, деградацію філофорного поля Зернова, збіднення біологічного різноманіття одних видів і збільшення кількості інших морських організмів в товщі води та на дні (Виноградов, 1958; Грезе та Ковалев, 1971).

Евтрофікація Чорного моря почалась в північно-західній частині з підвищенням вмісту фосфатів та нітратів, що надходили у море з річок. У 50-х роках три головних річки, що впадали в північно-західну частину моря (Дунай, Дністер і Дніпро) разом вносили, в середньому за рік: фосфатів – 13 940 тонн, нітратів – 154 000 тонн, органічної речовини – 2 350 000 тонн. У 80-х роках «внесок» річок змінився наступним чином: фосфатів – 55 000 тонн, нітратів – 340 000 тонн, органічної речовини – 10 488 000 тонн. Наведені цифри показують, що кількість поживних речовин різко збільшилась в 70-ті роки, перевищила рівень 60-х років за фосфатами в 17 разів, а за нітратами – в 8,4 рази (Zaitsev, 1993; Zaitsev and Alexandrov, 1997; Кудря та Кудря, 2006). Це відбулось через те, що в світі почалась інтенсифікація сільського господарства, зокрема, шляхом різкого збільшення виробництва і застосування добрив. Таке потужне підживлення моря

фосфатами та нітратами викликало відповідну реакцію у вигляді бурхливого розвитку фітопланктону (Богатова та Гаркавая, 1996; Zaitsev and Alexandrov, 1997; Зайцев та Поликарпов, 2002; Stel'makh, Babich and Tugrul, 2009).

Велика чисельність фітопланктону у морі стала сприятливим фактором існування окремих представників зоопланктону. *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy, 1921 і *Aurelia aurita* Linnaeus, 1758, що почали розмножуватись з великою інтенсивністю. Біомаса *N. scintillans* в ПЗЧМ зросла в десятки разів, а загальна середня біомаса медузи у всьому морі збільшилася з 670000 тонн в 50-х роках до 222 млн. тонн в 1981–1982 роках (Александров та Берлинский, 1982). Причому, за даними Л.М. Поліщука (2006), в ПЗЧМ знаходилось до 25% всієї чорноморської популяції медузи. Збільшилась чисельність та біомаса некормового зоопланктону, а кормові види планктону такої тенденції розвитку не виявили. Навпаки, їх чисельність скоротилася порівняно з тим, що було до евтрофікації моря. Це пояснюється як виїданням кормового зоопланктону тими ж медузами та реброплавами, так і розвитком некормового та токсичного фітопланктону, а також конкуренцією з боку ночесвітки, яка розмножується швидше, ніж більш довгоциклічні організми кормового зоопланктону (Александров и Берлинский, 1982; Nawata and Sibaoka, 1983; Полищук и Настенко, 2006).

У серпні 1973 року в Чорному морі була виявлена перша велика зона гіпоксії (Берлинский, Богатова и Гаркавая, 2001). Тоді на площі близько 3 500 км² між дельтою Дунаю та Дністровським лиманом загинуло приблизно 500 000 тонн донних тварин. У наступні роки площі гіпоксії і заморів вирости, досягаючи 30–40 тис. км². Разом з економічними збитками відбулись великі екологічні втрати, зокрема ті, які пов'язані з масовою загибеллю мідій та інших фільтраторів. У 80-ті роки площа біоценозу скоротилася в кілька разів, а загальна біомаса мідій – на порядок (Берлинский, Богатова и Гаркавая, 2001). Екологічне значення загибелі великої кількості активних фільтраторів в умовах, коли в водній товщі різко виросла кількість фітопланктону, бактеріопланктону та різного роду органічних

частинок, важко переоцінити. Втрати біологічного різноманіття на північно-західному шельфі внаслідок евтрофікації також дуже істотні (Зайцев, 1998; 2000).

Отже, значна зміна у структурі угруповань фітопланктону, збільшення первинної продуктивності та біомаси, цвітіння фітопланктону та пов'язані з цим умови гіпоксії несприятливо вплинули на функціонування морської трофічної мережі (зміни в структурі угруповання зоопланктону, промислових риб та донних угруповань). Все це було розглянуто як синдром антропогенної евтрофікації та прояв екологічної деградації прибережного району Чорного моря (Зайцев, 1992; Берлинский, Богатова и Гаркавая, 2001; Moncheva et al., 2002).

Чорноморська пелагічна екосистема була надзвичайно деградована через надмірний розвиток місцевої медузи *A. aurita*, а потім і інвазивних гідробіонтів. Зміни у складі угруповання зоопланктону Чорного моря пов'язані з посиленою антропогенною діяльністю та зі вселенням реброплава *M. leidy* у середині 1980-х років (Лебедева, Шушкіна и Виноградов, 2003; Shiganova et al., 2014; Shiganova, Alekseenko and Kazmin, 2019). Виїдання цим реброплавом зоопланктону відобразилось на його окремих представниках. Вселення мнеміопсиса привело до тимчасового зниження біомаси зоопланктону, вилову риб та певної зміни структури пелагічного угруповання. Найбільших збитків було спричинено прибережним районам, що є найбільш продуктивними зонами моря. Разом з цим, спостереження, що проводились в 2003–2007 роках у шельфовій та глибинній частині моря, свідчать про значне зниження впливу цих хижаків на зоопланктон (Лебедева, Шушкіна и Виноградов, 2003; Shiganova et al., 2014; Shiganova, Alekseenko and Kazmin, 2019).

Чисельність *M. leidy* значно знизилася після вселення *B. ovata*. Інтродукція хижака *B. ovata* в Чорне море демонструє змістовний приклад внутрішнього біологічного контролю. Тому, після вторгнення хижака *B. ovata*, пелагічна екосистема почала поступово відновлюватися (Shiganova et al., 2004; Полищук и Настенко 2006; Shiganova et al., 2000; 2001; 2004). Однак ця тенденція не є

постійною. Це залежить від інших факторів навколишнього середовища, насамперед температури, яка збільшується через глобальне потепління.

Тому, зміна структури зоопланктону, зокрема заміна одних видів іншими, може бути критичним для екосистеми Чорного моря. Проблема трансформації структури зоопланктону стала особливо актуальною останнім часом, коли питання зміни клімату та ацидифікації океану стали домінуючими (Cripps et al., 2014; Lewandowska et al., 2014). Крім того, вважається, що швидкість інвазійних процесів у морських екосистемах зростає, і цей фактор може суттєво визначати зміни в екосистемі (Thomaz et al., 2015).

У червні 1996 року групою експертів з 14 країн був складений підсумковий документ – Транскордонний Діагностичний Аналіз, ТДА (Transboundary Diagnostic Analysis, TDA). ТДА дозволив скласти Стратегічний План Дій (СПД) для відновлення і охорони Чорного моря (Strategic Action Plan for the rehabilitation and protection of the Black Sea). Цей План, підписаний 31 жовтня 1996 року в м. Стамбулі представниками шести чорноморських країн в особі міністрів з питань навколишнього середовища став документом, в якому уряди країн Чорного моря спільно з широкою міжнародною громадськістю взяли на себе зобов'язання прийняти прагматичну програму дій, основаних на спільних цілях, маючи на увазі відновлення і охорону Чорного моря. Вперше в своїй історії Чорне море отримало таку «охоронну грамоту» (Загальнодержавна програма охорони..., 2001; Лоева и др., 2013).

Країни-члени ЄС, Норвегія і Європейська комісія спільно розробили загальну стратегію підтримки впровадження Директиви 2000/60/ЄС, що встановлює рамки дій Співтовариства у сфері управління водними ресурсами (Водна Рамкова Директива). Основна мета даної стратегії полягає у забезпеченні послідовного та гармонійного впровадження даної Директиви (DIRECTIVE 2000/60/EC, 2000; DIRECTIVE 2008/56/EC, 2008; Commission Decision (EU), 2017; Atkins et al., 2011; O'Higgins et al., 2014). Зараз охорона природного середовища Чорного моря здійснюється правовими засобами в рамках національних

законодавств Причорноморських держав та на основі міжнародних угод (Лоева та ін., 2008).

Багаторічні та різносторонні дослідження Чорного моря, які були продовжені й узагальнені в рамках виконання міжнародної Екологічної програми Чорного моря (1993–1996 роки) показали, що за більшістю ознак (збіднення морської флори і фауни, хімічний склад води і забрудненість) екосистема Чорного моря перебуває у передкризовому стані, а стан багатьох локальних ділянок прибережної зони та значної частини ПЗЧМ діагностується як критичний (Мее, 1997).

Головними екологічними проблемами Чорного моря, які зазначені у Стратегічному плані дій для відновлення й захисту Чорного моря (Лоева та ін., 2008), є:

1) біогенне забруднення та евтрофікація шельфових вод, їх негативні наслідки, серед яких найнебезпечнішим є виникнення значних зон придонної гіпоксії, сірководневого забруднення та заморів;

2) мікробіологічне забруднення прибережних та гирлових зон, що знижує рекреаційний потенціал приморських територій та загрожує здоров'ю населення;

3) забруднення моря токсичними речовинами, особливо, нафтою та нафтопродуктами;

4) поширення екзотичних видів гідробіонтів, занесених в море з баластовими водами, розмноження яких порушує стабільності аборигенних екосистем і призводить до значних екологічних та економічних втрат (Лоева та ін., 2008). Пріоритетність цих проблем обумовлена масштабами викликаних ними екологічних втрат і економічного збитку (Pokazeev, Sovga and Chaplina, 2021).

Отже, аналіз екологічних процесів, викликаних антропогенними факторами, показує, що основні критичні зони екологічного ризику, або екологічні «гарячі точки» в Чорному морі утворюються в контурних (крайових) біотопах: на межі «водойма-атмосфера», в місцях впливу річкового стоку, в деяких затоках і бухтах. Поняття «гарячі точки» в глобальній екології має два значення: місця з високим видовим різноманіттям і місця з високим вмістом різних забруднюючих речовин.

Коли обидві ці характеристики в просторі і в часі збігаються, виникають найбільш серйозні наслідки для морської екосистеми (Зайцев и Поликарпов, 2002; Robu et al., 2015).

1.3. Гідробіологічні методи оцінки якості водних екосистем

Оцінка екологічного стану навколишнього середовища вимагає відповідної системи моніторингу. У 2000 році ЄС прийняла Водну Рамкову Директиву щодо водних ресурсів як основний орієнтир для запровадження чітких, уніфікованих критеріїв, індексів та категорій показників для визначення статусу якості морського середовища та захисту його фізичної і біологічної цілісності. Вперше «статус якості» визначається як інтеграція між «хімічним статусом» та «екологічним статусом» (DIRECTIVE 2000/60/EC; Kazanci et al., 2010).

Проблема інтегральної оцінки якості (за кількома показниками) в гідробіології особливо актуальна, оскільки дослідники прагнуть використовувати не один, а декілька (іноді 7–8) індивідуальних критеріїв (Сіохін та ін., 2014; Деревенская, 2015).

Біологічні методи ґрунтуються на тому, що для процесів життєдіяльності (росту, розмноження і функціонування живих істот) необхідне середовище чітко визначеного хімічного складу. Слід зазначити, що організми та їх угруповання не тільки реагують на зміну умов середовища, а й самі активно беруть участь у формуванні якості середовища, забезпечуючи тим самим біологічне самоочищення. Тому, будь-яке порушення умов існування угруповання призводить до зміни його структури. Причиною можуть бути не тільки надходження токсичних речовин, але і випрямлення русла річки, надмірний водозабір та ін., тобто такі процеси, які хімічними методами не реєструються (Баканов, 2005; Деревенская, 2015; Монюшко, 2015).

Для оцінки екологічної ситуації за біологічними показниками використовують структурні та функціональні показники бактеріо-, фіто- і зоопланктону, бентосу та їхтіофауни, а також окремих таксонов і видів гідробіонтів (Рубцова, 2011).

Живі організми можуть виступати в якості індикаторів якості середовища або біоіндикторів, так як (Мукминов и Шуралев, 2001):

- можуть реагувати навіть на порівняно слабкі антропогенні чинники, в результаті ефекту накопичення;
- сумують дії всіх без винятку важливих біологічних факторів;
- відображають фізичні і хімічні параметри, що характеризують стан екосистеми;
- фіксують швидкість змін в навколишньому середовищі;
- відображають тенденції розвитку навколишнього середовища;
- вказують шлях та місце осередку забруднення, а також можливі шляхи потрапляння забруднювачів в їжу людини;
- дозволяють робити судження щодо ступеня шкоди будь-яких речовин для живої природи, даючи можливість контролювати їх дію;
- постійно присутні в навколишньому середовищі і реагують, в тому числі, на короточасні скиди забруднюючих речовин, на які може не відреагувати автоматизована система контролю, розрахована на дискретний у часі відбір проб;
- допомагають нормувати допустиме навантаження на екосистеми, різні по своїй стійкості до антропогенних впливів, так як однаковий склад і обсяг забруднень може призвести до різних реакцій екосистем, розташованих в різних географічних умовах (Деревенская, 2015).

При гідробіологічній оцінці стану водойм та її якості, показниками можуть бути видовий склад, чисельність і біомаса гідробіонтів, а також трофічність і сапробність водойми. Об'єктами гідробіологічної оцінки можуть бути фіто- і зоопланктон, бентос, макрофіти, риби та ін. (Прокопов, 2003).

Очищення водного середовища та поліпшення її якості включають в себе біологічні процеси (Остроумов и др., 2010), в тому числі сорбцію і накопичення гідробіонтами забруднюючих речовин та біогенів; біотрансформацію (редокс-реакції, руйнування, кон'югація); мінералізацію органічної речовини; позаклітинну ферментативну трансформацію; видалення зважених часток в результаті фільтрації води гідробіонтами; поглинання бентосом біогенів, що

призводить до запобігання або уповільнення виходу біогенів і забруднюючих речовин з донних опадів в воду; біотрансформацію і сорбцію в ґрунті при поливі земель забрудненими водами; регуляторні впливи на інші компоненти системи самоочищення води, в тому числі на живі організми (Остроумов и др., 2010).

Здатність до самоочищення кожного водного об'єкту залежить від різних факторів і підпорядковується певним закономірностям: надходження кількості води, що розбавляє забруднені стоки, її температура, зміна цих показників за минулими сезонами, якісний склад забруднюючих інгредієнтів, наявність розчиненого кисню та наявні популяції гідробіонтів (Алимов, 1989; Вишневецкий и Вишневецкий, 2010).

З розвитком евтрофікації часто спостерігається зміна відсоткового співвідношення основних груп зоопланктону. Зі збільшенням рівня трофності в планктоні починають переважати види з простими життєвими циклами і високою швидкістю розмноження (коловертки, дрібні кладоцери), розвиваються фільтратори та ракоподібні-еврифаги. Збільшення чисельності коловерток та гіллястовусих ракоподібних при зменшенні веслоногих, особливо Calanoida, можна вважати ознаками евтрофікації. У водоймах з надзвичайно високою біомасою фітопланктону знижується також і частка Cladocera (Крючкова, 1987). Через збагачення водойм біогенними елементами і загального збільшення фіто- і бактеріопланктону часто спостерігається підвищення загальної чисельності зоопланктону (Jerpesen et al., 2011; Деревенская, 2015).

Одним з найбільш інформативних показників при забрудненні та евтрофікації є індекс видового різноманіття Шеннона (H , біт·екз⁻¹). Забруднення та евтрофування водойм і водотоків призводить до спрощення структури угруповань гідробіонтів, що знижує їх різноманіття (Алимов, 1995). Зменшення величини індексу Шеннона вказує на функціональну перебудову угруповань планктонних тварин. Отже, загальний для всього угруповання індекс видового різноманіття зоопланктону зменшується при евтрофікації. Однак, в тому випадку, коли всі таксони в угрупованні в однаковій мірі відчувають вплив забруднюючих

речовин, величина індексу може не змінюватися навіть при скороченні загальної чисельності організмів (Деревенская, 2015).

Реакція зоопланктону на забруднення може бути використана для виявлення спрямованості змін і характеристики стану екосистеми (Александров, 2016а). Видимим наслідком токсичної дії є зміна видового складу, чисельності та біомаси планктону, структури планктонних ценозів (Деревенская, 2015). У забруднювальних токсичними речовинами водоймах часто спостерігається зміна домінант, а другорядні форми досягають максимуму чисельності або біомаси. Ці зміни можуть відбуватися як стрибкоподібно, так і уповільнено, в залежності від сили дії токсиканту, його концентрації, вибіркості дії, видового складу біоценозу та ін. При дії особливо сильних токсикантів біоценози можуть руйнуватися, а система стає безструктурною (Строганов, 1973; Брагинский, 1981; Алексєвнина, 2016).

У ряді випадків як показник забруднення може бути використано відношення числа видів кладоцер (фільтратори, фільтратори-збирачі та збирачі) до числа видів копепод або співвідношення величин чисельності цих же груп (Деревенская, 2015). При забрудненні побутовими стоками також часто спостерігається переважання копепод над кладоцерами, відображаючи збільшення ролі великих часток детриту з бактеріальною флорою на них в енергетиці угруповання (Чуйков, 1978).

В прісних водоймах популяції коловерток відзначаються надзвичайною динамічністю, і в умовах токсичного забруднення можуть також швидко відновлюватися, як і знижувати чисельність до зникнення. Високосапробні форми коловерток досить стійкі до пестицидів та інших токсикантів, в експериментально оброблених водоймах повністю не зникають (Андроникова, 1989; Деревенская, 2015).

Отже, не залежно від солоності водного об'єкту, при його евтрофуванні та інших видах забруднення, у структурі угруповань зоопланктону відбуваються подібні зміни: збільшується частка короткоциклічних та зменшується довгоциклічних видів, знижується таксономічне різноманіття зоопланктону,

спрощується структура домінування в угрупованні – з полідомінантного в олігодомінантне.

1.4. Загальна характеристика зоопланктону Чорного моря

Зоопланктон є основним ресурсом у трофічному ланцюгу морської екосистеми та показником функціонування всієї водної екосистеми (Зайцев, 1977b).

Історія Чорного моря та його низька солоність зумовлюють різноманітність флори й фауни (Зайцев, 1988). Тому, зоопланктон, що населяє Чорне море, можна розділити на такі екогеографічні групи за походженням: 1) давня реліктова солонуватоводна фауна, що являє собою залишок понтичної фауни та зустрічаються у водах з низькою солоністю; 2) бореал-атлантичні види (наприклад, *Calanus euxinus* Hulsemann, 1991, *Pleurobrachia pileus* O.F. Müller, 1776) – морські види, що походять з холодних морів і живуть у глибоких шарах моря; 3) середземноморська (атлантична) фауна – найбільш молода група самовселенців у Чорноморському басейні і нині найбільш повноцінний його компонент; 4) прісноводні види – проникли в Чорне море з річок, зазвичай трапляються в морській воді під час максимального річкового стоку, здебільшого у період весняного паводку, більшість з них віддає перевагу теплим, опрісненим водам і знаходиться у верхніх шарах моря; 5) чужорідні види (вселенці) – занесені різними шляхами: суднами або з об'єктами аквакультури (Соборова, 2018).

Понтичні (каспійські) релікти пристосовані до найбільш опріснених ділянок моря, особливо до пригирлових районів. Серед цих форм найбільш характерні личинки молюсків *Monodacna*, *Dreissena*, *Mikromelaniya*, поліхети: *Hypania* та *Hypaniola*, деякі представники ракоподібних з рядів *Amphipoda*, *Isopoda*, *Mysida* та *Cumacea*, *Copepoda* (наприклад, *Paracalanus parvus* (Claus, 1863)). Серед середземноморських гідробіонтів особливо численні у фауні Чорного моря гідроїди, поліхети та численні ракоподібні. З Атлантичного океану через Середземне море, зокрема, вселились (Богуцкая и др., 2013) *A. aurita*, *M. leidy*, *B. ovata*, також такі ракоподібні: *Penilia avirostris* Dana, 1849, *Pleopis polyphemoides*

Leuckart, 1859, *Podon intermedius* Lilljeborg, 1853, *Acartia (Acartiura) clausi* Giesbrecht, 1889, *Acartia (Acanthacartia) tonsa* Dana, 1849, *Oithona similis* Claus, 1866, *Oithona davisae* Ferrari F.D. and Orsi, 1891, *Pseudocalanus elongatus* (Boeck, 1865), а з Середземного моря *Calanipeda aquaedulcis* Kritschagin, 1873, *Centropages ponticus* Karavaev, 1894, *Pontella mediterranea* (Claus, 1863) (Богуцкая и др., 2013).

Проведені дослідження (Ковалев, Загородняя и Островская, 1996) продемонстрували, що планктонна фауна Чорного моря бідна порівняно з Середземним морем. Це пов'язано, головним чином, з солоністю. Типові морські стеногалінні організми (*Radiolaria*, *Siphonophora*, *Pteropoda*, *Salpae*), що населяють Середземне море (солоність 36–38‰), не здатні вижити в Чорному морі (солоність 17–20‰). Такі таксони як *Hydrozoa*, *Scyphozoa*, *Stenophora*, *Copepoda* та інші, що представлені великою кількістю видів у Середземному морі, також бідно представлені у Чорному морі (Ковалев, 2008).

У 2017 році (Звіт про науково-дослідну роботу, 2018) в ПЗЧМ ідентифіковано 46 таксонів організмів зоопланктону, з них 33 види голопланктону, 13 видів меропланктону. Навесні домінантами в зоопланктоні виявлені коловертки роду *Synchaeta* та веслоногі ракоподібні. В липні домінантом була *N. stintillans*, а у серпні на різних точках і горизонтах більшу біомасу складали копеподи, кладоцери та організми меропланктону (Звіт про науково-дослідну роботу, 2018).

Угруповання зоопланктону Чорного моря формують переважно одноклітинні джгутикові, ночесвітка, ктенофора *Pleurobrachia*, медузи *A. aurita* та *Rhizostoma pulmo* Macri, 1778, веслоногі ракоподібні (роди *Oithona*, *Calanus*, *Paracalanus*, *Acartia*, *Pontella* і *Pseudocalanus*, гіллястовусі ракоподібні (*Penilia*), а також рівноногі ракоподібні – *Idotea balthica* Pallas, 1772. Також зустрічаються яйця та личинки донних тварин і риб, особливо влітку в прибережній частині. Іноді значного розвитку досягають інфузорії, а також *Parasagitta setosa* J. Müller, 1847 (Зайцев, 1977b).

Зоопланктон поділяють на голопланктон (справжній планктон), онтогенез представників якого проходить виключно в товщі води, та меропланктон (тимчасовий компонент зоопланктону), представлений переважно личинками бентосних тварин (Константинов, 1986). За розмірами зоопланктон поділяють на мікрозоопланктон (менше 0,5 мм), мезозоопланктон (від 0,5 до 10 мм) та макрозоопланктон (понад 10 мм) (Константинов, 1986).

Голопланктон як постійний компонент зоопланктону в Чорному морі представлений, в основному, веслоногими *A. clausi*, *A. tonsa*, *Paracalanus parvus parvus* Claus, 1863, *Pseudocalanus elongates* Brady, 1865, *C. euxinus*, *C. ponticus*, *O. similis* та гіллястовусими ракоподібними (*P. polyphemoides*, *P. avirostris* Dana, 1849, *Pseudevadne tergestina* Claus, 1877, *Evadne spinifera* P.E. Müller, 1867). А також значну біомасу формують *N. scintillans*, *Oikopleura (Vexillaria) dioica* Fol, 1872, *P. setosa*, коловертки та планули медуз. Крім цього, іноді у пробах зустрічаються прибережні форми *Cyclopora*, гарпактициди та личинки (1–4 мм) ланцетника *Branchiostoma lanceolatum* Pallas, 1774 (Загородня, Павловская и Морякова, 2003).

Меропланктон – тимчасовий компонент зоопланктону, що утворений пелагічними личинками бентосних безхребетних та риб. Ця група є важливим компонентом прибережного або неретичного планктону. Розвиток цього угруповання визначається такими факторами як сезонність нересту дорослих особин, температурою води, течіями, змінно-нагінними явищами, тривалістю розвитку та кормової базою (фіто та мікрозоопланктон, детрит) (Мурина, 2003).

За даними Муріної (2003) в Чорному морі виявлено 61 вид поліхет, які мають планктонну личинку, що становить 32% від загальної кількості видів поліхет (всього 192 види). З 89-ти видів двостулкових молюсків личинки були описані для 26 видів (30%). З 113-ти видів *Gastropoda* вільно плаваючі личинки відомі для 57 (50%) видів. Всі види *Decapoda* мають у своєму розвитку планктонну стадію. Личинки описані для 32 видів, що складає 84,2% (Мурина, 2003). Вусоногі раки (*Cirripedia*) представлені у Чорному морі 6-ма видами та 3-ма родинами. Ця невелика за кількістю видів група донних безхребетних відіграє

важливу роль у зоопланктоні, тому що один з його видів *Amphibalanus improvisus* Darwin, 1854 надзвичайно еврибіонтний та широко поширений у субліторалі, характеризується винятково високою чисельністю личинок (Мурина, Лисицкая и Шаляпин, 2001; Александров, 2008).

За підрахунками Муриної (2003) із 442-х видів великих таксонів макрзообентосу Чорного моря (Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda, Cirripedia, Decapoda) 162 мають пелагічну личинку, що становить 36,4% від загальної кількості видів. Більша частина біоценозів пухких, твердих ґрунтів, штучних рифів та обростань Чорного моря характеризуються домінуванням видів, що мають у своєму розвитку пелагічну стадію, причому чисельність личинок деяких масових видів, таких як *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, *Mytilaster lineatus* Gmelin, 1791 та *A. improvisus*, надзвичайно висока (Мурина, 2003).

В українській частині Чорного моря меропланктон представлений личинками таких таксономічних груп як Ascidiacea, Gastropoda, Bivalvia, Cirripedia, Decapoda, Nemertea, Polychaeta, Bryozoa, Phoronida (Александров та Харитонова, 2019b).

В Чорному морі, крім природних мешканців зоопланктону, наявні види-вселенці, що успішно адаптувались до умов цієї водойми, а деякі значно вплинули на функціонування всієї пелагічної екосистеми (Лебедева, Шушкіна и Виноградов, 2003).

Серед кормового зоопланктону в українських водах зафіксовано три види-вселенці голопланктону: *A. tonsa*, *Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913 та *O. davisae* (Belmonte et al., 1994; Алтухов и Губанова, 2006; Seregin and Popova, 2019).

Веслоногий рачок *A. tonsa* закріпився в екосистемі Чорного моря з 1970-х років, а *O. davisae* – в 2000-х роках. Цей організм є стійким до забруднення та евтрофікації, і, зазвичай, пристосованим до прибережних вод з високою концентрацією їжі та відносно високими температурами (Cordell et al., 2008; Lawrence and Cordell, 2010).

Вселенець *O. davisae* вперше був зафіксований у Севастопольській бухті в 2000 році (Загородняя, 2002), потім був знайдений лише у 2005 році, після чого з 2009 року поширювався вздовж узбережжя Чорного моря (Tamura, Nei and Kumar, 2004; Mihneva and Stefanova, 2013). Види *A. tonsa* та *O. davisae* розмножувались та створювали самопідтримуючі популяції у своєму новому чорноморському середовищі з регулярним появою у прибережних та шельфових водах, а також у відкритому морі. Рачок *O. davisae* зазвичай поширений у прибережних водах на глибині до 30–50 м, але був зафіксований і в глибоких водах відкритого моря. Інвазивні веслоногі ракоподібні *A. tonsa* і *O. davisae* становлять значну частину кормового зоопланктону для риб-планктофагів (Mihneva and Stefanova, 2013; Seregin and Popova, 2016).

Третій вид *P. marinus* вперше виявлено у Кримського побережжя (Seregin and Popova, 2019). Кожного року у вересні в прибережних водах Севастополя з'являлись перші ювенільні стадії виду. Максимальні значення чисельності спостерігались з кінця вересня до кінця листопада, а потім значно зменшувались. Наявність у планктоні наупліусів і копеподитів свідчить про те, що цей новий вид веслоногих ракоподібних успішно розмножується в прибережних водах Чорного моря (Seregin and Popova, 2019).

У континентальних водах України відомий ще один інвазивний чужорідний вид зоопланктону – *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Протасов и Бабарига, 2009; Яковенко и Федоренко, 2012), що потрапив до басейну Чорного моря з південно-східної Азії (Богущкая и др., 2013).

З некормового зоопланктону з Чорного моря відомо про два інвазивних чужорідних види *Stenophora*: *M. leidy* та його хижака *B. ovata*.

Реброплав *M. leidy* був завезений у 1982 році, поширився та досяг високої чисельності у всьому Чорному морі у 1988 році (Vinogradov et al., 1989a). Основною їжею цього реброплава був зоопланктон, ікринки риб та дрібні личинки (Shiganova, Alekseenko and Kazmin, 2019). Протягом наступних років спостерігалось скорочення популяцій риб-планктофагів, зменшення кількості великих пелагічних риб та дельфінів, зменшення видового різноманіття та запасів

зоопланктону, а також зареєстровано збільшення біомаси фітопланктону. Збільшилась чисельність бактеріопланктону за рахунок високої продукції слизу та фрагментів деградації *M. leidyi*. Через це також збільшилась кількість гетеротрофних джгутикових та інфузорій (Shiganova et al., 2004; Shiganova, Alekseenko and Kazmin, 2019). Наприкінці 1980-х років у пелагічній екосистемі переважав желетілий планктон, де *M. leidyi* формував більшу частину біомаси. За експериментальними даними *M. leidyi* припиняє розмножуватись при досягненні температури 27 °C (Shiganova et al., 2004).

Через десять років у Чорне море був завезений її хижак *B. ovata* (Konsulov and Kamburska, 1998; Shiganova, et al. 2000; Серавин, Шиганова и Луппова, 2002). Згідно з генетичним аналізом обидва види були випущені з баластними водами в Чорне море з вод Мексиканської затоки або районів Карибського басейну (Ghabooli et al., 2010; Reusch et al., 2010; Johansson et al., 2018). У верхньому шарі Чорного моря *B. ovata* харчувався *M. leidyi*. Після вселення *B. ovata* екосистема Чорного моря почала поступово відновлюватися (Shiganova et al., 2014). Разом з деєвтрофікацією наприкінці 1990-х років це призвело до загального покращення екосистеми Чорного моря (Луппова, 2002; Shiganova et al., 2014).

У Чорному морі виділяють райони, що постійно збагачені зоопланктоном. Це пов'язано з тим, що поверхневі води цих акваторій збагачуються біогенними речовинами через вертикальне та горизонтальне перемішування вод, а також пасивне переміщення з течією. Існує залежність між районами підвищеної концентрації зоопланктону та циркуляцією поверхневих вод. Біомаса зоопланктону збільшується в шельфовій зоні поблизу материкового схилу, де виступи підводного рельєфу взаємодіють з течіями. Також особливий вплив на розподіл зоопланктону відіграє вітер, особливо в мілководних районах та в поверхневих шарах. У літні місяці часто сильні сгонні вітри відносять верхній, багатий зоопланктоном шар, на десятки миль від берега, а на його місце з глибини піднімаються холодні маси, бідні зоопланктоном, що складаються з холодноводних видів (Зайцев, 1977b).

Встановлено, що довгоперіодичні зміни біомаси мезозoopланктону регулюються мінливістю гідрометеорологічних параметрів (Грезе и Федорина, 1979). Середньорічна біомаса планктону може підвищуватися або знижуватися в залежності від настання циклу років з теплими/холодними зимами (Грезе и Ковалев, 1971). Дослідження показали також наявність зв'язку між варіабельністю клімату і силою впливу антропогенного забруднення. Зміни клімату визначають динаміку кількості атмосферних опадів і, відповідно, річкового стоку, який несе основну частину забруднення і біогенів в море (Зайцев, 1997а).

Зоопланктон має специфічний розподіл за сезонами та глибиною, що обумовлено температурними і трофічними характеристиками, а також зміною солоності води. Одна група зоопланктону не залежить від температури води (евритерми) та зустрічається протягом року, частіше всього на глибинах 15–50 м. Друга група зоопланктону любить більш низькі температури (кріофіли). Зимою вони зустрічаються на всіх глибинах, а влітку опускаються нижче 50–60 м, де температура води відносно постійна. Восени, через охолодження та перемішування води, вони знову піднімаються на поверхню. Третя група видів зоопланктону – теплолюбна (термофільна), зустрічається переважно влітку. З потеплінням води кількість термофільних зоопланктових збільшується, досягаючи максимуму в кінці літа або на початку осені. Взимку ця група зникає (деякі *Cladocera* та *Copepoda* (*Centropages*)) (Зайцев, 1977б).

Деякі види зоопланктону здійснюють, крім сезонних міграцій, добові міграції. У товщі води різні види зоопланктону займають певні глибини в залежності від температури, інтенсивності світла, харчування, віку, стадії розмноження та деяких інших біологічних, хімічних та фізичних факторів (Загородня, Темных и Морякова, 2007).

Вертикальний розподіл зоопланктону в Чорному морі нерівномірний. Основна частина зоопланктону спостерігається у верхньому шарі води, а нижньою межею розселення вважається глибина 150–170 м (Петипа, Сажина и Делало, 1963; Erkan and Zagorodnyaya, 2000). Зоопланктон також можна поділити

на дві групи: епіпланктон та батіпланктон. Перші представлені теплолюбними видами (*A. clausi* та *P. parvus*), а другі – холоднолюбні (*P. elongatus*, *Calanus*) (Загородняя, Павловская и Морякова, 2003). У літній період ці групи помітно розмежовані шаром термокліну. Коли градієнт температури в шарі термокліну досягає 3–4 °С/м, то для більшості видів це вважається непрохідною зоною, але деякі види, для яких характерні добові міграції, можуть проходити через цей шар (*Calanus helgolandicus* Claus, 1863, *P. setosa*). Навіть коли температурний градієнт в шарі термокліну незначно виражений, все рівно в цій зоні відбувається акумуляція планктону обох видів (Загородняя, Павловская и Морякова, 2003).

В межах течій та біля побережжя нижня межа поширення зоопланктону опускається до 150–200 м, в центральних частинах циклонічних зон зоопланктон розміщується вище (100–150 м). З глибиною чисельність зоопланктону зменшується. Половина всієї маси зоопланктерів знаходиться у поверхневих шарах (до 50 м), а в самому нижньому шарі (150–175) виявлено близко 1% видів. У верхніх шарах моря (0–25 м) сезонні коливання біомаси зоопланктону виражені дуже різко: велика влітку і низька взимку. В глибоких шарах, де температура майже не зазнає коливань протягом всього року, біомаса майже не змінюється. Межа поширення зоопланктону за глибиною має не горизонтальне направлення, а нахилена вниз від західних берегів до східних. Це обумовлено тим, що в західній частині моря впливають річкові води (Дунай, Дніпро, Дністер), а відповідно і більше опріснення поверхневих вод. Через це слабкіше виражено явище вертикальної циркуляції і «живий» шар тонкіший (Селифонова и Ясакова, 2012).

Поряд із личинками поліхет родин Phyllodocidae і Protodrilidae, планктотрофну личинку *Vigtorniella zaikai* Kiseleva, 1992 можна розглядати як зоопланктер, що займає глибинну зону життя пелагіалі Чорного моря (Мурина и Субботин, 1996; Zaika, Sergeeva and Kiseleva, 1999). Причому, у порівнянні з веслоногими ракоподібними, для них не характерні вертикальні добові міграції, через це вони не піднімаються у прогріті поверхневі шари води. Це підтверджує існування у Чорному морі особливого батипелагічного холодноводного

комплексу, який вперше припустила та описала Т.С. Петипа (Петипа, Сажина и Делало, 1960).

Оптимальний режим для розвитку мезопланктону в Чорному морі відповідає невеликим середньорічним і середньомісячним коливанням основних гідрологічних параметрів та при доброму перемішуванні поверхневого шару під час штормів (Темных, 2018). Отже, розподіл скупчення високої біомаси зоопланктону спостерігається в зонах підвищеної гідродинамічної активності, а також в районах з підвищеною концентрацією первинної продукції (Зайцев, Александров и Миничева, 2006; Воробьева и др., 2017).

1.5. Історія вивчення та формування зоопланктону Чорного моря

Перші наукові дослідження (до XIX століття) зоопланктону в Чорному морі пов'язані з такими прізвищами вчених: Мечниковим (1868), Чернявським (1868), Гребницьким (1873), Кричагіним (1873), Переяславцевим (1891) (Темных, 2018). Вже тоді в якості пробозбірників використовувались планктонні сітки.

У 1890–1894 роках О.О. Остроумов (1891; 1893; 1896) досліджував вплив фонових характеристик середовища на розподіл зоопланктону та біогеографічного районування Чорного моря (Темных, 2018). Вже в кінці XIX – початку XX століття вченими О.С. Зерновим (1904; 1908; 1913) та Д.О. Рубінштейном (1926) були описані загальні закономірності просторово-часового розподілу зоопланктону в Чорному морі, особливості його добової та сезонної динаміки (Темных, 2018).

У 1926 році М.М. Нікітіним (1926) було встановлено, що в прибережних районах моря нижня межа поширення зоопланктону сягає до 175–200 м, а в центральних частинах моря піднімається до глибини 140–160 м, а іноді до 100–120 м. У 1940 році С.М. Малятським (1940) було виявлено, що розподіл водних мас і їх взаємодія є одним з головних чинників розподілу життя у пелагіалі Чорного моря (Темных, 2018).

В цей час близ берегів Новоросійська О.Г. Косякіною (1936; 1937; 1940) проводилось дослідження чисельності та біомаси зоопланктону, а вченими М.А.

Долгопольською (1940), С.М. Ухтомським (1940), К.В. Ключаревим (1952) та Г.І. Коноплевим (1937) було показано, що особливістю сезонних змін біомаси зоопланктону прибережних акваторій є наявність одного або двох спалахів розвитку зоопланктону протягом року (Темных, 2018).

У післявоєнні роки під час Чорноморської океанографічної експедиції та рейсах на судні «Академік Ковалевський» були отримані дані про розподіл зоопланктону в різних районах моря (Галаджиев, 1948; Никитин, 1949). До кінця 40-х років минулого століття завдяки дослідженням М.А. Долгопольської (1940), М.А. Галаджієва (1948) було завершено опис таксономічного складу і фауністичних комплексів зоопланктону Чорного моря. Вперше були описані випадки проникнення середземноморських видів зоопланктону в Чорне море. Дослідження А.П. Кусморської (1955) в 1948–1951 роках показали, що найбільш чисельні скупчення мезопланктону формуються в північно-західній частині Чорного моря. Пізніше були описані загальні закономірності міжрічної динаміки мезопланктона моря (Брайко и др., 1960; Федорина, 1968).

В 1951–1957 роках проводились дослідження розподілу зоопланктону в Чорному морі в залежності від гідрологічних факторів середовища (Петипа, Сажина и Делало, 1960; 1963), розпочато систематичні дослідження сезонної динаміки основних комплексів зоопланктону на північно-західному шельфі. Роботи в ці роки описують розподіл зоопланктону до настання посилення антропогенного впливу на екосистему Чорного моря (Темных, 2018).

Також досліджувались кількісні характеристики зоопланктону та зв'язки між зміною складу і біомасою мезозоопланктону з середньорічною динамікою температури. Була показана основна причина зниження біомаси зоопланктону в середині літа в результаті інтенсивного виїдання його пелагічними хижаками, а також виявлено динаміку таксономічного складу зоопланктону (Бенько, 1962).

1960–1964 роки були найбільш сприятливим періодом для розвитку рачкового мезозоопланктону: середньорічна загальна чисельність в 60-ті роки досягала 25 тис. еzk·м⁻³, а копепод – понад 20 тис. еzk·м⁻³ (Грезе и Ковалев, 1971). Завдяки помірному клімату та великій кількості штормів надходила велика

кількість біогенів, необхідних для розвитку планктону (Темных и Мельников, 2007).

З 1960 року спостерігалась значна інтенсивність вітру та хвильової активності. У цей період копеподи становили до 73% від біомаси мезозоопланктону. Переважали *Oithona nana* Giesbrecht, 1893 (47%), *P. elongates* (28%) і *A. clausi* (17%) (Kovalev et al., 1998).

До кінця 1960-х дані про фауну зоопланктону Чорного моря були узагальнені та опубліковані в «Определитель фауны Черного и Азовского морей» (Брайко, 1968; Беческу, Василенко и Грезе, 1969; Мордухай-Болтовский, 1968; 1969; 1972).

Дослідження планктонних видів, що перемістились через протоку Босфор, вперше розпочалось в 1960-ті роки. Деякі середземноморські види поширювались не лише біля Босфору або в центральній частині Чорного моря, але також і на північ від Севастопольської затоки. Вчені зафіксували подібні знахідки для району поблизу дельти Дунаю. Загальна кількість середземноморських видів в Чорному морі була близько 50-ти, більшість з них були зосереджені в Босфорському регіоні (Коваль, 1984).

Період 1965–1975 років характеризувався збільшенням промислового запасу, а з початку 60-х років до початка 70-х середньорічні темпи його приросту неухильно зростали. Екосистема Чорного моря перебувала у фазі відносно низької первинної продуктивності (Еремеев и др., 2009). Чисельність рачкового планктону практично не змінилося, хоча відбулися коливання частки домінуючих груп. Серед копепод домінувала *O. nana* (47%), збільшилася частка *A. clausi* (26%), майже вдвічі зменшилася чисельність *P. elongatus* (15%) (Kovalev et al., 1998).

У серпні 1973 року в Чорному морі була виявлена перша велика зона гіпоксії. Тоді на площі близько 3 500 км² між дельтою Дунаю та Дністровським лиманом загинуло близько 500 000 тонн донних тварин. У наступні роки площі гіпоксії і заморів вирости, досягаючи часом 30–40 тис. км² (Зайцев, 1992; Берлинский, Богатова и Гаркавая, 2001).

У 1970-ті роки у зв'язку з виносом з річковим стоком підвищеної кількості біогенних елементів, в тому числі азоту, фосфору та інших, почала різко зростати первинна продукція в пелагіалі. Цей процес тривав і в 1980-ті роки (Еремеев и др., 2009). Зниження вітрохвильової активності та кількості штормів у поєднанні з температурним режимом були оптимальним для розвитку *A. aurita* і, особливо, *N. scintilans* (Заика, 2005). Домінування динофлагелатів в екосистемі Чорного моря призвело до зміни видового складу зоопланктону. Ночесвітка має оптимум розвитку при температурі приблизно 18 °С і, в умовах штильової погоди влітку 1976 року дала суттєвий спалах біомаси (Zaitsev and Alexandrov, 1997; Kovalev et al., 1997a; 1997b).

З 1976 року в планктоні прибережжя Криму з'явився вселенець *A. tonsa* (Губанова, 2000; Gubanova, 2000). Влітку 1976 року частка копепод роду *Acartia* в загальній біомасі зростала до 73%. Знизилась чисельність великих епіпланктонних копепод. Сумарний внесок копепод в біомасу мезопланктона зменшився до 67% (Kovalev et al., 1998; 1999).

Зростання популяції фітопланктону в глибоководній частині моря викликала збільшення біомаси зоопланктону, яка потім в кінці 80-х років різко зменшилася. На північно-західному шельфі середньорічна біомаса зоопланктону трималася практично незмінною до кінця 80-х років і потім, як і в глибоководній частині, різко знизилася. Це раптова зміна популяції зоопланктону в кінці 80-х років пов'язана з появою в морській екосистемі реброплава *M. leidy*, чисельність якого була великою у багатьох районах Чорного моря (Заика и др., 1994).

Реброплав *M. leidy* був завезений в 1982 році і поширився по Чорному морю до 1988 року (Vinogradov et al., 1989b). На той час у Чорному морі не було жодних хижаків, і тому *M. leidy* зміг вижити за наявності їжі (зоопланктону) в Чорному морі та досягнув високої чисельності. Протягом наступних років спостерігалось зменшення популяцій риб-планктофагів, зменшення великих запасів риб та дельфінів, зменшення видового різноманіття зоопланктону, зафіксовано збільшення біомаси фітопланктону та бактеріопланктону (Shiganova et al. 2004; Shiganova, Alekseenko and Kazmin, 2019).

Після 1980 року в північно-західній частині Чорного моря почалися регулярні заморні явища (Zaitsev and Mamaev, 1997). Інтенсивність промислу різними країнами чорноморського басейну збільшилася. З 1980 року відзначено значне збільшення вилову дрібних промислових видів риби (Еремеев и др., 2009). Через евтрофікацію відбулось потужне підживлення Чорного моря фосфатами і нітратами, що викликало відповідну реакцію у вигляді бурхливого розвитку фітопланктону. Велика чисельність фітопланктону стала сприятливою обставиною існування рослиноїдних видів зоопланктону (Ковалев, Шмелева и Петран, 1987). Такі його представники як *N. scintillans* і *A. aurita* розмножувались з великою інтенсивністю. Біомаса *N. scintillans* в ПЗЧМ зросла в десятки разів, а загальна середня біомаса медузи у всьому морі збільшилася з 670 000 тонн в 50-х роках до 222 млн. тонн в 1981–1982 роках (Nikishina, Drits and Vasilyeva, 2011). Причому, по даними вченого Л.М. Полищука (2006), в північно-західній частині моря знаходилося до 25% всієї чорноморської популяції медузи. *N. scintillans* і *A. aurita*, які відносяться до некормового планктону, а кормові види зоопланктону (рачки, личинки моллюсків, черв'яків та інших тварин) такої тенденції розвитку не виявили. Навпаки, їх чисельність скоротилася, порівняно з тим, що було до початку евтрофікації моря. Це пояснюється виїданням кормового зоопланктону тими ж медузами (Полищук и Настенко, 2006).

Ночесвітка відіграє значну роль у пелагічному угрупованні Чорного моря. Коли її чисельність досягає мільйонів клітин на кубічний метр, перевищуючи загальну чисельність кормового мезозоопланктону, це призводить до цвітіння, що видно через появи яскраво рожево-червоного або помаранчевого кольору води (Александров и Берлинский, 1982). Особливо збільшення чисельності та біомаси *N. scintillans* частіше спостерігається влітку (Turkoglu, 2013; Aytan and Şentürk, 2018).

Цей всеїдний гідробіонт інтенсивно споживає широкий спектр 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 видами мезозоопланктону, що призводить до

зменшення чисельності останніх (Nawata and Sibaoka, 1983; Никишина и др., 2011). Через всеїдність та великі розміри (250–950 мкм), організм *N. scintillans* вивчається разом із мезозoopланктоном (Заика, 2005). У перерахунку на суху та вуглецеву біомасу, *N. scintillans* рідко перевищує 10% від загальної біомаси мезозoopланктону Чорного моря, і при цьому сира біомаса може становити від 75% до 99% (Полищук и Настенко, 2006).

Холодна літня погода 1985 року сприятливо позначилася на розвитку холодноводних видів: частка *O. similis* складала 31% від біомаси всіх копепод. У цей період через колосальне скупчення ночесвітки і медуз біля поверхні води в літній час були порушені репродуктивні цикли у багатьох копепод (особливо у дрібних), яйцями і наупліями яких активно живляться желетілі. Тривале зниження вітро-хвильової активності негативно позначилося на умовах для розвитку епіпланктонних понтеллід (Губарева и Светличный, 2016). В результаті, частка *O. nana* знизилася з 47% (у 1965–1969 роках) до 12% (в 1981–1985 роках), а епіпланктонні *Labidocera brunescens* Czerniavsky, 1868, *Pontella mediterranea* Claus, 1863, *Anomalocera patersoni* Templeton, 1837, і *Paracartia latisetosa* Krichagin, 1873 стали рідкісними або зникли в прибережжя Криму (Беляева и Загородняя, 1988). З 12 видів планктонних копепод залишилося 9. Змінилось співвідношення видів, частка *A. clausi* зросла до 30%, істотно зросла частка *P. parvus* (21%) (Kovalev et al., 1997a).

Підвищення річної температури води після 1988 року, зменшення вітрової активності, скорочення вертикального водообміну і, відповідно, збільшення впливу опріснення та евтрофікації, ймовірно, забезпечили комфортні умови в Чорному морі для інтродукції та натуралізації тепловодних вселенців, які в основному є хижакими, що підривають кормову базу риб, або кормові види з низькою масою, що в результаті призводить до зниження загальної біомаси мезопланктону, і, як результат, до зниження запасу промислових риб в Чорному морі (Темных, 2018).

Отже, до 1988 року *A. aurita* домінувала в групі хижаків трофічного ланцюга. Потім реброплав *M. leidyi*, занесений в Чорне море з баластними водами,

став домінувати в екосистемі, оскільки не мав на той час природного хижака (Mutlu, 2001; Oguz, Fach and Salihoglu, 2008). Тому у 1988–1991 роках відбувається перебудова екосистеми Чорного моря від домінування *A. aurita* до домінування *M. leidy*. В результаті популяція медузи *A. aurita* різко зменшилася, а чисельність реброплава *M. leidy* зросла. Крім того, поява додаткового хижака призвела до різкого зменшення популяції зоопланктону (Загородняя, Павловская и Морякова, 2003; Камакин, 2005). В результаті катастрофічно знизилася чисельність іхтіопланктону та поповнення популяцій планктоноядних риб. Безумовно, також негативну роль зіграв інтенсивний промисел (Еремеев и др., 2009). У цих умовах почалася істотна перебудова планктонного угруповання в Чорному морі, відбувся спалах біомаси ктенофори вселенця *M. leidy* (Vinogradov et al., 1989b). Зникли ще два види копепод: *O. nana* і мала форма *A. clausi* (Belmonte et al., 1994; Ковалев и Губанова 1995). Частка копеподи *A. clausi* збільшилася до 75% від загальної біомаси (Kovalev et al., 1997a).

У 1986–1990 роках у 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; Воробьева и др., 2017). За даними Л.М. Полищука протягом 1981–1991 років. *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 евтрофікації) – *N. scintillans*, зросла чисельність і біомаса загального зоопланктону та частка некормового компоненту (Полищук и Настенко, 2006).

У 1991–1994 роках в умовах високої літньої температури продовжилася експансія *M. leidy* і масовий розвиток копеподи *A. clausi* (чия частка в планктоні зросла до 85%), і в результаті виїдання загальна частка рачкову планктону в мезопланктоні впала до 14% (Ковалев и др., 1993; Ковалев и Финенко, 1993). У

літні місяці (червні – серпні) *A. clausi* формувала до 100% від біомаси копепод (Губанова, 2000; Isinibilir, Hubareva and Svetlichny, 2014).

На початку 1990-х років деякі масові в попередні роки види мезопланктону стали рідкісними і навіть зникли з Чорного моря, як, наприклад, копеподи *O. nana*, *P. mediterranea*, *L. brunescens*, *A. patersoni* і кладоцера *P. avirostis* (Виноградов, Сапожников и Сушкина, 1992).

У 1992–1993 роках біомаса перідінієвих водоростей перевищила багаторічну (1964–1989 роки) в 6 разів. В результаті збільшення ролі перідінієвих і золотистих водоростей відбулося зниження середнього об'єму клітин угруповання, що відображає загальну тенденцію підвищення трофності екосистеми Чорного моря (Брянцев и Брянцева, 1999). Зміна складу фітопланктону і зменшення середнього розміру обсягу клітин фітопланктону, ймовірно, змінило і раціон харчування мезопланктону і, особливо, його великих видів, що мешкали під термокліном, так як дрібні види копепод більш ефективно харчуються дрібними клітинами водоростей, ніж великі (Gamble, 1978; Huntley, 1981).

Протягом року для кормового зоопланктону характерним було значний розвиток популяцій навесні й пригнічення восени, що було найкраще виражено в 1993–1994 роках. Найбільш значна амплітуда річних змін характерна для продуктивної зони конвергенції центральних районів. Зараз просторовий розподіл зоопланктону змінився – основні скупчення кормового зоопланктону змістились з прибережних районів в зону проходження основної чорноморської течії. Причини подібної перебудови пов'язані зі збідненням шельфової зони і зменшенням запасів всіх угруповань тварин в зоні дивергенції над сірководневими водами (Зайцев, Александров и Миничева, 2006).

Починаючи з 1990-тих років чисельність і біомаса епізоопланктону та батізоопланктону значно зросли, особливо в глибоководних районах, більш ніж у 10 разів. Зони з найбільшими цими показниками вже не були точковими, а займали просторові ділянки моря. Водночас впродовж травня біомаса кормової бази (фітопланктону) знизилась на порядок: спостерігалось значне виїдання з

боку фітофагів. Біомаса рачкового зоопланктону зростала з північного заходу на південний схід зі збільшенням глибини. Розповсюдження основних скупчень епізоопланктону на північному заході співпадало з проникненням сюди більш прогрітих і осолонених поверхневих вод. Збільшилось видове різноманіття – всього відзначено 28 масових видів мезо- і макрозоопланктону. З'явилися в більшій кількості представники ряду Harpacticoida у районі, що прилягає до Дунаю – *Euryte longicauda longicauda* Philippi, 1843 (епіпелагічні копеподи), а також мізиди. Основу біомаси кормового зоопланктону в травні складали: в Одеській затоці – меропланктон, на мілководді – епізоопланктон та крупні мізиди, на шельфі з глибинами понад 30 м – приблизно в однаковій мірі епі-, батізоопланктон та мізиди. У глибоководних районах основу біомаси складав батізоопланктон. Водночас значно зросли запаси таких планктонних хижаків, як ноктілюка і сагітта. Розповсюдження реброплава плевробрахії на шельфі обмежувалось ізобатою 50 м, його чисельність і біомаса практично не змінилися і залишилися невисокими – декілька г/м² у південній частині шельфу і 20–30 г/м² на глибоководді. Ці показники є значно нижчими від показників за попередні роки (Загородняя, Павловская и Морякова, 2003).

Видовий склад зоопланктону влітку був порівняно бідним, переважав епізоопланктон: акарція, кладоцери (*P. polyphemoides*, *P. aviristris*), гарпактікоїди, а також остракоди – *Paradoxostoma* sp., хордові (*O. dioica*) та мерозоопланктон. Величини сумарної біомаси зоопланктону також були незначними. Добра забезпеченість кормом дрібного рослинного зоопланктону стимулювала його розвиток у літньо-осінній період на всій прибережній акваторії шельфу (Kovalev and Piontkovski, 1998).

Було показано, що зміни Чорноморської екосистеми в наступні роки розвивалися під впливом змін клімату, евтрофікації та проникнення нових для даного регіону видів (Мее, 1992; Ковалев, Загородняя и Островская, 1996; Temnykh and Silakov, 2015; Vinogradov, Bogatova and Synegub, 2018). Найбільш різкі зміни складу та кількості морського мезопланктону в північній півкулі

відбулися синхронно за останні десятиліття у всіх Європейських морях, включаючи Чорне (Temnykh et al., 2012).

Одним з проявів змін екосистеми Чорного моря, що спричинило за собою зниження кормових запасів промислової іхтіофауни, були періодичні спалахи чисельності жететілих видів, як аборигенних, так і вселенців (Vinogradov et al., 1989b; Grishin and Shlyakhov, 2012).

У 1997 році у Чорне море проник новий вселенець реброплав *B. ovata*, що споживав *M. leydyi* (Konsulov and Kamburska, 1998; Shiganova et al., 2001). З появою *B. ovata* змінився хід сезонної динаміки чисельності мезозoopланктону. У вересні спостерігалось різке збільшення чисельності дрібного рачкову планктону (копепод і кладоцер) після катастрофічного зниження чисельності в серпні через виїданням реброплавом *M. leydyi* (Finenko et al., 2003).

Наприкінці 1990-х років на екосистему Чорного моря вплинув ще один екологічний фактор – значне підвищення температури води, що разом з евтрофікацією значно вплинули на стан прибережного шельфу і його угруповань (Еремеев и др., 2009).

Отже, у 1990-ті роки в чорноморських країнах (крім Туреччини) річковий стік значно скоротився, що призвело до зниження концентрації фітопланктону. Одночасно стабілізувалася на «середньому» рівні і чисельність мнеміопсиса. Цьому сприяли як його природна «саморегуляція», так і вселення нового реброплава *B. ovata*, що харчується майже виключно мнеміопсисом (Еремеев и др., 2009).

Дослідження в наступні десятиліття виявили зміни в складі та розподілі зоопланктону, пов'язані з евтрофікацією, забрудненням та іншими видами антропогенного впливу на екосистему, в тому числі, на зоопланктон (Kovalev et al., 2001; Воробьева и др., 2014). Вселення нових планктонних видів стало одним з факторів, що помітно вплинули на стан планктонного угруповання в цілому (Finenko et al., 2003; Еремеев и др., 2009) і, зокрема, на аборигенні види (Темных, 2018).

У 2001 – 2008 роках тривало вселення тепловодних видів: з'явився новий вид копепод *O. davisae* (Загородня, 2002), що швидко став масовим (Altukhov, Gubanova and Mukhanov, 2014; Funda and Tuba, 2016; Губанова и др., 2019), і тому чисельність копепод з початку 2000-х років стала відновлюватися. В прибережній зоні реєструвалась висока чисельність *A. tonsa* при співіснуванні мнеміопсиса і берое, поряд з високою чисельністю мезопланктону в першій половині року, восени спостерігався другий спалах високої чисельності рачкову планктону (Gordina et al., 2001; Vinogradov, Lebedeva and Lukasheva, 2006).

Кількісні показники мезопланктону у відкритому прибережжі Севастополя збільшилися в 2002–2003 роках в порівнянні з 1990-ми роками (Темных, 2018), але були нижче величин, що спостерігались в цьому районі в 1960–1970 роках (Гресе и Федорина, 1979), головним чином через низьку чисельність копепод.

Чисельність кладоцер в 2002–2003 роках наблизилася до рівня 1960-х років (Темных и Мельников, 2007). Біомаси обох груп були нижчими, ніж в 1960-х роках: для копепод в 5,5 рази, для кладоцер в два рази. Почалося поступове відновлення структури угруповання мезозоопланктону (Tokarev et al., 2010): частка *A. clausi* знизилася до 52%, збільшився внесок в чисельність таких видів як *P. elongatus*, *P. parvus*, *C. ponticus*. У планктоні знову з'явилися *P. mediterranea* та *A. patersoni*.

У серпні 2005 року в Одеській затоці спостерігався спалах розвитку *A. tonsa*. Співвідношення *A. clausi* і *A. tonsa* становило 1:137. Копепода *O. davisae* була відзначена у вересні 2012 року, коли вона повністю витіснила аборигенну форму *O. minuta*. Її чисельність становила $35459 \text{ ек.}\cdot\text{м}^{-3}$, а біомаса $85,53 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-3}$ (Воробьева и др., 2017).

В 2009–2011 роки зоопланктон не зазнав впливу від реброплава *M. leydyi*, чисельність якого значно знизилась. В ці роки розмноження *M. leydyi* почалося вже на початку червня, в той час як в попередні роки воно починалося на початку – середині серпня. Реброплав *B. ovata* також з'явився рано: на початку – середині липня, хоча раніше з'являвся наприкінці серпня – початку вересня (Аболмасова и др., 2017).

др., 2012). У зоопланктоні відкритого прибережжя домінували копеподи *P. parvus*, *A. clause* та *O. davisae* (Korotaev, 2009; Селифонова и Ясакова, 2012).

У 2005–2013 роках чисельність кормового зоопланктону зменшилася в 3–5,1 разів, некормового в 4,4–5,8 разів, а біомаса кормового зоопланктону зменшилася в 1,6–3,9 разів, некормового в 2–6,2 рази (Воробьева и др., 2017).

Протягом 2013–2014 регулярно спостерігалась присутність *N. scintillans*, що незважаючи на порівняно невелику чисельність (екз. \cdot м⁻³), мала значну перевагу за біомасою (80 мг \cdot м⁻³), що значно перевершувала середню біомасу таких масових таксонів як *Soropoda* і *Cladocera*, які мали досить високу чисельність серед інших. Отже, при невеликій середньої чисельності *N. scintillans* займала одне з провідних місць за середньорічною біомасою серед усіх зазначених видів. Але починаючи з 2014 року *N. scintillans* витісняють реброплави. Це є ще одним фактором зменшення її біомаси та чисельності в наступні роки (Ozdemir and Ak, 2012; Feuzioglu, 2014; Воробьева и др., 2014; 2017).

Отже, останнім часом у структурі пелагічної екосистеми Чорного моря зареєстровані значущі зміни, пов'язані як із посиленням антропогенного впливу, так і зі вселенням реброплава *M. leidy* в середині 1980-х років. Поява мнеміопсиса привела до тимчасового зменшення біомаси зоопланктону та деякій зміні структури пелагічного угруповання, яке значно відрізняється від того, що спостерігалось раніше. Найбільшого збитку було нанесено прибережним районам, що формують найпродуктивніші зони моря. Разом з тим, спостереження, що проводилось в 2003–2007 роках у шельфовій зоні та в глибоких водах Чорного моря, свідчать про значне зниження впливу цього хижака на зоопланктон (Arashkevich et al., 2014).

В останні роки, в порівнянні з кінцем 80-х – першою половиною 90-х років ХХ століття, стан ресурсної бази поліпшується (Еремеев и др., 2009), на відміну від 2000-х років, коли відзначали критичне зниження чисельності в літній сезон майже всіх представників мезопланктону. В 2009–2011 роках ситуація почала стабілізуватися, середньорічні величини чисельності копепод збільшилися та з

часом досягали рівня 60-х років, спад чисельності в літній період став не таким помітним (Темных, 2018).

Таким чином, зміни біомаси, чисельності та таксономічного різноманіття зоопланктону в останні десятиліття в Чорному морі викликані рядом причин. Протягом останніх кількох десятків років екосистема Чорного моря в цілому і його окремі акваторії зокрема знаходяться в динамічному стані. Через різні причини скорочується або збільшується розвиток одних видів, зникають інші, поселяються нові для екосистеми види (Темных, 2018).

Отже, вчені охарактеризували основні зміни в угрупованні зоопланктону в північно-західній частині Чорного моря в XX та на початку XXI століть (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 роки) 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 $150\text{--}400 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-3}$ та влітку $350\text{--}900 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-3}$. 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).

РОЗДІЛ II. МІСЦЕ, МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Загальні особливості відбору та обробки проб зоопланктону

Матеріалом для написання роботи слугували історичні бази даних ДУ «Інститут морської біології НАН України», які були люб'язно надані д.б.н. **Александровим Б.Г.**, та бази даних, зібрані під час міжнародного проєкту «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.

Проаналізовані результати обробки проб, зібраних співробітниками ДУ «Інститут морської біології НАН України» в період з 1955 по 2019 рік (рис. 2.1).

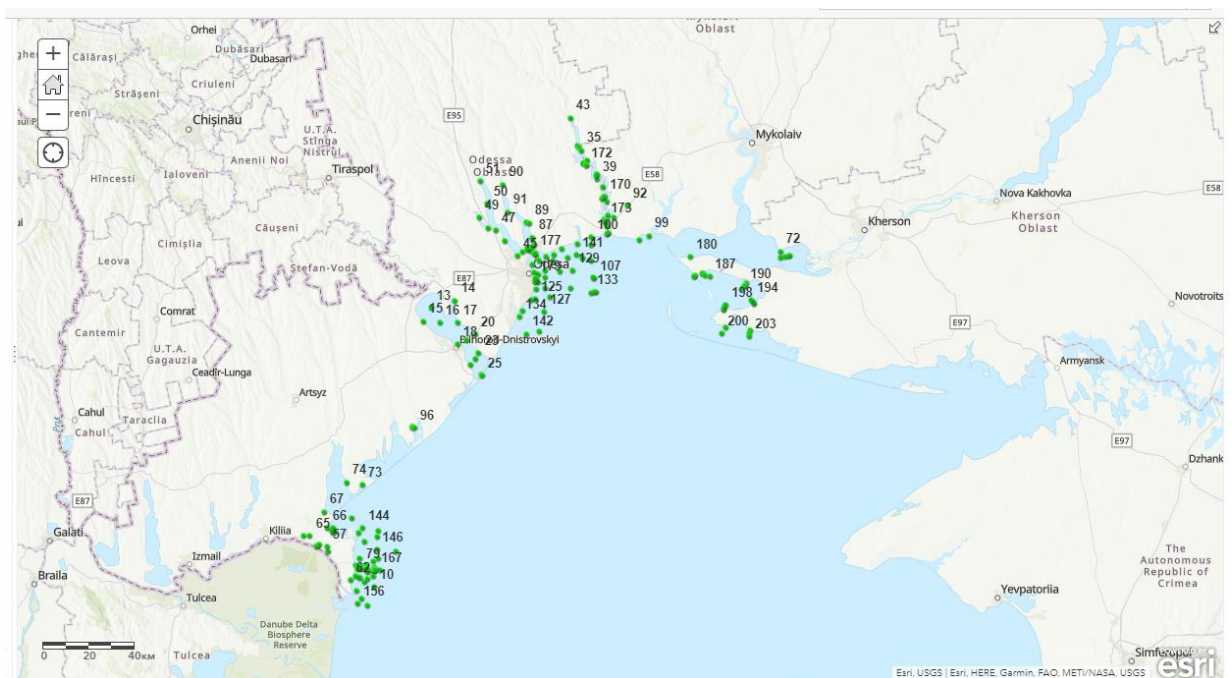


Рис. 2.1. Карта-схема багаторічного моніторингу ПЗЧМ з 1955 по 2019 роки

Для збору проб зоопланктону використовували сітку Джеді (отвір $0,1 \text{ м}^2$, розмір вічка 150 мкм), верхній діаметр якої, зазвичай, становив 36 см . Потім розраховували об'єм профільованої води за загальноприйнятими гідробіологічними методиками (Салазкин, Иванова и Огородникова, 1984; Тевяшова, 2009; Александров та Харитоновна, 2019b).

Вертикальні лови зоопланктону виконували на глибинах більше 5 м, що зазначено Європейськими стандартами (Manual of marine monitoring, 2015). Для фіксації проб зоопланктону використовували нейтралізований формальдегід 4%. Далі застосовували штемпель-піпетку, яка, після рівномірного перемішування організмів у мірному стакані, дозволяла відібрати під-пробу об'ємом 1 мл. Відібрані піпеткою організми переносили до камери Богорова для кількісного обліку (Салазкин, Иванова и Огородникова, 1984; Александров та Харитоновна, 2019b).

Визначення якісного складу зоопланктону проводили до виду за визначниками: «Определитель фауны Черного и Азовского морей» (Мордухай-Болтовский, 1968; 1969; 1972) та «Определитель пелагических личинок многощетинковых червей (Polychaeta) Черного моря» (Мурина, 2005). Назви видів зоопланктону надані згідно з базою World Register of Marine Species (WoRMS, 2021) та наведені у «Керівництво з моніторингу зоопланктону морських вод України та визначення їх екологічного стану за стандартами Директиви ЄС про Морську Стратегію» (Александров та Харитоновна, 2019b).

Статистичну обробку отриманих даних здійснювали загальноприйнятими методами (Лакин, 1990) та за допомогою комп'ютерних програм MS Office Excel. Розраховували такі показники: середнє значення та його стандартну похибку, діапазони довірчих інтервалів (рівень значимості 0,05).

Стратегія відбору проб

Згідно з вимогами WFD та MSFD основними географічними об'єктами екологічного моніторингу Чорного моря були:

1. Прибережні води (coastal waters) – це поверхневі водні об'єкти, які поширюються від берега до відстані однієї морської милі в бік моря, а саме від найближчої точки базової лінії, від якої вимірюється ширина територіальних вод, поширюючись до зовнішньої межі транзитних або перехідних вод (DIRECTIVE 2000/60/EC, 2000).

2. Транзитні або перехідні води (transitional waters) – це поверхневі водні об'єкти близ гирла річок, для яких характерна неповна (частковою) солоність, так

як вони розташовані близько до прибережних морських вод, на які значно впливають прісноводні стоки (DIRECTIVE 2000/60/EC, 2000; Загальна стратегія впровадження, 2000).

3. Морські або відкриті води (marine waters) – це всі води у морях та океанах, що не відносяться до категорій «прибережні води» і «транзитні води» (DIRECTIVE 2008/56/EC, 2008).

Вибір станцій та частота відбору проб зоопланктону майже завжди співпадали зі станціями, де відбирали проби фітопланктону. Якщо у поверхневому шарі води спостерігалась солоність <10‰, вважали, що це прибережні води і відбирали проби з поверхні моря до глибини залягання верхнього шару термокліну. Коли STD-зонд (пристрій, що дозволяє виміряти солоність, температуру та глибину водойми) був відсутній або не працював, протяжність поверхневого шару по вертикалі вважали в середньому горизонт 0–10 м (Александров та Харитоновна, 2019b; Dyadichko et al., 2022).

Другий горизонт – термоклін, також вимірювали за допомогою STD-зонду, за аналізом руху кривих температури і солоності води, або у середньому визначали як горизонт вертикального лову сітки 10–25 м. Нарешті, останній горизонт лову розташований за межею шельфу і простягався від нижнього шару термокліну до нижньої границі кисневого шару, тобто у середньому до глибини 50–100 м (Александров та Харитоновна, 2019b).

За даними багаторічних спостережень, що були проведені у чисельних експедиціях в північно-західній частині Чорного моря, О.А. Юнев (Юнев, 2012) виділив райони Чорного моря, які важливі для вивчення кількісних закономірностей і механізмів евтрофікації. Ці райони враховували при оцінці екологічного стану Чорного моря. І якщо взяти до уваги особливості північно-західного шельфу Чорного моря, розподіл солоності з урахуванням впливу чотирьох найкрупніших річок (Дунаю, Дніпра, Дністра та Південного Бугу), а також вертикальний профіль розподілу температури і солоності води, нами було виділено дев'ять районів відбору проб, які ввели в систему станцій моніторингу

зоопланктону Чорного моря в межах територіальних вод України (Александров та Харитонов, 2019b):

1. Прибережні (поверхневі) води Дунайського регіону – горизонт облову від 0 до 10 м (або верхньої межі термокліну за STD-вимірюванням), солоність води <10‰ (фактично це транзитні або проміжні води).
2. Прибережні (поверхневі) води Дністровсько-Дніпровського регіону – горизонт облову від 0 до 10 м (або верхньої межі термокліну за STD-вимірюванням), солоність води <10‰ (фактично це транзитні або проміжні води).
3. Шельфові (поверхневі) води Дунайського регіону до глибини 50 м – горизонт облову від 0 до 10 м (або верхньої межі термокліну за STD-вимірюванням), солоність води 12–17‰.
4. Шельфові (поверхневі) води Дністровсько-Дніпровського регіону до глибини 50 м – горизонт облову від 0 до 10 м (або верхньої межі термокліну за STD-вимірюванням), солоність води 12–17‰.
5. Шельфові (зона термокліну) води Дунайського регіону до глибини 50 м – горизонт облову від 10 до 25 м (або більш точніше за STD-вимірюванням), солоність води 12–17‰.
6. Шельфові (зона термокліну) води Дністровсько-Дніпровського регіону до глибини 50 м – горизонт облову від 10 до 25 м (або більш точніше за STD-вимірюванням), солоність води 12–17‰.
7. Води відкритого моря (поверхневі) – за межами глибини 50 м – горизонт облову від 0 до 10 м (або більш точніше за STD-вимірюванням).
8. Води відкритого моря (зона термокліну) – за межами глибини 50 м – горизонт облову від 10 до 25 м (або більш точніше за STD-вимірюванням).
9. Води відкритого моря (зона холодного проміжного шару) – за межами глибини 50 м – горизонт облову від 25 до 100 м (або більш точніше за STD-вимірюванням) (Александров та Харитонов, 2019b).

Так як Чорне море – це водойма з великою амплітудою сезонних коливань температури (Виноградов и Загородняя, 1992), то ми враховували цю закономірність при вивченні кількісного розподілу угруповання зоопланктону.

Особливо приймали до уваги формування сезонного термокліну, що, в залежності від регіональних кліматичних умов, починається в квітні-травні. Цей період, як правило, асоціюється з гідрологічною та біологічною весною і супроводжується цвітінням фітопланктону і репродуктивною активністю багатьох пелагічних і донних безхребетних (з розвитком їх пелагічних личинок). Влітку, коли верхній шар стає тепліше, термоклін заглиблюється, і до осені товщина верхнього перемішаного шару може досягати 30–50 м залежно від динаміки вод. Нижче термокліну температура круглий рік постійна і становить 7–8 °С.

Сезонний стан термокліну зумовлює вертикальний розподіл теплолюбних зоопланктерів. Осінні шторми і падіння температури руйнують термоклін і взимку температура стає практично однаковою по всій товщі води в більшості районів моря, за винятком прибережних, де вона може бути і нижче (Зайцев, 1977b; Белокопытов, 2013).

Тому для оцінки екологічного стану акваторій ПЗЧМ враховували його біологічні сезони (Александров та Харитонов, 2019b), в які були відібрані проби зоопланктону:

1. Зима – $T_{\text{води}} < 8$ °С (грудень – квітень, коли термоклін відсутній).
2. Весна – $T_{\text{води}} 8\text{--}16$ °С (квітень – травень, коли відбувається формування термокліну).
3. Літо – $T_{\text{води}} > 16$ °С (червень – серпень, коли наявний термоклін).
4. Осінь – $T_{\text{води}} 16\text{--}8$ °С (вересень – листопад, коли відбувається заглиблення термокліну).

При виділенні біологічних сезонів (Александров та Харитонов, 2019b) в Чорному морі опирались на таких закономірностях:

1. Зима і літо характеризуються граничними температурами води і відсутністю виражених градієнтів швидкості її зміни.
2. Весна та осінь, навпаки, відрізняються максимальною швидкістю зміни температури.
3. Біологічна весна в Чорному морі починається після досягнення температури води 8–10 °С.

Як район стаціонарного гідробіологічного дослідження за температурними умовами, Одеську затоку (де, в основному, і були відібрані проби зоопланктону) можна віднести до низькотемпературної області, що характеризується середньою річної температурою – 11,1 °С та середньодобовою швидкістю зміни температури води – 0,2 °С·добу⁻¹ (Александров, 2016b). Для того, щоб уникнути збільшення кількості зоопланктону за рахунок бентосних форм, яких відносять до бентопланктону, відбір проб проводили у світлий період часу з 8:00 до 20:00.

2.2. Визначення динаміки структурно-функціональних показників зоопланктону в різних регіонах Чорного моря

Для проведення аналізу багаторічної динаміки загальної біомаси зоопланктону, біомаси та чисельності ночесвітки, *Copepoda* та їх основних компонентів: *O. davisae*, *A. clausi* та *A. tonsa* у Дунайському та в Одеському морському регіонах були використані первинні бази даних ДУ «Інститут морської біології НАН України», а також дані, що були зібрані в рамках міжнародного проекту «EMBLAS-plus» під час українсько-грузинських експедицій протягом 2016, 2017 та 2019 років.

Карти-схеми зі станціями відбору проб зоопланктону під час багаторічного моніторингу ДУ «Інститут морської біології НАН України» в Одеському та Дунайському регіонах Чорного моря представлені на рис. 2.2. та 2.3.

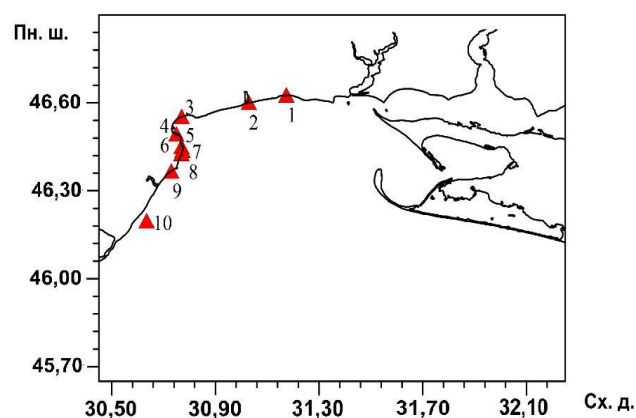


Рис. 2.2. Карта-схема станцій відбору проб зоопланктону в ході багаторічного моніторингу Одеського морського регіону (Харитонов, Набоків та Дядичко, 2021)

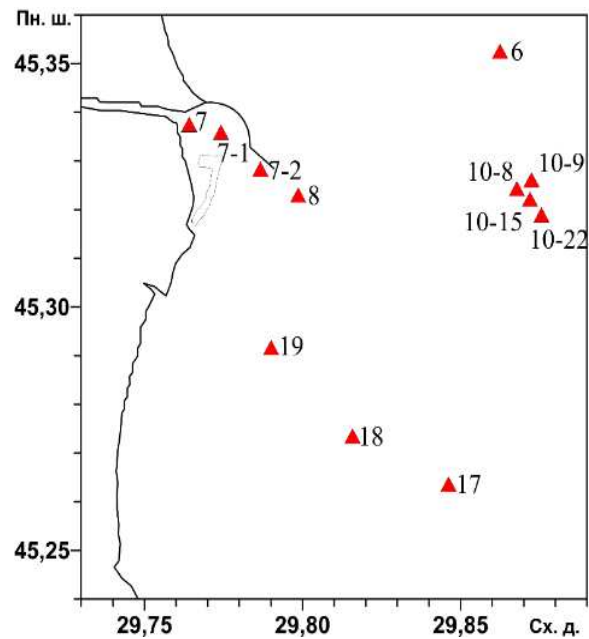


Рис. 2.3. Карта-схема станцій відбору проб зоопланктону в ході багаторічного моніторингу Дунайського регіону (Харитонова, Набоків та Дядичко, 2021)

2.3. Визначення сучасного стану зоопланктону в ПЗЧМ

Відбір проб зоопланктону здійснювався в рамках міжнародного проєкту «EMBLAS-plus» під час українсько-грузинських експедицій (NPMS та JBSS) протягом 2016, 2017 та 2019 років у прибережних, шельфових та відкритих водах Чорного моря.

Також, використані результати досліджень зоопланктону в прибережній зоні ПЗЧМ від Тендрівської затоки до авандельти Дунаю в 2016–2019 роках, виконані співробітниками ДУ «Інститут морської біології НАН України». Ці результати були також враховані під час написання звіту з проєкту «EMBLAS-plus».

В українських прибережних водах протягом періоду 2016, 2017 та 2019 років мезозоопланктон відбирали відповідно на 15 (17 проб), 10 (36 проб) та 20 (23 проби) станціях (рис. 2.4 та 2.5). На мілководді проби відбирали від дна до поверхні, а в більш глибоких місцях – з верхнього змішаного шару, шару термокліну та під термокліном.

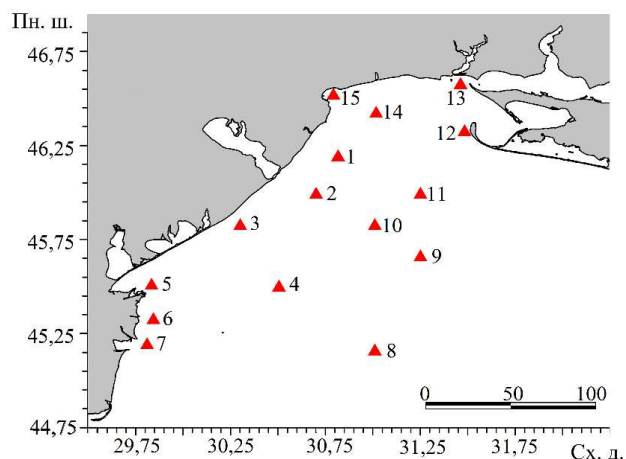


Рис. 2.4. Карта-схема станцій відбору проб у прибережних водах ПЗЧМ у 2016 році (Kharytonova et. al., 2021)

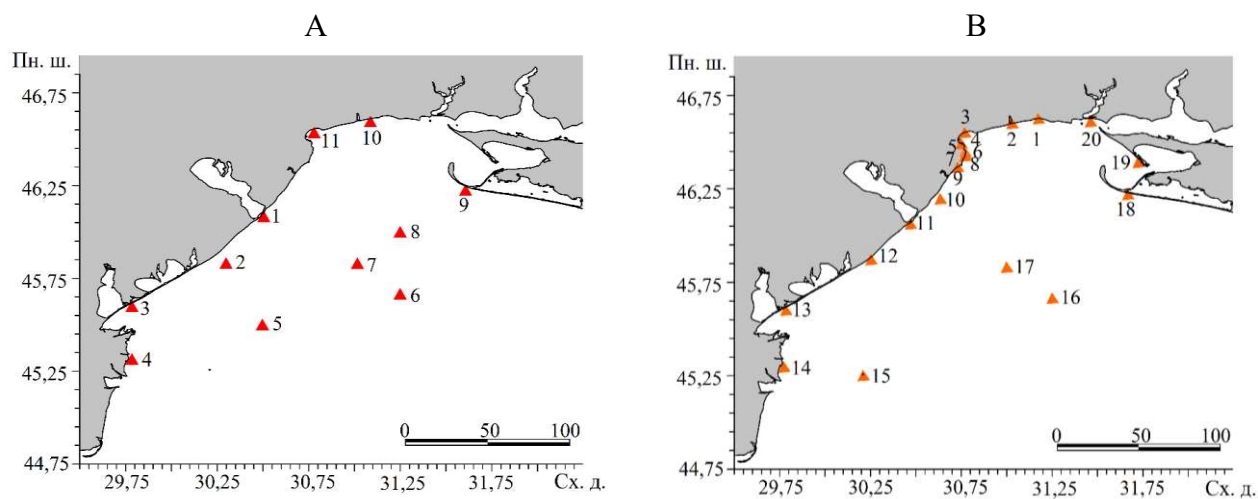


Рис. 2.5. Карта-схема станцій відбору проб у прибережних водах ПЗЧМ у 2017 (А) та 2019 (В) роках (Kharytonova et. al., 2021)

У шельфовій зоні та відкритих водах Чорного моря у 2016, 2017 та 2019 роках проби відбирали на 25 (42 проби), 12 (30 проб) та 15 (39 проб) станціях відповідно (рис. 2.6 та 2.7). Станції відбору проб простягались вздовж усього Чорного моря, аж до берегів Грузії. Аналіз сучасного стану зоопланктону проводили тільки в українській частині Чорного моря. Деякі проби відбирали від верхньої межі гіпоксичного шару до поверхні води, інші збирали від верхньої межі гіпоксичного шару до нижньої межі термокліну, а також від нижньої до верхньої межі термокліну та від верхньої межі термокліну до поверхні.

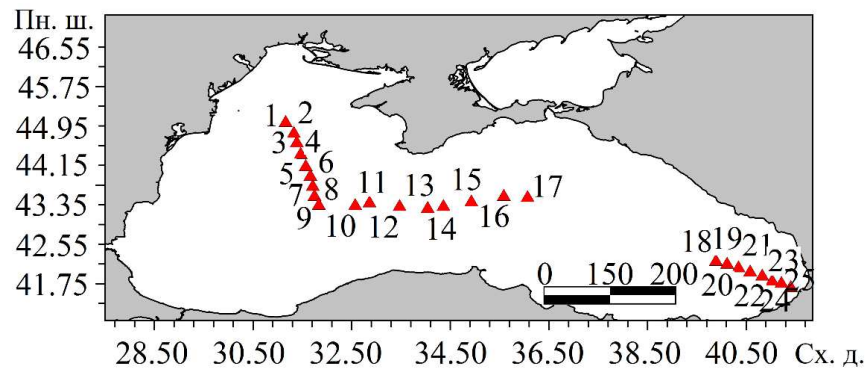


Рис. 2.6. Карта-схема станцій відбору проб у шельфових та відкритих водах Чорного моря у 2016 році (Kharytonova et. al., 2021)

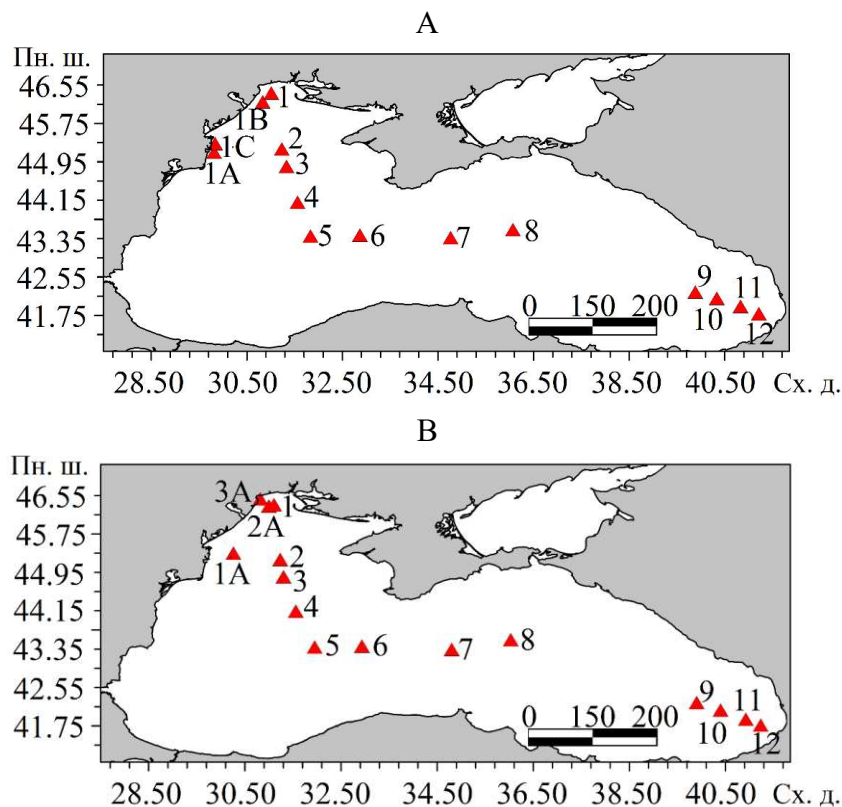


Рис. 2.7. Карта-схема станцій відбору проб у шельфових та відкритих водах Чорного моря у 2017 (А) та 2019 (В) роках (Kharytonova et. al., 2021)

2.4. Методологія встановлення екологічного стану ПЗЧМ за показниками зоопланктону згідно WFD та MSFD

Основними проблемними питаннями методики визначення якості морського середовища за біологічними показниками, які були розроблені для ключового компонента водної екосистеми (criteria elements) – зоопланктону є:

1. Обґрунтування еталонних умов якості водного середовища, які можуть бути прийняті як показники «добрих екологічних умов» по WFD та MSFD.

2. Пошук ключових показників (характеристик, метрик) стану згаданих життєвих форм.

3. Температурні параметри виділення сезонів (біологічної зими, весни, літа та осені).

Основними поняттями, що використовувались при оцінці екологічного стану морського середовища були (Александров та Харитонов, 2019b):

1. Метрика (metric) – те, що може бути виміряне, тобто різні характеристики, що використовуються при оцінці відносної екологічної якості акваторій. Нашими метриками виступали структурні показники зоопланктону, що дозволяють оцінити функціонування водної екосистеми.

2. Еталонні умови (reference period, pristine conditions) – умови, які були до впливу людини). Згідно з рекомендаціями проєкту MISIS (Moncheva and Voicenko, 2014) фахівцями Болгарії, Румунії і Туреччини, під еталонними умовами, пов'язаними з реєстрацією великомасштабної евтрофікації в північно-західній частині Чорного моря на початку 1970-х років, були прийняті середні значення характеристик стану фітопланктону, зоопланктону і макрзообентосу, до настання цього періоду (Moncheva and Voicenko, 2014). Іншими словами, середні значення характеристик за період 1950–1970 були визначені як відповідні найбільш високому екологічному статус-класу, а їх середні значення за період 1980–1990 відповідали найгіршому екологічному стану морських вод.

3. Відносна екологічна якість середовища (EQR) – це відношення значення метрики в районі досліджень до еталонного значення. Його значення лежить між 0 і 1. EQR дорівнює відношенню якості середовища у період спостереження до еталонного значення, за яке приймалось спостереження, виконане у 1967–1972 роках (до евтрофування). У період з 1980 по 1993 рік відмічені найгірші умови існування зоопланктону (Zaitsev, 1992; Aleksandrov and Zaitsev, 1998).

Згідно WFD новий підхід для визначення якості водних екосистем ґрунтується на більшій значущості біологічних показників у порівнянні з

хімічними. Крім того, для більш детальної оцінки якості води та визначенню класу екологічного статусу відповідно до Водної Рамкової Директиви стали використовувати п'ять категорій екологічного статус-класу: відмінна (high), добра (good), помірна (moderate), посередня (poor) та погана (bad) (DIRECTIVE 2000/60/EC) (табл. 2.1).

Таблиця 2.1.

**Класифікація екологічного статус-класу водного середовища згідно
WFD (DIRECTIVE 2000/60/EC)**

Екологічний статус-клас	Відмінний	Добрий	Помірний	Посередній	Поганий
Ступінь відхилення від норми	Відсутнє або зміни біологічних, фізико-хімічних і гідроморфологічних елементів якості дуже незначна (еталон)	Слабке відхилення біологічних елементів якості води від еталонних значень	Помірне відхилення біологічних елементів якості води від еталонних значень	Сильне відхилення біологічних елементів якості води від еталонних значень	Критичне відхилення біологічних елементів якості води від еталонних значень

На сьогодні відомо приблизно 300 індексів, або індикаторів стану морського середовища за хімічними та біологічними характеристиками (Berg et al., 2016; Alexandrov et al., 2020). Шість з яких, належать до зоопланктону і є обов'язковими до звітування чорноморських країн Консультативної групи з охорони біологічного різноманіття Секретаріату Комісії з охорони Чорного моря від забруднення (BSIMAP 2017-2022, 2017).

Згідно статті 9 Директиви 2008/56/ЄС, кожна держава розробляє свій набір метрик (показників) для визначення доброго екологічного стану (Good Ecological Status – GES або GenS) згідно MSWD (Commission Decision (EU) 2017/848, 2017).

Для визначення GES морських екосистем в рамках MSFD був розроблений огляд методологічних стандартів, який включив опис індикаторів для 11 дескрипторів (DIRECTIVE 2008/56/EC, 2008; Vorja et. al., 2006).

2.5. Визначення порогових значень інтегрального показника зоопланктону в ПЗЧМ за стандартами WFD.

Для визначення порогових значень інтегрального показника зоопланктону, за яким оцінювали екологічний статус-класу прибережних, транзитних та морських вод у ПЗЧМ були використані (Александров та Харитоновна, 2019b) наступні індикаторні структурні показники (метрики) зоопланктону:

1. Загальна біомаса зоопланктону (B), $\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$.
2. Біомаса ночесвітки *N. scintillans* (Noc), % від загальної біомаси.
3. Біомаса веслоногих Copepoda (Cop), % від загальної біомаси.
4. Біомаса желетілих – сцифоїдні і гідроїдні медузи та реброплави (Jel), % від загальної біомаси, що у випадку гарної якості $\leq 4 \text{ г} \cdot \text{м}^{-3}$ ($120 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$) для прибережних, шельфових та відкритих вод (Stefanova, Stefanova and Doncheva, 2015).

5. Індекс Шеннона за чисельністю (H), $\text{біт} \cdot \text{екз}^{-1}$, що відповідає доброму стану, якщо $\geq 3,0 \text{ біт} \cdot \text{екз}^{-1}$ (для прибережних та шельфових вод) та $\geq 2,5 \text{ біт} \cdot \text{екз}^{-1}$ (для відкритих вод) (Stefanova, Stefanova and Doncheva, 2015). Розрахунок індексу (1) здійснювали за формулою (MacArthur, 1955):

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i \quad (1)$$

де $p_i = \frac{x_i}{\sum_{i=1}^n x_i}$ відповідає числу ознак (наприклад, особин) певного виду у виборці (наприклад, в біоценозі).

Теоретично H-функція набуває максимального значення тоді, коли має місце повна вирівненість розподілу $\log_2 N$, що відповідає найбільшій різноманітності системи (N – загальне число об'єктів (наприклад, видів у біоценозі), а мінімальне дорівнює 0.

Більшість зазначених метрик вже використовувалась фахівцями Болгарії та Румунії при визначенні екологічного стану за показниками зоопланктону (Moncheva and Voicenco, 2014).

З урахуванням того, що перевагу слід надавати інтегральному показнику (Vorja et al., 2016), на основі визначення усіх вищезазначених індикаторних метрик, обчислювали інтегральний показник стану зоопланктону (K_f або IZI) за модифікованою формулою (2) Бурштейна (Александров, 2016b; Александров та Харитонов, 2019b):

$$K_f = (K_{i \min})^{0.5} \cdot (K_1^{a_1} \cdot K_2^{a_2} \cdot \dots \cdot K_n^{a_n})^{1/2n} \quad (2)$$

де K_1, K_2, K_n – метрики (різні індикаторні характеристики зоопланктону); a_1, a_2, a_n – вагові коефіцієнти метрик; n – кількість метрик. $0 < K_i \leq 1$ та $0 < a_i \leq 1$.

Так як інтегральний показник стану зоопланктону, впершу чергу, повинен відображати стан водних екосистем, що важливо для охорони та відтворення біологічного різноманіття, вагові коефіцієнти для кожної з метрик визначались за значенням коефіцієнту кореляції кількісних значень цього показника з індексом Шеннона за чисельністю (H) (Александров та Харитонов, 2019b).

Вагове значення H приймали рівним 0,9, так як воно не могло бути рівним одиниці. Використані підходи для обчислення інтегрального показника стану зоопланктону були аналогічними розрахунку синфітосозологічного індексу, який відображає ступінь раритетності рослинних угруповань за кількісними та якісними показниками. Цей індекс також є інтегральним показником цінності угруповань неземної рослинності на основі вагових ознак (коефіцієнтів вартості) значущості домінуючих видів, що беруть участь у їх формуванні як функціональної та територіальної системи (Дідух, 2009).

При визначенні кожної метрики для оцінки відносної екологічної якості морського середовища за значенням інтегрального показника зоопланктону K_f (IZI) було прийнято наступне:

1. Кількісні значення V обчислювалися за формулою (3):

$$1 - \lg V / 6 \quad (3)$$

Це обумовлено тим, що загальна біомаса зоопланктону на окремих станціях коливалась на шість порядків величин. У тих випадках, коли значення біомаси становило менше 1 мг, його чисельне значення допускалось рівним одиниці.

2. Значення метрик N_{oc} та J_{el} були змінені на зворотні величини, тому що з показником N вони мали негативну кореляцію.

3. Усі значення N поділялися на 3.5, як на максимально можливу величину

Порогові значення інтегрального показника зоопланктону, що відповідають п'ятим класам екологічного статусу ПЗЧМ, знаходили за допомогою формули обчислення процентілей у програмі Microsoft EXCEL (Александров та Харитонов, 2019b).

Порогові значення інтегрального показника зоопланктону в межах української частини Чорного моря та авандельти Дунаю, які дозволяють визначити відносну екологічну якість відповідно до методології WFD за п'ятьма категоріями (відмінний, добрий, помірний, посередній та поганий клас) визначали для дев'яти вищезгаданих районів та всіх сезонів.

Значення a_i для усіх метрик, що були використані при визначенні значення K_j , були розраховані на основі бази первинних даних ДУ «Інститут морської біології НАН України» за період 1955–2014 роки.

Аналогічно визначили порогові значення за п'ятьма категоріями і для транзитних вод авандельти Дунаю. Географічним об'єктом екологічного моніторингу була саме пригирлова зона авандельти Дунаю. Для визначення відносної екологічної якості проби зоопланктону відбирали з 2004 по 2017 рік в різні періоди року. Визначали порогові значення за середньомісячними показниками, які включали дані з 26 станцій (весна – 51, літо – 119, осінь – 96 зібраних проб). Станції відбору проб зоопланктону в ході багаторічного моніторингу авандельти Дунаю зображені на рис. 2.5.

Також була розрахована класифікація екологічного статус-класу за 5-ма категоріями за показником загальної біомаси зоопланктону для всіх видів транзитних вод, за часткою (%) *N. scintillans* та Copepoda від загальної біомаси

зоопланктону для морських пригирлових акваторій та за часткою (%) Rotifera – для лиманів естуарного типу.

2.6 Встановлення екологічного стану ПЗЧМ за індикаторними показниками зоопланктону

Встановлення екологічного стану акваторій ПЗЧМ (ESC) за показниками зоопланктону згідно з MSFD проводили за двома категоріями: «добрий екологічний стан (GES)» та «недобрий екологічний стан (NotGES)». Ці категорії за класифікацією екологічного стану згідно з WFD відповідають: «GES» – відмінний та добрий клас екологічного статусу, «NotGES» – помірний, посередній та поганий (DIRECTIVE 2008/56/EC).

За такими індикаторними показниками зоопланктону як загальна біомаса зоопланктону, частка *Copepoda* від загальної біомаси зоопланктону та % *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону визначали екологічний стан північно-західної частини Чорного моря з 2004 по 2019 роки протягом всіх сезонів року, окрім зими.

За аналізом багаторічних даних та опираючись на дослідження Б.Г. Александрова (2016b) виділили порогові значення метрик зоопланктону для оцінки екологічного стану морських та транзитних вод України. Ці дослідження дозволяють прослідкувати історичну динаміку порогових значень індикаторних показників зоопланктону.

Щодо вимог ЄС до моніторингу морських вод в якості ключового показника розвитку зоопланктону – загальної біомаси, використовували не їх середньорічні значення, а загальний тренд їх змін за минули три роки, тобто середню за три попередні роки. Дані вимоги обґрунтовані тим, що враховують відхилення результатів моніторингу конкретного року, пов'язані із загальними змінами умов існування екосистеми, в тому числі кліматичними. Такий підхід є правильним, так як згладжує природні зміни, зумовлені великою кількістю інших факторів, що впливають (Александров та Харитонова, 2019b).

Так як біомаса зоопланктону дуже сильно змінюється в залежності від сезонів року, то для весни, літа та осені визначені різні порогові значення цього індикатора, які відповідають градації п'яти класам екологічного статусу згідно стандартів Водної Рамкової Директиви ЄС (відмінний, добрий, помірний, посередній, поганий). Для визначення порогових значень за біомасою зоопланктону використовували персентилі. Зокрема, за найвище значення якості середовища вчений приймав 90 персентиль у період спостереження з 1967 по 1972 рік.

В табл 2.2 представлені порогові значення показника загальної біомаси зоопланктону, які використовували для оцінки екологічної якості ПЗЧМ.

Таблиця 2.2

Порогові значення показника загальної біомаси зоопланктону в морських водах Чорного моря

Сезон, відносна екологічна якість/екологічний статус-клас	Відмінний	Добрий	Помірний	Посередній	Поганий
Весна	400–300	300–150	150–70	70–10	<10 (>400)
EQR	1.00–0.70	0.69–0.40	0.39–0.20	0.19–0.10	0.00
Літо	900–600	600–350	350–200	200–40	<40 (>900)
EQR	1.00–0.70	0.69–0.40	0.39–0.20	0.19–0.10	0.00
Осінь	350–250	250–150	150–70	70–10	<10 (>350)
EQR	1.00–0.70	0.69–0.40	0.39–0.20	0.19–0.10	0.00

Також, опираючись на дослідження Б.Г. Александров (2016b), виділили порогові значення загальної біомаси зоопланктону для прибережних, шельфових та відкритих вод Чорного моря, які нами були використані для встановлення екологічного стану ПЗЧМ:

1. 550–280 мг·м⁻³ – прибережні води;
2. 300–130 мг·м⁻³ – шельфова зона;
3. 150–50 мг·м⁻³ – відкриті води.

Для морських вод Чорного моря добрим (GES) вважається стан угруповання зоопланктону, коли загальна біомаса зоопланктону навесні становить 150–400 мг·м⁻³, влітку 350–900 мг·м⁻³, а восени – 150–350 мг·м⁻³ (Stefanova, Stefanova and Doncheva, 2015).

Визначення порогових значень між добрим екологічним станом (GES) та поганим екологічним станом (NotGES) за показником загальної біомаси зоопланктону у національних водах України проводили у таких регіонах Чорного моря: акваторії заток північно-західної частини Чорного моря, глибоводний та мілководний шельф, Придунайсько-Дністровські прибережні води та авандельта Дунаю.

Для визначення екологічного стану досліджуваних акваторій Чорного моря використовували також показник біомаси ночесвітки *N. scintillans* (%) від загальної біомаси зоопланктону (Александров та Харитонова, 2019b). Цей індикатор, певною мірою, є зворотним від відсоткової частки *Soropoda*, тому що їх 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 є умови та тим гірший стан екосистеми в цілому. Для морських вод Чорного моря добрим (GES) вважається стан угруповання зоопланктону, коли відсоткова частка *N. scintillans* від загальної біомаси не перевищує 30% (Stefanova, Stefanova and Doncheva, 2015; Харитонова та Дядичко, 2020).

Визначення порогових значень між добрим екологічним станом (GES) та поганим екологічним станом (NotGES) за показником *N. scintillans* у національних водах України проводили у таких регіонах Чорного моря: затоки північно-західної частини Чорного моря, мілководний та глибоководний шельф, авандельта Дунаю.

Визначення порогових значень між добрим екологічним станом (GES) та поганим екологічним станом (NotGES) у національних водах України за показником частки *Soropoda* від загальної біомаси зоопланктону проводилось у

таких регіонах Чорного моря: затоки ПЗЧМ, мілководний та глибоководний шельфи, Придунайсько-Дністровський регіон та авандельта Дунаю.

Так як копеподи мають найдовший життєвий цикл серед зоопланкtonу Чорного моря, тому їх біомаса та відсоток від загальної біомаси зоопланкtonу значно зменшуються внаслідок евтрофікації (Пионтковский и Серегин, 2006). Загальновідомо, що в антропогенній евтрофікації будь-якого типу водних екосистем організми з коротким циклом відіграють провідну роль у формуванні біомаси зоопланкtonу (Дворецкий и Дворецкий, 2012). Таким чином, відсоток Сорерода від загальної біомаси зоопланкtonу є надійним індикатором доброго екологічного стану (GES) є середньорічна біомаса Сорерода, яка перевищує 45% загальної біомаси зоопланкtonу (Stefanova, Stefanova and Doncheva, 2015; Харитоновна та Дядичко, 2020).

Для визначення екологічного стану морських та прибережних вод відповідно до порогових значень, для кожного регіону знаходили максимальне, мінімальне та середнє значення кожного індикаторного показника. Регіони відбору проб під час моніторингу показані на рис. 2.8.

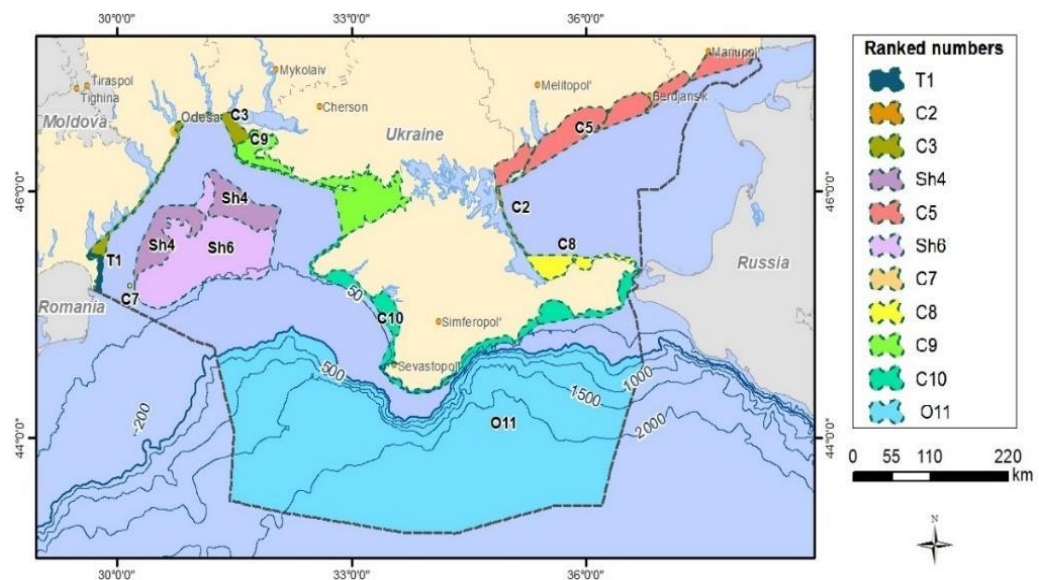


Рис. 2.8. Регіони моніторингу Чорного моря в 2007–2019 роках (Commission, 2017). Регіони ПЗЧМ: C9 – затоки ПЗЧМ, C3 – Придунайсько-Дністровські прибережні води, Sh4 – мілководний шельф, Sh6 – глибоководний шельф, T1 – авандельта Дунаю.

2.7. Встановлення екологічного статус-класу ПЗЧМ за інтегральним показником зоопланктону

Для оцінки екологічного статус-класу ПЗЧМ використовували історичні бази даних ДУ «Інститут морської біології НАН України» та дані, отримані в ході міжнародного проєкту «EMBLAS-plus» за 2016, 2017 та 2019 роки.

Багаторічний екологічний статус визначали в 5-ти регіонах північно-західної частини Чорного моря: затоки ПЗЧМ, глибоководний шельф, мілководний шельф, Придунайсько-Дніпровські прибережні води та авандельта Дунаю (рис. 2.8).

Клас екологічного статусу в прибережних водах ПЗЧМ у 2016, 2017 та 2019 роках встановлювали в різні сезони у Дністровському, Дунайському, Дніпро-Бузькому, центральному регіонах та в змішаній зоні. Карти-схеми зі станціями відбору проб див. на рис. 2.4–2.5.

У шельфових та відкритих водах Чорного моря екологічний статус за інтегральним показником зоопланктону у 2016 році визначали весною та літом в верхньому змішаному шарі, шарі термокліну та в глибоких водах. Влітку та восени 2017 року моніторинг здійснювали в Дністровсько-Дунайському регіоні, Дунайському регіоні (у шельфовій зоні та поверхневому шарі), в верхньому змішаному шарі (у шельфовій зоні та поверхневому шарі), у шарі термокліну та в глибоких водах. У 2019 році основними регіонами встановлення екологічного статусу української частини Чорного моря були: острів Зміїний, Дунайський регіон, шельфові води напроти м. Одеса, верхній змішаний шар (шельфова зона, поверхневий шар) та відкриті води. Карти-схеми зі станціями відбору проб див. на рис. 2.6–2.7.

РОЗДІЛ III.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

3.1. Багаторічна динаміка структурних показників зоопланктону в ПЗЧМ

В ПЗЧМ прослідковано довготривалі зміни трьох основних показників зоопланктону: загальної біомаси зоопланктону ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$), частки *N. scintillans* (%) та частки Соперода (%) від загальної біомаси зоопланктону в Одеському та в Дунайському регіонах в різні роки дослідження.

Динаміка загальної біомаси зоопланктону. За останні 60 років загальна біомаса зоопланктону значно зменшилася. Не дивно, що найбільша біомаса зоопланктону в Одеському регіоні Чорного моря виявлена в період масштабної евтрофікації (до 1980 року), коли відбувся масовий розвиток ночесвітки та желетілих. У наступному десятилітті (починаючи з 1980 по 1990 роки) загальна біомаса зоопланктону значно зменшилась. У 1990-х роках спостерігався незначний спалах ночесвітки і, відповідно, біомаса зоопланктону зросла. Але починаючи з 2000-х років спостерігаємо тенденцію до зменшення загальної біомаси зоопланктону (рис. 3.1).

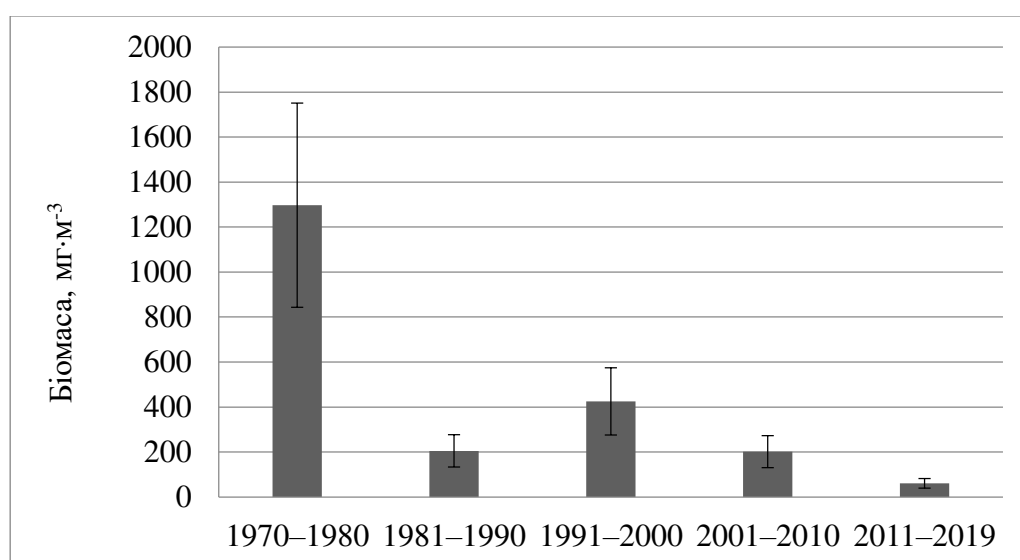


Рис. 3.1. Довгострокові зміни загальної біомаси ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$) зоопланктону в Одеському регіоні ПЗЧМ з 1970 по 2019 роки

Отже, в результаті аналізу історичних даних з 1955 по 2014 роки біомаса зоопланктону практично завжди була на одному рівні. У період інтенсивної евтрофікації у 1970–1990 роках біомаса зоопланктону досягла найвищих значень (в середньому збільшилась більше, ніж у тридцять разів, у порівнянні з показниками у період «екологічної норми») (Александров та Харитонова, 2019а).

Дані, отримані після 2000 року, підтверджують, що з початком нового століття розпочався процес поліпшення умов існування та функціонування екосистеми Чорного моря (Oguz, 2008). Це показує динаміка сезонних змін загальної біомаси зоопланктону, яка стала ближчою до значень в період «екологічної норми» (рис. 3.2).

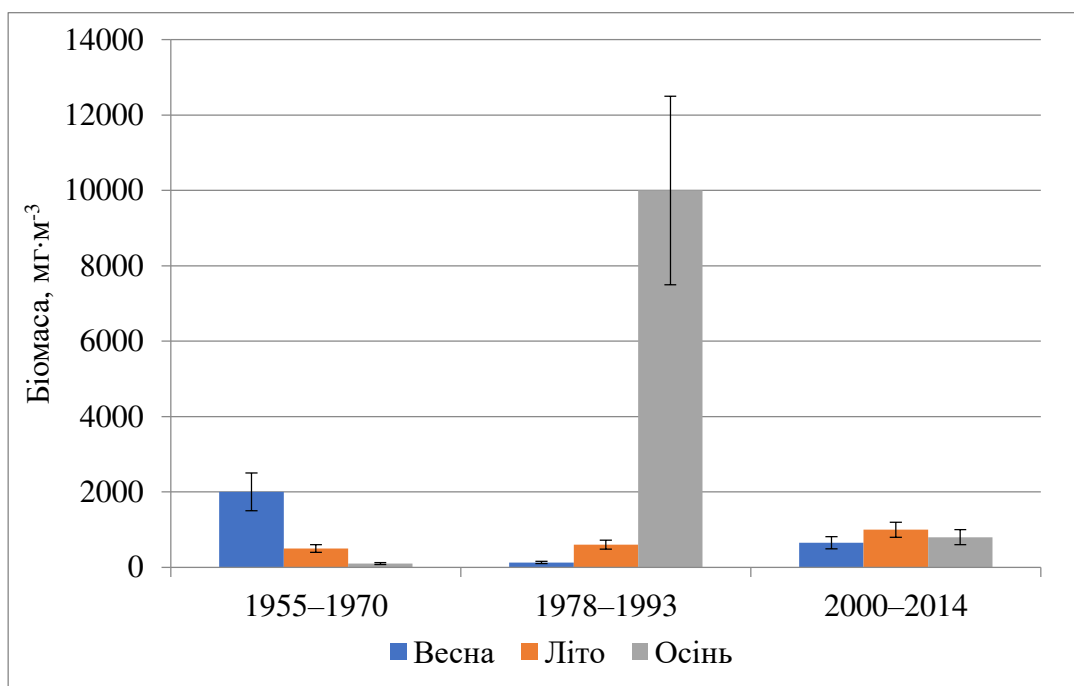


Рис. 3.2. Багаторічна динаміка сезонних змін загальної біомаси зоопланктону (мг·м⁻³) на шельфі української частини Чорного моря з 1955 по 2014 рік.

У Дунайському регіоні найбільша біомаса зоопланктону виявлена, як і в Одеському регіоні, у 1970–1980-х роках, що також підтверджує факт евтрофікації.

Вже з початком 1990 років спотерігаємо суттєве зменшення біомаси, так як масовий розвиток фітопланктону припинився. Далі, в останні 30 років, відбулося

поступове зменшення та вирівнювання значень загальної середньорічної біомаси зоопланктону до досягнення періоду «деевтрофікації» (Kharytonova and Dyadichko, 2021) (рис. 3.3).

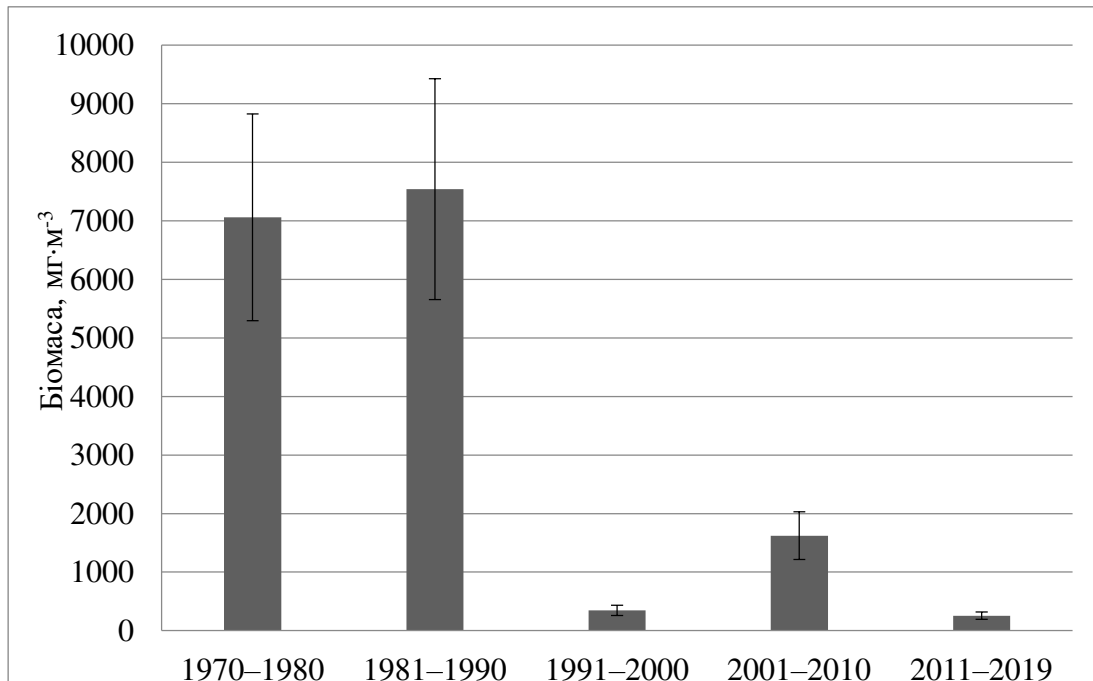


Рис. 3.3. Довгострокові зміни загальної біомаси зоопланктону ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$) в Дунайському регіоні ПЗЧМ з 1970 по 2019 рік

Також був проведений історичний аналіз динаміки загальної біомаси в авандельті Дунаю та в її прибережній частині у період з 2007 по 2017 рік. Спостерігаємо значні щорічні коливання біомаси зоопланктону із загальною тенденцією до зменшення (рис. 3.4).

Багаторічне спостереження показує, що найвище значення загальної біомаси зоопланктону в авандельті Дунаю було у 2007 році ($4921,1 \pm 829,2 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-3}$). Це значення було вищим, ніж у наступні роки дослідження, коли біомаса зоопланктону не перевищувала $1000 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-3}$. Після 2007 року найвищий показник біомаси зоопланктону спостерігався у 2012–2013 та 2015 роках, а в період з 2016 по 2019 рік біомаса знову знизилась.

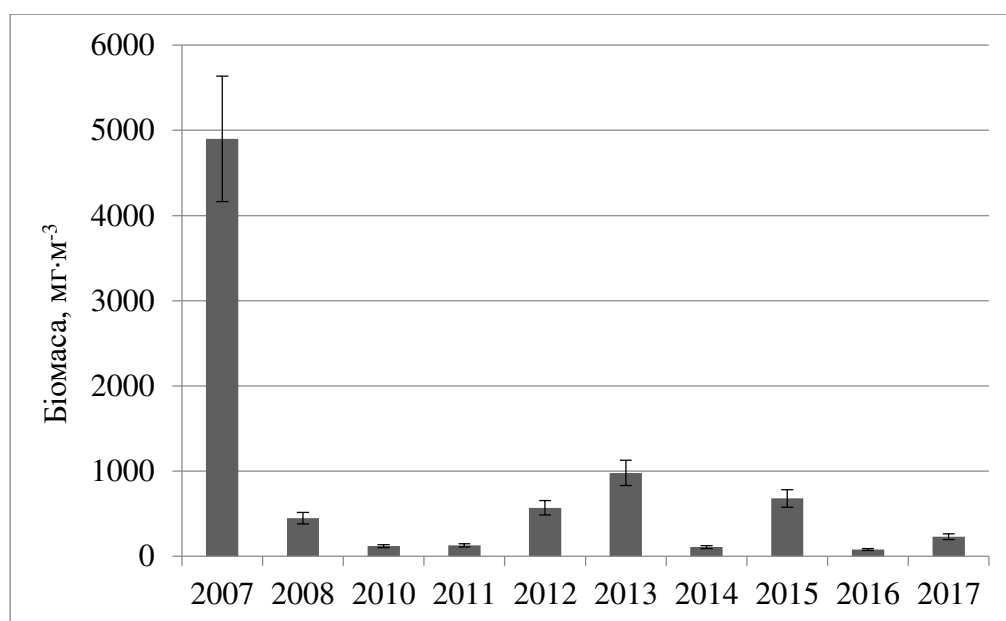


Рис. 3.4. Довгострокові зміни біомаси зоопланктону (мг·м⁻³) в авандельті Дунаю.

Важливо відзначити, що після 2009 року відбулася суттєва перебудова структури угруповання зоопланктону, змінились домінуючі таксони і з'явився новий вид *O. davisae*. Якщо в 2004–2008 роках основну біомасу зоопланктону формувала *N. scintillans*, то з 2010 року провідна роль у формуванні біомаси перейшла до веслоногих ракоподібних, насамперед видів роду *Acartia* та *O. davisae*. Таким чином, збільшилась кількість кормового зоопланктону. Отже, ці зміни можна розцінювати як поліпшення кормової бази риб-планктофагів (Kharytonova and Dyadichko, 2021).

Динаміка біомаси та чисельності *N. scintillans* в північно-західній частині Чорного моря. Гетеротрофна динофлагелята *N. scintillans* є головним компонентом мезозоопланктону Чорного моря, який не входить до кормової бази риб-планктофагів. Цей гідробіонт характеризується коротким життєвим циклом і тому отримує перевагу в евтрофних умовах (Fonda Umani et al., 2004; Крылов, 2008).

Тому в ході дослідження в Одеському та Дунайському регіонах ПЗЧМ була прослідкована багаторічна динаміка частки *N. scintillans* (%) від загальної біомаси зоопланктону, починаючи з 70-тих років ХХ століття і до 2019 року (рис. 3.5).

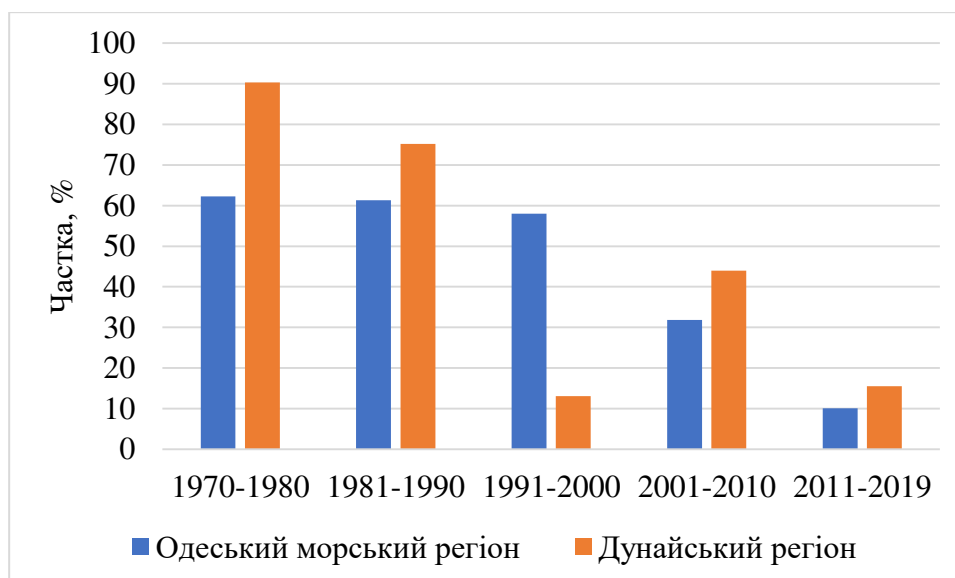


Рис. 3.5. Довгострокові зміни частки (%) біомаси *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону в Одеському та в Дунайському регіонах ПЗЧМ з 1970 по 2019 рік

Бачимо, що в досліджуваних регіонах ПЗЧМ відсоток *N. scintillans* від загальної біомаси з роками зменшується. Найбільші значення в Одеському регіоні спостерігались від 70-х до 90-х років (у період евтрофікації) коли ночесвітка сягала більше 60% від загальної біомаси зоопланктону. У 1990-х та 2000-х роках відбувається зменшення частки цього гідробіонту. Починаючи з 2008 року цей показник не перевищував 15% та в середньому складав 10,1%. Виключенням є 2017 рік, коли спостерігався спалах її чисельності. Однак вже у наступному році показники біомаси *N. scintillans* знову набули низьких значень, що тримались такими й у 2019 році.

У Дунайському регіоні найбільші значення біомаси відмічені в 70-х та 80-х роках, коли *N. scintillans* складала від 70% до 90% від загальної біомаси зоопланктону. В 90-ті роки частка біомаси ночесвітки зменшилась майже до 10%, але у 2000-х знов зросла приблизно до 40% (також відбувся її масовий розвиток). В 2011 році частка *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону зменшилась і зараз тримається майже на одному рівні – не перевищуючи 15% (Харитонова, Набокін та Дядичко, 2021).

Отже, в період з 70-х років по 2019 рік в Одеському морському регіоні Чорного моря відсоток *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону зменшився від 62,2% до 10,1%, а в Дунайському – від 90,3% до 15,5%. Найбільше середнє значення біомаси ночесвітки спостерігалось в акваторіях заток північно-західної частини Чорного моря (27,6%), найменше – у водах шельфової зони та філофорного поля Зернова. У транзитних водах авандельти Дунаю спостерігалось найбільше багаторічне коливання біомаси ночесвітки (Харитонова, Набокін та Дядичко, 2021). Зниження біомаси ночесвітки можна розцінювати як позитивні зміни в структурі угруповання зоопланктону, оскільки як короткоциклічний вид вона набуває переваги під час евтрофування (Полищук и Настенко, 2006) та не входить до складу кормового зоопланктону.

Динаміка біомаси та чисельності Сорерода в Одеському та Дунайському регіонах Чорного моря. У складі мезозоопланктону Чорного моря велике значення мають веслоногі ракоподібні, які виступають зв'язуючою ланкою між первинними продуцентами (фітопланктоном) і більш високими трофічними рівнями. Швидкість продукції копепод відображає продуктивний потенціал всього угруповання зоопланктону. Крім того, аналіз стану популяцій масових видів веслоногих ракоподібних дозволяє оцінити трофічну базу риб-планктофагів, а також виявити тенденції зміни угруповання зоопланктону (Дворецкий и Дворецкий, 2012).

Ракоподібні Сорерода мають найдовший життєвий цикл серед зоопланктону Чорного моря, тому їх біомаса та відсоток від загальної біомаси зоопланктону значно зменшуються під час евтрофікації. Загальновідомо, що при антропогенній евтрофікації будь-якого типу водних екосистем організми з коротким циклом відіграють провідну роль у формуванні біомаси зоопланктону (Зайцев, 1987). Таким чином, відсоток Сорерода від загальної біомаси зоопланктону є надійним показником екологічного стану акваторій (Kharytonova and Dydichko, 2021).

В ході роботи були прослідковані довгострокові зміни біомаси Сорерода. Були визначені середньорічні значення цього індикатора з 1970 по 2019 рік в Одеському та Дунайському регіонах ПЗЧМ.

Виявлено, що з 1970 по 2000 рік біомаса *Copepoda* в Одеському регіоні ПЗЧМ була на одному рівні і практично не змінювалась. Тільки в останні десять років (починаючи з 2011 року) і по теперішній час спостерігаємо збільшення середньорічної біомаси веслоногих ракоподібних (Kharytonova and Dyadichko, 2021) (рис. 3.6).

У Дунайському регіоні ПЗЧМ (рис. 3.6) з 1970 по 1990 рік біомаса копепод була невеликою та майже не змінювалась. А починаючи з 1991 року біомаса цих ракоподібних зросла майже вдвічі. З 2000-х років спостерігалось коливання цього показника з певним зменшенням, але з 2011 року помітна тенденція до його збільшення.

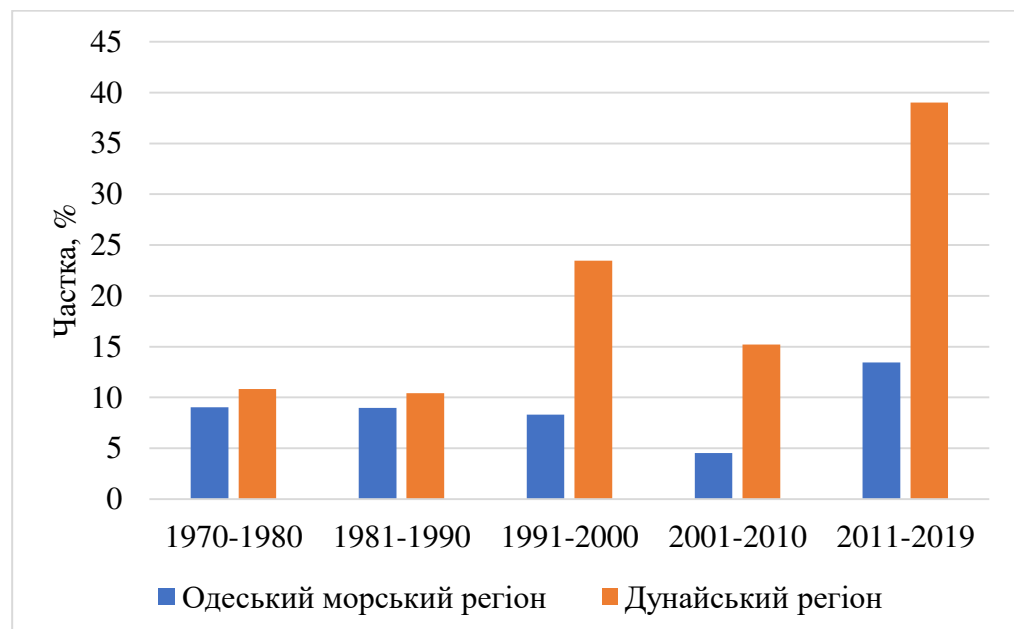


Рис. 3.6. Довготривалі зміни частки *Copepoda* (%) від загальної біомаси зоопланктону в Одеському та в Дунайському регіонах ПЗЧМ з 1970 по 2019 рік.

Отже, в Одеському та Дунайському регіонах ПЗЧМ біомаса *Copepoda* за останні десять років була найвищою, ніж за всі роки дослідження (з 1970 року).

Також був проведений аналіз зміни загальної біомаси та біомаси *Copepoda* в авандельті Дунаю та в його прибережній зоні. В цій акваторії відбувались постійні коливання значень середньорічної біомаси, так як авандельта Дунаю

характеризується непостійним гідрологічним та гідрохімічним станом через річковий стік, що може також вносити чужорідні сполуки та поллютанти. Такий вплив відображається на функціонуванні екосистеми та життєдіяльності гідробіонтів. Тому в авандельті Дунаю в період з 2007 по 2017 рік спостерігались значні річні коливання біомаси веслоногих ракоподібних із загальною тенденцією до зменшення. В цій акваторії біомаса *Soropoda* мала найвищі показники у 2013 та 2015 роках, а потім знову зменшилась одночасно зі зменшенням загальної біомаси зоопланктону (рис. 3.7).

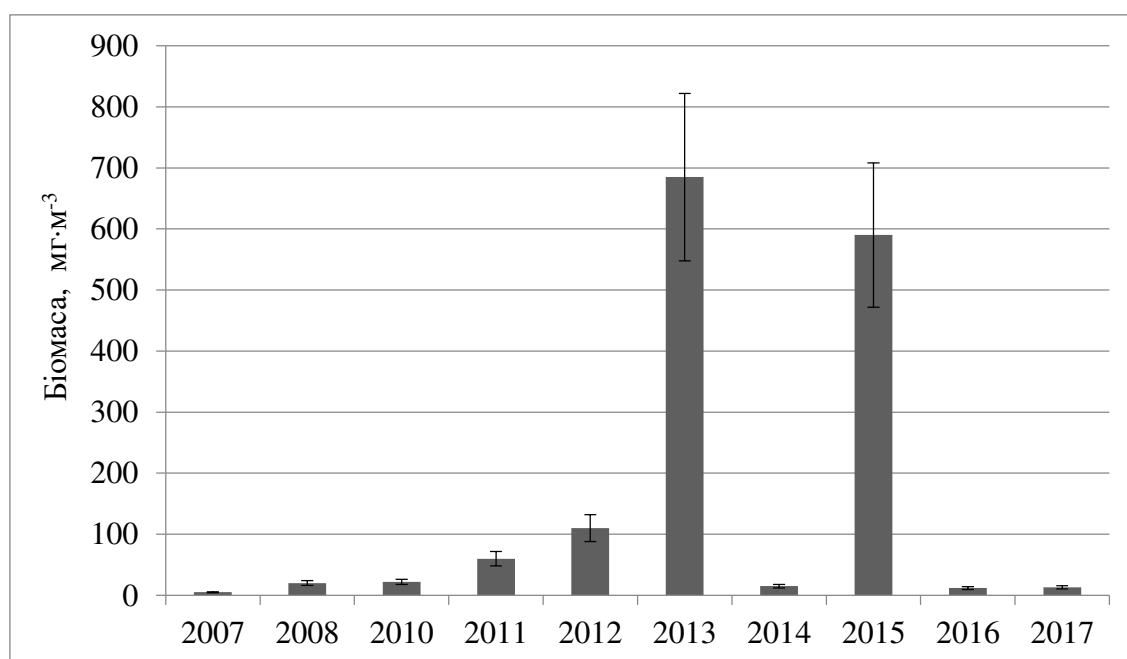


Рис. 3.7. Багаторічна динаміка біомаси *Soropoda* (мг·м⁻³) в авандельті Дунаю з 2007 по 2017 рік.

Отже, в ПЗЧМ загальна біомаса зоопланктону та частка *N. scintillans* помітно зменшуються, а частка *Soropoda*, навпаки, збільшується, відповідно, збільшується і частка кормового зоопланктону. Такі тенденції свідчать про позитивні зміни в кормовій базі промислових риб-планктофагів та відповідають доброму екологічному стану досліджуваних акваторій.

Динаміка чисельності та біомаси O. davisae, A. clausi та A. tonsa в Дунайському регіоні Чорного моря. O. davisae, A. clausi та A. tonsa – основні компоненти кормового зоопланктону. Їх біомаса становить значну частку від загальної біомаси Copepoda. Тому для того, щоб прослідкувати динаміку чисельності та біомаси цих видів веслоногих в Дунайському регіоні ПЗЧМ, були проаналізовані історичні бази даних ДУ «Інститут морської біології НАН України» з 1970 по 2019 роки.

В результаті аналізу даних спостерігали значну зміну чисельності та біомаси вселенця *O. davisae* за останні чотири роки в Дунайському регіоні (рис. 3.8).

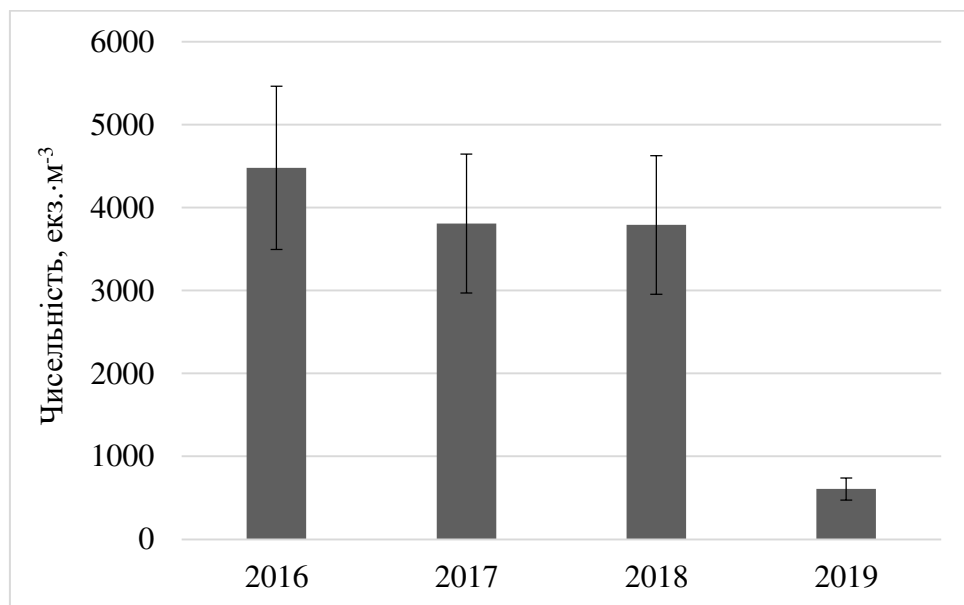


Рис. 3.8. Чисельність *O. davisae* (екз.·м⁻³) в Дунайському регіоні ПЗЧМ в 2016–2019 роках.

У 2016 році середньорічна чисельність вселенця *O. davisae* становила 4479,2±996,6 екз.·м⁻³. У 2017 році цей показник дещо зменшився і практично не змінився в 2018 році. У 2019 році чисельність цього виду значно зменшилась до 607,7±88,9 екз.·м⁻³.

Також бачимо подібну ситуацію з біомасою цього виду. Найвища біомаса була зареєстрована в 2016 році і становила 27,1±9,2 мг·м⁻³. Тенденція до її

зменшення була помітною і в наступні роки. Біомаса *O. davisae* у 2017 та 2018 роках дещо зменшилась, але, в основному, була подібною. У 2019 році відбулося помітне зниження значення цього середньорічного показника до $4,2 \pm 1,2$ мг·м⁻³ (Kharytonova and Dyadichko, 2021) (рис. 3.9).

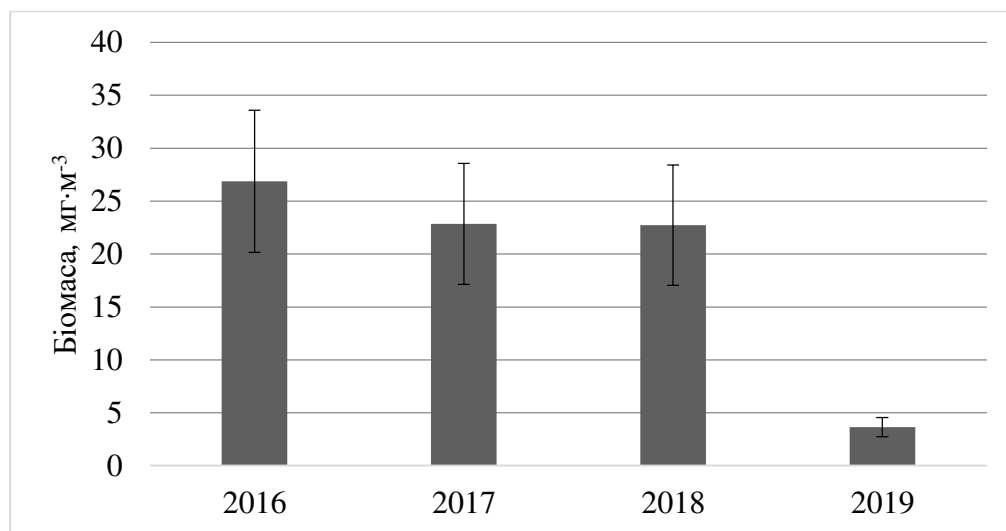


Рис. 3.9. Середньорічна біомаса (мг·м⁻³) *O. davisae*, у 2016–2019 роках в Дунайському регіоні ПЗЧМ.

При аналізі зміни чисельності *A. clausi* та *A. tonsa* у Дунайському регіоні спостерігалася подібна тенденція до зменшення, але мінімальне значення відмічено в 2018, а не в 2019 як у *O. davisae* (рис. 3.10).

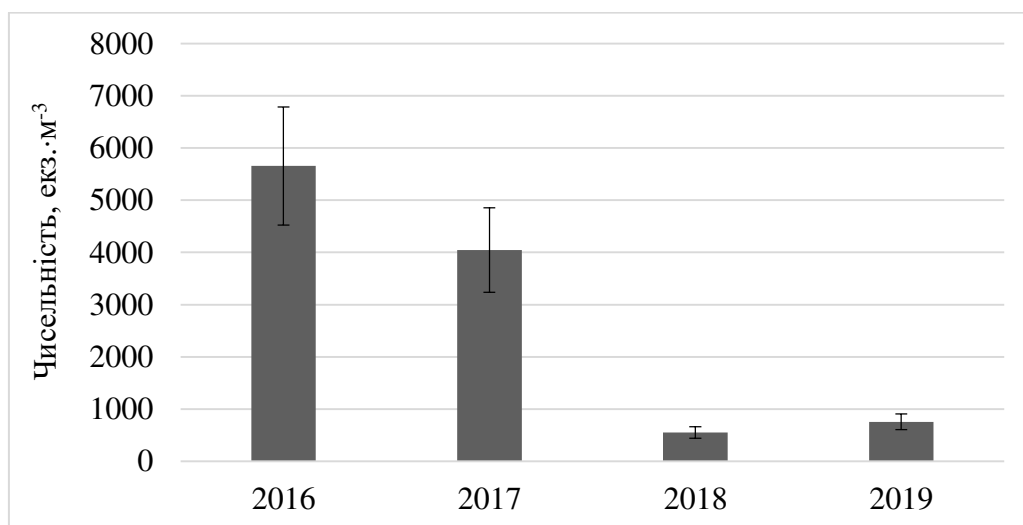


Рис. 3.10. Чисельність (екз·м⁻³) *A. clausi* та *A. tonsa* у Дунайському регіоні в 2016–2019 роках.

Відповідно до середньорічних показників, найбільша чисельність *A. clausi* та *A. tonsa* у Дунайському регіоні спостерігалась у 2016 році ($5656,8 \pm 952,7$ екз. \cdot м $^{-3}$), яка зменшилась у 2017 до $4044,3 \pm 608,6$ екз. \cdot м $^{-3}$. Наступного року цей показник значно знизився до $548,2 \pm 82,4$ екз. \cdot м $^{-3}$. Але в 2019 році спостерігали незначне збільшення чисельності цього виду до $755,6 \pm 56,4$ екз. \cdot м $^{-3}$.

Біомаса *A. clausi* та *A. tonsa* в Дунайському регіоні за останні роки також суттєво змінилась (рис. 3.11).

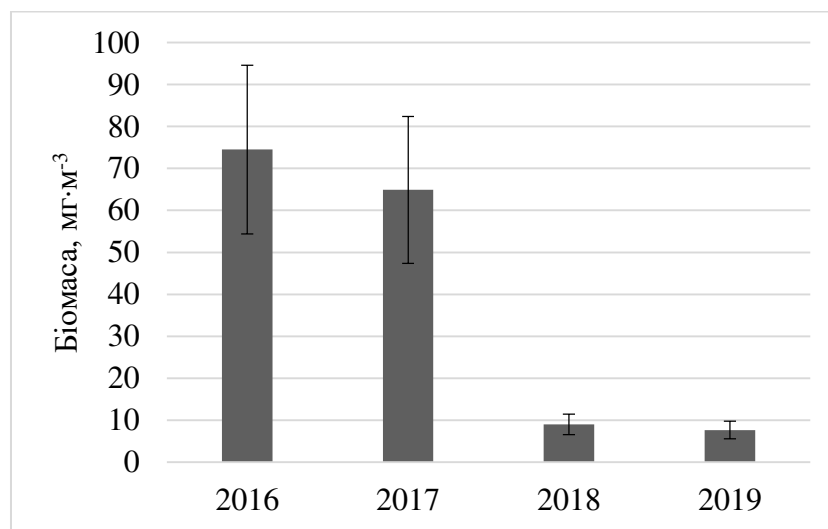


Рис. 3.11. Середньорічна біомаса (мг·м $^{-3}$) *A. clausi* та *A. tonsa* в Дунайському регіоні ПЗЧМ у 2016–2019 роках.

У період з 2016 по 2019 рік найбільша біомаса *A. clausi* та *A. tonsa* спостерігалась у 2016 році і становила $75,4 \pm 22,6$ мг·м $^{-3}$. У 2017 році відбулося незначне зниження цього показника до $65,5 \pm 18,6$ мг·м $^{-3}$. Наступного року біомаса зменшилась ще більше і складала $9,1 \pm 2,8$ мг·м $^{-3}$. У 2019 році біомаса цього виду ще знизилась до $7,7 \pm 2,3$ мг·м $^{-3}$.

Як бачимо, за останні роки, чисельність та біомаса *O. davisae*, *A. clausi* та *A. tonsa* зменшились.

Також спостерігали багаторічну зміну частки цих видів із загальної біомаси Сорерода в Дунайському регіоні (рис. 3.12 та 3.13).

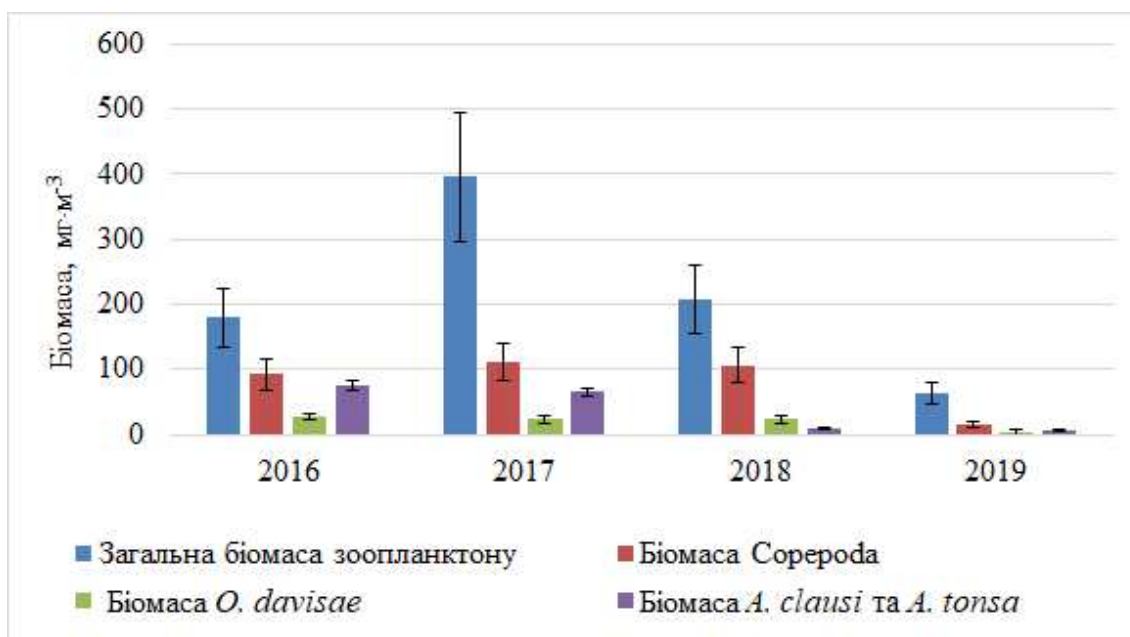


Рис. 3.12. Динаміка біомаси загального зоопланктону, Copepoda, *O. davisae*, *A. clausi* та *A. tonsa* у Дунайському регіоні ПЗЧМ у 2016–2019 роках.

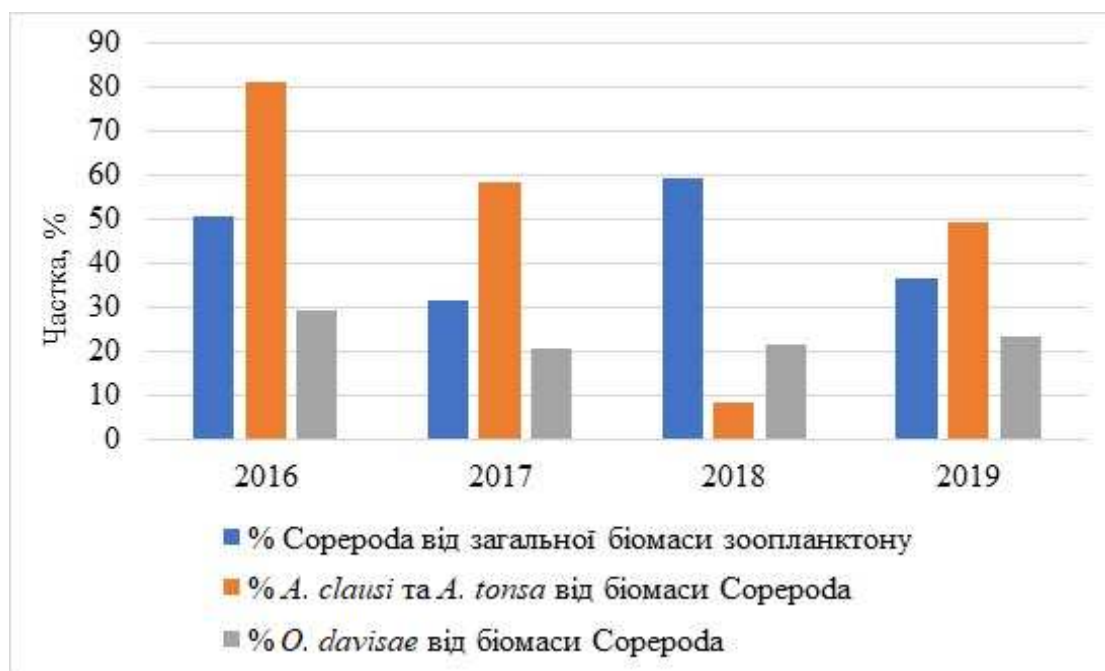


Рис. 3.13. Динаміка частки (%) веслоногих ракоподібних в Дунайському регіоні в 2016–2019 роках.

У 2016 році частка *O. davisae* (%) від біомаси Copepoda становила 29,2%. У наступні роки спостерігалось незначне зменшення відсотку *O. davisae* від

копепод. У 2017 році цей показник становив 20,5%, але вже в 2018 році частка *O. davisae* від біомаси Copepoda починає збільшуватися і вже становить 21,4%, а в 2019 році – 23,5%.

У 2016 році відсоток *A. clausi* та *A. tonsa* від біомаси Copepoda був найбільшим – 81%. Наступного року цей показник вже знизився і становив 58%. У 2018 році частка *A. clausi* та *A. tonsa* від біомаси Copepoda зменшилась до 48,5%, в 2019 – 49,4%.

Таким чином, *O. davisae*, *A. clausi* та *A. tonsa* були основними компонентами копепод, де частка *A. clausi* та *A. tonsa* від біомаси веслоногих ракоподібних була набагато вищою, ніж частка *O. davisae*. Ці види акліматизувалися в новому середовищі та на сучасному етапі формують головну частину кормового зоопланктону. Популяції *O. davisae*, *A. clausi* та *A. tonsa* спочатку закріпилися в прибережних водах, але згодом розповсюджились в морських водах Чорного моря. Ці висновки демонструють, що просторовий розподіл цих видів розширювався у Чорному морі, оскільки чисельність їх популяції також зростала (Губанова, 2000; Губанова и др., 2019).

Незважаючи на зменшення чисельності та біомаси *O. davisae*, *A. clausi* та *A. tonsa* в Дунайському регіоні, біомаса та чисельність веслоногих ракоподібних в ПЗЧМ за останні роки збільшилась, а відповідно і збільшилась їх частка від загальної біомаси зоопланктону.

Отже, дослідження підтверджують висновки Л.М. Поліщука (Полищук и Настенко, 2006) про настання третього періоду та встановлення нової «екологічної норми», що характеризується зменшенням загальної біомаси зоопланктону та частки *N. scintillans*, і, навпаки, збільшенням відсотку веслоногих ракоподібних (Харитоновна, Набокін та Дядичко, 2021; Харитоновна и Дядичко, 2020).

3.2. Сучасний стан зоопланктону в ПЗЧМ

Визначення таксономічного складу (додаток 2), чисельності та біомаси зоопланктону в Чорному морі проводили в рамках міжнародного проєкту

«EMBLAS-plus» під час українсько-грузинських експедицій: у прибережних водах – експедиція «National pilot monitoring studies» (NPMS), а в шельфовій зоні та відкритих водах – експедиція «Joint Black Sea survey» (JBSS) у 2016, 2017 та 2019 роках (Kharytonova and Nabokin, 2020; Kharytonova et al., 2021; Dyadichko et al., 2022). Проби відбирали у різні сезони року та на різних акваторіях (рис. 2.4–2.9).

У 2016 році в ПЗЧМ було ідентифіковано 35 таксонів, у 2017 році – 39. У 2019 році було зареєстровано 49 таксонів зоопланктону, серед яких Myzozoa, Cnidaria, Stenophora, Tentaculata, Nematoda, Rotatoria, Polychaeta, Gastropoda, Bivalvia, Crustacea (включаючи Cladocera, Copepoda, Ostracoda, Cirripedia, Cumacea, Isopoda, Decapoda), Chaetognatha, Chordata. Більшість з ідентифікованих таксонів відносились до типових мешканців морських вод Чорного моря. Голопланктон включав 35 таксонів, меропланктон – 14 таксонів. Більшість з цих таксонів належали до кормового зоопланктону риб.

У прибережних водах у 2019 році середня чисельність зоопланктону становила $19641,8 \pm 3508,2$ екз. \cdot м⁻³, а біомаса – $281,1 \pm 54,8$ мг \cdot м⁻³. Виявлено, що найбільша середня чисельність (рис. 3.14) і біомаса зоопланктону зареєстрована в Дунайському регіоні – $52735,4 \pm 9054,5$ екз. \cdot м⁻³ та $715,5 \pm 105,2$ мг \cdot м⁻³ відповідно. У Дністровському регіоні середня чисельність та біомаса зоопланктону були подібними до Придніпровського регіону – $49702,5 \pm 11058,5$ екз. \cdot м⁻³ та $692,3 \pm 134,4$ мг \cdot м⁻³ відповідно. У Дністровському регіоні середня чисельність і біомаса зоопланктону були найнижчими ($17747,8 \pm 3058,8$ екз. \cdot м⁻³ та $96,7 \pm 35,6$ мг \cdot м⁻³) відповідно. У зоні мішаних вод чисельність зоопланктону була на порядок менше, ніж у попередніх акваторіях – $7988,7 \pm 642,1$ екз. \cdot м⁻³, але біомаса була вищою, ніж у Дністровському регіоні, але нижча, ніж у Дунайському та Дніпровському ($329,2 \pm 78,3$ мг \cdot м⁻³). На більшості станцій домінуючими за чисельністю та біомасою таксонами були Copepoda (*Acartia* spp., *O. davisae*), Cladocera (*P. avirostris*) та личинки донних безхребетних.

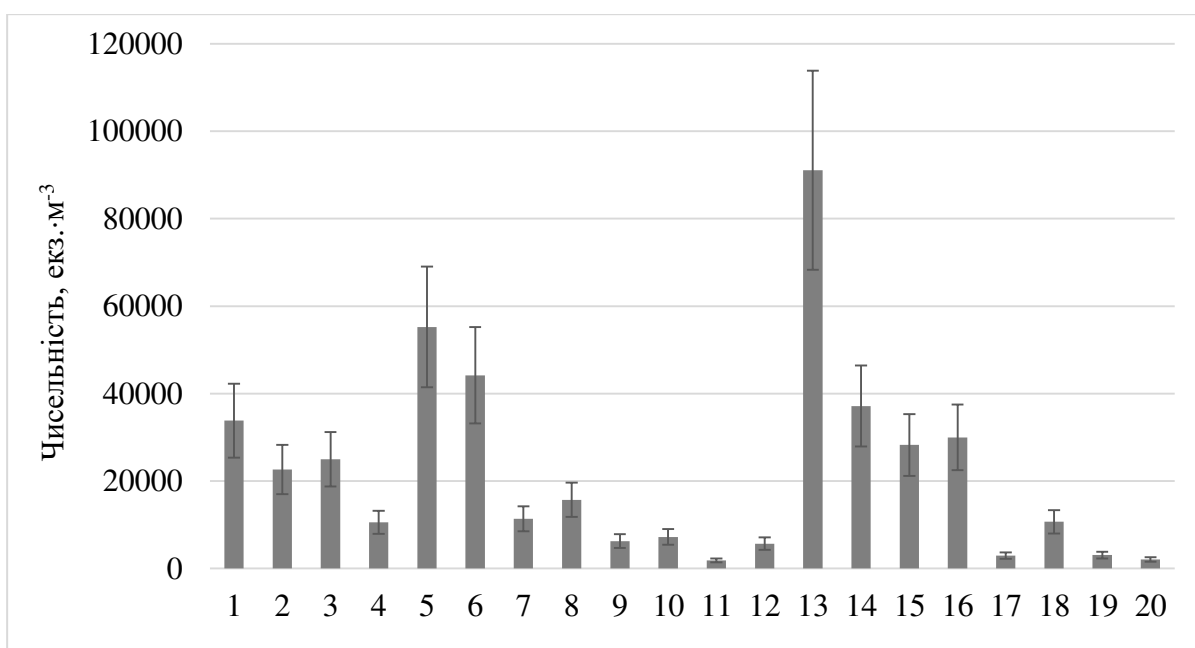


Рис. 3.14. Чисельність (екз.·м⁻³) зоопланктону у прибережній частині ПЗЧМ у 2019 році. Станції: 1, 2, 19, 20 – Дніпровський регіон, 3–8 – Одеська затока, 9–12 – Дністровський регіон, 13, 14 – Дунайський регіон, 15 – острів Зміїний, 16, 17 – філофорне поле Зернова, 18 – Тендрівська коса.

На всіх досліджувальних станціях організми кормового зоопланктону відігравали домінуючу роль у формуванні біомаси зоопланктону. Відсоток некормового зоопланктону від загальної біомаси становив менше 23%. Середня біомаса кормового зоопланктону становила 220 ± 34 мг·м⁻³, тому стан кормової бази риб-планктофагів був відносно добрим. Максимальна біомаса кормового зоопланктону ($1524,1 \pm 406,3$ мг·м⁻³) зареєстрована на станції біля острова Тендра. Мінімальна біомаса кормового зоопланктону ($5,1 \pm 2,8$ мг·м⁻³) була зареєстрована у Дністровському регіоні (рис. 3.15).

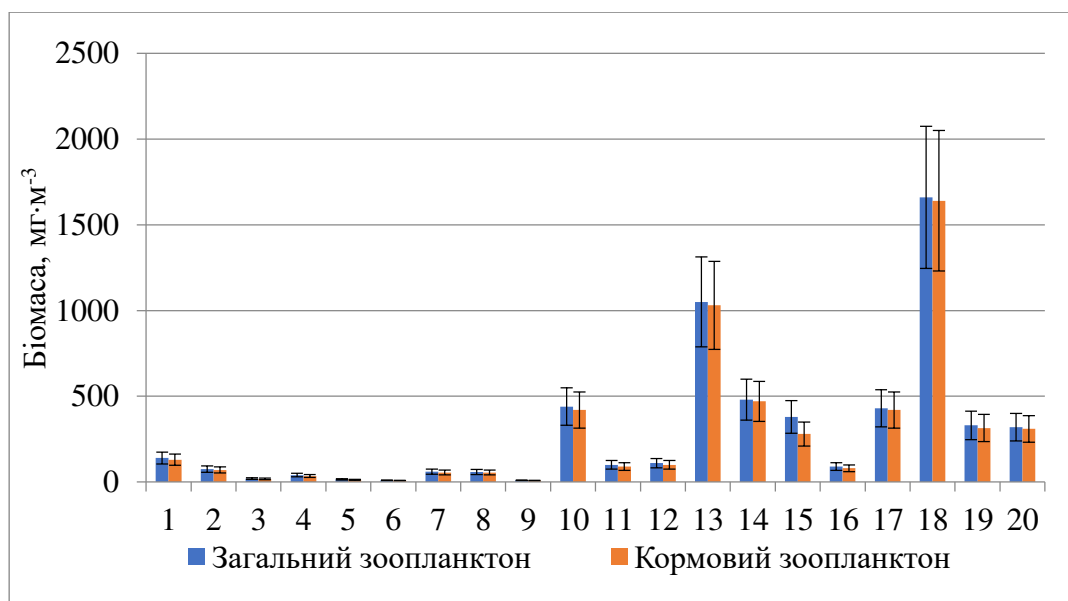


Рис. 3.15. Біомаса (мг·м⁻³) загального та кормового зоопланктону у прибережній частині ПЗЧМ у 2019 році. Станції: 1, 2, 19, 20 – Дніпровський регіон, 3–8 – Одеська затока, 9–12 – Дністровський регіон, 13, 14 – Дунайський регіон, 15 – острів Зміїний, 16, 17 – філофорне поле Зернова, 18 – Тендрівська коса.

Отже, у порівнянні з даними за 2016 та 2017 роки в 2019 таксономічний склад зоопланктону був більш різноманітним (35 таксонів у 2016 році, 39 у 2017 році). Порівнюючи дані за 2016 та 2017 роки, також можна сказати, що середня чисельність та біомаса зоопланктону у 2019 році була подібною до 2016 року ($10299,1 \pm 2058,2$ екз·м⁻³ та $182,6 \pm 54,8$ мг·м⁻³) та набагато вищою, ніж 2017 ($1713,9 \pm 406,5$ екз·м⁻³ та $29,9 \pm 14,6$ мг·м⁻³).

Домінуючі таксони та просторовий розподіл зоопланктону у 2019 році були подібними до тих, що були у 2016 та 2017 роках. Також в 2019 році середня біомаса кормового зоопланктону була приблизно в десять разів вища, ніж у 2016 та 2017 роках ($23,8 \pm 8,4$ мг·м⁻³ та $21,4 \pm 6,5$ мг·м⁻³ відповідно).

В ході дослідження (Харитонова, Набокін та Дядичко, 2020; Kharytonova et al., 2021; Dyadichko et al., 2022) в 2016 році у складі зоопланктону шельфової та відкритої (морської) частини Чорного моря зареєстровані організми 13 таксонів, у 2017 році – 38 таксонів. У 2019 році було ідентифіковано 34 таксони

зоопланктону, серед яких Myzozoa, Cnidaria, Stenophora, Rotifera, Polychaeta, Gastropoda, Bivalvia, Crustacea (включаючи Cladocera, Copepoda, Isopoda, Cirripedia, Decapoda), Chaetognatha, Chordata. Більшість з ідентифікованих таксонів відносились до типових представників морських вод Чорного моря. Голопланктон включав 26 таксонів, меропланктон – 8 таксонів. Більшість зареєстрованих таксонів належали до кормового зоопланктону.

Середня чисельність зоопланктону шельфової та відкритої частини Чорного моря становила $4786,7 \pm 806,4$ екз. \cdot м⁻³, а біомаса – $337,4 \pm 89,4$ мг \cdot м⁻³ (рис. 3.16).

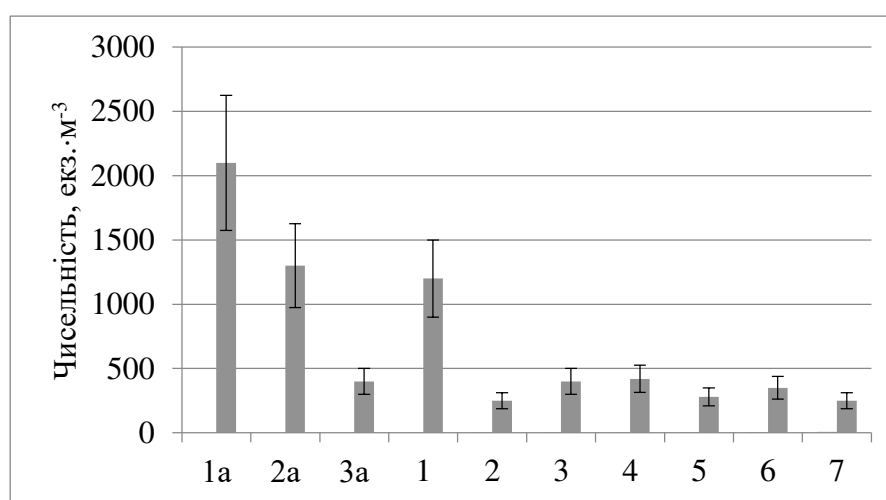


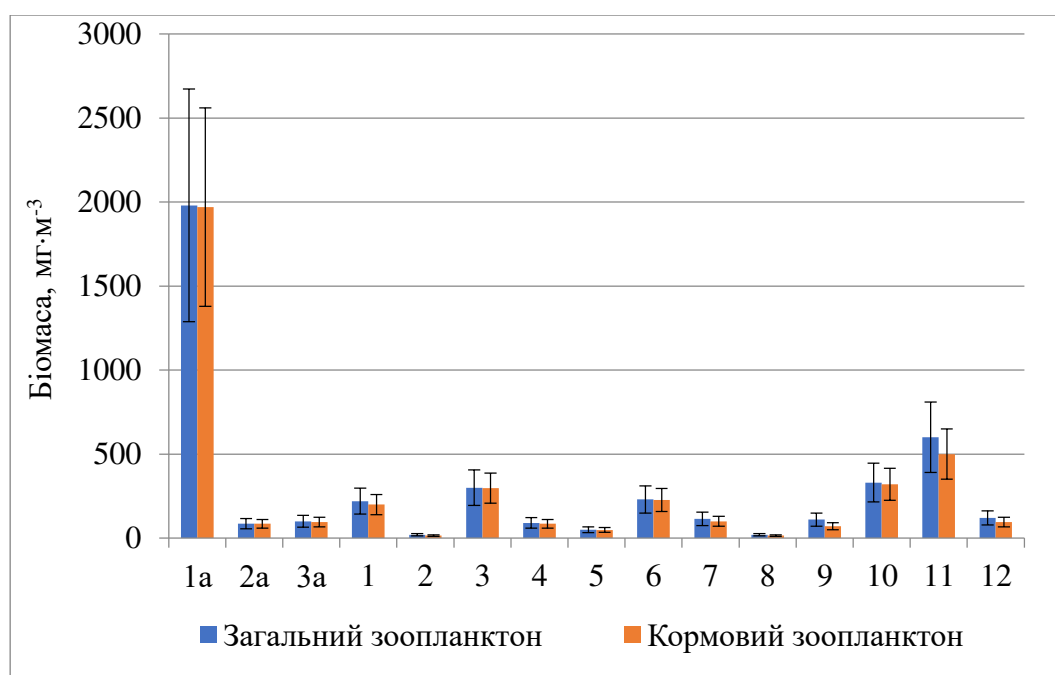
Рис. 3.16. Середня чисельність (екз. \cdot м⁻³) зоопланктону на різних станціях (рис. 2. 11) у шельфових та відкритих водах ПЗЧМ у 2019 році.

Біомаса та чисельність зоопланктону значно зменшувались від поверхні води до глибини. У верхньому змішаному шарі середня чисельність зоопланктону становила $10252,1 \pm 2055,2$ екз. \cdot м⁻³, а біомаса – $742,8 \pm 205,4$ мг \cdot м⁻³. У термокліні середня чисельність та біомаса зоопланктону були приблизно в 4–5 разів меншими, ніж у верхньому змішаному шарі – $2538,8 \pm 1905,6$ екз. \cdot м⁻³ та $140,8 \pm 42,7$ мг \cdot м⁻³ відповідно. Нижче термокліну середня чисельність та біомаса зоопланктону були в 1,8–3,5 рази меншими, ніж у зоні термокліну – $714,9 \pm 105,2$ екз. \cdot м⁻³ та $75,3 \pm 36,7$ мг \cdot м⁻³ відповідно.

Найбільша чисельність та біомаса зоопланктону зареєстровані в островному районі Зміїний (станція «JOSS GE-UA 2019 1a») – $32505,8 \pm 7059,4$ екз. \cdot м⁻³ та

$3445,4 \pm 802,8$ мг·м⁻³. Мінімальна чисельність та біомаса зоопланктону зареєстровані у відкритих (морських) водах на станції «JOSS GE-UA 2019 5» у шарі термокліну (203 ± 65 екз·м⁻³ та $3,9 \pm 1,8$ мг·м⁻³). На більшості станцій домінуючими таксонами за чисельністю та біомасою були Copepoda (*Acartia spp.*, *Pseudocalanus elongates* Brady, 1865, *Calanus euxinus* Hulsemann, 1991, *O. davisae*) Cladocera (*P. avirostris*) та ікринки риб.

На більшості станцій також домінуючу роль у формуванні біомаси зоопланктону відігравали організми кормового зоопланктону. Середня біомаса кормового зоопланктону становила $315,3 \pm 42,8$ мг·м⁻³, що наближалось до значень в період «екологічної норми», тому стан кормової бази планктоноїдних риб був переважно добрим (рис. 3.17).



3.17. Середня біомаса (мг·м⁻³) загального та кормового зоопланктону на різних станціях (рис. 2.11) у відкритих водах ПЗЧМ у 2019 році.

Якщо порівняти результати за 2019 рік з показниками 2016 та 2017 років, бачимо, що в відкритих водах Чорного моря в 2019 році таксономічний склад зоопланктону був різноманітнішим, ніж у 2016 році (13 таксонів) та більш бідним, ніж у 2017 році (38 таксонів). У 2019 році середня чисельність та біомаса

зоопланктону були вищими, ніж у 2016 році ($3239,3 \pm 705,4$ екз. \cdot м $^{-3}$ та $273,1 \pm 71,8$ мг \cdot м $^{-3}$), а в 2017 році середня чисельність зоопланктону була вищою ($5555,1 \pm 1905,4$ екз. \cdot м $^{-3}$) та біомаса була нижчою ($170,1 \pm 54,8$ мг \cdot м $^{-3}$), ніж у 2019.

Розподіл у просторі чисельності та біомаси зоопланктону, а також домінуючі таксони були подібними у 2017 та 2019 роках, але у 2016 році *N. scintillans* складала 74% середньої біомаси зоопланктону. В 2019 році середня біомаса кормового зоопланктону була найвищою серед трьох років ($70,2 \pm 19,8$ мг \cdot м $^{-3}$ у 2016 році та $162,1 \pm 49,3$ мг \cdot м $^{-3}$ у 2017 році).

Отже, в українських водах Чорного моря середня чисельність і біомаса зоопланктону в 2019 році ($19642,1 \pm 4058,2$ екз. \cdot м $^{-3}$ та $281,1 \pm 65,4$ мг \cdot м $^{-3}$) були подібними до 2016 року ($10299,1 \pm 2057,6$ екз. \cdot м $^{-3}$ та $182,6 \pm 52,1$ мг \cdot м $^{-3}$) і набагато вищими, ніж у 2017 році ($1714,1 \pm 906,4$ екз. \cdot м $^{-3}$ та $29,9 \pm 12,5$ мг \cdot м $^{-3}$). Домінуючі таксони та просторовий розподіл зоопланктону в 2019 році були подібними до таких у 2016 та 2017 роках. Середня біомаса кормового зоопланктону в 2019 році була приблизно в 10 разів вищою, ніж у 2016 та 2017 роках ($23,8 \pm 8,7$ мг \cdot м $^{-3}$ та $21,4 \pm 8,2$ мг \cdot м $^{-3}$ відповідно) (рис. 3.18).

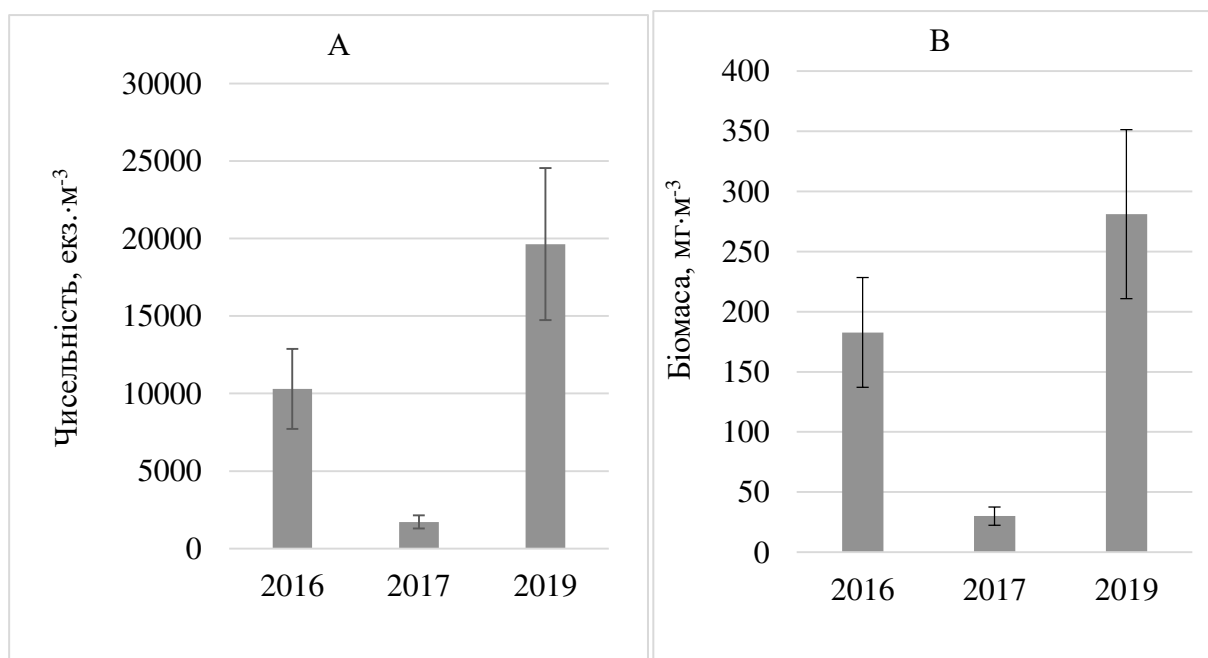


Рис. 3.18. Середня чисельність (А, екз. \cdot м $^{-3}$) та біомаса (В, мг \cdot м $^{-3}$) кормового зоопланктону в українських водах у 2016–2019 роках.

Отже, в 2016–2019 роках в досліджувальних акваторіях Чорного моря максимально зареєстровано 49 таксонів зоопланктону (в 2019 році в прибережній частині ПЗЧМ), найменше – 13 таксонів у відкритих водах (2016 рік). Найбільші показники біомаси та чисельності були виявлені в Дунайському регіоні в 2019 році ($52735,1 \pm 8364,2$ екз. \cdot м⁻³ та $715,5 \pm 105,3$ мг \cdot м⁻³) та у поверхневому шарі морських вод ($10252,1 \pm 3065,9$ екз. \cdot м⁻³ та $742,8 \pm 130,6$ мг \cdot м⁻³). Найменша біомаса спостерігалась у Дністровському регіоні ($96,7 \pm 26,4$ мг \cdot м⁻³) та нижче шару термокліну ($3,9 \pm 1,3$ мг \cdot м⁻³), а найменша чисельність – нижче шару термокліну у відкритих водах ($203,1 \pm 36,1$ екз. \cdot м⁻³). В 2019 році відмічена найбільша біомаса кормового зоопланктону. В прибережних водах частка кормового зоопланктону складає 78,3%, а у відкритих – 93,5% від загальної біомаси зоопланктону. Таким чином спостерігаємо позитивні зміни у стані кормової бази риб-планктофагів за останні роки.

3.3. Встановлення порогових значень інтегрального показника стану зоопланктону для визначення екологічного статус-класу ПЗЧМ

Використовуючи бази первинних даних ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України» за період 1955–2014 роки були розраховані порогові значення інтегрального показника зоопланктону для дев'яти районів української частини Чорного моря.

Всього у масиві даних була об'єднана інформація з 932-х станцій 58-ми наукових рейсів. Для встановлення відносної екологічної якості морського середовища (EQR) були використані значення інтегрального показника стану зоопланктону (K_f або IZI). Для того, щоб було можливо оцінити особливості розподілу зоопланктону у транзитних водах України, для розрахунку загальної біомаси зоопланктону були використані її абсолютні значення (Александров та Харитонова, 2019а).

Порогові значення інтегрального показника стану зоопланктону (K_f) за п'ятьма класами екологічного статусу розраховані для акваторій ПЗЧМ (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

**Порогові значення інтегрального показника стану зоопланктону (K_f)
для визначення якості морських вод України (Александров та Харитонов, 2019а)**

Сезон	Екологічний статус-клас				
	Відмінний	Добрий	Помірний	Посередній	Поганий
Прибережні води, Дунайський район					
Весна	> 0.939	0.939–0.925	0.924–0.915	0.914–0.881	< 0.881
Літо	> 0.667	0.667–0.631	0.630–0.565	0.564–0.487	< 0.487
Осінь	> 0.910	0.910–0.899	0.898–0.890	0.889–0.867	< 0.867
Зима	> 0.743	0.743–0.733	0.732–0.709	0.708–0.699	< 0.699
Прибережні води, Дністровсько-Дніпровський район					
Весна	> 0.900	0.900–0.883	0.882–0.863	0.862–0.789	< 0.789
Літо	> 0.215	0.215–0.167	0.166–0.094	0.093–0.054	< 0.054
Осінь	> 0.871	0.871–0.849	0.848–0.841	0.840–0.827	< 0.827
Зима	> 0.837	0.837–0.804	0.803–0.789	0.788–0.651	< 0.651
Шельфова зона, поверхневий шар (0–10 м), Дунайський район					
Весна	> 0.927	0.927–0.917	0.916–0.899	0.898–0.864	< 0.864
Літо	> 0.538	0.538–0.511	0.510–0.477	0.476–0.382	< 0.382
Осінь	> 0.941	0.941–0.928	0.927–0.914	0.913–0.884	< 0.884
Зима	> 0.603	0.603–0.597	0.596–0.593	0.592–0.591	< 0.591
Шельфова зона, поверхневий шар (0–10 м), Дністровсько-Дніпровський район					
Весна	> 0.927	0.927–0.912	0.911–0.897	0.896–0.835	< 0.835
Літо	> 0.872	0.872–0.854	0.853–0.828	0.827–0.599	< 0.599
Осінь	> 0.832	0.832–0.713	0.712–0.618	0.617–0.581	< 0.581
Відкриті води, поверхневий шар (0–10 м)					
Весна	> 0.864	0.864–0.851	0.850–0.838	0.837–0.806	< 0.806
Літо	> 0.706	0.706–0.686	0.685–0.684	0.683–0.674	< 0.674
Осінь	> 0.463	0.463–0.452	0.451–0.321	0.320–0.129	< 0.129
Зима	> 0.944	0.944–0.928	0.927–0.903	0.902–0.889	< 0.889
Шельфова зона та відкриті води, зона термоклін у (10–25 м)					
Весна	> 0.942	0.942–0.926	0.925–0.911	0.910–0.892	< 0.892
Літо	> 0.647	0.647–0.635	0.634–0.617	0.616–0.602	< 0.602
Осінь	> 0.924	0.924–0.907	0.906–0.895	0.894–0.866	< 0.866
Зима	> 0.396	0.396–0.340	0.339–0.280	0.279–0.268	< 0.268
Відкриті води, холодний проміжний шар (25–100 м)					
Весна	> 0.940	0.940–0.937	0.936–0.929	0.928–0.918	< 0.918
Літо	> 0.893	0.893–0.876	0.875–0.812	0.811–0.701	< 0.701
Осінь	> 0.949	0.949–0.942	0.941–0.923	0.922–0.891	< 0.891
Зима	> 0.945	0.945–0.943	0.942–0.935	0.934–0.902	< 0.353

Також нами була розроблена класифікаційна система для встановлення екологічного статус-класу за п'ятьма категоріями для транзитних вод. Проте, при розробці системи біоіндикації транзитних вод однією з значних проблем був

«парадокс естуарної якості» (Elliott and Quintino, 2007) – коли нормальний стан водних угруповань в естуарній зоні може бути подібним до тих угруповань, що зазнають антропогенних впливів. Дана закономірність при оцінюванні якості транзитних вод не дозволяє на пряму використовувати методи біоіндикації, що розроблені для водойм інших типів (Сон и Кошелев, 2014).

Для оцінки екологічного стану транзитних вод ми рекомендуємо такі показники (метрики) зоопланктону: загальну біомасу зоопланктону, відсоткову частку *Copepoda* від загальної біомаси зоопланктону, відсоткову частку *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону, індекс Шеннона за чисельністю, біомасу *M. leidyi* та відсоткову частку копепод-вселенців *A. tonsa* та *O. davisae* від загальної чисельності копепод. Загальна біомаса зоопланктону та відсоткова частка *Copepoda* від загальної біомаси можуть бути використані як показники якості в усіх типах транзитних вод (Alexandrov, 2012; Харитоновна, 2019).

Для таких транзитних вод, як Придунайський або Придніпровський регіони північно-західної частини Чорного моря, більш доцільно використовувати всі наведені показники, за винятком відсоткової частки копепод-вселенців від загальної чисельності копепод, тому що копеподитні стадії *A. tonsa* дуже важко відрізнити від копеподитів *A. clausi*, а це призводить до подальших помилок у розрахунках. Ми рекомендуємо вилучити співвідношення чисельності нативних копепод та копепод-вселенців з системи моніторингу транзитних вод Чорного моря (Дядичко та Харитоновна, 2021).

Так як в лиманах естуарного типу, які також відносяться до транзитних вод, *N. scintillans* та *M. leidyi* зустрічаються лише випадково, то показники екологічного стану, що будуть формуватись завдяки їх чисельності та біомаси, не можуть бути рекомендованими для оцінки. Отже, в залежності від типу транзитних вод (пригирлова морська акваторія або лиман естуарного типу), слід використовувати різні критерії оцінки екологічного стану водного середовища.

Відомо (Александров и Берлинский, 1982; Крылов, 2005; Мединец и др., 2005; Abbas and Talib, 2018), що при антропогенній евтрофікації будь-якого типу водних екосистем, головне значення у формуванні біомаси зоопланктону

відіграють короткоциклічні гідробіонти (Protista, Rotifera). Питома вага довгоциклічних зоопланктерів (Copepoda) в угрупованні при цьому зменшується.

За даними Марковського (1953) за часів «екологічної норми» (50-ті роки ХХ століття) в Дністровському лимані існували два біоценози зоопланктерів, які в різний період займали різні частини акваторії, з невеликим перемішуванням в зонах стику. Ці біоценози вчений назвав «Ценоз *Calanipeda+Heteroscope*» та «Ценоз *Acartia*». До першого відносяться організми прісноводно-солонуватоводного та олігогалінного комплексу з деякою часткою прісноводних та евригалінних видів, до другого – оліго-мезогалінні та морські планктери.

У другій половині ХХ століття (в період антропогенного евтрофування), частка веслоногих ракоподібних від загальної біомаси зоопланктону значно зменшилась, а головну роль у формуванні біомаси зоопланктону стали відігравати такі короткоциклічні організми як Tintinnoinea та Rotifera. Особливо ці зміни були помітними в 70-х роках (Полищук, 1976; Парчук и Колодочка, 1992).

Отож, на основі таких фактів, можна сказати, що для транзитних вод естуарного типу, відсоткова частка коловірок менше 50% від загальної біомаси зоопланктону є індикатором доброго екологічного стану. Таким чином, відсоткову частку коловірок ми рекомендуємо як показник для таких транзитних вод, де відсутні *N. scintillans* та *M. leidy* (Дядичко та Харитонова, 2021).

Аналізуючи все вищесказане, для оцінки екологічного стану транзитних вод північно-західної частини Чорного моря ми пропонуємо використовувати наступні метрики зоопланктону: загальну біомасу зоопланктону, частку (%) *N. scintillans*, Copepoda та Rotifera від загальної біомаси зоопланктону. Для цих індикаторів розраховані порогові значення, що можна використовувати для оцінки екологічного статус-класу (табл. 3.2):

Таблиця 3.2

Порогові значення окремих метрик зоопланктону для встановлення екологічного стану транзитних вод (Дядичко та Харитонова, 2021)

Акваторії та метрики		Період	Екологічний статус-клас				
			Відмінний	Добрий	Помірний	Посередній	Поганий
Всі типи транзитних вод	Біомаса зоопланктону, мг/м ³	Весна	<44	45–51	52–59	60–65	>65
		Літо	<1600	1600–5300	5310–11470	11480–20780	>20780
		Осінь	<77	78–120	121	165–208	>208
Морські пригирлові акваторії	Біомаса <i>N. scintillans</i> , %	Середньорічна	<39,8	39,8–4,6	54,7–69,3	69,4–4,1	>84,1
	Біомаса Copepoda, %	Середньорічна	>20,8	20,8–5,5	15,6–10,2	10,1–4,9	<4,9
Лимани естуарного типу	Біомаса Rotifera, %	Середньорічна	<30	30–50	>50<70	>70<85	>85

Також були встановлені порогові значення інтегрального показника стану зоопланктону (K_f) за п'ятьма класами екологічного статусу транзитних вод української частини авандельти Дунаю (Харитонова, 2019). В результаті багаторічного моніторингу (в період з 2004 по 2017 рік) були проаналізовані отримані бази даних біологічних показників зоопланктону з 26-ти станцій, що разом склало 266 проб (Заклучні звіти, 2017).

Порогові значення інтегрального показника стану зоопланктону (K_f) за п'ятьма класами екологічного статусу авандельти Дунаю наведені для трьох сезонів року і до нижньої границі розподілу зоопланктону (табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Порогові значення інтегрального показника стану зоопланктону для визначення екологічного статусу авандельти Дунаю (Харитонова, 2019)

Екологічний статус-клас				
Відмінний	Добрий	Помірний	Посередній	Поганий
Весна				
>0,483	0,483–0,437	0,436–0,365	0,364–0,268	<0,268
Літо				
>0,584	0,584–0,513	0,512–0,411	0,410–0,376	<0,376
Осінь				
>0,663	0,663–0,620	0,619–0,539	0,538–0,473	<0,473

Наведені вище данні порогових значень вже використовуються для встановлення екологічного стану морських та транзитних вод за вимогами Водної Рамкової Директиви ЄС.

Отже, у порівнянні від раніше прийнятого правила визначення екологічного стану за одним найбільш чутливим індикатором, ми пропонуємо оцінювати стан екосистем з використанням найбільш репрезентативних показників, що мають найменший розбіг значень (Александров та Харитонова, 2019а). Для цього була розроблена спеціальна автоматизована програма NEAT (Nested Environmental status Assessment Tool) комп'ютерної обробки даних (Berg et al., 2016; Vorja et al., 2019), що на даний час апробується в Чорному морі за проектом ANEMONE. До того цей метод було використано для оцінки стану Саронікського заливу у Середземному морі (Pavlidou et al., 2019).

Запропонована нами методика дозволяє оцінити та проаналізувати екологічний стан морської чи транзитної акваторії Чорного моря за показниками зоопланктону відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви та Директиви ЄС про Морську Стратегію. Отримані порогові значення інтегрального показника вже включені до програми моніторингу прибережних, транзитних та морських екосистем України (Dyadichko et al., 2022)

3.4. Визначення екологічного стану ПЗЧМ за окремими показниками зоопланктону

Відповідно до вимог, встановлених Директивою ЄС про Морську Стратегію, екологічний стан морських прибережних та транзитних вод ПЗЧМ визначали за двома категоріями: добрий екологічний стан (GES) та недобрий екологічний стан (NotGES).

За класифікацією екологічного статус-класу згідного з WFD ці категорії відповідали: GES – відмінний та добрий, NotGES – помірний, посередній та поганий статус-клас. Для встановлення порогових значень використовували наступні індикаторні екологічні показники зоопланктону: загальну біомасу

зоопланктону ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$), відсоткову частку *Copepoda* від загальної біомаси (%) та відсоткову частку *N. scintillans* від загальної біомаси (%).

Визначення екологічного стану за загальною біомасою зоопланктону.

Екологічний стан морської екосистеми вважається добрим (GES), якщо біомаса зоопланктону навесні становить $150\text{--}400 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-3}$, влітку $350\text{--}900 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-3}$, а восени – $150\text{--}350 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-3}$ (Stefanova, Stefanova and Doncheva, 2015).

Для визначення екологічного стану морських прибережних вод ПЗЧМ знаходили максимальне, мінімальне та середнє значення біомаси зоопланктону з 2004 по 2017 в акваторіях заток північно-західної частини Чорного моря, глибоводного та мілководного шельфів, Придунайсько-Дністровських прибережних водах, а також в авандельті Дунаю (Харитоновна та Дядичко, 2020).

Значення загальної біомаси зоопланктону наведені у таблиці 3.4 та показники екологічного стану якості у рис. 3.19 (карта-схема регіонів моніторингу на рис. 2.8).

Таблиця 3.4.

Значення загальної біомаси зоопланктону ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$) ПЗЧМ у 2004–2019 роках

	Регіон	Біомаса зоопланктону ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$)								
		Максимальна			Мінімальна			Середня		
		Весна	Літо	Осінь	Весна	Літо	Осінь	Весна	Літо	Осінь
1	Затоки північно-західної частини Чорного моря	971,6	4149,6	1856,8	1,4	7,2	1,5	119,1	247,9	346,6
2	Глибоводний шельф	279,1	-	-	22,7	-	-	97,1	-	-
3	Мілководний шельф	119,4	-	-	6,1	-	-	44,1	-	-
4	Придунайсько-Дніпровські прибережні води	24,9	22,4	475,6	10,4	7,4	9,2	15,9	14,5	130,3
5	Авандельта Дунаю	96,1	3187,4	550,8	2,1	5,1	5,4	45,7	366,7	122,3

Примітка: - – проби зоопланктону не відбирались

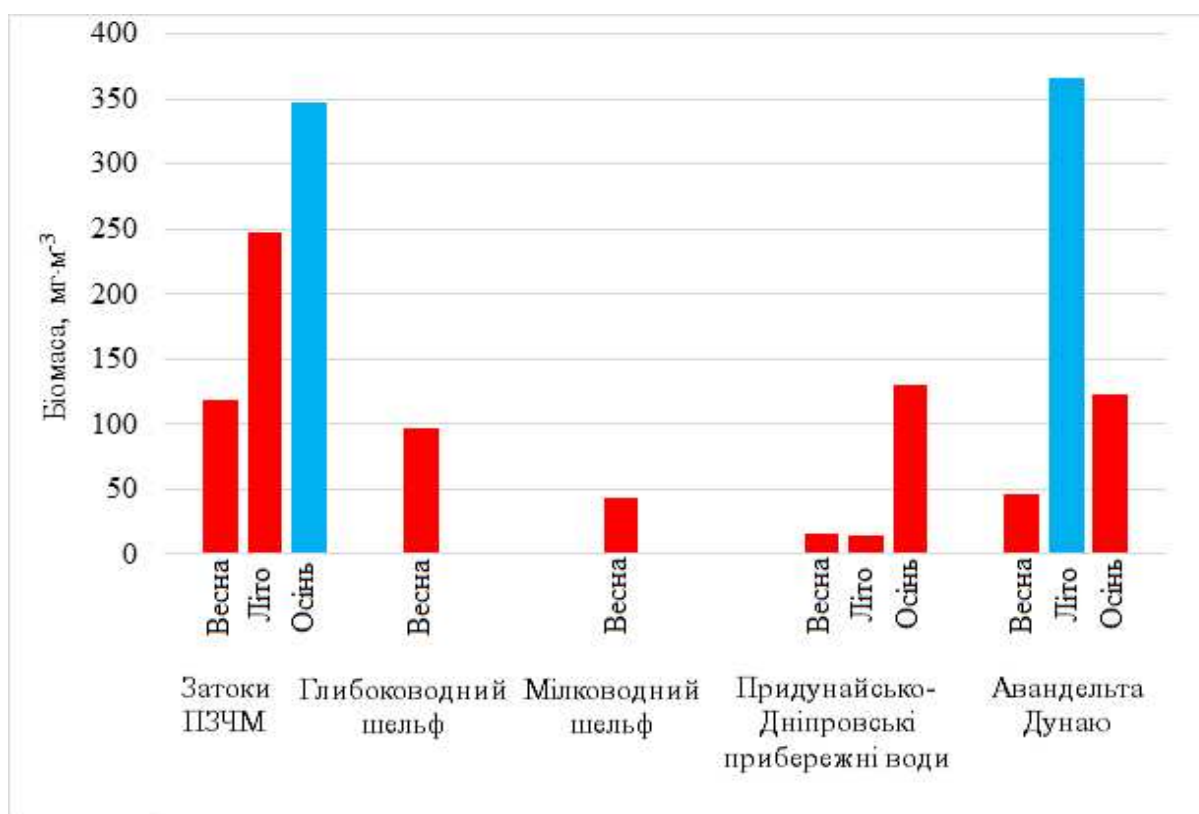


Рис. 3.19. Екологічний стан морських прибережних вод ПЗЧМ за показником загальної біомаси зоопланктону (мг·м⁻³) у 2004–2019 роках. Екологічний стан: ■ – GES, ■ – NotGES

За результатами багаторічного моніторингу з 2004 по 2017 рік, виявлено, що майже всі регіони в усі сезони дослідження показали недобрий екологічний стан (NotGES). Добрий екологічний стан (GES) спостерігався тільки в акваторіях заток північно-західної частини Чорного моря (восени) та в авандельті Дунаю (влітку).

Якщо розглянути показники загальної біомаси зоопланктону в акваторіях заток ПЗЧМ, бачимо, з 2004 по 2019 рік (рис. 3.20) весною та влітку виявлений переважно недобрий екологічний стан.

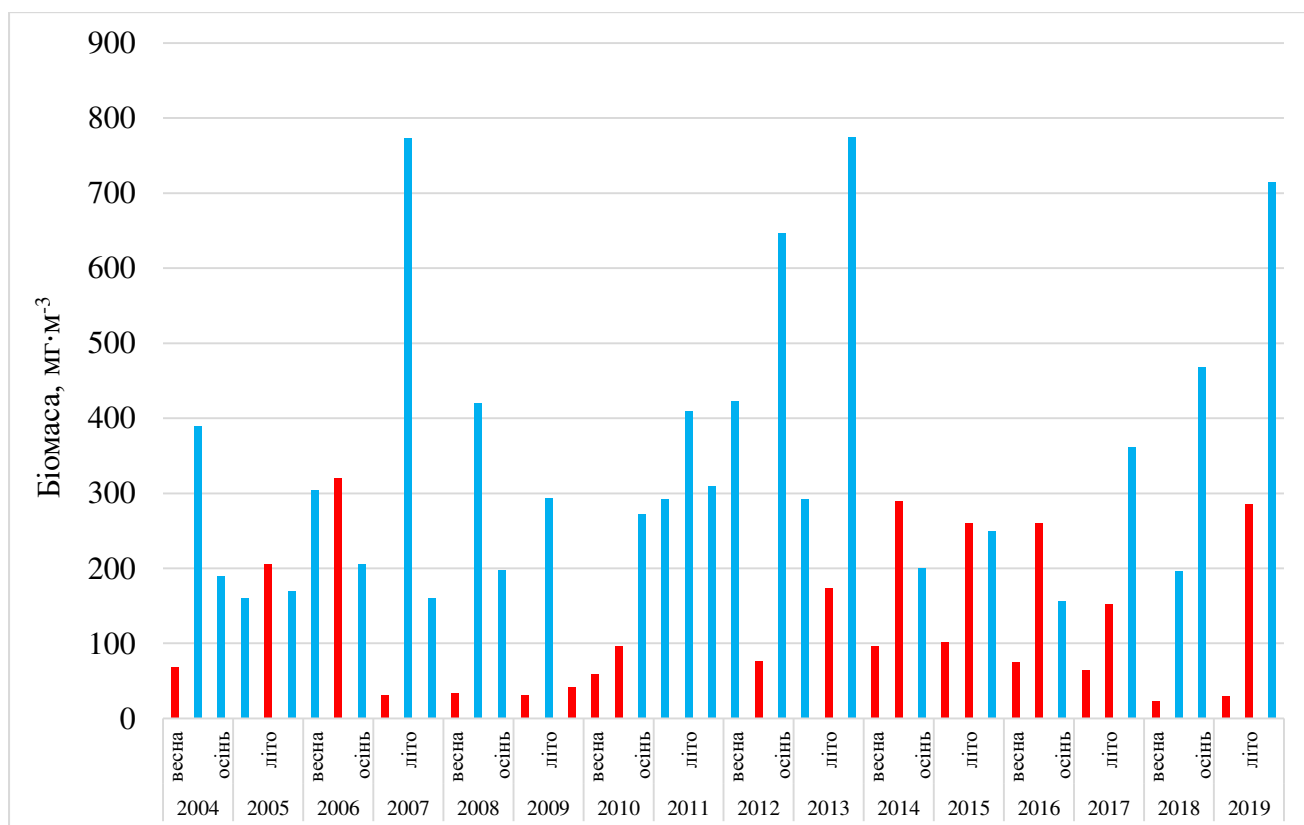


Рис. 3.20 Екологічний стан заток ПЗЧМ за показником загальної біомаси зоопланктону (мг·м⁻³) у 2004–2019 роках. Екологічний стан: ■ – GES, ■ – NotGES

Отже, за показником загальної біомаси зоопланктону, у ПЗЧМ встановлений переважно недобрий екологічний стан, що обумовлено зменшенням біомаси зоопланктону у більшості регіонах дослідження.

Визначення екологічного стану за показником *N. scintillans*. Так як *N. scintillans* досягає максимального розвитку при умовах евтрофікації, то чим більшою буде її біомаса та відсоткова частка від загальної біомаси зоопланктону, тим більш евтрофними є умови, і відповідно – тим гірший стан екосистеми в цілому. Для морських вод Чорного моря добрим (GES) вважається стан угруповання зоопланктону, коли відсоткова частка *N. scintillans* від загальної біомаси не перевищує 30% (Stefanova, Stefanova and Doncheva, 2015).

Для визначення екологічного стану морських прибережних вод ПЗЧМ для кожного регіону дослідження (карту-схему регіонів моніторингу див. на рис. 2.12) знаходили максимальне, мінімальне та середнє значення біомаси *N. scintillans* від

загальної біомаси зоопланктону (%). За показником частки біомаси ночесвітки (%) від загальної біомаси зоопланктону встановили порогові значення та визначили екологічний стан ПЗЧМ (GES та NotGES) (табл. 3.5 та рис. 3.21).

Таблиця 3.5

Екологічний стан ПЗЧМ за показником % біомаси *N. scintillans* від загальної біомаси в 2004–2019 роках (бази даних ДУ «Інститут морської біології НАН України»)

	Регіон	Біомаса <i>N. scintillans</i> , %			Екологічний стан
		Максимальна	Мінімальна	Середня	GES
1	Затоки північно-західної частини Чорного моря	58,8	6,4	26,7	GES
2	Одеський морський регіон	61,2	2,3	12,9	GES
3	Глибоководний шельф	56,2	0	15,5	GES
4	Мілководний шельф	60,1	0	14,9	GES
5	Авандельта Дунаю	99,3	0	18,8	GES

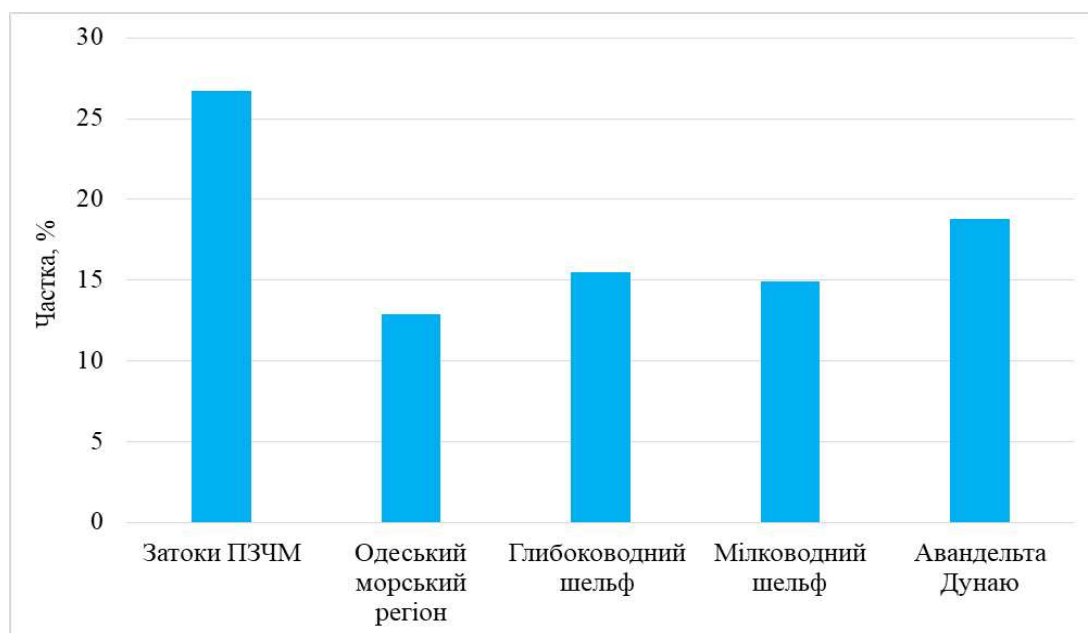


Рис. 3.21. Екологічний стан морських прибережних вод ПЗЧМ за показником частки (%) *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону у 2004–2019 роках. Екологічний стан: ■ – GES

Виявлено, що за показником частки біомаси *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону, з 2007 по 2019 роки всі досліджувані акваторії Чорного моря мали добрий екологічний стан якості (GES). Найменше значення частки ночесвітки відмічено в акваторіях шельфової зони та філофорного поля Зернова. Найбільше багаторічне коливання біомаси ночесвітки спостерігалось у водах авандельти Дунаю (Харитонова, Набокін та Дядичко, 2021).

Найбільше середнє значення біомаси ночесвітки спостерігали в акваторії заток північно-західної частини Чорного моря (27,6%). Як бачимо, частка *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону в затоках ПЗЧМ до 2011 року була переважно високою, з 2012 року спостерігаємо зменшення цього показника і встановлення доброго екологічного стану.

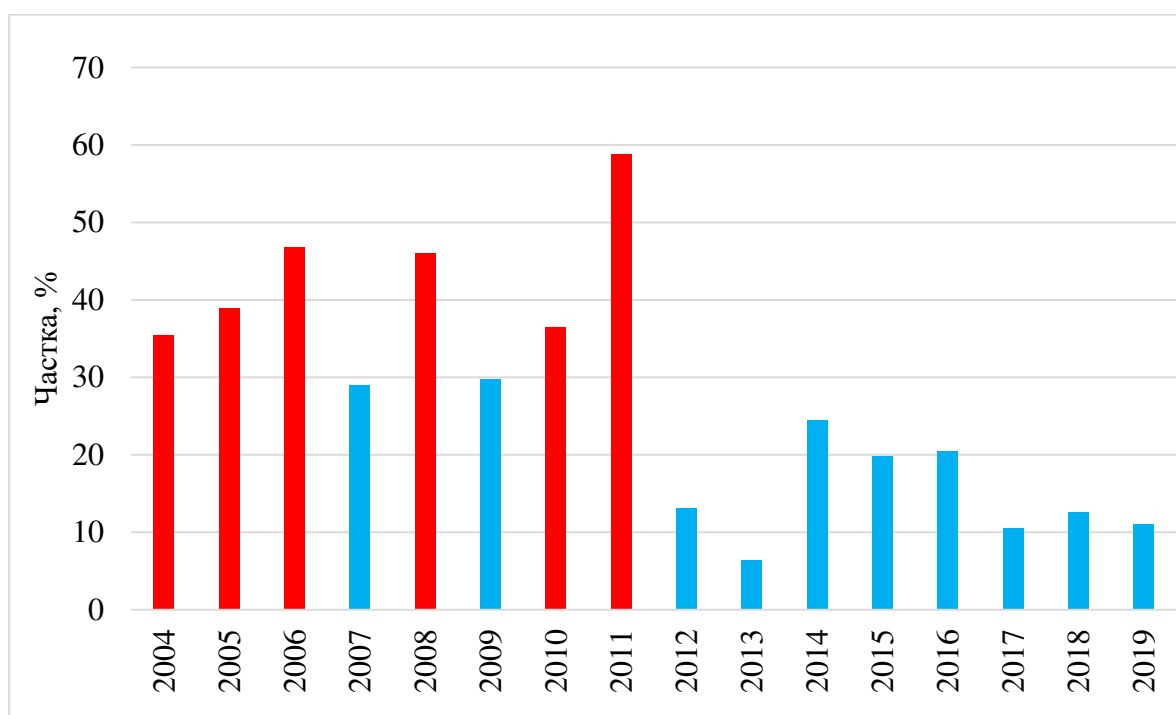


Рис. 3.22. Екологічний стан заток ПЗЧМ за показником частки (%) *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону у 2004–2019 роках. Екологічний стан: ■ – GES; ■ – NotGES.

Отримані результати підтверджуються з дослідженнями С.М. Снігірьова та ін. (2018): в 2016–2017 роках за показником *N. scintillans* екологічний стан морських екосистем ПЗЧМ був добрим. Такі значення частки *N. scintillans* від

загальної біомаси зоопланктону відображують покращення екологічного стану досліджуваної акваторії та зменшення рівня евтрофікації.

Згідно з історичними даними та матеріалами, зібраними під час експедицій проекту «EMBLAS-plus», виявлено, що однією з тенденцій змін угруповання мезозоопланктону в Чорному морі є зменшення частки *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону. Ця закономірність свідчить про зменшення впливу негативного чинника евтрофікації та показує позитивні зміни в кормовій базі промислових риб-планктофагів, та разом з цим – покращення екологічного стану досліджуваних акваторій ПЗЧМ.

Отримані дані добре узгоджуються з висновком Л.М. Поліщука (2006) про те, що сучасна екосистема Чорного моря перебуває у стані деєвтрофікації та встановленні нової «екологічної норми».

Отже, за показником частки *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону досліджувані акваторії показали добрий екологічний стан, так як середній багаторічний показник не перевищує 30%.

Визначення екологічного стану за показником *Copepoda*. Відомо, що веслоногі ракоподібні мають найдовші життєві цикли серед чорноморських зоопланктерів (Дворецкий и Дворецкий, 2012), тому їхня біомаса та відсоткова частка від загальної біомаси зоопланктону сильно зменшується під дією евтрофікуючого фактору. При антропогенній евтрофікації будь-якого типу водних екосистем провідну роль у формуванні біомаси зоопланктону відіграють короткоциклічні організми (Александров и Берлинский, 1982). Таким чином, відсоткова частка *Copepoda* від загальної біомаси зоопланктону є надійним індикатором екологічного стану акваторії.

Для морських вод Чорного моря показником доброго екологічного стану (GES) вважається середньорічна біомаса *Copepoda*, яка перевищує 45% від загальної біомаси зоопланктону (Stefanova, Stefanova and Doncheva, 2015).

Тому для визначення екологічного стану морських прибережних вод, для кожного регіону дослідження (рис. 2.12) знаходили максимальне, мінімальне та середнє значення біомаси *Copepoda* від загальної біомаси зоопланктону з 2004 по

2017 роки (Kharytonova and Dyadichko, 2021). Дані представлені в таблиці 3.6 та на рис. 3.23.

Таблиця 3.6

Значення біомаси *Copepoda* від загальної біомаси зоопланктону (%)
ПЗЧМ у 2004–2019 роках

	Регіон	Біомаса <i>Copepoda</i> , %			Екологічний стан
		Максимальна	Мінімальна	Середня	
1	Затоки північно-західної частини Чорного моря	88,6	8,7	36,9	NotGES
2	Глибоководний шельф	99,4	40,9	70,3	GES
3	Мілководний шельф	92,8	9,1	57,1	GES
4	Придунайсько-Дніпровські прибережні води	169,9	4,9	48,9	GES
5	Авандельта Дунаю	98,4	0,5	45,7	GES

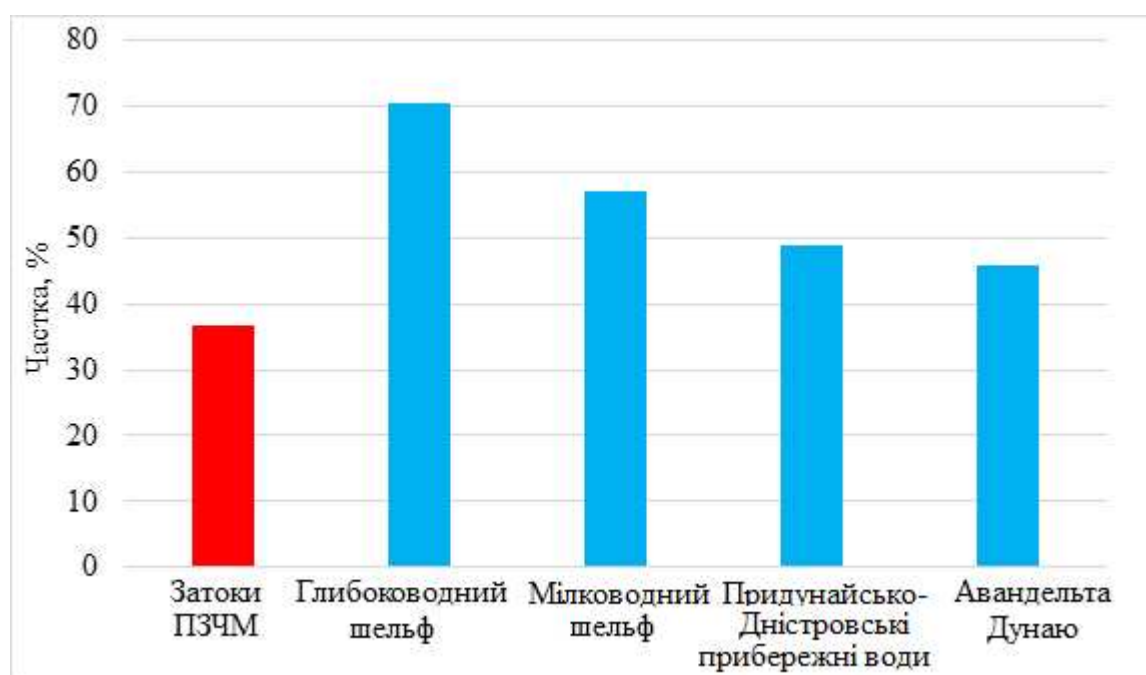


Рис. 3.23. Екологічний стан ПЗЧМ за показником частки (%) *Copepoda* від загальної біомаси зоопланктону у 2004–2019 роках. Екологічний стан: ■ – GES, ■ – NotGES

З рис. 3.23 бачимо, що добрий екологічний стан (GES) за показником частки *Copepoda* від загальної біомаси зоопланктону спостерігається майже в усіх

акваторіях. Тільки в районі заток ПЗЧМ був визначений недобрий екологічний стан (NotGES), оскільки частка *Copepoda* в цих водах була нижчою за 45%.

На рис. 3.24 можна прослідкувати багаторічну динаміку частки веслоногих ракоподібних в акваторіях заток ПЗЧМ. Бачимо, що в більшості роках дослідження виявлений недобрий екологічний стан.

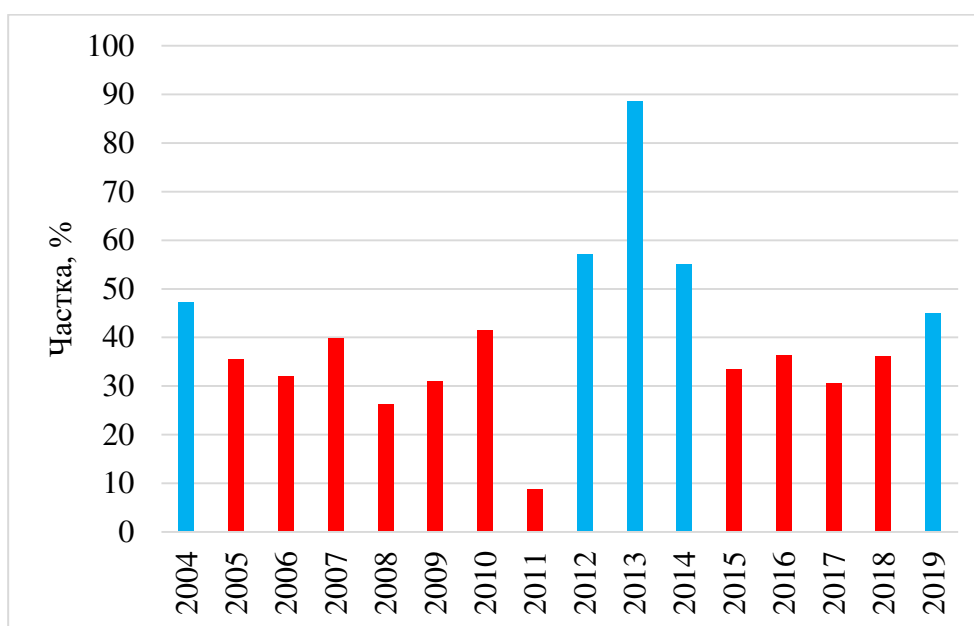


Рис. 3.24. Екологічний стан заток ПЗЧМ за показником частки (%) *Copepoda* від загальної біомаси зоопланктону у 2004–2019 роках. Екологічний стан: ■ – GES, ■ – NotGES

Отже, за такими індикаторами: *N. scintillans*, *Copepoda* та загальної біомаси зоопланктону, бачимо певні розбіжності у визначенні екологічного стану морських прибережних вод. Тому, для більш детальної та якісної оцінки екологічного стану морських та транзитних екосистем краще використовувати інтегральний показник зоопланктону, який поєднує особливості кожного показника зоопланктону.

3.5. Визначення екологічного статус-класу ПЗЧМ за інтегральним показником зоопланктону

За результатами багаторічного моніторингу ПЗЧМ встановили екологічний статус-клас прибережних, морських та транзитних екосистем (Харитонова та Дядичко, 2020).

Екологічний статус-клас визначали в різних акваторіях Чорного моря та сезонах року (рис. 2.12) за п'ятьма класами відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС (DIRECTIVE 2000/60/EC) від відмінного до поганого з 2004 по 2019 рік. Отримані дані екологічного статус-класу та значення інтегрального показника зоопланктону (IZI) представлені в таблиці 3.7 та відображені в рис. 3.25.

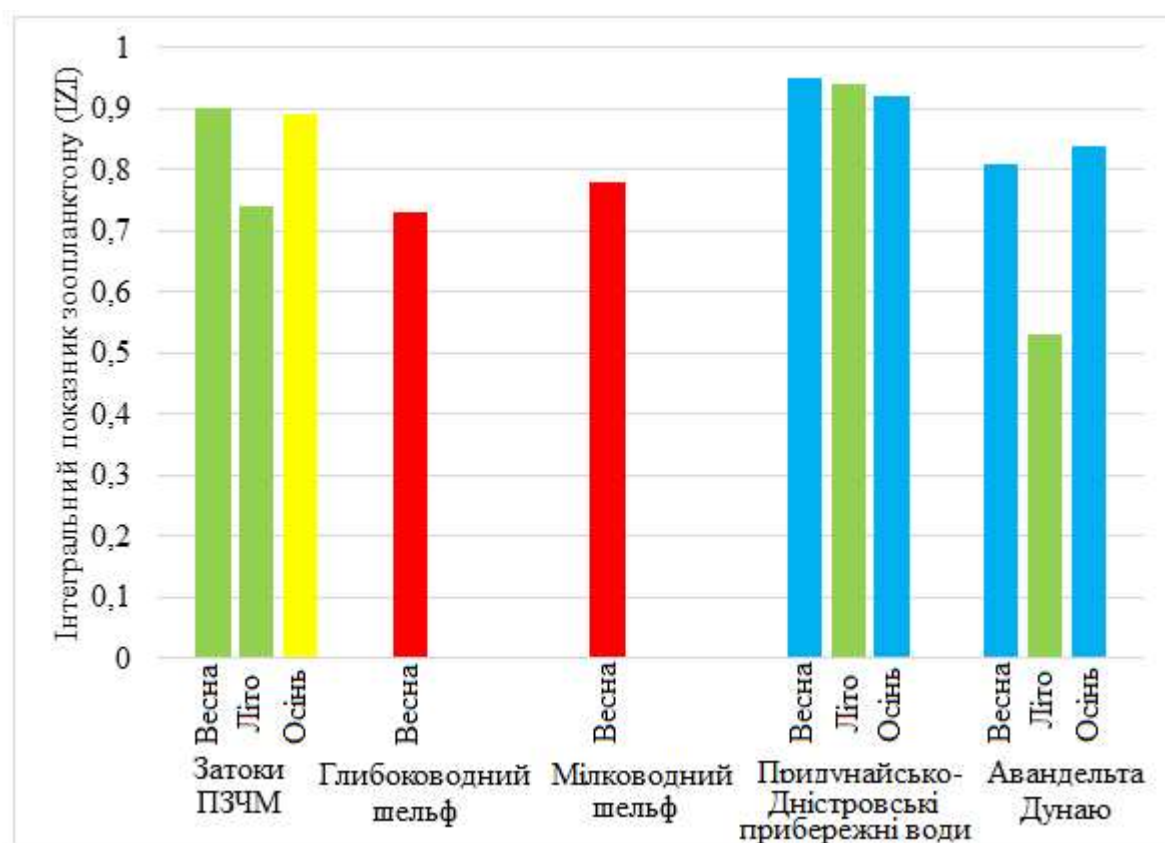


Рис. 3.25. Значення інтегрального показника стану зоопланктону у ПЗЧМ в 2004–2019 роках. Екологічний статус-клас: ■ – відмінний, ■ – добрий, ■ – помірний, ■ – посередній, ■ – поганий

Виявлено, що протягом року відмінний екологічний клас спостерігався тільки в акваторіях Придунайсько-Дністровських прибережних вод. Відповідну якість бачимо і в авандельті Дунаю (відмінний клас навесні та восени, добрий – влітку). В акваторіях заток північно-західної частини Чорного моря змінювався екологічний статус в залежності від сезону (від доброго до поганого класу). Тільки акваторії мілководного та глибоководного шельфів показали найнижчий (поганий) екологічний статус-клас.

Також окремо провели визначення екологічного статусу в авандельті Дунаю (Харитонова, 2019). В результаті отриманих даних з 2004 по 2019 рік (рис. 3.26) спостерігаємо покращення екологічної ситуації в даній транзитній екосистемі, про що свідчить встановлений відмінний статус-клас у 2018 та 2019 роках.

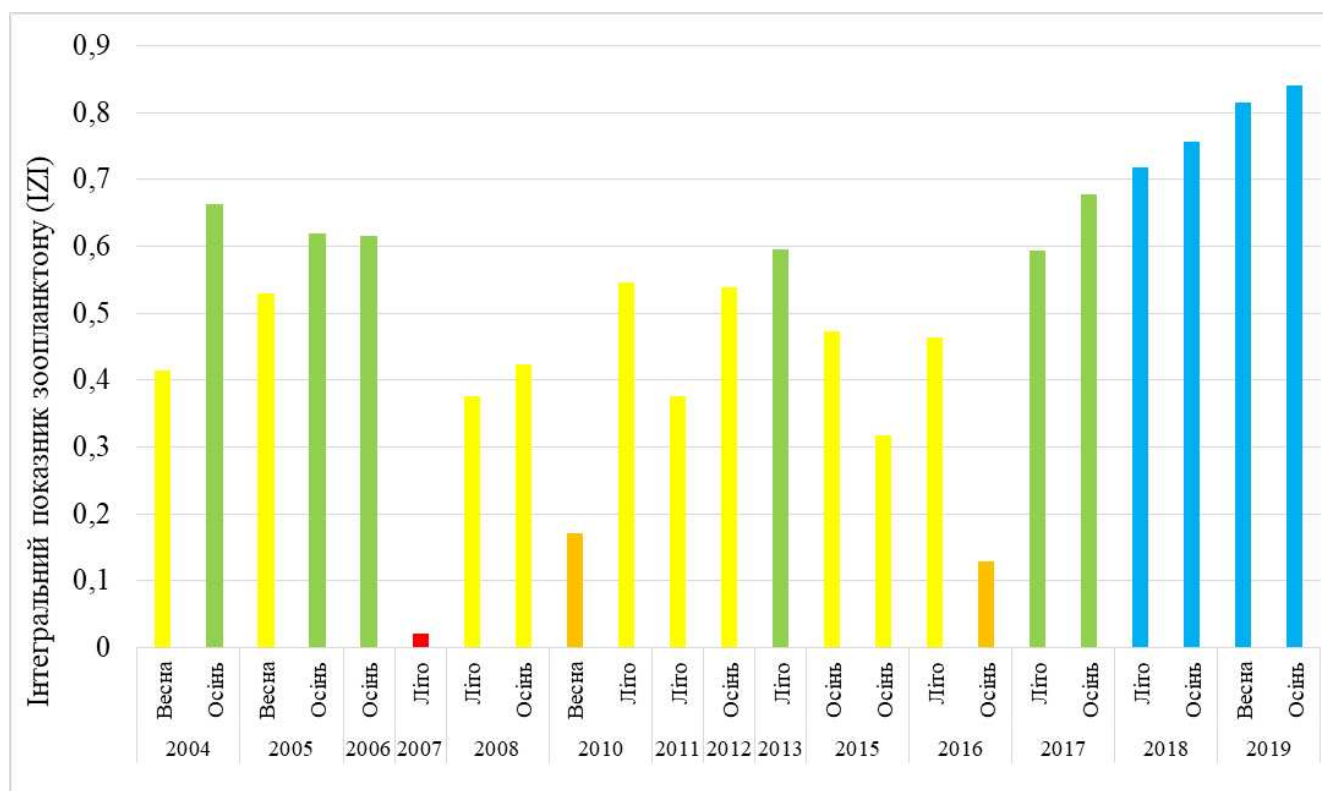


Рис. 3.26. Багаторічна динаміка зміни екологічного статусу-класу транзитних вод авандельти Дунаю. Екологічний статус клас: ■ – добрий, ■ – помірний, ■ – посередній, ■ – поганий

У 2004 та 2005 роках добрий екологічний статус-клас був зареєстрований тільки навесні і восени У період між 2006 та літом 2007 року стан авандельти

Дунаю помітно погіршився до поганого. Починаючи з 2008 року та до 2010 спостерігаємо коливання між помірним та посереднім класом якості. А вже влітку 2011 року ситуація змінюється в кращу сторону, та в 2013 екологічний стан досяг доброго класу. Восени 2015 року клас знову змінився і став помірним. Надалі (осінь 2015 – літо 2016) клас якості української частини авандельти Дунаю був постійним. Восени 2016 відзначалося значне зниження якості води, але починаючи з літа 2017 року екологічний стан знову покращився до доброго, а з 2018 – до відмінного.

Отже, транзитні води авандельти Дунаю показали різний екологічний статус в залежності від сезону року. Виявлено, що екологічний статус цієї екосистеми влітку і навесні був значно нижчим, ніж восени та взимку (Харитонова, 2019).

3.5.1. Визначення екологічного статус-класу прибережної частини ПЗЧМ

Використовуючи значення обраних індикаторних показників зоопланктону розраховували інтегральний індекс зоопланктону (IZI) для кожної станції, регіону та сезону протягом 2016, 2017 та 2019 років в прибережній частині ПЗЧМ (Kharytonova and Nabokin, 2020; Kharytonova et al., 2021; Dyadichko et al., 2022).

За значенням інтегрального показника стану зоопланктону оцінили екологічний статус-клас досліджувальних акваторій відповідно до вимог WFD за п'ятьма класами.

Отримали, що навесні 2016 року прибережні води Дністровського регіону та центральної частини північно-західного шельфу Чорного моря, а також змішувальної зони мали поганий екологічний клас на всіх досліджувальних станціях. В межах Дніпро-Бузького регіону всі станції показали помірний та поганий екологічний статус-клас. Лише води Дунайського регіону відзначились відмінним екологічним станом (рис. 3.27).

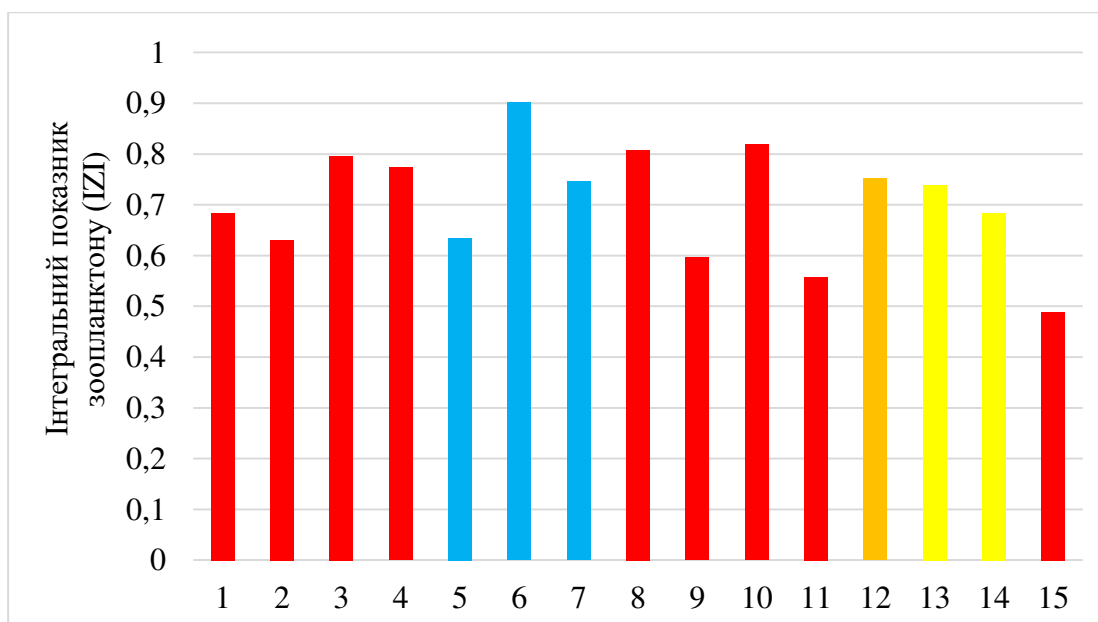


Рис. 3.27. Екологічний клас досліджуваних акваторій прибережної частини ПЗЧМ весною 2016 року. Станції: 1–3 – Дністровський регіон, 4 – змішана зона, 5–7 – Дунайський регіон, 8–9 – центральна частина північно-західного шельфу, 12–15 – Дніпро-Бузький регіон. Екологічний статус-клас: ■ – відмінний, ■ – помірний, ■ – посередній, ■ – поганий

В результаті розрахунку інтегрального індексу зоопланктону навесні та влітку 2017 року в районах змішування та центральній частині шельфу був встановлений поганий екологічний клас, у Дністровському та Дунайському регіонах – помірний клас. Тільки екосистеми Дніпро-Бузького регіону показали відмінний екологічний клас (рис. 3.28).

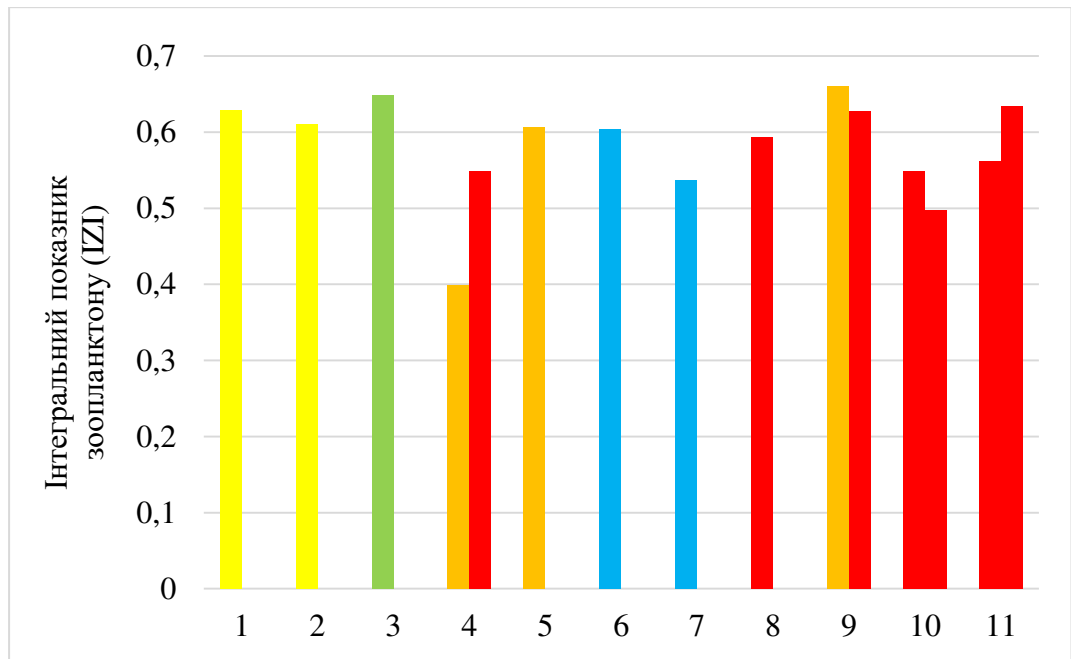


Рис. 3.28. Екологічний клас досліджуваних акваторій прибережної частини ПЗЧМ влітку (ряд 1) та весною (ряд 2) у 2017 році. Станції: 1,2 – Дністровський регіон; 3,4 – Дунайський регіон, 5–7 – Дніпро-Бузький регіон; 8 – зона змішування, 9, 10, 11 – центральна частина північно-західного шельфу). Екологічний статус-клас: ■ – відмінний, ■ – добрий, ■ – помірний, ■ – посередній, ■ – поганий

У 2019 році більшість досліджених акваторій показали поганий екологічний клас. Прибережні води Дніпро-Бузького регіону мали поганий екологічний клас на всіх станціях. Води в зоні змішування варіювали від відмінного до поганого класу якості. Лише води Дунайського регіону відзначились відмінним екологічним класом на всіх станціях (рис. 3.29).

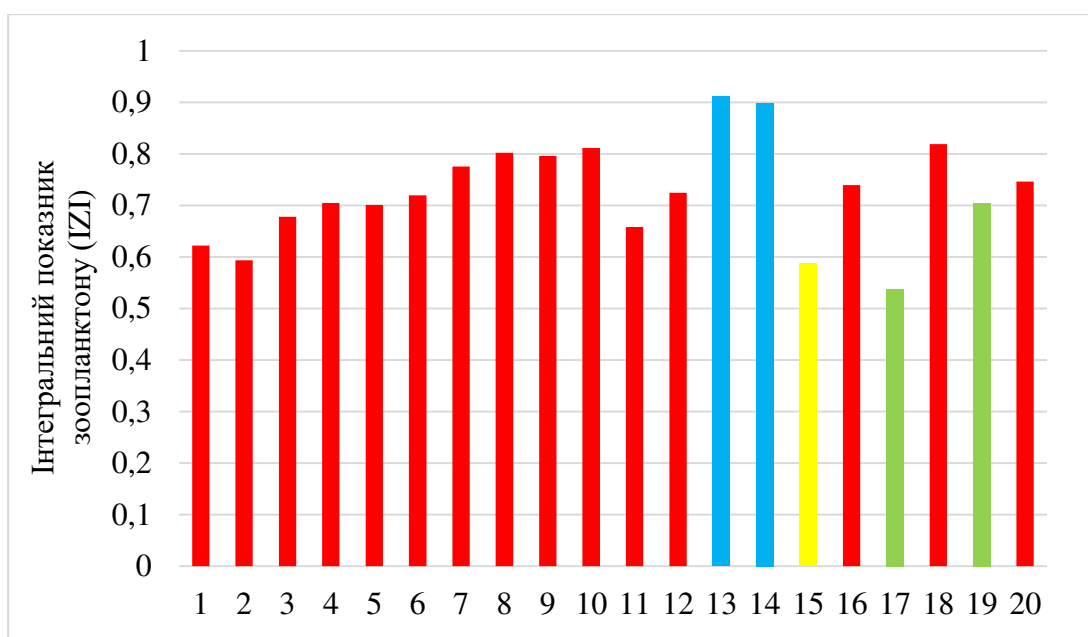


Рис. 3.29. Екологічний клас досліджуваних акваторій прибережної частини ПЗЧМ влітку та восени 2019 року. Станції: 1, 2, 19, 20 – Дніпровський регіон, 3–8 – Одеська затока, 9–12 – Дністровський регіон, 13, 14 – Дунайський регіон, 15 – морські води навколо острова Зміїний, 16, 17 – філофорне поле Зернова, 18 – Тендрівська коса. Екологічний статус-клас: ■ – відмінний, ■ – добрий, ■ – помірний, ■ – поганий.

Як бачимо, у 2019 році, згідно зі значеннями інтегрального індекса зоопланктону, більшість досліджуваних акваторій мали поганий екологічний клас.

Порівнюючи отримані результати за 2016, 2017 та 2019 роки, бачимо, що екологічний статус-клас прибережних вод ПЗЧМ був подібним.

Отже, в 2016, 2017 та 2019 роки переважна більшість досліджуваних акваторій показали поганий екологічний статус-клас, рідше спостерігали помірний клас та посередній класи. Тільки екосистеми Дунайського (у 2019 та 2016 роках) та Дніпро-Бузького регіонів (2017 рік) відповідали відмінному екологічному статусу.

3.5.2. Визначення екологічного статус-класу шельфової зони та відкритих вод ПЗЧМ

В ході аналізу структурно-функціональних показників зоопланктону (індексу Шеннона (за чисельністю) та інтегрального показника зоопланктону) провели оцінку екологічного статус-класу в шельфовій зоні та відкритих (морських) водах ПЗЧМ. Отримали, що у 2019 році всі досліджувані акваторії мали відмінний екологічний клас якості (Харитонова, Набокін та Дядичко, 2020; Kharytonova et al., 2021; Dyadichko et al., 2022) (табл. 3.7, рис. 3.30).

Таблиця 3.7

Екологічний клас досліджуваних акваторій ПЗЧМ влітку 2019 року

№	Регіон	Індекс Шеннона (за чисельністю), біт·екз ⁻¹	Інтегральний показник зоопланктону (IZI)	Екологічний статус-клас
1	Морські води навколо острова Зміїний	2,641	0,889	Відмінний
2	Дунайський регіон	2,653	0,872	Відмінний
3	Шельфові води напроти м. Одеса	2,252	0,880	Відмінний
4	Верхній змішаний шар (шельфова зона, поверхневий шар)	2,403	0,869	Відмінний
5	Відкриті води	1,122	0,889	Відмінний

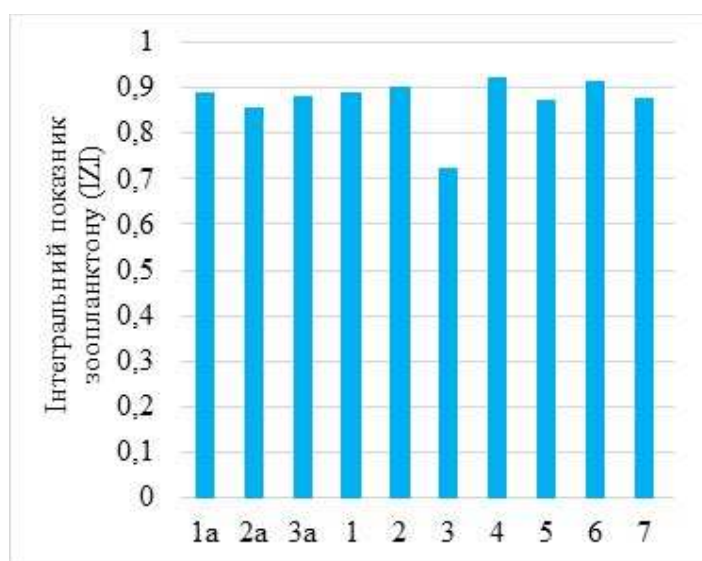


Рис. 3.30. Екологічний статус-клас досліджуваних акваторій влітку 2019 року. Станції на рис. 2.11. Екологічний статус-клас: ■ – відмінний

У 2016 році (рис. 3.31) та у 2017 році спостерігали іншу ситуацію, зокрема у 2016 році майже всі станції на досліджувальних акваторіях показали поганий екологічний статус. Доброго чи відмінного класу не було відмічено.

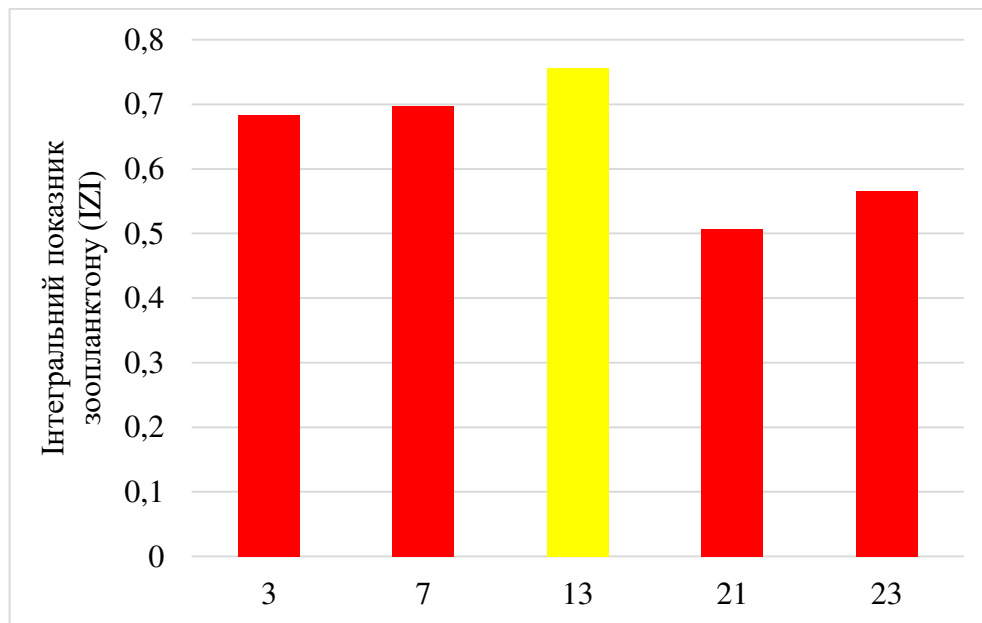


Рис. 3.31. Екологічний статус-клас досліджуваних акваторій ПЗЧМ у 2016 році. Станції: 3, 7, 21 – верхній змішаний шар, 13 – термокліновий шар, 23 – глибокі води. Екологічний статус-клас: ■ – помірний, ■ – поганий

У 2017 році (рис. 3.32) спостерігаємо певне покращення екологічного стану екосистем ПЗЧМ, так як більшість акваторій показали відмінний екологічний статус-клас.

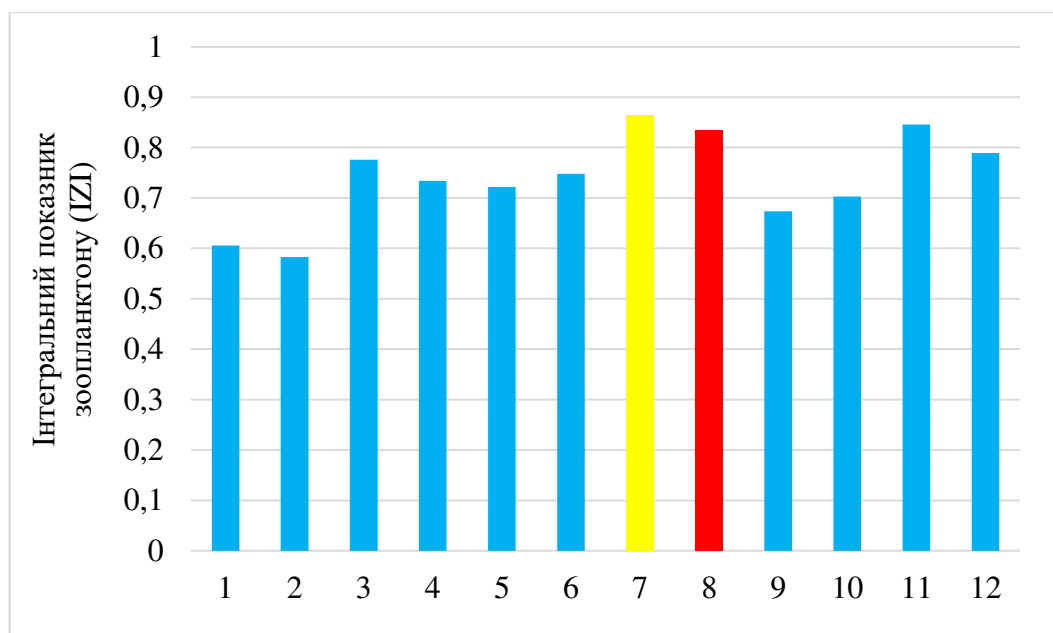


Рис. 3.32. Екологічний статус-клас досліджуваних акваторій ПЗЧМ у 2017 році. Станції: 1 – Дністровсько-Дунайський регіон, 2, 3 – Дунайський регіон (зона шельфу, поверхневий шар), 4, 9–12 – верхній змішаний шар (шельфова зона, поверхневий шар), 5, 6 – термокліновий шар, 7, 8 – глибокі води. Екологічний статус-клас: ■ – відмінний, ■ – помірний, ■ – поганий

Отже, у порівнянні з отриманими даними за 2016 та 2017 роки екологічний статус-клас досліджуваних акваторій у 2019 році був значно кращим, ніж у 2016 році та подібний до стану у 2017 році, де більшість станцій мали відмінний екологічний клас.

Всі отримані результати щодо оцінки екологічного статус-класу та стану досліджуваних акваторій Чорного моря на основі індикаторних показників зоопланктону, зведені на узагальнюючих картах (рис 3.33–3.35).

У 2016 році переважна більшість акваторій ПЗЧМ, особливо шельфові та морські води (рис. 3.33), характеризувались поганим екологічним станом. Добрий екологічний стан мали прибережні води Дніпро-Бузького та Придунайсько-Дністровського регіонів, а також транзитні води авандельти Дунаю.

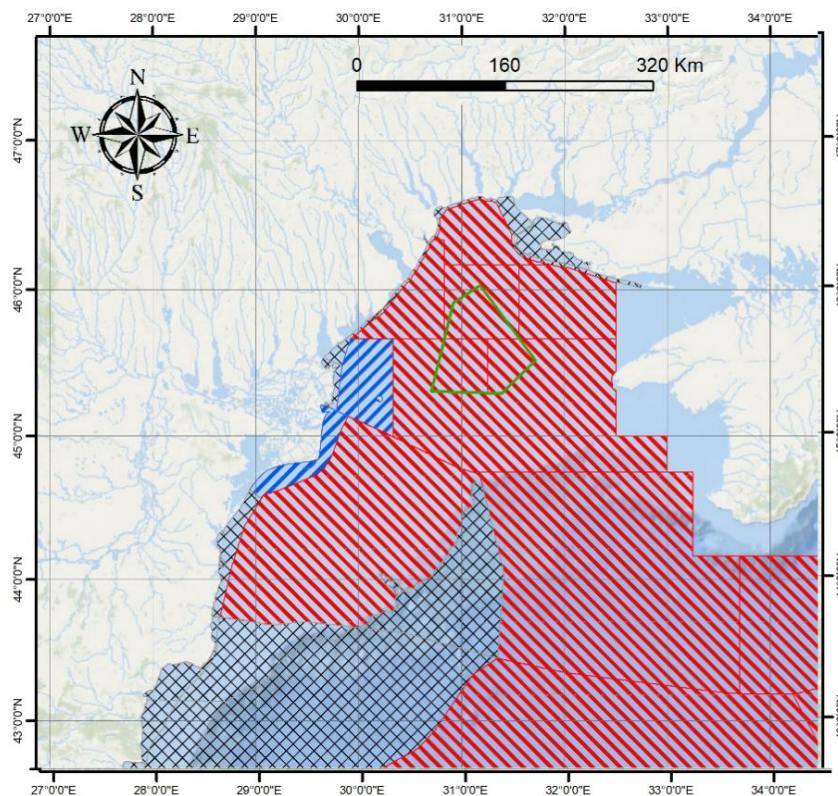


Рис. 3.33. Екологічний стан Чорного моря за показниками зоопланктону у 2016 році. Екологічний статус-клас: ■ – відмінний, ■ – добрий, ■ – помірний ■ – посередній, ■ – поганий. Екологічний стан: ■ – Ges, ■ – NotGes.

У 2017 році (3.33) акваторії прибережних вод ПЗЧМ мали як поганий (Одеський регіон), так і добрий (Дніпро-Бузький та Придунайсько-Дністровський регіони) екологічний стан. Транзитні води (авандельта Дунаю) показали добрий екологічний стан. У морських водах ПЗЧМ спостерігали переважно добрий екологічний стан.

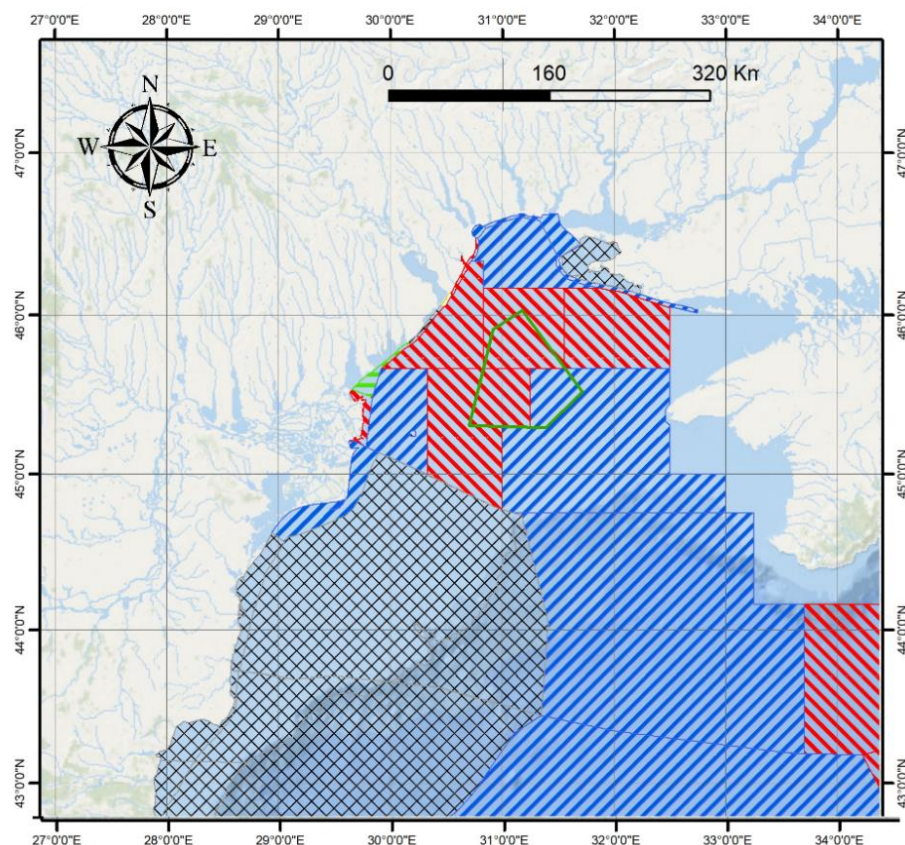


Рис. 3.34. Екологічний стан Чорного моря за показниками зоопланктону у 2017 році. Екологічний статус-клас: ■ – відмінний, ■ – добрий, ■ – помірний ■ – посередній, ■ – поганий. Екологічний стан: ■ – Ges, ■ – NotGes.

У 2019 році (рис. 3.34) більшість акваторій прибережних, транзитних та морських вод ПЗЧМ характеризувались добрим екологічним станом. Недобрий стан був властивим, окремим прибережним водам (Одеський та Дніпро-Бузький регіони) та частині шельфової зони (північна та західна частина філофорного поля Зернова).

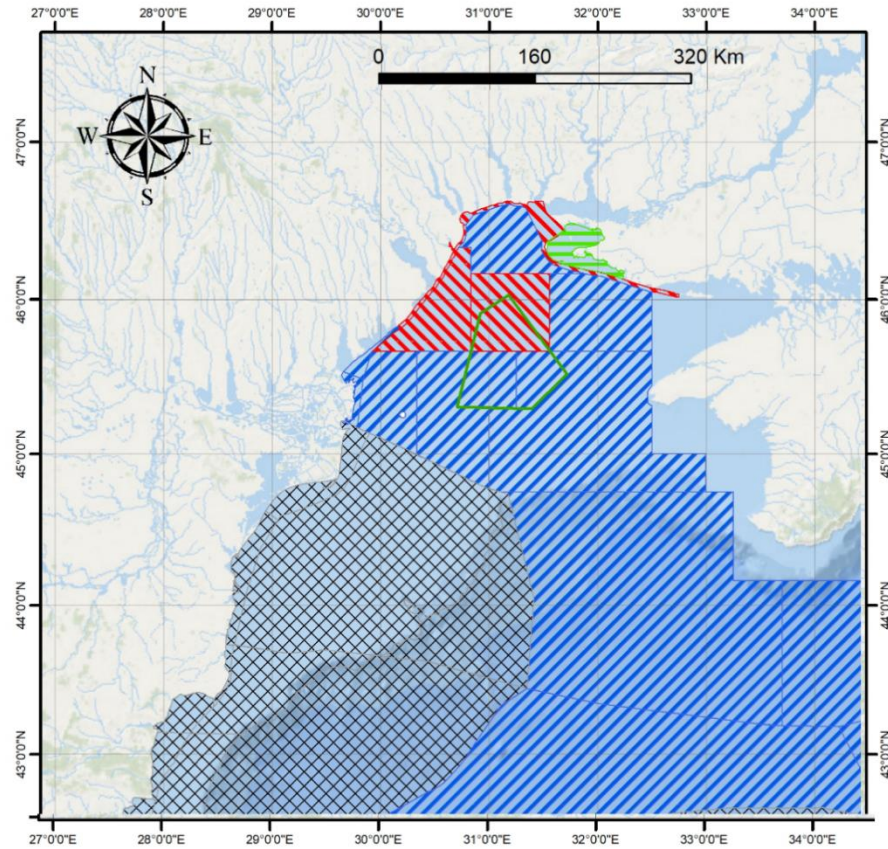


Рис. 3.35. Екологічний стан Чорного моря за показниками зоопланктону у 2019 році. Екологічний статус-клас: ■ – відмінний, ■ – добрий, ■ – помірний ■ – посередній, ■ – поганий. Екологічний стан: ■ – Ges, ■ – NotGes.

Отже, в останні роки дослідження ми бачимо покращення екологічного стану прибережних, транзитних та морських вод ПЗЧМ. Це добре узгоджується з висновком Л.М. Поліщука (2006) про встановлення нової «екологічної норми» в ПЗЧМ.

ВИСНОВКИ

1. Найбільша біомаса зоопланктону в Одеському регіоні спостерігалась в 1970–1980 роках ($1297,5 \pm 358,3 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-3}$), в Дунайському регіоні – у 1980–1990 роках ($7541,6 \pm 1247,5 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-3}$). Наступні десятиліття характеризувались хвилеподібною динамікою з переважанням зменшення біомаси. В період з 70-х років минулого століття по 2019 рік в Одеському регіоні Чорного моря частка *N. scintillans* від загальної біомаси зоопланктону зменшилась від 62,2% до 10,1%, а в Дунайському – від 90,3% до 15,5%. З 1970 по 2000 рік в Одеському та Дунайському регіоні частка біомаси *Copepoda* від загальної біомаси зоопланктону практично не змінювалась (середньорічні значення в Одеському регіоні – до 10%, в Дунайському – до 23%), тільки з 2011 року спостерігалось її збільшення (в Одеському регіоні – до 14%, в Дунайському – до 40%). Таким чином, сучасний стан угруповання зоопланктону характеризується покращенням, у порівнянні до періоду антропогенного евтрофування, що зараз відповідає встановленню «нової екологічної норми».
2. Серед структурних показників зоопланктону найкращими для визначення екологічного стану акваторій Чорного моря є: загальна біомаса зоопланктону ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$), відсоткова частка *Copepoda* (%) від загальної біомаси зоопланктону, відсоткова частка *N. scintillans* (%) від загальної біомаси зоопланктону, індекс Шеннона та інтегральний показник зоопланктону (IZI). Для транзитних вод, де відсутня *N. scintillans*, замість неї рекомендовано використовувати відсоткову частку *Rotifera* (%) від загальної біомаси зоопланктону. Метрику співвідношення біомаси нативних видів копепод та вселенців рекомендовано вилучити з системи гідробіологічного моніторингу, оскільки їх копеподидні стадії дуже важко розрізняти між собою.
3. Для прибережних, шельфових (Дунайський, Дністровсько-Дніпровський регіони) та відкритих (морських) вод ПЗЧМ, з урахування біологічних сезонів, були розраховані величини інтегрального показника зоопланктону (IZI), що відповідають екологічним статус-класам: відмінному, доброму,

помірному, посередньому та поганому. Отримані класифікаційні системи порогових значень показників зоопланктону вже використовуються у національному моніторингу України для встановлення екологічного стану прибережних, морських та транзитних вод відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС та Директиви про Морську Стратегію.

4. Для всіх типів транзитних вод за індикатором загальної біомаси зоопланктону ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$) встановлені категорії екологічного статус-класу від відмінного до поганого для весни, літа та осені. Для морських пригирлових акваторій за індикатором біомаси *N. scintillans* (%) від загальної біомаси зоопланктону відмінному екологічному класу відповідають середньорічні показники <39,8; доброму – 39,8–54,6; помірному – 54,7–69,3; посередньому – 69,4–84,1; поганому – >84,1. За індикатором біомаси *Copepoda* (%) від загальної біомаси зоопланктону відмінний екологічний клас буде при значеннях – >20,8; добрий – 20,8–15,5; помірний – 15,6–10,2; посередній – 10,1–4,9; поганий – <4,9. Для лиманів естуарного типу за показником біомаси *Rotifera* (%) від загальної біомаси зоопланктону відмінному екологічному класу відповідають середньорічні значення <30; доброму – 30–50; помірному – >50<70; посередньому – >70<85; поганому – >85.
5. В 2004–2019 роках за показником загальної біомаси зоопланктону добрий екологічний стан (GES) спостерігався в акваторіях заток ПЗЧМ (осінь) та авандельти Дунаю (літо). В інших акваторіях в усі сезони виявлено недобрий екологічний стан (NotGES). За показником частки біомаси *Copepoda* (%) від загальної біомаси зоопланктону добрий екологічний стан (GES) спостерігався у всіх досліджувальних акваторіях, крім північно-західних заток Чорного моря (NotGES), де % *Copepoda* був меншим, ніж 45%. За показником частки біомаси *N. scintillans* (%) від загальної біомаси зоопланктону в Одеському та Дунайському регіонах спостерігався добрий екологічний стан (GES), де її середня частка від загальної біомаси зоопланктону не перевищувала 30%.

6. За значеннями інтегрального показника зоопланктону (IZI) у 2004–2019 роках відмінний екологічний статус-клас виявлений тільки в межах Придунайсько-Дністровських прибережних вод, а також в акваторіях авандельти Дунаю. Акваторії заток північно-західної частини Чорного моря змінювали екологічний статус залежно від сезону (від доброго до поганого). Регіони мілководного та глибоководного шельфів показали поганий екологічний клас.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Аболмасова, Г.И., Финенко, Г.А., Романова, З.А., Дацык, Н.А. та Аннинский, Б.Е. (2012), «Состояние желетелого макрозоопланктона в шельфовой зоне крымского побережья Черного моря в 2009–2010 гг», *Морской экологический журнал*, 11(3), с. 17–24.
2. Александров, Б.Г. (2008), *Гидробиологические основы управления состоянием прибрежных экосистем Черного моря*. Київ: Наукова думка.
3. Александров, Б.Г. (2016a), Общие замечания к методике количественного учета зоопланктона и использование интегральной оценки состояния зоопланктона для определения качества морской среды (методика расчета, шкалы оценки качества). *Workshop on the NPMS and JOSS Biological monitoring methods*. Режим доступа: <http://emblasproject.org/gallery/npms-joss-biology-training> (Дата звернення: 21 лютого 2016).
4. Александров, Б.Г., и др. (2016b), *Руководство по организации и проведению биологического мониторинга на стационарных пунктах*. Одесса: Наукова Думка.
5. Александров, Б.Г. и Берлинский, Н.А. (1982), «Использование *Noctiluca miliaris* Sur. для биоокеанографической индикации процесса эвтрофирования на примере северо-западной части Черного моря», *Тезы доклада II Всесоюзного Съезда океанологов*, 5(2), с. 32.
6. Александров, Б.Г. та Харитонов, Ю.В. (2019a), «Імплементация Директиви ЕС про Морську стратегію для державного моніторингу зоопланктону морських вод України» *Матеріали Всеукраїнської наукової конференції «Євроінтеграція екологічної політики України»*. Одеса, Україна, 29–31 травня 2019. Одеса: ОДЕКУ, с. 28–37
7. Александров, Б.Г. та Харитонов, Ю.В. (2019b), Керівництво з моніторингу зоопланктону морських вод України та визначення їх екологічного стану за стандартами Директиви ЄС про Морську стратегію. *Проект нормативного документу, переданий до розгляду у Міністерство екології України 29. 07. 2019*. Одеса, с. 33.

8. Алексеевнина, М.С. и Поздеев, И.В. (2016), *Санитарная гидробиология с основами водной токсикологии: учебное пособие*. Пермь: Пермский Государственный исследовательский университет.
9. Алимов, А.Ф. (1989), *Введение в продукционную гидробиологию*. Ленинград: Гидрометеиздат.
10. Алимов, А.Ф. (1995), «Закономерности изменений структурных и функциональных характеристик сообществ гидробионтов». *Гидробиологический журнал*, 31(5), с. 3–11.
11. Алтухов, Д.А. и Губанова, А.Д. (2006), «*Oithona brevicornis* Giesbrecht в Севастопольской бухте в октябре 2005 – марте 2006 гг», *Морской экологический журнал*, 5(2), с. 32.
12. Андроникова, И.Н. (1996), *Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических уровней*. Москва: Наука.
13. Архипкин, В.С., Косарев, А.Н., Гиппиус, Ф.Н. и Мигали, Д.И. (2013), «Сезонная изменчивость климатических полей температуры, солености и циркуляции вод Черного и Каспийского морей», *Вестник Московского университета, серия 5, география*, с. 33–44.
14. Баканов, А.И. (2005), «Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов», *Биология внутренних вод*, 1, с. 68–82.
15. Брайко, В.Д., Горомосова, С.А., Пиццык, Г.К. и Федорина, А.И. (1960), «Динамика зоопланктона Черного моря по наблюдениям 1956–1958 гг», *Труды Азово-Черноморского рыбного хозяйства и океанографии*, 18, с. 29–49.
16. Брайко, В.Д. (1968), *Класс Мианки – Bryozoa. Определитель фауны Черного и Азовского морей. Т.1*. Киев: Наукова думка.
17. Брагинский, Л.П. (1981), «Теоретические аспекты проблемы «нормы и патологии» в водной экотоксикологии». в *Теоретические вопросы водной токсикологии*. Ленинград: Наука, с. 29–40.
18. Беленко, Т.А. (2014), *Экологические проблемы Чёрного и Азовского морей – естественнонаучные и социальные аспекты*. Таганрог: United Nations Development Program – Global Environmental Facility.

19. Белокопытов, В.Н. (2013), «О климатической изменчивости термохалинной структуры Черного моря», *Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу*, 27, с. 226–230.
20. Беляева, Н.В. и Загородняя, Ю.А. (1988), «Зоопланктон Севастопольской бухты в 1981–1984 гг.», *Экология моря*, 29, с. 77–84.
21. Беческу, М., Василенко, С.В., Грезе, И.И., и др. (1969), *Определитель фауны Черного и Азовского морей. Т. 2. Свободноживущие беспозвоночные. Ракообразные*. Киев: Наукова думка.
22. Бенько, К.П. (1962), «Сезонные колебания численности и биомассы зоопланктона Черного моря в районе Карадага в 1957–1959 гг.» *Труды Карадагской биологической станции АН УССР*, 18, с. 44–59.
23. Берлинский, Н.А., Богатова, Ю.И. и Гаркавая, Г.П. (2001), «О развитии гипоксии в северо-западной части Черного моря в современный период», *Наукові записки Тернопольського педагогічного університету, серія: біологія, спец. випуск: гідроекологія*, 4(15), с. 114–116.
24. Богатова, Ю.И. и Гаркавая, Г.П. (1996), «Роль локальных источников возможного эвтрофирования прибрежной зоны Черного моря (на примере порта Южный, Одесского припортового завода и порта Усть-Дунайск)», *Управление и охрана побережий Северо-западного Причерноморья, материалы международного симпозиума*, с. 16.
25. Богуцкая, Н.Г., и др. (2013), *Определитель рыб и беспозвоночных Каспийского моря. Т.1. Рыбы и моллюски*. Санкт-Петербург-Москва: Товарищество научных изданий КМК.
26. Большаков, В.С. (1958), «О контакте морских речных вод в северо-западной части Черного моря», *Известия АН СССР, серия геофизика*, 4, с. 38–43.
27. Большаков, В.С. (1970), *Трансформация речных вод в Черном море*. Киев: Наукова думка.
28. Брянцев, В.А. и Брянцева, Ю.В. (1999), «Многолетние изменения в фитопланктоне в глубоководной части Черного моря в связи с естественными и антропогенными факторами», *Экология моря*, 49, с. 24–28.

29. Виноградов, К.А. (1958), *Очерки по истории отечественных гидробиологических исследований на Черном море*. Киев: Издательство Академии наук Украинской ССР.
30. Виноградов, К.А. (1967), *Биология северо-западной части Черного моря*. Киев: Наукова думка.
31. Виноградов, М.Е. и Загородняя, Е.А. (1992), *Экосистема Черного моря*. Москва: Наука.
32. Вишневецкий, В.Ю. и Вишневецкий, Ю.М. (2010), «К вопросу влияния гидробионтов на качество воды в водных объектах», *Известия ЮФУ, Технические науки. Раздел II. Окружающая среда и здоровье людей*, с. 145–152.
33. Воробьева, Л.В., Кулакова, И.И., Синегуб, и др. (2017), *Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали: монография*. Одесса: Астропринт.
34. Воробьева, Л.В., Нестерова, Д.А., Полищук, Л.Н., Кулакова, И.И. и Синегуб, И.А. (2014), «Современное состояние пелагических и донных сообществ северо-западной части Черного моря», *Вісник ОНУ. Серія: географічні та геологічні науки*, 19, с. 113–118.
35. Галаджиев, М.А. (1948), «Материалы по фауне Черного моря», *Труды Севастопольской биологической станции*, с. 224–235.
36. Гребницкий, Н.А. (1873), «Предварительное сообщение о сродстве фауны Черного моря с другими морями», *Записки Новороссийского общества естествоиспытателей*, 2.
37. Грезе, В.Н., и Ковалев, А.В. (1971), «Основные этапы столетних исследований зоопланктона в Институте биологии юных морей», *Вестник зоологии*, 5, с. 12–17.
38. Грезе, В.Н. и Федорина, А.И. (1979), Численность и биомасса зоопланктона, в Грезе, В.Н. (ред.) *Основы биологической продуктивности Черного моря*. Киев: Наукова думка, с. 392.
39. Губанова, А.Д. (2000), «*Acartia tonsa* Dana в Севастопольской бухте: появление, размерная структура, сезонная динамика», *Экология моря*, 51, с. 55–58.

40. Губанова, А.Д., Гарбазей, О.А., Алтухов, Д.А., Муханов, В.С. и Попова, Е.В. (2019), «*Oithona davisae*: натурализация в Черном море, межгодовые и сезонные изменения, влияние на структуру сообщества планктонных копепод», *Океанология*, 59(6), с. 1008–1015.
41. Губарева, Е.С. и Светличный, Л.С. (2016), «Копеподы *Oithona similis* и *Oithona davisae* – две стратегии эколого-физиологической адаптации в Черном море», *Океанология*, 56(2), с. 258–265.
42. Дворецкий, В.Г. и Дворецкий, А.Г. (2012), «Структура эпизоопланктона и уровни продукции копепод в северо-восточной части Черного моря (лето 2012 года)», *Вестник Южного научного центра РАН*, 8(2), с. 48–52.
43. Деревенская, О.Ю., (ред.) (2015), *Методы оценки качества вод по гидробиологическим показателям: учебно-методическая разработка по курсу «Гидробиология»*. Казань: КФУ.
44. Дідух, Я.П. (ред.) (2009), *Зелена книга України*. Київ: Альтерпрес.
45. Долгопольская, М.А. (1940), «Зоопланктон Черного моря в районе Карадага», *Труды Карадагской биологической станции*, 6, с. 57–111.
46. Дорофеев, В.Л., Коротаев, Г.К. и Сухих, Л.И. (2012), «Моделирование эволюции экосистемы Черного моря в течение трех деkad (1971–2001 годы)», *Морской гидрофизический журнал*, 3, с. 61–74.
47. Дядичко, В.Г. та Харитоновна, Ю.В. (2021), «Обґрунтування кількісних показників стану транзитних вод за показниками зоопланктону» *Матеріали науково-практичної конференція «Теоретичні та практичні аспекти розвитку науки»*. Чернівці, Україна, 28-29 травня, 2021. Херсон: Молодий вчений, с. 35–38.
48. Загальнодержавна програма охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів (затв. Законом України від 22.03.2001 р. № 2333–III) (2001), Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2333-14#Text>
49. Загальна стратегія впровадження Водної Рамкової Директиви (2000/60/ЕС) (2000), *Керівний документ №5 «Перехідні і прибережні води: Типологія, початкові умови і системи класифікації»*. Люксембург: Офіс офіційних публікацій Європейського союзу, с. 118.

50. Загородняя, Ю.А., Павловская, Т.В. и Морякова, В.К. (2003), «Современное состояние зоопланктона у берегов Крыма. Гл. 2. Разнообразие зоопланктона у Крымского побережья Черного моря», в Еремеев, В.Н. и Гаевская, А.В. (ред.) *Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор)*. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, с. 49–80.

51. Загородняя, Ю.А., Темных А.В. и Морякова, В.К. (2007), «Сезонные изменения голопланктона в прибрежной зоне Черного моря в 2002 г.», *Морський екологічний журнал*, 1(4), с. 31–43.

52. Загородняя, Ю.А. (2002), «*Oithona brevicornis* в Севастопольской бухте – случайность или новый вселенец в Черное море?», *Экология моря*, 61, с. 43.

53. Заика, В.Е. (2005), «Экология ноктилюки *Noctiluca scintillans* в Чёрном море», *Морской экологический журнал*, 4(4), с. 42–47.

54. Заика, В.Е., Ковалев, А.В., Островская, Н.А., Сергеева, Н.Г., Мельников, В.В., Тамойкин, И.Ю., Иванова, Н.И. и Светличный, Л.С. (1994), «*Mnemiopsis mscradyi* Maer, 1900 – новый обитатель Черного моря», *Гидробиологический журнал*, 30(3), с. 104–107.

55. Зайцев, Ю.П. (1977а), «Некоторые рекомендации по охране и рациональному использованию биологических и других ресурсов северо-западного шельфа Черного моря в современных условиях», *Биология моря*, 43, с. 84–85.

56. Зайцев, Ю.П. (1977b), «Северо-западная часть Черного моря как объект современных гидробиологических исследований», *Биология моря*, 43, с. 3–6.

57. Зайцев, Ю.П. (1987), «Современное состояние и тенденции развития экосистемы Черного моря. Географические и экономические проблемы изучения и освоения южных морей СССР», *Тезы доклада III Всесоюзной конференции по географии и картографированию океана*, с. 13–15.

58. Зайцев, Ю.П. (1992), «Экологическое состояние шельфовой зоны Черного моря у побережья Украины», *Гидробиологический журнал*, 28(4), с. 3–19

59. Зайцев, Ю.П. (1998), *Самое синее в мире*. Нью-Йорк: Издательство ООН.
60. Зайцев, Ю.П. (2000), *Черное море: состояние экосистемы и пути его улучшения*. Одесса: Астропринт.
61. Зайцев, Ю.П. и Поликарпов, Г.Г. (2002), «Экологические процессы в критических зонах Черного моря: синтез результатов двух направлений исследования с середины XX до начала XXI веков», *Морской экологический журнал*, 1(1), с. 33–55.
62. Зайцев, Ю.П., Александров, Б.Г. и Миничева, Г.Г. (2006), *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология*. Киев: Наукова Думка.
63. *Заключні звіти про фактично виконані обсяги експедиційних досліджень з науково-дослідної роботи «Контрольні моніторингові спостереження в процесі експлуатації глибоководного суднового ходу Дунай-Чорне море (морська частина) (2007–2017 роки) (2017)»,* Одеса: НАНУ ДУ «Інститут морської біології НАН України», с. 138.
64. *Звіт про науково-дослідну роботу. Матеріали до національної доповіді України: оцінка стану екосистеми Чорного та Азовського морів у 2017 році (2018)* Український науковий центр екології моря. Одеса, с. 63.
65. Зернов, С.А. (1904), «К вопросу о годичной смене черноморского планктона у Севастополя», *Известия имп. Академ. наук*. 2(4), с. 119–134.
66. Зернов, С.А. (1908), *Отчет о командировке в северо-западную часть Черного моря для изучения фауны и для собирания коллекций для Зоологического музея Академии наук*, т. 13.
67. Зернов, С.А. (1913), К вопросу об изучении жизни Черного моря. *Записки Имп. Академ. наук* 32(1), с. 148–157.
68. Еремеев, В.Н., Болтачев, А.Р., Гаевская, А.В., Гришин, А.Н., Загородняя Ю.А., Зуев, Г.В., Мильчакова, Н.А., Миронов, О.Г., Сергеева, Н.Г. Финенко, З.З. и Шульман, Г.Е. (2009), «Современное состояние промысловых биоресурсов Черного моря», *Морской экологический журнал*, 8(4), с. 5–23.

69. Камакин, А.М. (2005), Особенности формирования популяции вселенца *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) (Stenophora: lobata) в Каспийском море. Кандидат биологических наук. Каспийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и кафедра «гидробиологии и общей экологии» Астраханского государственного технического университета.

70. Ключарев, К.В. (1952), «Материалы для количественной характеристики зоопланктона Черного моря у Карадага», *Труды Карадагской биологической станции*, 12, с. 78–95.

71. Ковалев, А.В., Шмелева, А.А. и Петран А. (1987), Зоопланктон Черного моря от Босфора до Дуная в мае 1982, в *Динамика водных масс и продуктивность Черного моря*. Киев: Наукова Думка, с. 356–367.

72. Ковалев, А.В. и Финенко, З.З. (1993), *Планктон Черного моря*. Киев: Наукова думка.

73. Ковалев, А.В., Мельников, В.В., Островская, Н. А. и Прусова, И.Ю. (1993), Макропланктон, в *Планктон Черного моря*. Киев: Наукова думка, с. 183–204.

74. Ковалев, А.В. и Губанова, А.Д. (1995), «Многолетняя динамика планктона Севастопольской бухты. Исследования шельфовой зоны Азово-Черноморского бассейна», *Сборник научных трудов МГИ НАНУ*, с. 96–99.

75. Ковалев, А.В., Загородняя, Ю.А. и Островская, Н.А. (1996), Исследования зоопланктона Черного моря в 1995 г., в *Диагноз состояния среды прибрежных и шельфовых зон Черного моря*. Севастополь: Морской гидрофизический институт, с. 254–265.

76. Ковалев, А.В. (2008), «Исследование морского зоопланктона в Институте биологии южных морей (Севастополь, Украина) и сотрудничество с зоологической станцией «А. Дорн» (Неаполь, Италия)», *Культура народов Причерноморья*, 125, с. 10–15.

77. Коваль, Л.Г. (1984), *Зоо- и макрозоопланктон Черного моря*. Киев: Наукова думка.

78. Кондратьев, С.И. (2007), «Гидрохимия северо-западного шельфа Черного моря в современный период», *Гидрохимия Черного моря*, с. 119–146.
79. Коноплев, Г.И. (1937), «Сезонные изменения зоопланктона Одесского залива», *Труды Одесского государственного университета, Биология*, 2.
80. Константинов, А.С. (1986), *Общая гидробиология*. Москва: Высшая школа.
81. Косякина, Е.Г. (1936), «О фауне Copepoda Harpacticoida Новороссийской бухты», *Труды Новороссийской биологической станции*, 2(1), с. 85.
82. Косякина, Е.Г. (1937), «Сезонная смена зоопланктона Новороссийской бухты», *Труды Новороссийской биологической станции*, 1(6), с. 45–69.
83. Косякина, Е.Г. (1940), «Количественное изучение зоопланктона Новороссийской бухты», *Труды Новороссийской биологической станции*, 2(3), с. 84.
84. Кричагин, Н.И. (1873), «Отчет о фаунистических исследованиях, произведенных летом 1873 г. по поручению Киевского общества естествоиспытателей на восточных берегах Черного моря», *Записки Киевского общества естествоиспытателей*, 3(3), с. 10–15.
85. Крылов, А.В. (2005), *Зоопланктон равнинных малых рек*. Москва: Наука.
86. Крючкова, Н.М. (1987), Структура сообщества зоопланктона в водоемах разного типа, в *Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем*. Ленинград: Наука, с. 184–198.
87. Кудря, В.Г. та Кудря, С.П. (2006), «Екологічний стан водного середовища дельти річки Дунай і прилеглої частини Чорного моря», *Вісник Одеського державного екологічного університету*, 2, с. 19–23.
88. Кусморская, А.П. (1955), «Сезонные и годовые изменения зоопланктона Черного моря», *Тр. ВГБО АН СССР*, 6, с. 158–192.

89. Лакин, Г.Ф. (1990), *Биометрия*. Москва: Высшая школа.
90. Лебедева, Л.П., Шушкина, Є.А. и Виноградов, М.Е. (2003), «Многолетняя трансформация структуры мезопланктона северо-восточного побережья Черного моря под воздействием гребневиков-вселенцев», *Океанология*, 43(5), с. 710–715.
91. Лоева, І.Д., Павленко, М.Ю., Орлова, І.Г., та Коморін, В.М. (2008), «Політика України в області охорони природного середовища Чорного моря», *Причорноморський екологічний бюлетень*, 4(30), с. 7–14.
92. Лоева, И.Д., Украинский, В.В., Орлова, И.Г., и Ковалишина, С.П. (2013), «Современное экологическое состояние северо-западной части Черного моря», *Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу*, 27, с. 237–242.
93. Луппова, Н.Е. (2002), «*Beroe ovata* Mayer, 1912 (Ctenophora, Atentaculata, Beroidea) в прибрежных водах северо-восточной части Черного моря)», *Экология моря*, 59, с. 23–25.
94. Малятский, С.М. (1940), «Материалы по экологии населения пелагиали Черного моря», *Труды Новороссийской биостанции им. Арнольди*, 2(3).
95. Марковский, Ю.М. (1953), Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины. Условия ее существования и пути использования, в *Водоемы дельты Днестра и Днестровский лиман*. Киев: Издательство АН УССР, с. 196.
96. Мединец, В.И., Ковалева, Н.В., Газетов, Е.И., Писаренко, В.В. Прошенко, В.В., Снигирев, С.М., Дерезюк, Н.В., Полищук, Л.Н., Чичкин, В.Н. и Дядичко, В.Г. (2005), «Результаты исследования состояния экосистем нижнего Днестра и Днестровского лимана в 2003–2005 гг.», *Причорноморский экологический бюлетень*, 3(4), с. 121–136.
97. Мечников, И.И. (1868), «Заметки о пелагической фауне Черного моря», *Труды I съезда русских естествоиспытателей и врачей*, с. 268–270.
98. Монюшко, М.М. (2015), «Оцінка якості вод за гідрохімічними показниками для акваторії північно-західного шельфу Чорного моря» *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 3(38), с. 69–77.

99. Мордухай-Болтовский, Ф.Д. (ред.) (1968), *Определитель фауны Черного и Азовского морей: Свободноживущие беспозвоночные. Т. 1. Простейшие, губки, кишечнополостные, черви, щупальцевые*. Севастополь: Институт биологии южных морей.

100. Мордухай-Болтовский, Ф.Д. (ред.) (1969), *Определитель фауны Черного и Азовского морей: Свободноживущие беспозвоночные. Т. 2. Ракообразные*. Севастополь: Институт биологии южных морей.

101. Мордухай-Болтовский, Ф. Д. (ред.) (1972), *Определитель фауны Черного и Азовского морей: Свободноживущие беспозвоночные. Членистоногие (кроме ракообразных), моллюски, иглокожие, щетинкочелюстные, хордовые. Т. 3*. Киев: Наукова думка.

102. Мукминов, М.Н. и Шуралев, Э.А. (ред.) (2011), *Методы биоиндикации: учебно-методическое пособие*. Казань: Казанский университет.

103. Мурина, В.В. (2003), «Меропланктон Черного моря: история изучения, современные проблемы», *Морской экологический журнал*, 3(2), с. 41–50.

104. Мурина, В.В. (2005), *Определитель пелагических личинок многощетинковых червей (Polychaeta) Черного моря*. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика.

105. Мурина, В.В. и Субботин, А.А. (1996), «Экология и распространение в Черном море загадочной личинки *Victoriella zaikai*», *Океанология*, 36, с. 418–423.

106. Мурина, В.В., Лисицкая, Е.В. и Шаляпин, В.К. (2001), «Личинки массовых видов донных беспозвоночных в планктоне Севастопольской бухты», *Гидробиологический журнал*, 37(2), с. 13–30.

107. Никитин, Н.Н. (1926), «Вертикальное распределение зоопланктона в Черном море», *Труды. Особ. зоол. лаб. и СБС*, 2(9), с. 93–140.

108. Никитин, В.Н. (1949), «Основные закономерности распределения жизни в Черном море», *Тр. ИОАН СССР*, 3, с. 173–190.

109. Никишина, А.Б., Дриц, А.В., Васильева, Ю.В., Тимонин, А.Г., Соловьев, К.А., Раткова, Т.Н. и Сергеева, В.М. (2011), «Роль популяции *Noctiluca scintillans* в трофической динамике Черноморский планктон за весенний период», *Океанология*, 51(6), с. 1090–1101.

110. Остроумов, А.А. (1891), «Предварительный отчет об участии в Черноморской экспедиции 1891 г.», *Записки Новороссийского общества естествоиспытателей*, 16, с. 135–138.

111. Остроумов, А.А. (1893), «Поездка на Босфор, совершенная по поручению Академии Наук», *Записки Академии Наук*, т. LXXII, 8, с. 108.

112. Остроумов, А.А. (1896), «Отчет о драгировках и планктонных уловах экспедиции «Селянина»», *Известия Академии Наук*, 5(1).

113. Остроумов, С.А., Тодераш, И.К., Унгурияну, Л.Н., Мирон, А.А. и Бряхнэ, А.И. (2010), «Формирование и улучшение качества воды: ключевая роль биологических и экобоологических факторов», *Buletinul Academiei de Ştiinţe a Moldovei. Ştiinţele vieţii. Numărul 3(312)*, с. 22–44.

114. Парчук, Г.В. и Колодочка, И.М. (1992), «Краткая характеристика зоопланктона и его систематический список», в Брагинский, Л.П. (ред.) *Гидробиологический режим Днестра и его водоемов*. Киев: Наукова думка, с. 197–211.

115. Петипа, Т.С., Сажина, Л.И., и Делало, Е.П. (1960), «Распределение зоопланктона в Черном море в связи с гидрологическими условиями», *Докл. АН СССР*, 133(4), с. 964–967.

116. Петипа, Т.С., Сажина, Л.И. и Делало, Е.П. (1963), «Вертикальное распределение зоопланктона в Черном море», *Труды Севастопольской биологической станции* 16, с. 119–137.

117. Переяславцева, С.М. (1891), «Дополнение к фауне Черного моря», *Труды Харьковского общества естествоиспытателей*, 25, с. 235–274.

118. Пионтковский, С.А. и Серегин, С.А. (2006), *Поведение копепод*. Севастополь: ЭКОСИ, Гидрофизика.

119. Полищук, Л.Н. (1976), «Зоопланктон Днестровского лимана и прилегающего взморья в условиях антропогенного воздействия», *Гидробиологический журнал*, 12(6), с. 37–46.

120. Полищук, Л.Н. и Настенко, Е.В. (2006), «Мезо- и макрозоопланктон», в Зайцев, Ю.П., Александров, Б.Г. и Миневича, Г.Г. (ред.) *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология*. Киев: Наукова думка, с. 229–237.

121. Прокопов, Г. (2003), «Методы биоиндикации для оценки качества водной среды», в Тарасенко, В.С. (ред.) *Устойчивый Крым. Водные ресурсы*. Симферополь: Таврида, с. 131–133.

122. Протасов, А.А. и Бабарига, С.П. (2009), «О распространении *Craspedacusta sowerbii* (Cnidaria, Limnomedusa) в Украине», *Вестник зоологии*, 6, с. 543–545.

123. Репетин, Л.Н. (2012), «Пространственная и временная изменчивость температурного режима прибрежной зоны Черного моря», *Мониторинг прибрежной и шельфовой зон морей*, 26(1), с. 109–116.

124. Рубинштейн, Д.А. (1926), «Непериодические миграции планктонных организмов в Одесском заливе», *Русский зоологический журнал* 6(1).

125. Рубцова, С.И. (2011), «Критерии оценки экологического состояния прибрежной зоны Черного моря», *Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу: збірник наукових праць* 2(1), с. 133–148.

126. Салазкин, А.А., Иванова, М.Б. и Огородникова, В.А. (1984), *Зоопланктон и его продукция. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах*. Ленинград: ГосНИОРХ.

127. Селифонова, Ж.П. и Ясакова, О.Н. (2012), «Вертикальная структура фито- и зоопланктона северо-восточной части Черного моря (район Геленжика)», *Бюлетень Московского обозревателя Испытателей природы, отдел Биология* 117(5), с. 31–37.

128. Серавин, Л.Н., Шиганова, Т.А. и Луппова, Н.Е. (2002), «История изучения гребневика *Beroe ovata* (Stenophora, Atentaculata, Beroida) и некоторые особенности строения его представителя из Черного моря», *Зоологический журнал*, 81(10), с. 1193–1200

129. Сіохін, В.Д., Александров, Б.Г., Черничко, Й.І., Дубина, Д.В., Волох, А.М., Мацюра, О.В., Мальцева, І.А., Андрищенко, Ю.О., Горлов, П.І., Подорожний, С.М., Чесалін, М.В., Чесаліна, Т.Л., Винокурова, С.В., Кириков, Т.О., Долинна, О.М., Сальнікова-Буденко, І.Б. та Сіохін, Є.В. (2014), *Оцінка ландшафтного та біологічного різноманіття інтегральними біологічними індикаторами та маркерами*. Мелітополь: МДПУ імені Б. Хмельницького.

130. Симов, В.Г. (2014), «Речной сток воды в Черное море», *Морська гідрометрологія. Наукові праці УкрГДГМІ*, 266, с. 62–69.

131. Снигирев, С.М. и др. (2018), «Исследование мезозoopланктона в Одесском заливе в 2016–2017 гг.», *Вестник Харьковского национального университета имени В. Н. Каразина серия «Экология»*, 19, с. 39–55.

132. Соборова, О.М. (2018), «Актуальні аспекти біопродуктивності вод Одеської затоки», *Водні біоресурси та аквакультура*, 2, с. 68–78.

133. Сон, М.О. и Кошелев, А.В. (2014), «Методы биотестирования и биоиндикации морских экосистем при мониторинге заповедных территорий Украины», *Моніторинг водно-болотних угідь Міжнародного значення. Методи та результати*. Київ: Діа, с. 29–34.

134. Строганов, Н.С. (1973), «Теоретические аспекты действия пестицидов на водные организмы», в *Экспериментальная водная токсикология*. Рига: Зинатне, с. 11–36.

135. Тевяшова, О.Е. (2009), *Сбор и обработка зоопланктона в рыбноводных водоёмах. Методическое руководство (с определителем основных пресноводных видов)*. Ростов-на-Дону: ФГУП "АзНИРХ".

136. Темных, А.В. (2018), *Видовая и хорологическая структура мезопланктона северной части Черного моря*. Кандидат наук. Мурманский

морской биологический институт Кольского научного центра Российской академии наук.

137. Темных, А.В., и Мельников, В.В. (2007), «Некоторые аспекты долгопериодной изменчивости условий существования зоопланктона Черного моря», *Тезы доклада международной конференции «Современные проблемы рационального природопользования в прибрежных морских акваториях Украины»*, Севастополь, с. 99–118.

138. УкрНЦЕМ (2002), *Стан довкілля Чорного моря. Національна доповідь України, 1996-2000 рр.* Одесса: Астропринт.

139. Ухтомский, С.М. (1940), «Определитель Calanoidea і Cyclopoidea Черного моря», *Труды Карадагской биологической станции*, 6.

140. Федорина, А.И. (1968), «К вопросу прогнозирования кормовой базы планктоноядных рыб Черного моря», *Труды Азово-Черномор. НИИ мор. Рыб. Хоз-ва и океанографии*, 27, с. 85–90.

141. Чернявский, В.Л. (1868), «Материалы для сравнительной зоогеографии Понта», *Труды 1 – го съезда естествоиспытателей и врачей*, с. 271–273.

142. Чуйков, Ю.С. (1978), «Экологический анализ состава и структуры сообщества водных животных как метод биологической оценки качества вод», *Экология*, 5, с. 53–57.

143. Харитоновна, Ю.В. (2019), «Аналіз перехідних вод Українського шельфу Чорного моря за показниками зоопланктону (на прикладі дельти Дунаю)». *Вісник Одеського Національного Університету. Серія: Біологія*, 2(45), с. 88–96.

144. Харитоновна, Ю.В. та Дядичко, В.Г. (2020), «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”, 16(2). Київ, Україна, 27 березня 2020. Київ-Чернівці: Друк-Арт, с. 221–229.

145. Харитоновна, Ю.В., Набокін, М.В. та Дядичко, В.Г. (2020), «Зоопланктон відкритої частини Чорного моря в 2016–2019 роки та оцінка якості водного середовища за його показниками», *Науково-практичний журнал “Екологічні науки”*, 2(29), с. 87–94.

146. Харитоновна, Ю.В., Набокін, М.В. та Дядичко, В.Г. (2021), «Багаторічні зміни біомаси *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy, 1921, Dinophyceae, Noctilucales в Одеському та Дунайському районах Чорного моря як показника якості водного середовища», *Морський екологічний журнал*, 15(1), с. 79–87.

147. Юнев, О.А. (2012), *Антропогенная эвтрофикация Черного моря: количественная оценка, механизмы, роль в распределении органического вещества по основным трофическим цепям в пелагиали*. Кандидат наук. ИнБЮМ НАН Украины.

148. Яковенко, В.О. и Федоненко, О.В. (2012), «Нашествие медуз *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 в Запорожское водохранилище», *Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона*, 1(12) с. 195–200.

149. Abbas, M.I. and Talib, A.H. (2018), «Community structure of zooplankton and water quality assessment of tigris river within Baghdad/Iraq», *Applied ecology and environmental sciences*, 6(2), pp. 63–69.

150. Alexandrov, B. (2012), «Black Sea marine protected areas and an approach to the creation of ecocorridors», in Czybulka, D. (ed.) *Marine nature conservation and management at the borders of the European Union*. Baden-Baden: Nomos Verlag, pp. 121–135.

151. 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*. Available at: <http://emblasproject.org/gallery/npms-joss-biology-training> (Accessed 21 February 2016).

152. Aleksandrov, B.G., and Zaitsev, Y.P. (1998), «Black sea biodiversity in eutrophication conditions», in: Kotlyakov, V., Uppenbrink, M. and Metreveli, V. (eds) *Conservation of the biological diversity as a prerequisite for sustainable development in the Black sea region*. Tblisi – Kobuleti: Nato Science Partnership Subseries, pp. 221-234.

153. Alexandrov, B., Arashkevich, E., Gubanova, A. and Korshenko, A. (2020), *Black Sea Monitoring Guidelines – Mesozooplankton*. Dnipro: Seredniak T.K.

154. Alexandrov, B., Minicheva, G. and Zaitsev, Yu. (2017), «Black Sea network of marine protected areas: European approaches and adaptation to expansion and monitoring in Ukraine», in D. Paul. Goriup (ed.) *Management of marine protected areas: a network perspective from the Mediterranean and Black Sea*. Wiley-Blackwell Publ, pp. 259–282

155. Alpenidze, M., Diasamidze, R., Kordzakhia, G., Jomidava, R. and Tsitskishvili, M. (2013), «Complex investigation of ecological state of the Black sea and actions for its protection», in: Veziroğlu, A. and Tsitskishvil, M. (eds.) *Black sea energy resource development and hydrogen energy problems. NATO science for peace and security series, environmental security*. Dordrecht: Springer, pp.1–7.

156. Altukhov, D.A., Gubanova, A.D. and Mukhanov, V.S. (2014), «New invasive copepod *Oithona davisae* Ferrari and Orsi, 1984: seasonal dynamics in Sevastopol Bay and expansion along the Black Sea coasts», *Marine ecology*, 35(1), pp. 28–34.

157. Arashkevich, E.G., Stefanova, K., Bandelj, V., Siokou, I., Terbiyik, K.T., Ak Orek, Y., Timofte, F., Timonin, A. and Solidoro, C. (2014), «Mesozooplankton in the open Black sea: Regional and seasonal characteristics», *Journal of Marine Systems*, 135, pp. 81–96.

158. Atkins, J.P., Burdon, D., Elliott, M. and Gregory, A. J. (2011), «Management of the marine environment: Integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach», *Marine Pollution Bulletin*, 62, pp. 215–226.

159. Aytan, U. and 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, pp. 84–89.
160. Belmonte, G., Mazzocchi, M.G., Prusova, I.Yu. and Shadrin, N.V. (1994), «*Acartia tonsa* a species new for the Black Sea fauna», *Hydrobiologia*, 292/293, pp. 9–15.
161. Berg, T., Murray, C., Carstensen, J. and Andersen, J.H. (2016), *NEAT – Nested Environmental status Assessment Tool. Manual – Version 1.3. May 2016*, pp. 1–38.
162. *Black Sea integrated monitoring and assessment program for years 2017-2022 (BSIMAP 2017-2022)* (2017), Istanbul: Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution, p.50.
163. Borja, 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, pp. 84–96.
164. Borja, A., Elliott, M., Andersen, J.H., Berg, T., Carstensen, J., Halpern, B.S., Heiskanen, A.S., Korpinen, S., Stewart Lawndes, J.S., Martin, G. and Rodriguez-Ezpeleta, N. (2016), «Overview of integrative assessment of marine systems: the ecosystem approach in practice», *Frontiers in Marine Science*, 3(20), pp. 1–20.
165. Borja, A., Garmendia, J.M., Menchaca, I., Uriarte A. and Sagarminaga, Y. (2019), «Yes, we can! Large-scale integrative assessment of European regional seas, using open access databases», *Frontiers in Marine Science*, 6(19), pp. 1–30.
166. *Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017* (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. Available at: <http://data.europa.eu/eli/dec/2017/848/oj> (Accessed 18 May 2017).
167. Cordell, J.R., Bollens, S.M., Draheim, R. and Systema, M. (2008), «Asian copepods on the move: recent invasions in the Columbia – Snake River system, USA», *ICES Journal of Marine Science* (65), pp. 753–758.

168. Cripps, G., et al. (2014), «Parental exposure to elevated CO₂ influences the reproductive success of copepods», *Journal of plankton research*, 36(5), pp. 1165–1174.

169. *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* (2008), (MSFD, 2008/56/EC).

170. Dyadichko, V., Kharitonova, Y., Nabokin, M., Mgeladze, M., Korshenko, A., Shiganova, T., Anokhina, L., Litvin, A., Yasakova, O., Alexandrov, B. and Mikaelyan, A. (2022), «Zooplankton», in Slobodnik, J., Arabidze, M., Mgeladze, M., Korshenko, A., Mikaelyan, A., Komorin, V. and Minicheva, G. (eds.) *EMBLAS Final scientific report*. Dnipro: Seredniak T.K., pp. 58–90.

171. *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* (2000), (WFD, 2000/60/EC).

172. Feyzioglu, A.M. (2014), «Biological diversity and seasonal variation of mesozooplankton in the southeastern Black Sea coastal ecosystem», *Turk. J. Zool.*, 38, pp. 179–190.

173. Finenko, G.A., Romanova, Z.A., Abolmasova, G.I., et al. (2003), «Population dynamics, ingestion, growth and reproduction rates of the invader *Beroe ovata* and its impact on plankton community in Sevastopol Bay, the Black Sea», *J. Plankton Res*, 25(5), pp. 539–549.

174. Fonda Umani, S., 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), pp. 545–561.

175. Funda, Ü., and Tuba, T. K. (2016), «First Report of the Occurrence of *Oithona davisae* Ferrari F.D.&Orsi, 1984 (Copepoda: Oithonidae) in the Southern Black Sea, Turkey», *Turkish journal of fisheries and aquatic sciences*, 16, pp. 413–420.

176. Gamble, J.C. (1978), «Copepod grazing a declining spring phytoplankton bloom in the Northern North Sea», *Mar. Biol*, 49, pp. 303–315.

177. Gubanova, A. (2000), «Occurrence of *Acartia tonsa* Dana in the Black Sea. Was it introduced from the Mediterranean?», *Mediterranean Marine Science*, 1(1), pp. 105–109.
178. Gordina, A.D., Pavlova, E.V., Ovsyany, E.I., Wilson, J.G., Kemp, R.B. and Romanov, A.S. (2001), «Long-term changes in Sevastopol Bay (the Black Sea) with particular reference to the ichthyoplankton and zooplankton», *Estuarine, coastal and shelf science*, 53(1), pp. 1–13.
179. Grishin, A.N. and Shlyakhov, V.A. (2012), «Effect of modern changes in the pelagial of the Black Sea on the state of fishery», *Ichthyology*, 52, pp. 613–618.
180. Ghabooli, S., Shiganova, T. A., Zhan, A., Cristescu, M., Eghtesadi-Araghi, P. and MacIsaac, H. (2010), «Multiple introductions and invasion pathways for the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Eurasia», *Biological Invasions*, 1, pp. 679–690.
181. Elliott, M. and Quintino, V. (2007), «The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas», *Marine pollution bulletin*, 54, pp. 640–645.
182. Erkan, R. and Zagorodnyaya, Yu.A. (2000), «The diel vertical distribution of zooplankton in the southeast Black Sea», *Zoology*, 24, pp. 417–427.
183. Isinibilir, M., Hubareva, E. and Svetlichny, L. (2014), «Interpopulation dynamics between *Acartia clausi* (Copepoda) and *Noctiluca scintillans* (Dinoflagellata) in the Bosphorus area of the Black and the Marmara Seas», *Italian journal of zoology*, 81(3), pp. 451–456.
184. Jeppesen, E., Nørgaard, P., Davidson, T.A., Haberman, J., Nørgaard, T., Blank, K., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L.S., Bjerring, R. and Amsinck, S.L. (2011), «Zooplankton as indicators in lakes: A scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD)», *Hydrobiologia*, 676, pp. 279–297.

185. Johansson, M.L., Shiganova, T.A., Ringvold, H., Stupnikova, A.N., Heath, D.D. and Mac Isaac, H.J. (2018), «Molecular insights into the ctenophore genus *Beroe* in Europe: new species, spreading invaders», *J. Hered.*, pp. 520–529.
186. Kazanci, N., Ekingen, P., Turkmen, G., Ertunv, O., Dugel, M. and Gultutan, Y. (2010), «Assessment of ecological quality of Aksu Stream (Giresun, Turkey) in Eastern Black Sea region by using Water Framework Directive (WFD) methods based on benthic macroinvertebrates», *Review of hydrobiology research article*, 3(2), pp. 165–184.
187. Konsulov, A.S. and Kamburska, L. (1998), «Ecological determination of the new Ctenophora – *Beroe ovata* invasion in the Black Sea», *Oceanologia (Bulgaria)*, 2, pp. 195–198.
188. Kovalev, A., et al. (1997a), «Long-term changes in the Black Sea zooplankton: the role of natural and anthropogenic factors», *ATO-TU Black Sea Assessment Workshop*, pp. 103–106.
189. Kovalev, A., et al. (1997b), Long-term changes in the biomass and composition of fodder zooplankton in coastal regions of the Black Sea during the period 1957 – 1996. *Proceedings of the Symposium on the Scientific Results of the NATO TU-Black Sea Project, Ukraine, June 15-19*, pp. 106–113.
190. Kovalev, A.V. and Piontkovski, S.A. (1998), «Interannual changes of the Black Sea gelatinous zooplankton», *Journal of plankton research*, 20(7), pp. 1377–1385.
191. Kovalev, A.V., Niermann, U., Melnikov, V.V., Belokopytov, V., Uysal, Z., Kideys, A.E., Unsal, M. and Altukhov, D. (1998), «Long-term changes in the Black Sea zooplankton: the role of natural and anthropogenic factors», in Ivanov, L. and Oguz, T. (eds) *NATO TU Black Sea Assessment Workshop. Proc Symp on Scientific Results*. Kluwer Acad Publ, pp. 221–234.
192. Kovalev, A.V., Skryabin, V.A., Zagorodnyaya, Yu.A., Bingel, F., Kideys, A.E., Niermann, U. and Uysal, Z. (1999), «The Black Sea Zooplankton: composition spatial/temporal distribution and history of investigations» *Turkish journal of zoology*. 23(2), pp. 195–209.

193. Kovalev, A., Mazzocchi, M., Siokou, I. and Kidets, A. (2001), «Zooplankton of the Black Sea and the Eastern Mediterranean: similarities and dissimilarities», *Mediterranean marine science*, 2(1), pp. 69–78.
194. Korotaev, G.K. (2009), «Black Sea forecasting system: Current state and prospect», in Groisman, P. and Ivanov, S.V. (eds) *Regional aspects of climate-terrestrial-hydrologic interactions in non-boreal Eastern Europe. NATO science for peace and security, environmental security*. Dordrecht: Springer, pp. 233–243.
195. Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. and Rubel, F. (2006), «World Map of the Koppen-Geiger climate classification updated», *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 15, No 3, PP 259–263.
196. Kharytonova, Yu.V. and Nabokin, M.V. (2020), «Zooplankton of the north-western part of the Black sea in 2016-2019 and assessment of the quality of the environment by its indicators», in *Collective monograph «Scientific achievements of Ukraine and the EU in the field of natural sciences»*. Riga: Baltija Publishing, pp. 685–700.
197. Kharytonova, Yu.V. and Dyadichko, V.G. (2021), «Long-term changes of Copepoda (Crustacea) abundance and biomass in the Danube and Odessa regions of the Black sea as indicator of water quality», in *Collective monograph «European vector of development of the modern scientific researches: collective monograph»*. Riga: Baltija Publishing, pp. 22–41.
198. Kharytonova, Y.V., Nabokin, M.V., Mgeladze, M.M., Vadachkoria, P.A. and Dyadichko, V.G. (2021), «Current state and long-term changes in the mesozooplankton community of the Ukrainian and Georgian parts of the Black Sea as indicators of its ecological status», *Biosystems diversity*, 29(1), pp. 47–58.
199. Lawrence, D.J. and Cordell, J.R. (2010), «Relative contributions of domestic and foreign sourced ballast water to propagule pressure in Puget Sound, Washington, USA», *Biological Conservation*, 143, pp. 700–709.
200. Lewandowska, A.M., Boyce, D.G., Hofmann, M., Matthiessen, B., Sommer, U. and Worm, B. (2014), «Effects of sea surface warming on marine plankton», *Ecology Letters*, 17, pp. 614–623.

201. MacArthur, R.H. (1955), «Fluctuations of animal populations, and measure of community stability», *Ecology*, 36(7), pp. 353–356.
202. *Manual of marine monitoring in the combine programme of HELCOM* (2015), p. 413.
203. Mee, I.D. (1992), «The Black Sea in crisis: A need for concerted international action», *Ambio*, 21, pp. 278–286.
204. Mee, L.D. (1997), *Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis*. New York: United Nations Publications.
205. Mihneva, V. and Stefanova, K. (2013), «The non-native copepod *Oithona davisae* (Ferrari F.D. and Orsi, 1984) in the Western Black Sea: seasonal and annual abundance variability», *BioInvasions Records*, 2(2), pp. 119–124.
206. Micheli, F., Halpern, S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F. and Frascchetti, S. (2013), «Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: Assessing current pressures and opportunities», *PLoS One*, 8(12), pp. 79–88.
207. Moncheva, S. and Boicenco, L. (eds.) (2014), «*State of Environment Report of the Western Black Sea based on Joint MISIS cruise (SoE-WBS). MISIS Joint Cruise Scientific Report*» ExPonto, pp. 401.
208. Moncheva, S., Dontcheva, V., Shtereva, G., Kamburska L., Malej A. and Gorinstein, S. (2002), «Application of eutrophication indices for assessment of the Bulgarian Black Sea coastal ecosystem ecological quality» *Water Science and Technology*, 46(8), pp. 19–28.
209. Mutlu, E. (2001), «Distribution and abundance of moon jellyfish (*Aurelia aurita*) and its zooplankton food in the Black Sea», *Marine Biology*, 138, pp. 329–339.
210. Nawata, T. and Sibaoka, T. (1983), «Experimental induction of feeding behavior in *Noctiluca miliaris*», *Protoplasma*, 115, pp. 34–42.
211. Nikishina, A.B., Drits, A.V. and 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, pp. 1029–1039.

212. Oguz, T. (ed.) (2008), *State of the Environment of the Black Sea (2001-2006/7)*. Istanbul: Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution (BSC) 2008-3.
213. Oguz, T., Fach, B. and Salihoglu, B. (2008), «Invasion dynamics of the alien ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and its impact on anchovy collapse in the Black Sea», *J. Plankton Res.*, 30, pp. 1385–1397.
214. O’Higgins, T., Farmer, A., Daskalov, G., Knudsen, S. and Mee, L. (2014), «Achieving good environmental status in the Black Sea: Scale mismatches in environmental management», *Ecology and Society*, 19(3), pp. 1–54.
215. Osadchiev, A. and Korshenko, E. (2017), «Small river plumes off the northeastern coast of the Black Sea under average climatic and flooding discharge conditions», *Ocean Science*, 13, pp. 465–482.
216. Ozdemir, G. and Ak, O. (2012), «The qualitative and quantitative distribution of the zooplankton in the Southeastern Black Sea (Trabzon coast)», *Mediterranean Environment*, 18(3), pp. 279–298.
217. Öztürk, M., Özdemir, F. and Yücel, E. (1997), An overview of the environmental issues in the Black Sea region. In: M. H. Glantz and I. S. Zonn, eds. *Scientific, environmental, and political issues in the Circum-Caspian region. NATO ASI Series*. Dordrecht: Springer, 29, pp. 213–226.
218. Pavlidou, A., Simboura, N., Pagou, K., Assimakopoulou, G., Gerakaris, V., Hatzianestis, I., Panayotidis, P., Pantazi, M., Papadopoulou, N., Reizopoulou, S., Smith, Ch., Triantaphyllou, M., Uyarra, M.C., Varkitzi, I., Vassilopoulou, V., Zers, Ch. and Borja, A. (2019), «Using a holistic ecosystem-integrated approach to assess the environmental status of Saronikos Gulf, Eastern Mediterranean», *Ecological Indicators*, 96, pp. 336–350.
219. Pokazeev, K., Sovga, E. and Chaplina, T. (2021), «Main natural and anthropogenic sources of pollution of the Black Sea, its shelf zones and small water reservoirs», in Pokazeev, K., Sovga, E. and Chaplina, T. (eds) *Pollution in the Black Sea*. Cham: Springer, pp. 97–141.

220. Reusch, T., Bolte, S., Sparwell, M., Moss, A. and Javidpour, J. (2010), «Microsatellites reveal origin and genetic diversity of Eurasian invasions by one of the world's most notorious marine invader, *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora)», *Molecular Ecology*, 19, pp. 2690–2699.
221. Robu, B., Jitar, O., Teodosiu, C., Strungaru, S., Nicoara, M. and Plavan, G. (2015), «Environmental impact and risk assessment of the main pollution sources from the Romanian Black Sea coast», *Environmental engineering and management journal*, 14(2), pp. 331–340.
222. Rudneva, I. and Petzold-Bradley, E. (2001), «Environment and security challenges in the Black Sea region», in Petzold-Bradley, E., Carius, A. and Vincze, A. (eds) *Responding to environmental conflicts: Implications for theory and practice. NATO Science*. Dordrecht: Springer, pp. 189–207.
223. Seregin, S.A. and Popova, E.V. (2016), «Long-term dynamics of the copepod invader *Oithona davisae* in coastal waters of the Black Sea», *Russian journal of biological invasions*, 7(4), pp. 374–382.
224. Seregin, S.A. and Popova E.V. (2019), «*Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913 – the new invasion species of Copepoda in the Black Sea: first results of invasion», *Russian journal of biological invasions*, 12(4), pp. 107–112.
225. Shiganova, T.A., Bulgakova, Y.V., Sorokin, P. Yu. and Lukashev, Yu.F. (2000), «Investigations of new settler *Beroe ovata* in the Black Sea», *Biol. Bull.*, 2, pp. 247–255.
226. Shiganova, T.A., Bulgakova, Yu.V., Volovik, S.P., Mirzoyan, Z.A. and Dudkin, S.I. (2001), «The new invader *Beroe ovata* Mayer 1912 and its effect on the ecosystem in the northeaster Black Sea», *Hydrobiologia*, 451, pp. 187–197.
227. Shiganova, T.A., Dumont, H.J.D, Mikaelyan, A.S, Glazov, D.M, Bulgakova, Y.V., Musaeva, E.I., Sorokin, P.Y., Pautova, L.A., Mirzoyan, Z. A. and Studenikina, E.I. (2004), «Interaction between the Invading Ctenophores *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) and *Beroe ovata* sensu Mayer 1912, and their Influence on the pelagic ecosystem of the Northeastern Black Sea», *The Ctenophore Mnemiopsis leidyi*

in the Black, Caspian and Mediterranean Seas and other aquatic invasions. NATO ASI Series, 2, pp. 33–70.

228. Shiganova, T.A., Legendre, L., Kazmin, A.S. and Nival, P. (2014), «Interactions between invasive ctenophores in the Black Sea: assessment of control mechanisms based on long-term observations», *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 507, pp. 111–123.

229. Shiganova, T.A., Alekseenko, E. and Kazmin, A.S. (2019), «Predicting range expansion of invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. agassiz 1865 under current environmental conditions and future climate change scenarios», *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 227 (10), pp. 63–47.

230. Stefanova, K., Stefanova, E. and Doncheva, V. (2015), 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, pp. 231–240.

231. Stel'makh, L.V., Babich, I. and Tugrul, S. (2009), «Phytoplankton growth rate and zooplankton grazing in the western part of the Black Sea in the autumn period», *Oceanology*, 49, pp. 83–92.

232. Vinogradov, M.E., Shushkina, E.A., Musaeva, E.I. and Sorokin P.Y. (1989a), «Ctenophore *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) (Ctenophora: Lobata) – new settlers in the Black Sea», *Oceanology*, 29, pp. 293–298.

233. Vinogradov, M.E., Shushkina, E.A. Musayeva, E.I. and Sorokin, P.Yu. (1989b), «A newly acclimated species in the Black Sea: The ctenophore *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora: Lobata)», *Oceanology*, 29(2), pp. 220–224.

234. Vinogradov, A.K., Bogatova, Y.I. and Synegub, I.A. (2018), «Pelagic zone subsystem of the marine ports aquatories», in: Vinogradov, A.K., Bogatova, Yu. I. and Synegub, I.A. (eds) *Ecology of marine ports of the Black and Azov Sea basin*. Cham: Springer, pp. 39–172.

235. Vinogradov, M.E., Lebedeva, L.P. and Lukasheva, T.A. (2006), «Condition of coastal mesoplankton communities in the northeastern area of the Black Sea in 2005», *Oceanology*, 46, pp. 817–826.

236. Tamura, K., Nei M. and Kumar, S. (2004), Prospects for inferring very large phylogenies by using the neighbor-joining method. *Proceedings of the national academy of sciences (USA)*, 101, pp. 11030–11035.

237. Temnykh, A. and Silakov, M. (2015), Synergetic effect of climate change, anthropogenic eutrophication and invaders on plankton community of the Black Sea. *Abstr. of 3rd International symposium effects of climate change on the worlds oceans*, Santos, Brazil, March 21-27. Santos, pp. 255.

238. Temnykh, A., Melnikov, V., Tokarev, Y. and Silakov, M. (2012), State of plankton community of the Zernovs Phyllophora Field (Black Sea) in 2010-2011. *Abstr. of 2nd Intern. symp. effects of climate change on the worlds oceans*. Yeosu, Korea, pp. 245.

239. Tokarev, Yu.N., Melnikov, V.V., Burmistrova, N.V., Belokopytov, V.N. and Temnykh, A.V. (2010), «Some aspects of the climate impact on long-term changeability of the Black Sea bioluminescence field and plankton community characteristics», *Journal of environmental protection and ecology (JEPE)*, 11(3), pp. 1078–1088.

240. Thomaz, S.M., et al. (2015), «Aquatic invasive species: general trends in the literature and introduction to the special issue», *Hydrobiologia*, 746(1), pp. 55–70.

241. Turkoglu, M. (2013), «Red tides of the dinoflagellate *Noctiluca scintillans* associated with eutrophication in the Sea of Marmara (the Dardanelles, Turkey)», *Oceanologia*, 55(3), pp. 709–732.

242. Huntley, M. (1981), «Nonselective? Non saturated feeding by three calanoid copepod species in the Labrador Sae», *Limnol. Oceanography*, 26, pp. 813–842.

243. WoRMS Editorial Board (2021), *World Register of Marine Species*. Available at: <http://www.marinespecies.org> at VLIZ (Accessed 27 March 2021).

244. Zaika, V.E., Sergeeva, N.G. and Kiseleva, M.I. (1999), «Two Polychaete species bordering deep anoxic waters in the Black Sea», *Таврический медико-экологический вестник*, 1(2), с. 56–60.

245. Zaitsev, Yu.P. (1992), «Recent changes in the tropic structure of the Black Sea», *Fisheries Oceanography*, 1(2), pp. 180–189.

246. Zaitsev, Yu.P. and Alexandrov, B.G. (1997), Recent man-made changes in the Black Sea ecosystem. *Abstr. of NATO Advanc. res. workshop on sensitivity of North Sea, Baltic Sea and Black Sea to anthropogenic and climatic changes*, Varna, 14-18 November 1995. Dordrecht: Kluwer Academ. Publish, pp. 25–31.

247. Zaitsev, Yu.P. (1993), «Impact of the eutrophication on the Black Sea fauna», *Studies and reviews, general Fish council for the Mediterranean*, 64, pp. 59–86.

248. Zaitsev, Yu. and Mamaev, V. (1997), *Marine biological diversity in the Black Sea: a study of change and decline*. N.Y.: United Nations Publications.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у фахових наукових виданнях

1. **Харитонова, Ю.В.** (2019), «Аналіз перехідних вод Українського шельфу Чорного моря за показниками зоопланктону (на прикладі дельти Дунаю)», *Вісник Одеського Національного Університету. Серія: Біологія*, 2(45), с. 88–96. DOI: [https://doi.org/10.18524/2077-1746.2019.2\(45\).185642](https://doi.org/10.18524/2077-1746.2019.2(45).185642)
2. **Харитонова, Ю.В.,** Набокін, М.В. та Дядичко, В.Г. (2020), «Зоопланктон відкритої частини Чорного моря в 2016-2019 роках та оцінка якості водного середовища за його показниками», *Екологічні науки*, 2(29), с. 87–94. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.2.14> (Особистий внесок здобувача – аналіз отриманих даних, встановлення якості водного середовища, написання частини тексту).
3. **Kharytonova, Y.V.,** Nabokin, M.V., Mgeladze, M.M., Vadachkoria, P.A. and Dyadichko, V.G. (2021), «Current state and long-term changes in the mesozooplankton community of the Ukrainian and Georgian parts of the Black Sea as indicators of its ecological status», *Biosystems diversity*, 29(1), pp. 47–58. DOI: <https://doi.org/10.15421/012107> **Scopus, Web of Science.** (Особистий внесок здобувача – аналіз висхідних даних, встановлення якості водного середовища, написання частини тексту, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку).
4. **Харитонова, Ю.В.,** Набокін, М.В. та Дядичко, В.Г. (2021), «Багаторічні зміни біомаси *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid & Swezy, 1921, Dinophyceae, Noctilucales в Одеському та Дунайському районах Чорного моря як показника якості водного середовища», *Морський екологічний журнал*, 15(1), с. 79–87. DOI: <https://doi.org/10.47143/1684-1557/2021.1.08> (Особистий внесок здобувача – аналіз отриманих даних, встановлення екологічного стану якості, написання частини тексту).

Статті у інших наукових виданнях

5. **Kharytonova, Yu.V.** and Nabokin, M.V. (2020), «Zooplankton of the north-western part of the Black sea in 2016-2019 and assessment of the quality of the environment by its indicators», in *Collective monograph «Scientific achievements of Ukraine and the EU in the field of natural sciences»*. Riga: Baltija Publishing, pp. 685–700. DOI: [10.30525/978-9934-588-73-0/2.16](https://doi.org/10.30525/978-9934-588-73-0/2.16) (Особистий внесок здобувача – аналіз даних, встановлення екологічного класу якості, написання частини тексту, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку).

6. **Kharytonova, Yu.V.** and Dyadichko, V.G. (2021), «Long-term changes of Copepoda (Crustacea) abundance and biomass in the Danube and Odessa regions of the Black sea as indicator of water quality», in *Collective monograph «European vector of development of the modern scientific researches: collective monograph»*. Riga: Baltija Publishing, pp. 22–41. DOI: <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-077-3-21> (Особистий внесок здобувача – аналіз даних, встановлення екологічного стану якості, написання частини тексту, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку).

Матеріали та тези доповідей конференцій, з'їздів

7. **Харитонов, Ю.В.** (2019), «Проблема виділення перехідних вод на українському шельфі Чорного моря на прикладі дельти Дунаю», *Матеріали науково-практичної конференції «Інноваційні пріоритети розвитку наукових знань»*, Київ, Україна, 29–30 березня 2019. Херсон: Молодий вчений, с. 35–37.

8. Александров, Б.Г. та **Харитонов, Ю.В.** (2019), «Імплементация Директиви ЕС про Морську стратегію для державного моніторингу зоопланктону морських вод України», *Матеріали Всеукраїнської наук. конф. «Євроінтеграція екологічної політики України»*. Одеса, Україна, 29–31 травня 2019. Одеса: ОДЕКУ, с. 28–37. (Особистий внесок здобувача – підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку).

9. **Kharytonova, J.V.** (2019), «Analysis of transitional waters on Ukrainian Black Sea shelf by zooplankton indicators (on the example of the Danube Delta)» in Aleksandrov, B.G. and Snigirova, A.A. (eds.) *International scientific conference*,

dedicated to 95th Anniversary of Academician of the NAS of Ukraine Yuvhenaly Zaitsev «Achievements in studies of marginal effect in water ecosystems and their practical significance»: Book of abstracts, Odessa, Ukraine 13–14 June 2019. Odessa-Istanbul, p. 32.

10. **Харитоновна, Ю.В.** та Дядичко В.Г. (2020), «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*”, 16(2). Київ, Україна, 27 березня 2020. Київ-Чернівці: Друк-Арт, с. 221–229. (Особистий внесок здобувача – аналіз матеріалів, встановлення екологічного класу та якості водного середовища, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку, написання частини тексту).

11. **Харитоновна, Ю.В.** (2020), «Значення зоопланктону при моніторингу та визначення екологічного стану морських вод України за стандартами Директиви ЄС про Морську Стратегію», *Третя Міжнар. наук.-практ. конф. «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку»*, м. Херсон, Україна, 22–23 жовтня 2020. Херсон: «ОЛДІ-ПЛЮС», с. 802–805.

12. **Kharytonova, Yu.V.** and Dyadichko, V.G. (2021), «Dynamics of abundance and biomass of *Oithona davisae* (Ferrare F. D. & Orsi, 1984) in the Danube region in 2016-2019» in *Book of Abstracts of the 1st International Scientific Conference “Alien species of animals, fungi and plants in Belarus and neighboring countries”*, Minsk, Belarus, 23 March 2021. Minsk: BSU, pp. 18–19. (Особистий внесок здобувача – аналіз матеріалів, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку, написання частини тексту).

13. Дядичко, В.Г. та **Харитоновна, Ю.В.** (2021), «Обґрунтування кількісних показників стану транзитних вод за показниками зоопланктону», *Матеріали науково-практичної конференція «Теоретичні та практичні аспекти розвитку науки»*, м. Чернівці, Україна, 28–29 травня 2021. Херсон: Молодий

вчений, с. 35–38. (*Особистий внесок здобувача – аналіз матеріалів, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, підготовка до друку, написання частини тексту*).

Наукові звіти

14. Dyadichko, V., **Kharitonova, Y.**, Nabokin, M., Mgeladze, M., Korshenko, A., Shiganova, T., Anokhina, L., Litvin, A., Yasakova, O., Alexandrov, B. and Mikaelyan, A. (2022), «Zooplankton», in Slobodnik, J., Arabidze, M., Mgeladze, M., Korshenko, A., Mikaelyan, A., Komorin, V. and Minicheva, G. (eds.) *EMBLAS Final scientific report*. Dnipro: Seredniak T.K., pp. 58–90. (*Особистий внесок здобувача – аналіз висхідних даних, встановлення якості водного середовища, написання частини тексту, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу*).

Таксономічний склад мезозоопланктону в північно-західній частині Чорного моря у 2016, 2017 та 2019 роках за матеріалами проєкту «EMBLAS-plus»

№	Таксон	2016	2017	2019
MYZOOA (Phylum)				
DINOPHYCEAE (Class)				
NOCTILUCALES (Order)				
Noctilucaeae (Family)				
1	<i>Noctiluca scintillans</i> (Macartney) Kofoid & Swezy, 1921 (Syn.: <i>Noctiluca miliaris</i> Suriray, 1816)	+	+	+
CILIOPHORA (Phylum)				
OLIGOTRICHEA (Class)				
CHOREOTRICHIDA (Order)				
Codonellidae (Family)				
2	<i>Tintinnopsis beroidea</i> Stein, 1867		+	+
FORAMINIFERA (Phylum)				
FORAMINIFERA (Order)				
3	Foraminifera d'Orbigny, 1826 gen. sp.		+	
CNIDARIA (Phylum)				
SCYPHOZOA (Class)				
SEMAEOSTOMAEA (Order)				
Ulmaridae (Family)				
4	<i>Aurelia aurita</i> Linnaeus, 1758	+	+	+
HYDROZOA (Class)				
5	Hydrozoa Owen, 1843 gen. sp.			+
CTENOPHORA (Phylum)				
NUDA (Class)				
BEROIDA (Order)				
Beroidae (Family)				
6	<i>Beroe ovata</i> Bruguiere, 1789 (ova, larvae)	+	+	+
TYPHLOCOELA (Subclass)				
TENTACULATA (Class)				
CYDIPPIDA (Order)				
Pleurobrachiidae (Family)				
7	<i>Pleurobrachia pileus</i> O.F. Müller, 1776 (Syn.: <i>Pleurobrachia rhodopis</i> Chun, 1879)	+	+	+
ROTIFERA (Phylum)				
EUROTATORIA (Class)				
PLOIMA (Order)				
Brachionidae (Family)				
8	<i>Keratella tecta</i> Gosse, 1851	+	+	+
9	<i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786)	+		
10	<i>Brachionus angularis angularis</i> Gosse, 1851			+
11	<i>Brachionus calyciflorus calyciflorus</i> Pallas, 1776		+	+
12	<i>Brachionus quadridentatus quadridentatus</i> Hermann, 1783	+	+	+
Synchaetidae (Family)				
13	<i>Synchaeta baltica</i> Ehrenberg, 1834	+	+	+
Trichotriidae (Family)				
14	<i>Trichocerca</i> Lamarck, 1801 gen. sp.			+

PHORONIDA (Phylum)				
Phoronidae (Family)				
15	<i>Phoronis euxinicola</i> Selys-Longchamps, 1907	+	+	+
NEMATODA (Phylum)				
16	Nematoda Cobb, 1919 gen. sp. (larvae)			+
ANNELIDA (Phylum)				
POLYCHAETA (Class)				
17	Polychaeta Grube, 1850 gen. sp. (larvae)	+	+	+
MOLLUSCA (Phylum)				
GASTROPODA (Class)				
18	Gastropoda Cuvier, 1795 gen. sp. (veliger, larvae)	+	+	+
BIVALVIA (Class)				
19	Bivalvia Linnaeus, 1758 gen. sp. (veliger, larvae)	+	+	+
ARTHROPODA (Phylum)				
CRUSTACEA (Subphylum)				
MAXILLOPODA (Class)				
COPEPODA (Subclass)				
CALANOIDA (Order)				
Acartiidae (Family)				
20	<i>Acartia (Acartiura) clausi</i> Giesbrecht, 1889	+	+	+
21	<i>Acartia tonsa</i> Dana, 1849	+	+	+
Calanidae (Family)				
22	<i>Calanus euxinus</i> Hulsemann, 1991 (Syn.: <i>C. helgolandicus</i> Claus, 1863; <i>C. ponticus</i> Karavaev, 1894)	+	+	+
Centropagidae (Family)				
23	<i>Centropages ponticus</i> Karavaev, 1894 (Syn.: <i>Centropages kroyeri</i> var. <i>pontica</i> , Karavaev, 1894)	+	+	+
24	<i>Centropages spinosus</i> Krichagin, 1873		+	+
Clausocalanidae (Family)				
25	<i>Pseudocalanus elongatus</i> Boeck, 1865	+	+	+
Paracalanidae (Family)				
26	<i>Paracalanus parvus</i> Claus, 1863	+	+	+
Temoridae (Family)				
27	<i>Hetercope caspia</i> Sars G.O., 1897	+	+	+
28	<i>Eurytemora velox</i> Lilljeborg, 1853			+
Diaptomidae (Family)				
29	<i>Eudiaptomus gracilis gracilis</i> Sars G.O., 1863	+		+
CYCLOPOIDA (Order)				
Cyclopoidae (Family)				
30	<i>Euryte longicauda</i> Philippi, 1843	+	+	+
31	<i>Cyclopina gracilis</i> Claus, 1863			+
Oithonidae (Family)				
32	<i>Oithona davisae</i> Ferrari F.D. and Orsi, 1891	+	+	+
33	<i>Oithona similis</i> Claus, 1866			+
Harpacticoida (Order)				
34	Harpacticoida Sars G.O., 1903 gen. sp.	+	+	+
BRANCHIOPODA (Class)				
PHYLLOPODA (Subclass)				
DIPLOSTRACA (Order)				
ONYCHOCAUDATA (Suborder)				

CLADOCERA (Infraorder)				
Bosminidae (Family)				
35	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i> O.F. Müller, 1785			+
Sididae (Family)				
36	<i>Penilia avirostris</i> Dana, 1849	+	+	+
Moinidae (Family)				
37	<i>Moina brachiata</i> Jurine, 1820	+	+	+
Podonidae (Family)				
38	<i>Cornigerius maeoticus maeoticus</i> Pengo, 1879			+
39	<i>Evadne spinifera</i> O.F. Müller, 1867	+	+	+
40	<i>Pleopis polyphaemoides</i> Leucart, 1859	+	+	+
41	<i>Pseudevadne tergestina</i> Claus, 1877 (Syn. <i>Evadne tergestina</i> Claus, 1864, <i>Podon tergestina</i> Claus, 1877)	+		+
42	<i>Podonevadne trigona</i> G.O. Sars, 1897	+	+	+
MALACOSTRATA (Class)				
AMPHIPODA (Order)				
43	Amphipoda Latreille, 1816 gen. sp.		+	+
CUMACEA (Order)				
44	Cumacea Krøyer, 1846, gen. sp.	+	+	+
OSTRACODA (Class)				
45	Ostracoda Latreille, 1802 gen. sp.			+
ISOPODA (Order)				
Idoteidae (Family)				
46	<i>Idotea ostroumovi</i> Sowinsky, 1895	+	+	+
THECOSTRACA (Class)				
CIRRIPIEDIA (Subclass)				
BALANOMORPHA (Order)				
Balanidae (Family)				
47	<i>Balanus improvisus</i> Darwin, 1854 (cypris, nauplii)	+	+	+
CHAETOGNATHA (Phylum)				
SAGITTOIDEA (Class)				
APHRAGMOPHORA (Order)				
Sagittidae (Family)				
48	<i>Parasagitta setosa</i> Müller, 1847 (Syn. <i>Sagitta euxina</i> Moltschanoff, 1909; <i>Sagitta setosa</i> J. Müller, 1847)	+	+	+
CHORDATA (Phylum)				
APPENDICULARIA (Class)				
COPELATA (Order)				
Oikopleuridae (Family)				
49	<i>Oikopleura dioica</i> Fol, 1872	+	+	+
LEPTOCARDII (Class)				
Branchiostomatidae (Family)				
50	<i>Branchiostoma</i> sp. Costa, 1834		+	
TUNICATA (Subphylum)				
ASCIDIACEA (Class)				
51	Ascidiacea Blainville, 1824 gen. sp. (larvae)		+	+
VERTEBRATA (Subphylum)				
52	PISCES (Superclass) (ova, larva)	+	+	+