

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

ГУЛАК БОГДАН СЕРГІЙОВИЧ

УДК 597.2/.5: 594.3: 595.36: 639.2

ДИСЕРТАЦІЯ
ОЦІНКА СТАНУ ПОПУЛЯЦІЙ ТА ДОПУСТИМИХ РІВНІВ
ЕКСПЛУАТАЦІЇ ОСНОВНИХ ПРОМИСЛОВИХ РИБ ТА БЕЗХРЕБЕТНИХ
В ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ
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

_____ Гулак Б. С.

Науковий керівник: Заморов Веніамін Веніамінович,
кандидат біологічних наук

Одеса – 2023

АНОТАЦІЯ

Гулак Б. С. Оцінка стану популяцій та допустимих рівнів експлуатації основних промислових риб та безхребетних в північно-західній частині 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 сучасного стану популяцій основних об'єктів українського промислу в Чорному морі: рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846), креветки трав'яної *Palaemon adspersus* (Rathke, 1837), анчоуса європейського *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), шпрота європейського *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) та калкана *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758).

Впродовж 2017–2021 рр. відібрано та проаналізовано 346 проб з уловів різноглибинних тралів, бімтралів, зябрових сіток, креветкових ятерів та інших знарядь лову. Вивчено розмірно-вікову та статеву структуру популяцій досліджуваних видів. Проведено оцінку їх темпів росту та природної смертності. Проаналізовані дані багаторічної промислової статистики в водах України та в усьому Чорному морі. Отримані біологічні характеристики разом з даними про обсяги вилову досліджуваних видів були використані для математичного моделювання, з метою оцінки чисельності (біомаси) їх популяцій та рівнів промислової експлуатації. В роботі використовували найбільш сучасні моделі, які широко застосовуються в світовій практиці регулювання рибальства, в тому числі під егідою продовольчої організації ООН (ФАО). Зокрема використовували математичні моделі: LBB (Length-based Bayesian Biomass), BSM (Bayesian State-space Model) та SS3 (Stock Synthesis). Окрім того, для найбільш важливого об'єкта українського промислу – рапани, в рамках проекту «BlackSea4Fish» організованого Генеральною комісією з рибальства у Середземному морі (GFCM), було виконано три зйомки стандартним обліковим бімтралом. В результаті цих зйомок, вперше отримані дані стосовно просторового розподілу рапани на

північно-західному шельфі Чорного моря та надана оцінка її біомаси. Під час цих тралових зйомок встановлено що на великих за площею акваторіях, як і раніше, утворюються обширні зони з придонною гіпоксією, що безсумнівно негативно впливає на екологічну ситуацію у цій частині моря.

Запас рапани в українських водах північно-західної частини моря, оцінений методом прямого тралового обліку в 2020–2021 рр. коливався в межах 28,5–72,7 тис. т. Результатом математичного моделювання промислової популяції цього виду за допомогою BSM аналізу стала оцінка запасу на рівні 35,7 тис. т. Інтенсифікація промислу останні роки не призвела до надмірної експлуатації запасу. Незважаючи на зростаючі обсяги вилучення рапани істотні зміни в структурі її популяції не були відзначені. Вочевидь це пояснюється високою плодючістю даного вида-вселенця, який не має природних ворогів в чорноморських водах, а також високою чисельністю його кормових об'єктів на мілководному шельфі в морській зоні України.

Використовуючи модель LBB, вдалось встановити, що впродовж 2017–2020 рр. відбулось збільшення рівня відносної промислової смертності трав'яної креветки з 0,7 до 1,2. Водночас відношення поточної біомаси до біомаси, рівень якої забезпечує максимально стійкий вилов (B/B_{MSY}), у 2020 р. дорівнювало 1,0, що відповідає оптимальному рівню експлуатації ресурсу цього виду. Визначено, що внаслідок потрапляння великої кількості нецільових видів промислу, в тому числі молоді риб, в креветкові ятері, доцільно обмежити кількість цих знарядь лову на рівні близько 800 одиниць.

Для анчоуса встановлено зниження середнього розміру риб порівняно з періодом 40–50-х рр. минулого століття. Розраховане для цього виду за допомогою моделі LBB відношення B/B_{MSY} у 2021 р. склало 2,1. Це свідчить про те, що експлуатація запасу анчоуса українськими добувними підприємствами здійснюється на рівні, який суттєво не досягає допустимих меж його вилову. Значне зниження уловів анчоуса в ставних неводах свідчить про зменшення міграцій цього виду в прибережну зону північно-західної частини Чорного моря.

Виявлено, що в розмірній структурі популяції шпрота за останні 50 років відбулись суттєві зміни. В 70–80-х рр. минулого століття в промислових уловах переважали риби довжиною 90–105 мм. Під час наших досліджень більшість риб була представлена значно меншими за розміром особинами – 70–90 мм. Значення коефіцієнта природної смертності в популяції обчислено на рівні 1,02. Розраховане за допомогою моделі LBB відношення B/B_{MSY} у 2021 р. склало 1,5. Оцінена за допомогою моделі SS3, нерестова біомаса шпрота в 2021 р. склала 10,4 тис. т, а значення його максимально допустимого вилову становило 3,8 т. Ці параметри експлуатованого запасу шпрота, які отримані за допомогою двох моделей вказують на те, що промисел в українських водах не завдає шкоди популяції.

Оцінена за допомогою моделі SS3, нерестова біомаса калкана у водах всієї північно-західної частини Чорного моря в 2019 р. досягнула свого максимуму за останні 20 років і склала 6,4 тис. т, а значення максимально допустимого вилову становило 836 т. Результати оцінки стану запасу цього виду в північно-західній частині Чорного моря вказують на те, що його промисел в українських водах відбувається на рівні близькому до оптимального. Проте запас калкана до цього часу не досяг повного відновлення після інтенсивного перелову викликаного незаконним промислом турецьких рибалок на північно-західному шельфі моря. Про це, насамперед, свідчить тенденція до омолодження популяції протягом останніх десятиліть.

Встановлено, що неблагополучний стан популяцій і промислу анчоуса та шпрота в українських водах в останні роки виник внаслідок погіршення екологічної ситуації в шельфовій зоні, а не через вплив промислу. Найбільш негативними факторами, які сприяють зменшенню запасів масових пелагічних риб в північно-західній частині Чорного моря є регулярні заморні явища, евтрофікація вод, яка продовжується багато десятиліть, та вплив інвазивних видів. Реброплав мнеміопсис *Mnemiopsis leidy* (A. Agassiz, 1865) створює значну харчову конкуренцію пелагічним риbam, а також молоді демерсальних риб, нерест яких відбувається у весняно-літній час. Окрім того він активно харчується ікрою

та личинками цих видів риб. Особливо сильно мнеміопсис вплинув на популяцію шпрота, що позначилось на його розмірно-масових характеристиках та темпах росту порівняно з минулими роками. Щорічний масовий розвиток та наступне відмирання донних макрофітів у весняно-літній період призводять до збільшення кількості розчиненої органіки у воді. Знищення поселень моллюсків-фільтраторів рапаною призвело до порушення процесів седиментації та деструкції органічної речовини. Очевидно що всі ці явища сприяють загальному погіршенню якості водного середовища та сильно позначаються на умовах нагулу та нересту анчоуса та шпрота. Водночас, наявність у прибережних водах великої кількості нерозчиненої органіки, мало впливає на ресурс креветок. Очевидно, що залишки відмерлих макрофітів навпаки створюють додаткову кормову базу для цих ракоподібних.

Ключові слова: рапана, креветка трав'яна, шпрот європейський, анчоус європейський, калкан, смертність, темпи росту, структура популяції, біомаса, чисельність, північно-західна частина, Чорне море, промислові риби, промисловий лов, інвазивні види.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у фахових наукових виданнях України

1. Бушуєв С. Г., Гулак Б. С., Снігірьов С. М., Чашин О. К. Прилов нецільових видів при траловому промислі в північно-західній частині Чорного моря. *Морський екологічний журнал*. 2021. Вип. 1. С. 7–22. DOI: <https://doi.org/10.47143/1684-1557/2021.1.01> (Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту).
2. Гулак Б. С., Леончик Є. Ю., Чашин О. К. Основні біологічні параметри популяції рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) у північно-західній частині Чорного моря. *Гідробіологічний журнал*. 2022. Т. 58. №1. С. 30–46.

3. Гулак Б. С. Сучасний стан популяції та промисел трав'яної креветки *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Decapoda, Palaemonidae) у північно-західній частині Чорного моря. *Гідробиологічний журнал*. 2023. Т. 59. №4. С. 48–64.

Статті в зарубіжних виданнях

1. Hulak B., Leonchuk Y., Maximov V., Tiganov G., Shlyakhov V., Ryatnitsky M. The current state of the turbot, *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758), population in the northwestern part of the BlackSea. *Fisheries&Aquatic Life*. 2021. Vol. 29, Iss. 3. P. 164–175. DOI: <https://doi.org/10.2478/aopf-2021-0018>, Scopus.

(Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту)

2. Hulak B. S., Leonchuk Y. Y., Chashchyn O. K. The Main Biological Parameters of Rapa Whelk *Rapana venosa* Population in the North-Western Section of the BlackSea. *Hydrobiological Journal*. 2022. Vol. 58, Iss. 3, P. 29–45 DOI: [10.1615/HydrobJ.v58.i3.30](https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v58.i3.30). Scopus. (Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту).

3. Hulak B. S., Actual state of population and harvesting of the baltic shrimp *Palaemon adspersus* (Decapoda, Palaemonidae) in the north-western section of the Black Sea. *Hydrobiological Journal*. 2023. Vol. 59, Iss. 6, P. 45–57. DOI: <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v59.i6.40>

Статті в інших наукових виданнях

1. Снігірьов С. М., Чащин О. К., Гулак Б. С. Висновок щодо сучасного охоронного статусу трав'яного краба *Carcinus aestuarii* (Nordoff 1847 та ксанто пореса *Xantho poressa* (Olivi, 1792) у північно-західній частині Чорного моря в межах кордонів України // Мат. до 4-го вид. Червоної книги України. Тваринний світ / Серія: «Conservation Biology in Ukraine». Вип. 7, Т. 2. Київ : Інститут

зоології ім. П Шмальгаузена НАНУ, 2018. С. 435–436. (*Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту*)

Матеріали та тези доповідей конференцій, з'їздів

1. **Гулак Б. С.,** Снігірьов С. М., Чащин О. К., Заморов В. В. Вплив рибного промислу та добичі промислових безхребетних на малочисельні види гідробіонтів в північно західній частині Чорного моря. Матеріали I всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «Екологічні дослідження у вищих навчальних закладах», (16 листопада 2018, м. Херсон). Херсон, 2018. С. 19–23. (*Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту*)

2. **Гулак Б. С.,** Леончик Є. Ю., Чащин О. К. Сучасний стан популяції калкана *Psetta maxima* (Linnaeus, 1758) у північно-західній частині Чорного моря. Матеріали XII міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції: «Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології», (26–28 вересня 2019, м. Дніпро). Дніпро, 2019. С. 65–69. (*Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту*)

3. **Гулак Б. С.,** Леончик Є. Ю., Чащин О. К. Стан промислової популяції рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) у північно-західній частині Чорного моря. Матеріали XII міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції: «Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології», (26–28 вересня 2019, м. Дніпро). Дніпро, 2019. С. 65–69. (*Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту*)

4. **Гулак Б. С.,** Леончик Є. Ю., Чащин О. К. Сучасний стан популяцій основних об'єктів українського промислу в Чорному морі. Матеріали XIII

Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології», (17–19 вересня 2020, м. Харків). Харків, 2020. С. 59–68. *(Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту)*

5. Гулак Б. С., Снігірьов С. М., Чащин О. К. Оцінка запасу рапани за результатами прямого тралового обліку у північно-західній частині Чорного моря. Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів» (26–27 грудня 2022, Київ). Київ, 2022. С. 62–64. *(Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного матеріалу, написання частини тексту)*

SUMMARY

Hulak B. S. Assessment of the state of populations and allowable levels of exploitation of the main commercial fish and invertebrates in 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 PhD dissertation is devoted to the study of the current state of populations of the main objects of Ukrainian fishery in the Black Sea: rapa whelk *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846), Baltic prawn *Palaemon adspersus* (Rathke, 1837), European anchovy *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), European sprat *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) and turbot *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758).

During 2017–2021, 346 samples from catches of midwater trawls, beam-trawls, gill nets, shrimp fyke nets and other fishing gear has been selected and analyzed. The size-age and sex structure of the populations of the main commercial fish and invertebrates was studied. Their growth rates and natural and fishing mortality rates were assessed. The data of long-term fishery statistics in the northwestern part of the Black Sea (Ukrainian part) and throughout the entire Black Sea were analyzed. The obtained data on the biological characteristics of the catch volumes of the studied species were used for mathematical modeling in order to estimate the number (biomass) of their populations and the levels of fishery exploitation. The research utilized state-of-the-art models that are widely employed in the international realm of fisheries management, including under the auspices of the United Nations Food and Agriculture Organization (FAO). In particular, mathematical models were used: LBB (Length-based Bayesian Biomass), BSM (Bayesian State-space Model) and SS3 (Stock Synthesis). Besides for the most important object of the Ukrainian fishery – rapa whelk, within the framework of the "BlackSea4Fish" project organized by the General Commission for Fisheries in the Mediterranean Sea (GFCM), three surveys with a standard accounting beam-trawl were carried out. As a result of these surveys, data on the spatial distribution

of rapa whelk on the northwestern shelf of the Black Sea and an estimate of its biomass were obtained for the first time. During these beam-trawl surveys, it has been established that, as before, widespread zones with bottom hypoxia are formed on large shelf areas, which undoubtedly negatively affects the ecological situation in this part of the sea.

The stock of rapa whelk in the Ukrainian waters of the northwestern part of the Black Sea, has been estimated by the method of direct trawl accounting in 2020–2021, ranged from 28.5 to 72.7 thousand tons. The result of mathematical modeling of the commercial stock of this species using BSM analysis was the estimation at the level of 35.7 thousand tons. The intensification of fishery in recent years did not lead to excessive exploitation of the stock. Despite the growing volumes of rapa whelk fishery, no significant changes in the structure of its population were noted. Obviously, this is explained by the high fertility of this alien species, which has no natural enemies in the Black Sea waters, as well as the high number of its food objects on the shallow shelf in the marine zone of Ukraine.

Using the LBB model, it was possible to establish that during 2017–2020 there was an increase in the level of relative fishing mortality of Baltic prawn from 0.7 to 1.2. At the same time, the ratio of the current biomass to the biomass, the level of which ensures the maximum sustainable yield (B/B_{MSY}), was equal to 1.0 in 2020, which corresponds to the optimal level of exploitation of the resource of this species. It was determined that due to the entry of a large number of non-target fishery species, including undersized fish, into shrimp fyke nets, it is advisable to limit the number of these fishing gears to the level of about 800 units.

A decrease in the average size of anchovy compared to the period of the 40s and 50s of the last century was established. The B/B_{MSY} ratio calculated for this species using the LBB model in 2021 was 2.1. This indicates that the exploitation of the anchovy stock by Ukrainian fishery enterprises is carried out at a level that significantly does not reach the permissible catch limits. A significant decrease in anchovy catches in pound nets indicates a reduction of migrations of this species to the coastal zone of the northwestern part of the Black Sea.

It was found that the size structure of the sprat population has undergone serious changes over the last 50 years. In the 70s and 80s of the XX century, commercial catches were presented by fish with a length of 90–105 mm. During our research, the majority of fish were represented by much smaller individuals – 70–90 mm. The value of the natural mortality rate in the population was rated at the level of 1.02. The B/B_{MSY} ratio calculated using the LBB model in 2021 was 1.5. Estimated using the SS3 model, the spawning biomass of sprat in 2021 was 10.4 thousand t, and its maximum allowable catch value was 3.8 t. These parameters of the exploited stock of sprat, obtained using the two models, indicate that fishery in Ukrainian waters does not harm of the population.

Estimated using the SS3 model, the spawning biomass of turbot in the waters of the entire northwestern part of the Black Sea in 2019 reached its maximum in the last 20 years and amounted to 6.4 thousand tons, and the value of the maximum allowable catch was 836 tons. The results of the assessment of the stock of this species in the northwestern part of the Black Sea indicate that its fishery in Ukrainian waters is at a level close to optimal. However, the turbot stock has not yet fully recovered after intensive overfishing caused by illegal fishery by Turkish fishery on the northwestern shelf of the Black Sea. This, is mainly evidenced by the tendency to rejuvenate the population in recent decades.

It was established that the unfavorable state of anchovy and sprat populations and fisheries in Ukrainian waters in recent years arose as a result of the deterioration of the ecological situation in the shelf zone, and not due to the influence of fishery. The most negative factors that contribute to the reduction of mass pelagic fish stocks in the northwestern part of the Black Sea are regular hypoxia events, eutrophication of waters that continues for many decades, and the impact of invasive species. *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz, 1865) creates significant food competition for pelagic fish, as well as young demersal fish that spawn in spring and summer. In addition, it actively feeds on caviar and larvae of these types of fish. *Mnemiopsis* had a particularly strong impact on the sprat population, which affected its size and mass characteristics and growth rates compared to previous years. The annual mass development and subsequent death of

benthic macrophytes in the spring-summer period led to an increase in the amount of dissolved organic matter in the water. The destruction of mollusks settlements by rapa whelk led to the disruption of the processes of sedimentation and destruction of insoluble organic matter. It is obvious that all these phenomena contribute to the general deterioration of the quality of the aquatic environment and strongly affect the conditions of grazing and spawning of anchovy and sprat. At the same time, the presence of a large amount of undissolved organic matter in coastal waters has little effect on Baltic prawn resources. Probably, the remains of dead macrophytes, on the contrary, create an additional feed base for these crustaceans.

Key words: *rapa whelk, Baltic prawn, European sprat, European anchovy, turbot, mortality, growth rates, population structure, biomass, number, northwestern part, Black Sea, commercial fish, commercial fishery, invasive species.*

ЗМІСТ

ВСТУП.....	15
РОЗДІЛ I. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ.....	21
1.1 Фізико-географічна та гідролого-гідрохімічна характеристика району досліджень.....	21
1.2 Екологічна трансформація північно-західної частини Чорного моря за умов антропогенного впливу.....	26
1.3 Стисла характеристика об'єктів досліджень.....	37
РОЗДІЛ II. МІСЦЕ, МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	51
2.1 Район збору матеріалу, його кількість та біологічний аналіз.....	51
2.2 Визначення віку риб та безхребетних.....	56
2.3 Статистична обробка даних.....	60
2.4 Математичне моделювання стану популяцій досліджуваних видів.....	61
РОЗДІЛ III. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ.....	65
3.1. Рапана.....	65
3.1.1. Розмірно-вікова та статевая структура популяції, оцінка темпу росту та природної смертності.....	65
3.1.2. Оцінка запасу методом прямого обліку.....	74
3.1.3. Оцінка стану популяції та рівня її експлуатації методами математичного моделювання.....	79
3.1.4. Сучасний стан промислу і регулювання вилову на оптимальному рівні.....	87
3.2. Креветка трав'яна.....	90
3.2.1. Розмірна та статевая структура популяції.....	90
3.2.2. Оцінка стану популяції та її рівня експлуатації методом математичного моделювання.....	92
3.2.3. Особливості міграційної поведінки креветок, які зумовлюють ефективність роботи знарядь лову.....	95

3.2.4. Сучасний стан промислу і регулювання вилову на оптимальному рівні.....	97
3.3. Анчоус європейський.....	100
3.3.1. Розмірно-вікова та статева структура популяції, оцінка темпу росту та природної смертності.....	100
3.3.2. Оцінка стану популяції та рівня її експлуатації методами математичного моделювання.....	108
3.3.3. Сучасний стан промислу і регулювання вилову на оптимальному рівні.....	113
3.4. Шпрот європейський.....	114
3.4.1. Розмірно-вікова та статева структура популяції, оцінка темпу росту та природної смертності.....	114
3.4.2. Оцінка стану популяції та рівня її експлуатації методами математичного моделювання.....	123
3.4.3. Сучасний стан промислу і регулювання вилову на оптимальному рівні.....	129
3.5. Калкан.....	132
3.5.1. Розмірно-вікова та статева структура популяції, оцінка темпу росту та природної смертності.....	132
3.5.2. Оцінка стану популяції та рівня її експлуатації методами математичного моделювання.....	139
3.5.3. Сучасний стан промислу і регулювання вилову на оптимальному рівні.....	150
ВИСНОВКИ.....	153
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ЛІТЕРАТУРИ.....	158
ДОДАТКИ.....	185

ВСТУП

Актуальність теми

Останні десятиліття відзначалися несприятливими умовами для розвитку рибного промислу українських підприємств в Чорному морі. Велике антропогенне навантаження в другій половині ХХ століття призвело до глобальних змін в екосистемі Чорного моря. Надходження забруднених вод, дампінг, евтрофікація, розширення зон придонної гіпоксії та вселення чужорідних видів призвели до зниження біорізноманіття, перекосу всіх трофічних рівнів екосистеми. Як наслідок скоротилися запаси багатьох промислових видів риб [18, 20, 30 57, 133, 159]. Окрім зазначених факторів, на чисельності найбільш цінних риб, таких як представники родини осетрових *Acipenseridae* та калкан *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758), негативно відобразився нелегальний та необрахований вилов, який набув найбільших масштабів в період соціально-економічної кризи на територіях колишнього СРСР наприкінці 80-90-х років минулого століття [135, 210, 145, 232]. Чисельність осетрових риб, які раніше були найважливішими промисловими об'єктами в Чорному морі скоротилась настільки, що їх внесли до Червоної книги України [24].

Після випадкового вселення в Азово-Чорноморський басейн наприкінці 80-х років минулого століття реброплава мнеміопсиса *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz 1865), було з'ясовано, що він став серйозним харчовим конкурентом промисловим риbam. Внаслідок цього посилилось і набуло катастрофічного характеру скорочення чисельності перш за все пелагічних та демерсальних видів риб, нерест яких відбувається в літній період [159]. В найбільшій мірі постраждали такі масові промислові види, як анчоус європейський *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), ставрида середземноморська *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868), барабуля звичайна *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758). Ще більш явне зменшення чисельності популяцій промислових гідробіонтів стало відмічатися після розселення по акваторії опрісненої зони Чорного моря далекосхідного молюска рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846), яке почалося з 2005–2007 років [51].

У зв'язку зі скороченням уловів риби, в теперішній час, великого значення для рибного господарства регіону набув видобуток безхребетних, таких як креветка трав'яна *Palaemon adspersus* (Rathke, 1836) і рапана. Цей моллюск до 2020 р. став основним за обсягом видобутку об'єктом для українських підприємств в північно-західній частині Чорного моря [170].

Незважаючи на те, що раціональне рибальство безумовно потребує проведення постійного контролю за запасами видів, які експлуатуються, в останні 25 років дослідницькі роботи для отримання таких оцінок в північно-західній частині Чорного моря не здійснювалися. Це було пов'язано з повним припиненням державного фінансування морських експедицій на спеціальних науково-дослідницьких судах. Традиційні методи оцінки ресурсів, засновані на проведенні мінімум раз на рік тралових, бентосних та гідроакустичних зйомок для промислових риби та безхребетних припинили використовуватися. Перервалися ряди важливих спостережень в даному регіоні. У відношенні деяких нових об'єктів лову, подібні зйомки взагалі ніколи не проводилися. Водночас, в світовій рибогосподарській науці широке застосування набули методи оцінки запасів, які засновані на математичному моделюванні системи «популяція-промисел». Розвитку цих методів сприяла поява потужної комп'ютерної техніки та відповідного програмного забезпечення. Ці методи безумовно потребують достовірних даних про біологічні параметри об'єктів лову (довжина, маса, вік та інш.) та деяких показників промислу – улов на стандартне зусилля, статистика вилову. Водночас вони являються менш затратними у фінансовому відношенні [144, 155].

Україна, в особі Державного агентства меліорації та рибного господарства, в останні роки достатньо успішно здійснювала координацію рибогосподарських досліджень з іншими причорноморськими державами. В першу чергу, це проявлялось в ході співробітництва в робочих групах з оцінки запасів під егідою Генеральної комісії з рибальства у Середземному морі (GFCM) – FAO. Регулярний обмін інформацією про об'єкти вилову з вченими суміжних країн дозволив сформувати необхідні для моделювання бази даних і сумісно

апробувати декілька методологічних підходів до проблеми оцінки основних біоресурсів в басейні Чорного моря. Завдяки координації з експертами інших країн і міжнародними організаціями, вперше вдалось підібрати узгоджені критерії оцінки рівнів експлуатації об'єктів промислу в Чорному морі [181]. Очевидно, що застосування таких методів і підходів в даній роботі дозволить вперше за багато років здійснити оцінку запасів та оптимально допустимих виловів для основних об'єктів лову в північно-західній частині Чорного моря (ПЗЧМ). Це призведе до досягнення найбільш оптимальних результатів. Окрім того, у відношенні до найбільш значимого для українського морського рибальства об'єкта – рапани, завдяки підтримці тієї ж міжнародної комісії вдалось отримати оцінку запасу даного виду молюска і шляхом прямого обліку в спеціальній морській експедиції. Отримані данні про чисельність, біомасу, структуру популяції об'єктів лову та інформація про їх просторовий розподіл по морській акваторії дозволяє забезпечити рибну промисловість практично значимими прогнозами та рекомендаціями. В свою чергу, державні органи України, які здійснюють регулювання рибальства, безумовно зможуть використовувати результати і висновки даної роботи для прийняття відповідних рішень у відношенні лімітів вилову, режимів промислу та правил рибальства.

Зв'язок роботи з науковими програмами. Основні дослідження за темою дисертаційної роботи проводили на базі Державного підприємства «Одеський Центр Південного науково-дослідного інституту морського рибного господарства і океанографії» (Одц ПівденНІРО) в період виконання науково дослідницьких програм: «Програма науково-дослідних робіт з метою оцінки запасів і розробки обґрунтування лімітів та прогнозів вилучення водних біоресурсів внутрішніх водойм північно-західного регіону Чорного моря» (2017–2021 рр.), «Програма робіт з оцінки промислових безхребетних (рапана, мідії, медузи) та можливостей її оптимального промислу у північно-західній частині Чорного моря» (2018–2021 рр.), «Програма контрольно-спостережних пунктів (КСП) Одеського центру ПівденНІРО в Чорному морі» (2017–2021 рр.), «Програма в експедиції зі збору матеріалів, що характеризують популяцію шпроту, інших видів риб, процеси

формування скупчень та стан біоценозів в північно-західній частині Чорного моря» (2017–2021 рр.)». Також матеріали збирали в ході виконання держбюджетної теми МОН України (№ ДР 0120U102183) «Структура, функціонування і раціональне використання донних іхтіоценозів північно-західної частини Чорного моря», яка виконувалася в Одеському національному університеті імені І. І. Мечникова (2020–2022 рр.). Значна частина досліджень була виконана в рамках міжнародного проекту «BlackSea4Fish Project».

Мета і завдання роботи. Мета роботи – оцінка сучасного стану популяцій основних промислових видів риб та безхребетних у північно-західній частині Чорного моря та розробка заходів щодо раціонального промислового використання їх запасів:

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

1. З'ясувати розмірно-масову, вікову і статеву структуру популяцій досліджуваних видів.
2. Розрахувати темпи росту та оцінити природну смертність досліджуваних видів.
3. Методами математичного моделювання, оцінити стан популяцій досліджуваних видів, їх чисельність та рівень експлуатації.
4. Характеризувати сучасний стан промислу досліджуваних видів та надати рекомендації щодо обсягів вилучення, особливостей застосування знарядь лову та рівня промислового навантаження.

Об'єкт дослідження – стан популяцій гідробіонтів, які складають основу українського морського промислу.

Предмет дослідження – структура популяцій риб і безхребетних, їх чисельність та рівень експлуатації в північно-західній частині Чорного моря.

Методи дослідження – стандартні методи польових, лабораторних досліджень в іхтіології та гідробіології, статистичні методи обробки даних, а також математичне моделювання стану популяцій та їх запасів.

Наукова новизна отриманих результатів. Вперше за багато років проведене комплексне дослідження біологічних параметрів, які характеризують

популяції основних промислових видів риб та безхребетних у північно-західній частині Чорного моря. Проведена оцінка стану популяцій, їх чисельності та рівня промислової експлуатації. Здійснені тралові облікові зйомки рапани, які виявили просторовий розподіл та запас цього виду у водах України.

Практичне значення одержаних результатів. Результати дисертаційної роботи використані для регуляції українського морського промислу, перш за все оцінки обсягів допустимого вилучення водних біоресурсів, встановлення строків їх нерестової заборони, а також визначення оптимальної кількості промислових знарядь. Також результати досліджень використані для загальної оцінки водних біоресурсів в Чорному морі під час засідань робочих груп Генеральної комісії з рибальства у Середземному морі (GFCM, FAO) а саме: Subregional Group on Stock Assessment та Working Group on the Black Sea членом яких є автор роботи.

Особистий внесок здобувача. Автор дисертації розробив програму та методологію для проведення досліджень, здійснив аналіз літературних джерел, пов'язаних із обраною темою, виконав польовий збір матеріалу та здійснив його лабораторний аналіз. У спільних публікаціях особиста участь автора пропорційна числу авторів. Права співавторів публікацій не були порушені під час написання дисертації. Автор особисто здійснив аналіз та узагальнення первинного матеріалу, сформулював основні положення та висновки дослідження. Розробка концепції досліджень, аналіз окремих аспектів і планування викладення матеріалу у дисертації були здійснені спільно з науковим керівником.

Апробація результатів дисертації. Основні результати, які наведені в дисертації, були представлені на науково-практичних конференціях: Екологічні дослідження у вищих навчальних закладах (Херсон, 2018), «Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології» (Дніпро, 2019), «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології» (Харків, 2020), «Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів» (Київ, 2022), GFCM Subregional Group on Stock Assessment in the BlackSea (Constantza, Romania, 2019), «GFCM age reading workshop in the BlackSea» (Trabzon, Turkey, 2019), «Harmonization meeting on Rapa whelk data collection» (Burgas, Bulgaria, 2019), «Experimental survey for rapa

whelk in the context of the BlackSea4Fish Project» (Trabzon, Turkey, 2019), (BlackSea4Fish Project – Online Presentation series» (Online Presentation, 2020), «Working Group on the BlackSea (WGBS) Seventh meeting of the Subregional Group on Stock Assessment in the BlackSea (SGSABS)» (Online, 2021), Eighth meeting of the Subregional Group on Stock Assessment in the Black Sea (SGSABS), (Online, 2022).

Публікації. За темою дисертації опубліковано 12 наукових праць, в тому числі, 5 тез та матеріалів конференцій, 6 статей, з яких 3 – у фахових наукових журналах України, та 3 у фахових наукових закордонних журналах, індексованих у наукометричній базі Scopus.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається з анотації, вступу, трьох розділів, висновків, списку використаних літературних джерел (251 найменування, з яких 118 – латиницею). Список літератури та цитати у тексті оформлені у відповідності до ДСТУ 8302:2015. Загальний обсяг дисертації становить 191 сторінку машинописного тексту, з яких основний текст викладено на 157 сторінках. Текст ілюстровано 66 рисунками та 19 таблицями. Дисертація доповнена п'ятьма додатками, 4 з яких містять допоміжні ілюстративні матеріали.

Подяка. Здобувач приносить свою глибоку і щиру подяку науковому керівникові к.б.н., доценту В. В. Заморову за постійну підтримку і допомогу при аналізі матеріалу і написанні дисертаційної роботи. Особлива подяка у допомозі в написанні роботи кандидату біологічних наук О. К. Чащину за цінні рекомендації в процесі виконання і написання роботи. Щиро вдячний за надання можливості користуватись архівними даними Державного підприємства «Одеський Центр Південного науково-дослідного інституту морського рибного господарства та океанографії». Автор висловлює свою щиру вдячність за цінні поради та рекомендації співробітникам ДУ «Інститут морської біології НАН України» співробітникам к.б.н. С. Г. Бушуєву та д.б.н. Ю. В. Квачу, а також співробітникам Одеського національного університету імені І. І. Мечникова доценту к. ф.-м. н. Є. Ю. Леончику і старшому науковому співробітнику к.б.н. С. М. Снігірьову.

РОЗДІЛ І

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Фізико-географічна та гідролого-гідрохімічна характеристика району досліджень

Північно-західна частина Чорного моря (ПЗЧМ) це шельфова зона обмежена мисом Каліакра на південному заході $43^{\circ}21'$ п. ш. $28^{\circ}27'$ с. д. (Болгарія) та мисом Херсонес $44^{\circ}34'$ п. ш. $33^{\circ}23'$ с. д. (Україна) на сході [91]. Цей район моря характеризується найширшим шельфом у Чорному морі – 16% від площі моря або 64% площі всього чорноморського шельфу. В районі меридіану 31° с. д. його ширина складає 220 км, у південно-західному та східному напрямках він поступово звужується до 30 км [63]. В північно-західній частині моря є п'ять великих заток: Ягорлицька, Тендрівська, Джарилгацька, Каркінітська, Каламіцька та три острови: Джарилгач, Березань та Зміїний [25].

На рівній та пологій частині мілководдя, яка прилягає до берега ухил дна становить 1–2'. Крутизна дна збільшується до бровки мілини, кути нахилу зростають, досягаючи значення 10–12' в районах мисів Каліакра та Херсонес [1]. Здебільшого шельф являє собою рівнину з пологими височинами які підіймаються над дном. До таких підйомів дна відноситься, наприклад, Одеська та Дністровська банки. Височини на шельфі північно-західної частини моря розрізнені акумулятивними поверхнями пологих впадин, утворених річками, озерами та лиманами, які існували тут раніше [213]. Материковий схил ступінчастий та характеризується доволі великою розчленованістю [1].

Ґрунти, в більшості, представлені осадовими породами, серед яких зустрічаються усі гранулометричні фракції. Великі фракції грають помітну роль переважно у найближчих до берегу районах, з віддаленням же від нього їх кількість сильно знижується. Значну площу шельфу займають черепашкові ґрунти. На мілинах переважають кварцеві піски, а зі збільшенням глибини спостерігається замулення цих субстратів. Мули за своїм походженням представлені переважно мідійними і фазеоліновими. Вони утворені частками діаметром від 0,005 до 0,01 мм. Границі та площі, які займають різні типи ґрунтів

на шельфі непостійні. Відмінності в умовах утворення ґрунтів позначаються на розподілі таких важливих для біологічної продуктивності компонентів, як донні відклади органічних сполук та мікроелементів. Максимальні їх концентрації (1–2%) відмічаються у місцях впадання річок, а також у центральній частині шельфу, де розповсюдженні мулисті відклади. Черепашники відрізняються значно меншою кількістю органічної речовини [9, 57].

Мілководність району обумовлює перш за все швидку реакцію на вітровий вплив – 2–3 діб [7], а у прибережній зоні ще менше – 15 годин [16]. У північно-західній акваторії моря переважають вітри північного і північно-західного напрямків. Напрямок переважаючих вітрів змінюється в залежності від пори року: навесні – це південні, влітку – північно-західні, взимку – північні і північно-східні. В літній період, зазвичай, спостерігаються бризові вітри – нічний бриз з суші на море та денний з моря на сушу. Максимальні швидкості вітру можуть досягати щорічно 20–24 м/с. Оскільки північно-західна частина моря характеризується невеликими ухилами дна – процес руйнування морської хвилі починається на значній відстані від берега [6, 59].

Для мілководних ділянок північно-західної частини Чорного моря характерні вітрові впливи на рівень води. Рівень може різко коливатися в результаті згінно-нагінних явищ. Найбільш низький рівень відзначається в осінньо-зимовий період внаслідок зменшення стоку річок та переважання згону західних і північно-західних вітрів. Найвищий рівень характерний для весняного періоду, що пов'язано з повінню річок і переважанням вітрів південного напрямку [63].

Для північно-західної частини Чорного моря характерна циклонічна циркуляція водних мас, яка зумовлена вітрами північного, північно-східного і східного напрямів. Загальна система течій в цій частині моря формується у процесі взаємодії основної Чорноморської течії та Севастопольського антициклону. При цьому, води з відкритого моря проникають у північно-західну частину моря разом із гілкою основної Чорноморської течії, яка може відходити від основного потоку біля південно-західного краю Криму або набагато західніше,

перетинаючи шельф майже посередині. Прибережна зона, завдяки своїй мілководності та впливу великих річок (Дунай, Дніпро, Дністер), значно відрізняється від відкритого моря за режимом течій. Було виявлено, що для Одеського регіону характерні протилежні напрямки циркуляції у приповерхневому та придонному шарах води. Течія з Дніпро-Бузького лиману зумовлює циклонічне обертання вод у придонних горизонтах. Натомість у приповерхневих шарах часто переважає антициклонічна циркуляція, яка виникає внаслідок вітрового впливу [49]. Постійний антициклонічний рух вод часто реєструється в Каркінітській затоці. Для придунайського району характерним є непостійний режим переносу водних мас. Зазвичай водні маси Дунаю включаються в основну Чорноморську течію та спрямовуються на південь. Однак в окремі роки при сильних південних та південно-західних вітрах може виникати антициклонічний вихор. В такому випадку води Дунаю можуть широко поширюватися по всьому північно-західному шельфу. Це призводить до значного опріснення поверхневих шарів води, що призводить до загострення стратифікації [13, 243].

Сезонна мінливість переміщення водних мас характеризується переважанням взимку течій західного сектора, відповідних загальної циклонічної циркуляції, а влітку – навпаки [63, 100]. Влітку середні швидкості течій становлять 6–8 см/с, а максимальні досягають 23–25 см/с. В осінній період у зв'язку з інтенсифікацією атмосферних процесів відбувається збільшення швидкостей течій. Середні їх швидкості зростають до 10–12 см/с, а максимальні в період штормів до 60–70 см/с. У період штормів переважають компенсаційні течії з переважним напрямом від берега [22, 64, 106].

Температура повітря протягом року має чіткий сезонний хід з одним максимумом та одним мінімумом. Самими холодними місяцями являються січень та лютий. У березні температура повітря у північно-західній частині моря зростає до 2 °С, в подальшому, зі збільшенням кількості сонячних днів повітря прогрівається і у липні над морем формується майже однорідне температурне поле з температурою 23–24 °С. Самий теплий місяць – серпень, в якому

середньодобова температура повітря досягає 25 °С. Абсолютний мінімум температури повітря зареєстрований на рівні – 30 °С, а максимум – 41 °С [44, 57].

Північно-західна частина моря відрізняється найбільш низькими температурами води в зимовий період. У холодну пору року температура досить швидко знижується через обмеженість теплозапасу, внаслідок мілководності шельфу та через адвекцію холоду з річковим стоком. Зимою у центрі північно-західної частини моря температура знижується до 2 °С, а біля берегів та у Каркінітській затоці іноді і до температури замерзання. Біля гирла Дунаю, внаслідок великих вертикальних градієнтів солоності, зимова конвекція ускладнена. Тут у придонному шарі під галокліном до лютого може зберігатися температура 8 °С і вище. Влітку, через переважання згінних вітрів, які викликають апвелінг холодних вод середні значення температури на поверхні виявляються найнижчими саме у північно-західній частині моря [44].

Весняний прогрів вод спостерігається вже в березні, а в травні формується термоклін з градієнтом 0,5 °С/м та більше. Найбільше прогріті води завжди опріснені річковим стоком. Весняне поле температури у поверхневому шарі води зазвичай просторово неоднорідне через близьке розташування термокліну до поверхні та легко руйнується внаслідок вітрової активності. При цьому у процес перемішування включаються холодні води з придонних горизонтів. Осіннє охолодження води у північно-західній частині моря проходить значно швидше, ніж у інших регіонах. Вже наприкінці листопаду біля північних берегів температура знижується до 10 °С, коли у центральній частині моря вона в цей час на 3–4 °С вище [44].

В цілому до гідрологічного та гідрохімічного режимів північно-західної частини моря можна віднести дві основні особливості:

- 1) найбільший у всьому морі вплив річкового стоку (Дунаю, Дністра, Дніпра та Південного Бугу), який сильно впливає на гідрохімічні умови гідрологічну структуру і динаміку вод в регіоні;

- 2) систематичний розвиток прибережного апвелінгу внаслідок згінно-нагінних вітрів, який забезпечує водообмін між поверхневим та придонним

шарами акваторії у весняно-літній період року, коли ці шари розділені різким сезонним пікнокліном та термокліном [4, 57, 99].

За іонним складом солей та їх співвідношенням, води Чорного моря дуже подібні до вод Світового океану. Основні відмінності між ними полягають у підвищеному вмісті карбонатного іону, а також більших показників лужності чорноморської води. Концентрація карбонатів зростає з глибиною. Північно-західна частина характеризується доволі низькими показниками солоності води порівняно з іншими районами Чорного моря.

На мілководну північно-західну частину Чорного моря припадає майже весь прісний стік басейну моря. Впадання річок забезпечує значне надходження прісних вод (у середньому близько 265 км³/рік). Дунаєм виноситься до 80% від загального річкового стоку в Чорне море, а Дніпром до 17%. Найменш солоні води відмічаються біля гирл великих річок та лиманів (1,8 ‰), але вже на відстані 3–4 миль від берега вода може осолонюватись до 10,7 ‰. Середня її солоність в таких районах складає 6–7 ‰. На більшому віддаленні від гирл річок солоність води у поверхневих шарах коливається від 10,0 до 18,5 ‰, значно частіше 14–15 ‰. Солоність води у придонних горизонтах вище і зазвичай становить 15–18 ‰ [3, 63, 72].

Головною особливістю сезонної динаміки гідрохімічних показників в цьому районі моря є сезонний хід солоності, який значно відрізняється від районів відкритого моря. Особливо в районах близьких до гирл великих річок. Мінімум солоності у поверхневому шарі 0–100 м припадає на червень-липень. Це насамперед пов'язано з весняним паводком, на який припадає максимум річкового стоку. У літній період процес перерозподілу річкових вод, які надійшли в море під час весняного паводку, супроводжується зменшенням інтенсивності загальної циркуляції та вітрового перемішування, що сприяє розвитку сезонного галокліну. Сформований галоклін і одночасний прогрів води обмежують вертикальне перемішування вод та сприяють горизонтальному розповсюдженню опріснених вод. В літній час, в застійних зонах, може утворюватися стратифікаційний шар води, який перешкоджає проникненню кисню в придонні

горизонти. В такому випадку весь кисень у шарі води нижче термокліна окислює розчинену у воді органіку, це призводить до виникнення придонної гіпоксії, яка викликає замори донних організмів. Такі явища виникають переважно біля гирл річок та лиманів, де спостерігається опріснення поверхневих шарів води. Максимум солоності спостерігається в лютому – березні і є наслідком ерозії верхнього галокліну через осінньо-зимове посилення вітрово-хвильової активності поверхневих шарів води та конвекції [49, 57, 63, 92].

Ряд фізико-географічних та гідрологічних особливостей північно-західної частини зумовлюють її найвищу біологічну продуктивність порівняно з іншими районами моря. З прісними водами в цей район моря вноситься величезна кількість біогенних елементів та органічної речовини, що забезпечує значний розвиток фіто- і зоопланктону. Обширні мілководні ділянки шельфу з різноманітними субстратами насичені великою кількістю органіки. Це створює сприятливі умови для формування різноманітних біоценозів бентосу, які характеризуються найбільшими показниками біомаси на всьому чорноморському шельфі. Все це забезпечує формування багатой кормової бази як для багатьох демерсальних риб, що постійно мешкають на цьому шельфі, так і для пелагічних видів, які в теплий період року мігрують в цей район для нагулу та нересту [35, 57, 91].

1.2. Екологічна трансформація північно-західної частини Чорного моря за умов антропогенного впливу

За останнє століття через посилення антропогенного впливу в екосистемі Чорного моря відбулися значні зміни. Встановлено, що відношення площі водозбірного басейну Чорного моря до площі моря є значно більшим, ніж для багатьох інших внутрішніх морів та в середньому для Світового океану. Це призводить до того, що прямий вплив антропогенних чинників на чорноморську екосистему починається вже за сотні кілометрів від його узбережжя і є дуже високим. В другій половині ХХ століття суттєво зросла інтенсивність судноплавства, розширилися території портів та припортових заводів. Також

відбулось різке збільшення потужностей легкої та важкої промисловості, що спричинило значне підвищення забруднення річкового стоку басейну Чорного моря. Активне використання органічних та мінеральних добрив, пестицидів, що потім потрапляють з полів у ріки; великомасштабне берегове будівництво; добуток піску та гравію, нафти і газу – все це сприяло деградації екосистеми моря. Наслідки антропогенного впливу, в першу чергу, відображуються на найбільш чутливих шельфових ділянках прибережної зони моря [26, 107, 141].

Серед забруднень, найбільш шкідливими виявились нафтове та хімічне, які зросли в другій половині ХХ століття у зв'язку з ростом індустріалізації. За оцінками, в цей період з річковими водами в море щорічно надходило 4–5 км³ стічних вод, що становило майже 4% від сумарного річкового стоку. З цими водами в море надходило 400 тис. т біогенних речовин, 2 млн. т органіки, 410 тис. т нафтопродуктів, 20 тис. т детергентів, 700 т летких фенолів та 8 т гексахлорциклогексану. Високий рівень забруднення токсичними елементами спостерігався повсюдно у прибережних водах української зони Чорного моря. Згідно отриманим даним, найбільш забрудненими районами північно-західної частини моря були Одеська затока, узмор'я портів Южне і Очаків [2, 20, 57].

Інтенсифікація сільського господарства, яка почалась у 40-х роках минулого століття, призвела до збільшення надходження біогенних речовин в море, переважно в складі мінеральних добрив, які змивались з полів у водозбірний басейн. Підраховано, що у 50-х роках минулого століття три основні річки (Дунай, Дністер та Дніпро) які забезпечують майже весь прісний стік у Чорне море, в середньому за рік вносили: 13,9 тис. т фосфатів, 154 тис. т нітратів та 2,35 млн. т органічних речовин. Вже у 80-х роках надходження біогенних речовин зі стоком цих річок суттєво зросло і склало: 55 тис. т фосфатів, 340 тис. т нітратів, та 10,5 млн. т органіки. В той же час у воді підвищились концентрації органічного фосфору і органічного азоту. Дуже важливо, що різко виросла кількість органічної речовини, яка виноситься в море. Наприклад, зміст зваженого органічного вуглецю в стоці Дунаю, Дніпра і Дністра збільшився в 5–12 разів. В результаті вміст органічного вуглецю в поверхневому шарі моря наприкінці ХХ – початку

XXI ст. збільшився в 2–3 рази. А для ділянок моря що прилеглі до гирл річок ці величини зростали на порядок і більше [2, 57, 109, 248, 249].

Паралельно внаслідок зарегулювання основних річок чорноморського басейну численними греблями і утворення водосховищ, в середині минулого століття відбулося значне скорочення надходження прісної води в море. Найбільш зрегульованою річкою став Дніпро, на якому було створено сім великих водосховищ. Окрім того, було створено близько 250 тис. маленьких водосховищ на невеликих річках басейну Дніпра. Дністер також було зрегульовано, на ньому побудовано три великих водосховища. Порівняно з минулим століттям, під час весняного паводку частка річного стоку в море зменшилась з 70 до 35 %. Наприклад, після будівництва каскаду водосховищ на Дніпрі його стік у весняно-літній період зменшився майже у 2,5 рази. Це призвело до збільшення солоності придонного шару води північно-західного шельфу в літній період 1940–1970 років майже на 1 ‰. В окремі роки придонні осолонені води, що проникають у русло Дніпра, періодично фіксувались навіть у районі Херсона [74]. Окрім зменшення загального річкового стоку змінилось і надходження прісних вод в море за сезонами. Особливо скоротився весняний паводок. Починаючи з 1970-х років минулого століття, зменшення стічних течій у весняний період сприяло регулярному виникненню застійних зон і як наслідок – придонної гіпоксії наприкінці літа. Головним фактором, який сприяє розвитку цього явища, є утворення стійкого вертикального градієнту солоності та щільності в товщі води. У літній період через послаблення вітрової діяльності відбувається погіршення перемішування опріснених поверхневих вод, що перешкоджає проникненню кисню в придонні горизонти. Водночас збільшується підтік солоних вод у придонні шари в прибережній зоні, що ще більше загострює вертикальні градієнти щільності. Таким чином, окислення надлишкової органічної речовини відбувається без паралельної аерації води та викликає розвиток гіпоксії у дні моря. Ці явища спостерігаються у північно-західній частині Чорного моря в літній період, особливо в роки зі слабким весняним паводком. До того, як річки були зарегульовані, зони гіпоксії в північно-західній частині моря спостерігалися

нечасто та у невеликих локальних зонах. Перша велика зона гіпоксії в Чорному морі, яка охоплювала значну частину шельфу, була виявлена у серпні 1973 року. З 1978 р. такі явища стали виникати щоліта на північно-західному шельфі і займати іноді до 70% його акваторії. Виникаючи наприкінці травня зони гіпоксії тримались до вересня на глибинах 10–30 м, викликаючи за собою сильні замори у придонних шарах води. Товщина шару сірководневого зараження при глибині моря 12 м складала до 5 м, і до 15 м при глибині 25–30 м. Наприклад, площа сірководневої лінзи в міжріччі Дністер – Дунай у 1983 р. склала 5,2 тис. км², а запас сірководню тут сягав 15 тис. т. Подібні ситуації регулярно повторювались, при цьому в прибережну мілководну зону проникали сірководневі води з глибин 10–15 м [5, 11, 55, 83, 107, 108].

В більш сучасний період також спостерігали значний розвиток гіпоксії. У 2010 році відзначено масштабний замор у північно-західній частині моря. В цей період викиди мертвої риби відмічали вздовж всього узбережжя від м. Очаків до гирла Дунаю [50].

Посиленню розвитку придонної гіпоксії та сірководневого зараження на північно-західному шельфі в літній період сприяє ще один антропогенний фактор – дампінг ґрунту в процесі будівництва портів, днопоглиблювальних робіт, берегоукріплювальних заходів та чищення фарватеру. За даними Чорноморсько-Азовського управління морських шляхів, починаючи з 1963 р. в північно-західній частині моря щорічно захоронювали близько 5 млн. м³ ґрунту [57, 94].

Внаслідок заморних явищ з початку з 60-х до 90-х рр. минулого століття на північно-західному шельфі скоротились площі мідійних полів з 20 до 10 тис. км². Загальна біомаса мідій *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) в цей час знизилась з 8–12 до 5–6 млн. т, а її промисловий запас скоротився в шість разів. Аналогічна деградація відбулася і в біоценозі фазеоліни *Modiolula phaseolina* (R. A. Philippi, 1844). Площа поселень цього молюска скоротилася з 24 до 16 тис. км², а біомаса з 6 до 0,5 млн. т. Спільна дія евтрофікації вод та дампінгу призводить до екранування сонячного світла, що значно зменшує аерацію придонного шару води в процесі фотосинтезу. Зрозуміло, що розглянуті зміни в абіотичній частині

чорноморської екосистеми позначилися на життєдіяльності організмів, перш за все макрофітів [20, 57, 96]. Філофорне поле Зернова, яке у 60-роках ХХ століття займало всю центральну частину північно-західного шельфу, на глибинах 20–45 м значно скоротилось. Запас водорості *Phyllophora crispa* ((Hudson) P. S. Dixon, 1964) до початку 1980-х років зменшився з 9 млн. т в десять разів, а площа поля скоротилась з 12 тис км² до 4 тис. км². Крім цього, через замори, щорічно в літній період після згінних вітрів на узбережжі від Очакова до Одеси та від Дністра до Дунаю виносило сотні тон бичкових риб та молоді інших видів риб [20, 21].

Величезні обсяги нітратів і фосфатів, які потрапляли в море з річковим стоком викликали евтрофікацію, перш за все його північно-західної частини [14, 247]. Надмірна кількість біогенних елементів спричинила бурний розвиток біомаси фітопланктону. Сезонний перерозподіл річкового стоку викликав зміни і у річній динаміці окремих видів одноклітинних водоростей. Водосховища, які скидали воду взимку призводили до надходження біогенних речовин у нетиповий період. Це викликало регулярне зимове цвітіння окремих видів планктонних водоростей, які не маючи значення у живленні кормового планктону після відмирання опускаються на дно і не включаються у трофічні ланцюги пелагіалі. Відомо, що в утворених водосховищах, в результаті розвитку прісноводного фітопланктону, інтенсивно споживаються мінеральні форми біогенних елементів. Внаслідок цього значна частина азоту і фосфору виноситься в море не в формі фосфатів, а у складі органічних сполук. Також в межах водосховищ, через особливості гідродинаміки більша частина зваженого кремнію осідає в донні опади, що призводить до скорочення виносу цього елемента в море. Ці зміни надходження біогенів в море зумовили серйозні зміни у видовій структурі фітопланктону. Зокрема значно скоротилась вегетація багатьох видів діатомових водоростей (Bacillariophyta). Їхня частка у загальній біомасі фітопланктону знизилась до 40,1%. В той же час зросла кількість динофлагелят (Dinoflagellata), що мають значно менше значення у живленні кормових планктонних організмів. Особливо бурхливі спалахи чисельності були відзначені для виду *Exuviaella cordata* (Ostenfeld, 1902). Її частка в загальній біомасі зросла із 18,8 до 54,4%.

Щорічне «цвітіння» цієї водорості викликало «червоні припливи» у передгірлових районах Дністра, Дніпра та Дунаю. Максимальна чисельність організмів у зонах «цвітіння» у 60–70-х роках ХХ століття сягала 224 млн. кл./л, хоча у 50-ті роки під час епізодичних спалахів не перевищувала 3,3 млн. кл./л [19, 79]. В другій половині минулого століття було виділено три райони найбільш інтенсивного розвитку водоростей, які були приурочені до усть великих річок. Вже через десять – двадцять років вони об'єдналися в одну велику область, що займала до 50% площі акваторії шельфу і перевищувала їх за розмірами в 8–10 разів [20]. Крім того, червоні припливи стали відзначатись біля берегів Болгарії та Румунії, де чисельність динофлагелят досягала 500 млн. кл./л, а біомаса – 1 г/л [238]. Тут же спостерігались червоні припливи, спричинені інтенсивним розвитком інфузорій, здатних через особливості біології, до фотосинтезу. Чисельність цих організмів у Чорному морі в період зазначених явищ досягала відповідно 4,6 млн екз./л. Загальна біомаса фітопланктону в період 50–80-х рр. на північно-західному шельфі зросла в 26 разів. По всьому морю, за максимальними значеннями, вона збільшилася з 52 до 800 г/м³ [58, 241]. На початку ХХІ століття біомаса фітопланктону також часто досягала значно вищих значень ніж до початку евтрофікації. Зони цвітіння водоростей регулярно виникали у передгірлових ділянках моря [31, 105].

Було встановлено, що вторинна евтрофікація придонного шару води, яка відбувається після відмирання «квітучих» організмів, призводить до збільшення концентрації органічної речовини в чотири рази, а швидкості її окиснення в 3–5 разів у порівнянні з фоновими значеннями. При цьому інтенсифікуються гетеротрофні процеси, що виражається в переважному збільшенні біомаси гетеротрофних мікроорганізмів у порівнянні з фітопланктоном. В результаті порушився стійкий, стаціонарний стан екосистеми Чорного моря, особливо екосистеми континентального шельфу. Екосистема Чорного моря пристосувалась до цієї нової ситуації масовим гіпертрофованим розвитком фітопланктону, мікрогетеротрофів і короткоциклічних планктонних видів, які здатні швидко

перетворювати надлишок кількості алохтонної органічної речовини [11, 12, 57, 74, 110].

У минулому столітті для екосистеми Чорного частини моря стало характерним збільшення біомаси організмів, які виступають в ролі глухих трофічних кутів в екосистемі, зокрема окремих видів желетілого планктону. У 1960–1970 рр. було відзначене значне збільшення біомаси медузи корнерот *Rhizostoma pulmo* (Macri, 1778). На початку 80-х років корнерота замінив інший вид – сцифоїдна медуза аурелія *Aurelia aurita* (Linnaeus, 1758). В цей час її біомаса у всьому морі збільшилася більш ніж на 300%, а саме з 670 тис. т у 50-х роках до 222 млн. т в 80-х роках. У північно західній частині моря зосереджувалось близько 25 % цієї медузи [27, 56, 81]. Паралельно з розвитком медуз сильно зросла біомаса представника динофлагелят – ноктілюки *Noctiluca scintillans* (Macartney Kofoid & Swezy, 1921) [57]. У 80-х порівняно з періодом 60-х років її частка в загальній біомасі зоопланктону зросла з 40 до 80%, а її середньо-багаторічна біомаса збільшилася за цей період в 15 разів. У той же час практично перестали зустрічатися деякі види гіллястовусих ракоподібних Cladocera, та гіпонейстонних понтелід (Pontellidae) [30, 58, 197]. Багато видів кормового зоопланктону, перш за все ракоподібні, скоротили свою чисельність порівняно з початком евтрофікації моря. Причинами цьому слугувало як виїдання їх медузами та реброплавами, так і конкуренція з некормовими видами, зокрема з тією ж ноктілюкою з причини її більш швидкого розмноження порівняно з довгоциклічними видами кормового планктону. Не меншу роль в зниженні чисельності планктонних організмів зіграло надходження з річковими водами детергентів, пестицидів та інших хімічних забрудників [2, 57, 84, 198, 249].

Внаслідок посилення антропогенного впливу запаси багатьох цінних видів риби в Чорному морі стали скорочуватись, а деякі майже зникли. Основною причиною цього стало погіршення якості морського середовища, перш за все забруднення вод різними нафтопродуктами, токсикантами та зниження кількості розчиненого кисню. Наслідки настільки серйозного впливу хімічного забруднення на гідробіонтів загалом важко оцінити, однак були зафіксовані зміни в морфології

тварин, порушення життєво важливих функцій органів, акумуляція важких металів та інших речовин у їхніх тілах. Накопичення пестицидів, важких металів та багатьох токсичних речовин відбулось на всіх рівнях трофічних ланцюгів в чорноморській екосистемі. Було зафіксовано перевищення гранично допустимих концентрацій цих речовин у м'язах чорноморського оселедця *Alosa immaculata* (Bennett, 1835), анчоуса європейського *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) та інших риб в кілька разів. Зростання концентрацій забруднюючих речовин вгору по харчовому ланцюгу призводило до накопичення їх максимальних концентрацій в організмах крупних хижаків [2, 30, 110, 192].

Негативні трансформації в екосистемі негативно позначились на популяціях більшості промислових об'єктів. До 60-х років основу промислу в північній частині Чорного моря складали крупні пелагічні хижаки – скумбрія атлантична *Scomber scombrus* (Linnaeus, 1758), крупна морфа ставриди середземноморської *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868) та пеламіда атлантична *Sarda sarda* (Bloch, 1793). Ці види у великій кількості мігрували в північну частину Чорного моря для нагулу, розмноження та були основними об'єктами промислу [61, 62, 73]. Середня величина запасу скумбрії для періоду 1963–1965 років оцінювалася в 25 тис. т, а її максимальні річні улови у водах СРСР досягали 4,9 тис. т. Наприкінці 60-х років запас скумбрії в Чорному морі різко зменшився. Промисел пеламіди у водах СРСР існував у роки її високої чисельності до середини 60-х років, а максимальні улови цієї риби досягали 8,6 тис. т. Після 1969 р. міграції пеламіди до берегів Кавказу та Криму, а також у північно-західну частину моря практично припинились [133]. Забруднення вод, а також накопичення токсичних сполук у донних відкладеннях спричинили падіння запасів і демерсальних риб, в першу чергу, детритофагів. Наприкінці 80-х років вилов кефалевих риб (Mugilidae), почав стрімко знижуватись. Якщо у 60-ті роки середній річний улов цих видів в УРСР досягав 300 тон, то наприкінці 80-х улови знизились до 2–4 тон, а в окремі роки були взагалі відсутні. Улови бичкових риб (Gobiidae) в 70-х роках досягали 760 тон, але за двадцять років скоротились більш ніж в десять разів. В 90-ті роки улови барабулі звичайної *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758) також

скоротились до мінімальних значень. Основною причиною зникнення цих видів риб у північній частині моря стало забруднення вод пестицидами, добривами та іншими хімічними сполуками, які поступали в море у період інтенсифікації сільського господарства. Не меншу роль в цьому відігравали і загальні зміни в пелагіалі Чорного моря внаслідок евтрофікації [27, 35, 248].

В той же час дані облікових зйомок та промислової статистики свідчать про те, що у 70–80-х роках ХХ століття стан промислових популяцій анчоуса та шпрота європейського *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) значно покращився. Очевидно, що зникнення крупних пелагічних хижаків у 70–80-ті роках минулого століття також сприяло збільшенню запасів дрібних планктофагів [115]. Зменшення пресу хижих риб особливо сильно відобразилось на біомасі шпрота, запаси якого в ці роки сильно вирости. З середини 70-х років при проведенні тралових зйомок почали фіксувати збільшення біомаси цього виду. З 80-х років улови шпрота у водах СРСР почали стрімко зростати, переважно за рахунок розвитку тралового промислу [133].

У другій половині минулого століття відзначено різке зростання числа чужорідних видів рослин і тварин, що з'явилися в екосистемах морів та прибережних районів океанів. Основним шляхом проникнення інвазивних видів в Чорне море став занос їх з баластними водами суден. Інтенсифікація судноплавства, а також введення на судах танків для баластних вод призвели до того, що процес занесення організмів з одних регіонів в інші набув глобального характеру. Незважаючи на багаточисельні методи перешкоджання інвазійних процесів їх швидкість у морських екосистемах постійно зростає, і цей фактор досі викликає екосистемі зміни [164, 242].

Найбільші зміни з негативними наслідками, в тому числі і для рибного промислу в пелагічній екосистемі Чорного моря відбулись в період вселення реброплава мнеміопсіса *Mnemiopsis leidyi* (Agassiz, 1865) [29]. Природний ареал цього виду охоплює захід Атлантичного океану. Екологічна та фізіологічна пластичність цього виду дозволила йому розмножитись в Чорному морі у надзвичайно високих кількостях. Максимальна щільність *M. leidyi* у відкритих

водах Чорного моря становила $4,6 \text{ кг/м}^2$ (7600 екз./м^2), та була зареєстрована в кінці літа-напочатку осені 1988–1989 рр. [228, 229, 230]. Незважаючи на те, що найвищі концентрації мнеміопсіса в Чорному морі зазвичай спостерігаються влітку і ранньою осінню, його відносно високі концентрації були присутні і в інші сезони. Цей вид живиться переважно планктонними ракоподібними, а також іхтіопланктоном і велігерами масових молюсків фільтраторів. Він є серйозним харчовим конкурентом як для інших безхребетних планктофагів, так і для багатьох пелагічних риб. Цей реброплав створює серйозну харчову конкуренцію молоді риб, що нерестяться у весняно-літній час, таких як анчоус, ставрида, кефалеві, барабуля, калкан. Мнеміопсіс здатний виживати при дуже низькій щільності здобичі та підтримувати норму живлення пропорційну концентрації об'єктів живлення [111, 159, 186, 193, 196].

Інтродукція *M. leidyi* в Чорне море викликала каскадний ефект на всіх трофічних рівнях його пелагічної екосистеми від голо-, меро-, і іхтіопланктону вгору до риб планктофагів, а також далі до крупних хижих риб і дельфінів; а вниз – від зоопланктону до фіто- і мікропланктону. Це викликало перерозподіл потоків речовини і енергії по трофічних рівнях і зміну продукційно-деструкційних процесів у Чорному морі. Інтродукція цього виду викликала трансформацію потоків енергії в екосистемі Чорного моря у глобальних масштабах, які не спостерігаються у нативному ареалі цього виду [124, 228].

Внаслідок вселення мнеміопсіса різко та суттєво знизилась біомаса кормового планктону, що в свою чергу, позначилось на запасах короткоциклічних пелагічних риб, які склали основу чорноморського промислу: анчоуса, ставриди, шпрота. Наприклад, внаслідок недостатнього нагулу, через низьку чисельність кормових об'єктів, жирність анчоуса знизилась в 1,5–2 рази. Це викликало підвищення рівня природної смертності цієї риби під час зимівлі, що зумовлювало низьку кількість цього літоку та річників у весінній час, порівняно з минулими роками. Скорочення вилову основних об'єктів промислу, яке почалось у 90-х роках, викликало масштабні втрати для рибного господарства всіх чорноморських країн. Багато підприємств за роки депресії запасів скоротили свої

потужності для переробки та зберігання риби або взагалі закрились. Значно скоротився і риболовний флот, особливо нечисельними стали сейнера з кошільними неводами [115, 160, 186].

У 1997 р. вперше у Чорному морі, біля берегів Болгарії було відзначено появу іншого вселенця – хижого реброплава берое *Beroe ovata* (Bruguière, 1789), який харчується практично лише мнеміопсисом [196]. У серпні – вересні 1999 р., стався перший масовий спалах чисельності цього реброплава. Після цього стало спостерігатись збільшення кількісних показників кормового зоопланктону в Чорному морі. Особливо помітно було збільшення кількісних характеристик теплолюбних видів. Багато представників планктону які перестали зустрічатись після вселення *M. leidyi*, з'явилися знову, деякі види досягли високого рівня чисельності. Умови нагулу дрібних пелагічних риб також дещо покращились і з'явилися дані, які свідчили про поліпшення стану їх популяцій у Чорному морі. Тим не менш, загальна картина покращилась незначно, а основні види кормового планктону так і не досягали тої біомаси, яка спостерігалась до вселення мнеміопсиса. Як і будь-який інший хижак, реброплав берое виявився не здатний повністю винищити популяцію своєї жертви – мнеміопсиса. Обидва види реброплавів в зимовий період різко скорочують свою чисельність або навіть зникають у найхолодніших північних мілководних районах моря. Причому зростання популяції більш теплолюбного виду – берое, навесні починається значно пізніше, ніж розвиток та поширення мнеміопсиса. Таким чином мнеміопсис продовжує складати серйозну харчову конкуренцію видам, у яких нагул і нерест проходить у весняно-літній час. Внаслідок цього запаси пелагічних риб вже не досягають тих значень, які реєструвались до інтродукції цього реброплава [28, 114, 115, 124, 173].

Окрім негативної динаміки в пелагічній екосистемі моря, внаслідок чужорідних інвазій відбулись зміни і в бентосних угрупованнях Чорного моря. Деградація донних біоценозів, яка була викликана хімічним забрудненням та заморними явищами, суттєво посилилася внаслідок випадкової інтродукції червоного моллюска рапани. Нативний ареал цього виду охоплює північний-

захід Тихого океану. Перша знахідка рапани в Чорному морі зареєстрована у Новоросійській бухті у 1947 р. [53]. Внаслідок поширення рапани в Чорному морі було практично знищено багато поселень аборигенних молюсків, зокрема устричні та мідійні банки [60, 251]. Відомо що внаслідок вселення рапани у північно-західну частину Чорного моря чисельність поселень мідій та інших двостулкових молюсків постійно скорочується [146, 234]. Дослідження в районі острова Зміїний показали, що одна особина рапани розміром 62–84 мм споживає за добу в середньому 1,35 г м'яса мідії. Це призводить до скорочення об'ємів фільтрації на 922–2235 л [34].

1.3. Стисла характеристика об'єктів досліджень

Рапана *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846)

Червононогий молюск рапана *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) є випадковим інтродуцентом в Чорному морі. Нативний ареал цього виду охоплює північний-захід Тихого океану, зокрема Японське, Жовте, Бохайське та Східно-Китайське моря [198, 245]. Перша знахідка рапани в Чорному морі була зареєстрована у Новоросійській бухті у 1947 р. [53].

Черепашка рапани масивна, має кулясту (округлу) форму, спіралью правозакручена. Гирло черепашки овальне, нижній кінець її витягнуто в короткий сифональний канал. У нативному ареалі висота черепашки цього молюска досягає 15–18 см, але в Чорному морі зазвичай зустрічаються дрібніші особини. Скульптура черепашки представлена сильно сплющеними частими спіральними ребрами, розділеними вузькими жолобками. Зовнішнє забарвлення варіюється від сірого до червоно-коричневого, з темно-коричневими рисками на спіральних ребрах. Внутрішня поверхня черепашки у статевозрілих особин забарвлена у помаранчевий колір [122]. Дослідження показують, що через різноманітність біотопів та зміни екологічних умов у Чорному морі рапана розвинула нетипові адаптивні форми. Крім того, у цього молюска спостерігається різноманітність мутацій з різною еволюційною перспективою [17].

Рапана є роздільностатевим молюском, не має зовнішніх статевих ознак. Статева зрілість настає у віці 2 роки, при висоті раковини 35–70 мм. Нерест починається з кінця весни і продовжується до середини осені, найбільш активно рапана нереститься в червні. Масова інкубація ікри відбувається у червні-липні [122]. Молюски відкладають яйця на тверді субстрати у вигляді численних коконів, у кожному коконі міститься близько 100 тис. ікринок. Личинки рапани тривалий час тримаються в товщі води, а потім осідають на дно. Дослідження толерантності яєць та личинок цього молюска з нативного ареалу до умов середовища свідчать про високий потенціал до розселення рапани в інші регіони. Яйця і личинки можуть розвиватись у широкому діапазоні солоності та температури: 16–34 °С та 15–40 ‰ відповідно. В лабораторних умовах встановлено, що найбільш оптимальна температура для розвитку яєць та личинок рапани складає 28 °С а оптимальна солоність 35 ‰ [143].

Вселення та широке розповсюдження рапани в Чорному морі мало катастрофічні наслідки для аборигенної біоти. Як відомо, основним кормом для рапани тут виступають різні види молюсків: устриця *Ostrea edulis* Linnaeus, 1758, мідія *M. galloprovincialis*, мітілястер *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), хамелея *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758), анадара *Anadara inaequalis* (Bruguère, 1789) та інші. Відомо, що чисельність рапани на басейні обмежується тільки кількістю корму, промисловою діяльністю людини та абіотичними факторами природного середовища [37, 39].

В Чорному морі рапана зустрічається від урізу води до глибини 35 м. Цей молюск може населяти різні типи ґрунту, включаючи кам'янистий, піщаний, черепашковий, піщано-черепашковий та замулений. Згідно з деякими авторами, рапана надає перевагу м'яким ґрунтам, оскільки молюски можуть в них закопуватись і перецікувати несприятливі зміни середовища, такі як різкі коливання температури та гіпоксія [162].

В перші десятиріччя, після вселення, ареал рапани охоплював переважно східну та південну частини Чорного моря, які характеризуються найбільшою солоністю води. З цієї причини промисел рапани спочатку – в 1960-х роках

здійснювався тільки в районі Кавказького узбережжя і поблизу Керченської протоки. Цих молюсків видобували переважно за допомогою аквалангістів. В той час промисел був орієнтований перш за все на видобуток черепашок для виготовлення сувенірної продукції. Більш значний промисел рапани в 1970-х роках став розвиватись у водах Болгарії. Об'єми вилову у водах цієї країни коливалися в межах від 3,0 до 4,9 тис. т на рік. Незабаром вилов рапани суттєво збільшився і у водах Туреччини, яка с часом стала основним видобувачем цього молюска в Чорному морі. Нарощування обсягів вилову у країнах південної частини моря супроводжувалось зміною технологій промислу. З 1980-х рр. у Туреччини та Болгарії для вилову рапани почали застосовувати активні знаряддя лову – драги і донні бімтрали. В подальшому з розвитком експорту м'яса цього молюска в країни Південно-східної Азії промисел рапани набув дуже високого значення практично в усіх причорноморських країнах [172].

До 2000-х років у розпріснених водах північно-західної частини Чорного моря рапана майже не зустрічалась [95]. Однак починаючи з 2010 р. цей молюск став систематично відмічатися тут у великих кількостях, навіть у передгірлових районах великих річок – Дунаю, Дніпра та Дністра. Вірогідно, швидкої адаптації рапани до мешкання у воді з низькою солоністю сприяла якась генетична мутація. На фоні скорочення уловів промислових риб, рапана стала основним об'єктом промислу українських підприємств. В останні 5 років рапана почала складати до 70% від загального видобутку нашою державою водних біоресурсів у Чорному морі [39].

Оскільки рапана відноситься до найважливіших об'єктів промислового рибальства в Чорному морі, оцінкам запасів та управлінню її видобутком нині привертають особливу увагу на національному та регіональному рівнях. Перші дані щодо біомаси рапани на ділянках шельфу Чорного моря були отримані спеціалістами ПівденНІРО (м. Керч) методом прямого обліку в ході драгових зйомок, які проводились в районі Керченської протоки в 1988–1992 рр. В той період запас рапани у водах Керченської протоки коливався на рівні 7074–9252 т, а на прилеглий морській акваторії біля кавказького узбережжя складав 6950 т [60].

Однак, для північно-західної частини моря, куди рапана проникла відносно недавно, будь-які оцінки її запасів відсутні.

Спроби міжнародних експертних груп створити базу даних на основі інформації про біологічні параметри та промисел рапани з метою моделювання загального запасу цього ресурсу для всього Чорного моря, дозволили отримати його оцінку на рівні 74 тис. т [236]. Однак, подібні оцінки навряд є досить об'єктивними, оскільки не враховують наявність відмінностей в структурі локальних популяцій (субпопуляцій) і темпах їх відтворення. Такі відмінності безумовно повинні мати місце у цього осідлого гідробіонта, який мешкає на вельми різних за умовами середовища ділянках чорноморського шельфу.

Трав'яна креветка *Palaemon adspersus* Rathke, 1837

Трав'яна креветка *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 є широко поширеним видом біля східного узбережжя Атлантичного океану від південно-західної частини Норвегії до Північної Африки. Також зустрічається в Азовському, Чорному, Середземному, Балтійському, Північному морях. У 1930 р. цей вид був занесений в Каспійське море, а у 1954–1956 рр. випадково потрапив і в Аральське, при акліматизації в ці моря чорноморських кефалей [78]. Саме широка толерантність до умов середовища дозволила цьому виду так розширити свій ареал. Трав'яна креветка може жити та розмножуватись при температурі води 2–25 °С та солоності 2–35‰ [70, 116].

У Чорному морі трав'яна креветка забарвлена в брудно-жовтий колір з відтінком слонової кістки. Карапакс трав'яної креветки має відносно прямий роstrum з п'ятьма-сімома шипами на верхньому краї та трьома-чотирма на нижньому, кінець роstrumu роздвоєний. У порівнянні з іншими представниками роду *Palaemon* вона відрізняється тричленистим щупиком на мандібুলі, тоді як у всіх інших представників цього роду щупик двочленистий. Самки завжди більші за самців. Максимальний розмір до 82 мм, в промислі звичайно 40–50 мм [15, 78, 116].

Запліднення у креветок внутрішнє. Процес парування у цього виду починається наприкінці березня – початку квітня при прогріві води до

температури 7–9 °С. Після запліднення самки виношують ікру на плеоподах впродовж всього періоду ембріонального розвитку від одного до двох місяців в залежності від температури води [8, 15, 148].

Спектр живлення трав'яної креветки вельми широкий. За типом живлення цей вид відносять до бентофагів-еврифлагів. Дорослі особини цього виду харчуються дрібними організмами бентосу, такими як поліхети і дрібні ракоподібні, а також мертвими морськими тваринами та детритом, незначну частку складає зоопланктон. На личинкових стадіях розвитку креветки живляться переважно фіто- і зоопланктоном [23, 148].

Креветки грають велику роль у живленні багатьох риб Чорного моря, перш за все демерсальних: бичків, камбал, скатів та інших. Масові пелагічні риби, і у першу чергу анчоус, у великих кількостях споживають личинок креветок, що мешкають у поверхні моря [8, 78, 116].

В північно-західній частині Чорного моря трав'яна креветка зустрічається у всій прибережній зоні. Особливо високої чисельності вона досягає в мілководних затоках, які добре прогріваються у весняно-літній період. Під час весняних нерестових міграцій в Джарилгацькій, Каркінітській та Тендровській затоках трав'яна креветка утворює скупчення до кількох тисяч екземплярів на 1 м². Також цей вид є масовим у багатьох лиманах Північно-Західного Причорномор'я: Хаджибейському, Сухому, Григорівському, Тилігульському, Березанському, Дофінівському, Шаболатському та в групі Тузловських лиманів [8, 78, 116].

Для трав'яної креветки характерні добові та сезонні міграції. Перші пов'язані перш за все з живленням, а другі із зимівлею, нагулом та розмноженням. У весняний період креветки переміщуються з глибоких ділянок моря на більш теплі та багаті кормом морські мілководдя, де проходить викльов личинок. Під час міграцій, скупчення креветок рухаються вздовж берегів на невеликій відстані від урізу води. Були відмічені регулярні сезонні міграції в гирлах всіх причорноморських лиманів. У глибоких лиманах, таких як Тилігульський та Сухий, креветки можуть залишатися протягом цілого року, проте восени більша їх частина, все одно, виходить в більш тепле море [116].

В чорноморському басейні трав'яна креветка має локальне промислове значення. Оскільки у водах під юрисдикцією України знаходиться найбільша акваторія шельфу та велика кількість мілководних заток – в нашій країні мається унікальна можливість для розвитку промислу креветок. В останні 20 років, в умовах виснаження запасів багатьох промислових риб, українські добувні підприємства, особливо невеликі за чисельністю працівників, стали активно розвивати промисел креветок [116].

В нинішній час уявлення про запас чорноморських креветок залишаються далеко не повними. Оцінки їх біомаси отримували лише на окремих ділянках переважно на основі візуальних підрахунків екземплярів під час промислу. Було визначено, що в районі Тендровської коси та острова Джарилгач в окремі роки в травні загальна біомаса скупчень трав'яної креветки може досягати 200–300 т. Припускається, що в цілому для Каркінітської затоки, де йде найбільш масштабний промисел креветки, загальне річне вилучення цього об'єкту лову без шкоди для популяції може досягати 1 тис. т. На морських акваторіях, прилеглих до узбережжя Одеської області, щільність концентрацій креветок значно менша. З цієї причини їх спеціалізований лов тут заборонений, оскільки в уловах креветкових ятерів зазвичай присутня також велика кількість молоді промислових риб [116].

Анчоус європейський або хамса, *Engraulis encrasicolus* Linnaeus, 1758

Анчоус європейський *Engraulis encrasicolus* Linnaeus, 1758 поширений у Східній Атлантиці від Північного моря до узбережжя Марокко, Середземному, Адріатичному, Егейському, Чорному та Азовському морях [97].

В Чорному морі у складі виду анчоуса європейського існують дві популяції: анчоус чорноморський та анчоус азовський. Раніше їх виділяли в підвиди *Engraulis encrasicolus ponticus* (Aleksandrov, 1927) та анчоус азовський *Engraulis encrasicolus maeoticus* (Pusanov, 1926). Також існує думка, що це два окремих види [152]. Зазначені популяції мають відокремлені місця і строки розмноження та нагулу. Серед меристичних ознак між ними помітна різниця у числі зябрових тичинок та кількістю хребців, яких у чорноморського анчоуса більше. Генетичні

відмінності між зазначеними расами виражені у частотах зустрічальності груп крові та окремих ізоферментів. Також для чорноморського анчоуса характерний більш швидкий темп росту [112]. Диференціація популяцій чорноморського анчоуса ускладнюється гібридизацією, яка відбувається через відсутність повної географічної ізоляції між азовським та чорноморським стадами. У деякі роки, чорноморський анчоус у значних кількостях може проникати в Азовське море, тоді як азовський анчоус постійно зустрічається в опріснених водах вздовж всього північно-західного узбережжя Чорного моря. За даними досліджень, в цьому районі моря анчоус представлений переважно змішаними формами [43, 64, 65, 66, 67, 113, 158, 160, додаток 2].

Анчоус досягає тотальної довжини до 20 см та маси до 20 г. Верхня частина тіла темно-блакитна, майже чорна з металевим відтінком або темно-зелена, боки та черво сріблясті. Тіло подовжене, не сильно стиснуте з боків. Верхня щелепа довга, але не досягає зябрового отвору [97].

Головним місцем нересту анчоуса у Чорному морі є опріснені мілководні води його північно-західної частини, які характеризуються найбільшою продуктивністю зоопланктону [82, 101]. Цей вид здатен розмножуватися в широкому діапазоні температури та солоності води 16–28 °С та 7–18 ‰ відповідно. Строки нересту анчоуса в Чорному морі дуже розтягнуті і тривають з середини травня до другої половини серпня [45]. В період розмноження, розвиток овоцитів відбувається безперервно. За нерестовий період самка може продукувати близько 50 порцій ікри. Індивідуальна плодючість у цього виду може досягати понад 200 тис ікринок. Статева зрілість анчоуса настає на другому році життя, проте відомо, що невелика частина цьоголітків досягає статевої зрілості і відкладає ікру в кінці нерестового періоду поточного року [80, 199].

Основними об'єктами живлення анчоуса виступають планктонні ракоподібні: Copepoda, Cladocera, личинки Cirripedia, Decapoda, Mysidae, а також Sagitta, Oikopleura і личинки молюсків. Взимку анчоус практично не харчується та існує за рахунок накопичених жирових запасів [82, 117, 101, 133].

В Чорному морі під час нагулу і розмноження анчоус зустрічається майже по всій його акваторії, але переважно вздовж узбережжя. Приблизно 80% за чисельністю всієї популяції чорноморського анчоуса в теплу пору року зосереджується в опріснених районах моря, до яких в першу чергу відноситься північно-західна частина Чорноморського басейну [112, 113, 157, 160]. За своїм походженням анчоус належить до групи середземноморських вселенців і, відповідно, є теплолюбним видом. З настанням осінніх холодів косяки цієї риби мігрують на зимівлю до південних районів Чорного моря, де температура води не буває нижче 6 °С. Чорноморський анчоус починає мігрувати на південь у вересні, переважно у вузькій прибережній зоні, і його міграційні шляхи проходять по мілководним ділянкам північно-західної частини моря вздовж узбережь Румунії та Болгарії. Традиційними районами формування зимувальних скупчень цього підвиду є прибережні райони Туреччини від Синопу до Різе та акваторія прилегла до грузинського узбережжя від Батумі до Сухумі. Міграції азовського анчоуса, який виходить в Чорне море з Керченської протоки, проходять вздовж кавказького узбережжя. Райони зимівлі цього підвиду знаходяться від Новоросійська до Сухумі. В окремі роки азовський анчоус може зимувати у південного берега Криму неподалік Ялти. В Абхазії, від Сухумі до Поті в Грузії, обидві популяції можуть утворювати змішані зимувальні скупчення. Під час зворотної весняної міграції азовський анчоус повертається в Азовське море, проте деяка частина його стада вслід за рибами чорноморської раси мігрує до узбережжя північно-західної частини моря [112, 157, 158, додаток 3].

Анчоус традиційно являється основним за обсягом видобутку об'єктом промислу в Чорному морі. Найбільша частка його вилову припадає на райони зимівлі в південній частині моря, де завдяки високій щільності косяків, промислові судна можуть застосовувати кошільні неводи. На північно-західному шельфі анчоус видобувається ставними неводами. Протягом останніх п'ятдесяти років антропогенна діяльність значно вплинула на динаміку запасів анчоуса в Чорному морі. З початку 70-х років, через погіршення екологічної ситуації в морі чисельність великих пелагічних хижаків, таких як скумбрія, пеламіда та крупна

ставрида, різко зменшилася. Внаслідок цього на запаси дрібних короткоциклічних риб став впливати переважно тільки рибний промисел. Відомо, що до середини 80-х років, поки відбувалося нарощування числа рибальських суден чорноморськими країнами, запаси анчоуса були досить стабільними. Біомаса зимувальних скупчень тільки в районі зимівлі у берегів Грузії оцінювалась гідроакустичним методом на рівні 300–500 тис. т. В цей період промислове вилучення цього виду було близьким до оптимального і складало приблизно 40–50 % від промислового запасу. Однак у 1984 р. річний вилов чорноморського анчоуса СРСР та Туреччиною перевищив 500 тис. т, що становило понад 60% всього запасу. Надалі відбувся спад чисельності анчоуса та його промислових уловів. Тільки після 1987 р., коли з'явилося чергове високочисельне покоління, стан запасу цього виду покращився [159]. У 1989–1990 рр. внаслідок спалаху чисельності мнеміопсиса відбулось тотальне зниження біомаси харчового зоопланктону, що призвело до самого значного скорочення запасу анчоуса. Тільки після вселення в Чорне море у 1997 році хижого реброплава берое почали спостерігатись певні покращення стану популяції цієї риби [160]. Протягом останніх 20 років загальні улови анчоуса чорноморськими країнами суттєво коливаються та не досягають рівнів, які спостерігалися до вселення мнеміопсиса. За даними віртуально-популяційного аналізу, максимальна нерестова біомаса анчоуса в Чорному морі, протягом цього періоду, становила близько 400 тис. т у 2011 році [236]. У північно-західній частині Чорного моря вилов анчоуса ставними неводами також різко скоротився. Якщо у другій половині минулого століття річні улови Української СРСР тут досягали 4,5 тис. т, а Румунії – 6,0–7,0 тис. т, то нині загальний вилов не перевищує 300 т [170].

Шпрот європейський або кілька *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758)

Шпрот *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) розповсюджений у Північно-східній Атлантиці від Лофотенських островів до узбережжя Марокко, а також у Балтійському, Середземному, Адріатичному, Егейському та Чорному морях [97].

Шпрот досягає тотальної довжини до 13 см та маси до 15 г. Досягає максимального віку 5 років. Тіло видовжене та низьке, покрите циклоїдною

лускою, а черево стиснуте з боків і закінчується вкритим шипиками кілем. Верхній край тіла має темно-зеленкуватий колір з блакитним відливом, боки сріблясті [97].

За походженням шпрот є бореальним видом, який успішно пристосувався до життя в Чорному морі. Ця риба може розмножуватись при температурі води від 5 до 19 °С, проте нерест проходить переважно при температурах від 7 до 10 °С. Ікрометання шпрота дуже розтягнуте у часі і триває з жовтня по травень, найбільш інтенсивно в грудні-лютому. Під час розмноження шпрот не збирається у великі косяки, а знаходиться у розрідженому стані. Статевої зрілості цей вид досягає у віці одного року. Загальна плодючість самок шпрота варіює в межах 1195–31000 ікринок. Ікра шпрота зустрічається по всьому морю від поверхні до глибини 150 м, але найбільша її кількість зосереджується на глибинах 50–100 м. Період розвитку ікри за температури води 5–13 °С складає 8 днів. Личинки, що виклюнулися, тримаються в пелагіалі. Найбільшу кількість ікри та личинок зареєстровано у відкритих районах моря над великими глибинами [10, 48, 133].

Основу живлення шпрота складають планктонні організми. Головними харчовими об'єктами цього виду риби виступають копеподи: *Pseudocalanus elongatus* (Brady, 1865), *Calanus helgolandicus* (Claus, 1863) та *Acartia clausi* (Giesbrecht, 1889). Личинки та молодь шпрота живляться переважно наупліями копепод [33, 118].

Добові вертикальні міграції зоопланктону зумовлюють активне переміщення шпрота в товщі води, які в свою чергу визначають особливості його промислу. В теплу пору року при встановленні стійкого термокліну косяки цієї риби вдень перебувають у придонних горизонтах та мало рухаються. Із заходом сонця косяки розпадаються і риба підіймається ближче до поверхні, харчуючись зоопланктоном. Промислові концентрації шпрота стають найбільш щільними у тихі сонячні дні. В цей час вони найбільш доступні для облову різноглибинними тралами. Восени розподіл шпрота у прибережних водах істотно змінюється. Косяки поступово відходять від прибережної зони до глибоководних районів і розсіюються по акваторії моря. У листопаді–березні шпрот розосереджений у

пелагіалі по всьому морю і практично не утворює промислових скупчень [133]. В зимній період траловий промисел шпрота відбувається лише у водах Туреччини. При цьому використовуються близнюкові трали із великою довжиною підбори, які дозволяють обловлювати розсіяні концентрації [142].

В Чорному морі шпрот розповсюджений по всій акваторії. У північно-західній частині моря косяки шпрота синхронно з'являються вздовж всього узбережжя у квітні-травні. Найбільші скупчення шпрота утворюються на високопродуктивних передгирлових ділянках Дунаю та передлиманних Дніпра і Дністра. Перші весняні зграї цієї риби складаються з найдоросліших особин, пізніше, у червні-липні, до берегів підходять дрібніші за розміром особини з молодших вікових груп [97, 133].

Шпрот є одним з найбільш масових видів риб в Чорному морі. До 1970-х років північно-західна частина Чорного моря була основним районом промислу, на який припадало 95% вилову цього виду. В той період шпрота видобували лише ставними неводами у прибережній зоні, а улови нерідко досягали 4 тис. т щорічно [132]. З 1976 року в Чорному морі став розвиватись спеціалізований промисел донними та різноглибинними тралами, що дозволило збільшити вилов шпрота до 100 тис. т щорічно по всій акваторії. Вилов СРСР в цей час досягав 89 тис. т [133]. Однак використання донних тралів мало негативний вплив на донні біоценози, тому в середині 80-х років їх використання в радянських водах Чорного моря було заборонено. В подальшому лов шпрота здійснювався лише різноглибинними тралами [95].

Оцінкам запасу цього виду традиційно приділяється багато уваги як на регіональному, так і міжнародному рівні. В минулому столітті в різні роки, згідно з даними тралових та гідроакустичних зйомок ПівденНІРО, запас шпрота коливався в межах 200–1600 тис. т [133]. У 2012–2013 рр. вилов цього виду на басейні зменшився більш ніж у три рази, а його нерестова біомаса була оцінена методом математичного моделювання на вельми низькому рівні – 140 тис. т. У 2017 році відмічене деяке покращення стану запасу. Нерестова біомаса досягла найбільш високого рівня для періоду з 2000 року і склала 460 тис. т. [236]. Однак в

північно-західній частині моря скупчення шпрота залишались вкрай незначними за щільністю та розмірами. Улови українських підприємств тут скоротились більш ніж у 10 разів [52].

Калкан або тюрбо *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758)

Калкан *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758) широко поширений у Чорному та Середземному морях і північно-східному узбережжі Атлантичного океану від Марокко до Норвегії [140, 153, 174]. Раніше вважалось, що в Чорному морі калкан представлений видом – *Scophthalmus maeoticus* (Pallas, 1814) [97], проте генетичні дослідження вказують про відсутність достовірних відмінностей між *S. maximus* та *S. maeoticus* [239].

Калкан може досягати тотальної довжини до 1 м та маси до 15–16 кг, тривалість його життя до 20 років. Тіло цієї риби має овально-листоподібну форму, відносно коротке, дуже високе і значно стиснуте з боків. Обидві сторони тіла калкана покриті округлими кістковими пластинками з шипом посередині. Рот великий, з дрібними зубами, розташованими в кілька рядів і нахиленими назад. Основний колір зрочної сторони тіла світло-бурий, піщано-жовтий або коричневий, з розсіяними білими, темно-бурими і чорними плямами. Калкан може мімікрувати під колір та деталі донного ґрунту. Сліпа сторона тіла світла, іноді з темними плямами [97].

Нерест у калкана порційний та характеризується переривчастим типом дозрівання статевих продуктів [80, 103]. Залежно від розміру риби, абсолютна плодовитість може досягати високого значення – від 3 до 14 млн. ікринок. Нерест відбувається зазвичай з квітня по травень, іноді до червня. Початок нересту відбувається при прогріві придонних вод до 7–8 °С. Найбільш активно він проходить при температурі придонного шару води 8–12°. Згідно з даними різних авторів, порцій ікри 3–5, відкладаються вони з інтервалом в 3–6 днів. Ікра калкана може розвиватись в діапазонах температури 7–28 °С та солоності 10–25 ‰. Розвиток ікри та личинок відбувається в приповерхневих горизонтах води і в оптимальних умовах триває три-чотири доби. Багатопорційний нерест та колосальна плодючість калкана пов'язані з дуже високою смертністю як ікри так і

личинок. Підраховано, що з 500 тис. ікринок до осені доживає лише 5–7 мальків калкана які досягнули довжини 60–70 мм [46, 47, 88, 90].

На личинковій стадії розвитку калкан харчується переважно зоопланктоном. Такий тип живлення зберігається в нього до переходу до бентичного способу життя, який починається при досягненні мальками довжини 40–50 мм. Протягом перших двох років життя калкан переважно харчується організмами бентосу, такими як краби, креветки, а також дрібними демерсальними рибами. З віком, при досягненні довжини 30–35 см, основу живлення калкана складають переважно риби. Влітку калкан харчується переважно демерсальними видами: мерлангом, барабулею та бичковими. В холодну пору року настає період найбільш інтенсивного живлення цього хижака, коли він концентрується на шляхах зимувальної міграції косяків дрібних пелагічних риб. В цей період основу його раціону складають: анчоус, ставрида та інші [86, 97, 125, 133].

Калкан характеризується малорухомим способом життя. Дорослі особини цього виду зазвичай тримаються у холодних водах під шаром термокліну, тоді як молодь переважно мешкає на теплих та багатих кормом мілководдях. Калкан не здійснює значних міграцій, але його переміщення по шельфу пов'язані з осінньо-зимовою міграцією до шельфового звалу на глибини 60–100 м. Весною калкан мігрує в зворотному напрямку на глибини 20–40 м для нересту, а після нього, влітку, перебуває на глибинах 30–50 м і майже не живиться [85, 102]. В Чорному морі ця риба зустрічається вздовж усіх берегів у шельфовій зоні, яка обмежена ізобатами 100–140 м. При цьому 60% ареалу калкана припадає на мілководну північно-західну частину Чорного моря [85, 87]. Тут, внаслідок географічної ізоляції, зумовленої морфологічними особливостями шельфу – цей вид утворює окрему локальну популяцію або субпопуляцію. Тралові дослідження а також мічення калкана які проводили у північно-західній частині Чорного моря в 1980-х роках, підтвердили локалізацію так званого західного стада цієї риби [125, 189]. Результати останніх генетичних досліджень також вказують на відмінності калкана з північно-західної популяції від риб, що мешкають у південно-східній та південній частинах моря [174].

Популяція калкана в північній частині Чорного моря перебувала у відносно благополучному стані аж до середини 60-х років минулого століття. Однак, потім внаслідок значного пресу промислу та погіршення екологічної ситуації в морі, особливо в його північно-західній частині, запас цього виду суттєво скоротився. Згідно з результатами тралових зйомок, в період з 1965 по 1984 рік запас калкана у водах СРСР зменшився більш ніж в 10 разів. Особливо серйозного збитку запасу калкану наносив турецький промисел, який нерідко нелегально здійснювався на північному шельфі моря. Вилов цієї країни досягав 4 тис. т [135]. У 1985–1986 роках у зв'язку з розподілом континентального шельфу та створенням причорноморськими країнами виключних економічних зон нелегальний промисел калкана був майже припинений. З метою відновлення запасу калкана всіма причорноморськими країнами, окрім Туреччини, з 1986 року була введена повна заборона на його вилов. У 1989 році, за даними тралових зйомок, стан запасу калкана у водах СРСР покращився і склав 22 тис. т [133]. Однак, внаслідок соціально-економічної кризи, яка мала місце при розпаді СРСР, обсяг нелегального видобутку калкана знову збільшився. В той же час активізувались і турецькі браконьєри. Відомо, що аж до 2002 року турецькі судна незаконно ловили рибу в територіальних водах України, Румунії та Болгарії. Причому їхній улов був відображений в офіційній турецькій статистиці вилову. У 2001 році органами державної влади в Україні, Румунії та Болгарії були прикладені значні зусилля, щоб зупинити цей нелегальний промисел [145, 210]. Тим не менш, запас калкана продовжував скорочуватись. За оцінками, отриманими методом математичного моделювання, нерестова біомаса калкана в 2014 році у всьому Чорному морі складала тільки 1010 тон, що вимусило експертів міжнародних органів регуляції рибальства віднести цей вид до категорії депресивних [235].

РОЗДІЛ 2 МІСЦЕ, МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Район збору матеріалу, його кількість та біологічний аналіз

Матеріали для досліджень зібрано в період 2017–2021 рр. Проби для біологічного аналізу були відібрані з промислових уловів рибогосподарських підприємств, а також в ході роботи за науково-дослідницькими програмами ДП Одеського Центру Південного науково-дослідного інституту морського рибного господарства та океанографії: «Програма науково-дослідних робіт з метою оцінки запасів і розробки обґрунтування лімітів та прогнозів вилучення водних біоресурсів внутрішніх водойм північно-західного регіону Чорного моря» (2017–2021 рр.), «Програма робіт з оцінки промислових безхребетних (рапана, мідії, медузи) та можливостей їх оптимального промислу у північно-західній частині Чорного моря» (2018–2021 рр.), «Програма контрольних-спостережних пунктів (КСП) Одеського центру ПівденНІРО в Чорному морі» (2017–2021 рр.), «Програма в експедиції зі збору матеріалів, що характеризують популяцію шпроту, інших видів риб, процеси формування скупчень та стан біоценозів в північно-західній частині Чорного моря» (2017–2021 рр.). Збір матеріалів та спостереження здійснювали як на берегових контрольних-спостережних пунктах, так і в ході морських експедицій. Значна частина досліджень була виконана в рамках міжнародного проекту «BlackSea4Fish project», організованого Генеральною комісією з рибальства у Середземному морі (GFCM). Обсяг матеріалу, який був зібраний та проаналізований у період 2017–2021 рр. представлений у таблиці 2.1.

Матеріали, що характеризують популяцію рапани відбирали на промислових суднах, які використовували активні знаряддя лову – бімтралі та в ході водолазного промислу. Збори здійснювали на акваторії шельфу, обмеженої на півдні морським кордоном України та Румунії, а на північному-сході – основою коси Тендра (на захід від меридіану 32.00° сх. д.). Особливу увагу приділяли ділянкам масових скупчень рапани, де здійснювався її промисел: акваторія, прилегла до Тендровської коси, Одеська і Дністровська банки та прибережна зона від с. Лебедівка до гирла Дунаю. Облови бімтралами проводили

на судах довжиною 12–24 м. Використовували бімтралі з шириною гирла 2,9–4,2 м. Бімтралі оснащувались мішками для улову з використанням комбінації делі та сталеві кольчуги з вічком 35–60 мм. Тралення проводили на глибинах 5–30 м, протягом 0,5–2 год зі швидкістю 1,5–2 вузли. Водолазні збори проводили на глибинах 5–10 м, використовуючи легководолазне спорядження. В польових умовах реєстрували координати, час початку та закінчення кожного тралення, глибину з даних ехолоту, улов кожного тралення. При вивантаженні і сортуванні улову відмічали тип ґрунту в районі лову, частку пустих черепашок, живих та мертвих молюсків, наявність макрофітів та об'єкти живлення рапани. Весь матеріал був відібраний із 857 уловів бімтралів та 7 водолазних зборів.

Таблиця 2.1

Обсяг матеріалу з промислових уловів, який проаналізований протягом досліджень у 2017–2021 рр.

Види	Рік						Всього
	Вид аналізу	2017	2018	2019	2020	2021	
Анчоус	Проміри довжини та маси, екз.	186	245	166	465	237	1299
	Визначення статі та віку, екз.	76	98	69	187	111	541
	Кількість проб з уловів, од.	2	3	2	4	2	13
Калкан	Проміри довжини та маси, екз.	359	174	151	272	0	956
	Визначення статі та віку, екз.	6	35	44	20	0	105
	Кількість проб з уловів, од.	3	2	2	3	0	10
Шпрот	Проміри довжини та маси, екз.	1490	4988	3141	1469	2788	13876
	Визначення статі та віку, екз.	372	998	785	367	679	3201
	Кількість проб з уловів, од.	13	44	28	13	25	123
Креветка	Проміри довжини та маси, екз.	2387	783	589	534	0	4293
	Кількість проб з уловів, од.	19	7	4	5	0	35
Рапана	Проміри довжини та маси, екз.	0	1323	3099	1206	1787	7415
	Визначення статі та віку, екз.	0	1004	746	563	672	2985
	Кількість проб з уловів, од.	0	11	18	10	15	54

Окрім того, з метою прямого обліку рапани в північно-західній частині моря, у 2020–2021 рр., в рамках того ж міжнародного проекту, на спеціально орендованому судні були виконані три науково-дослідні експедиції. В ході цих

експедицій вдалось здійснити облікові зйомки донним бімтралом стандартного розміру. Всі три зйомки проводились одночасно з іншими причорноморськими країнами за одною методикою, розробленою сумісно з групою міжнародних експертів [171]. В ході кожної зйомки, експедиційне судно працювало в морі протягом 10–12 днів – в жовтні 2020 р., в червні та жовтні 2021 р. У водах України для облікових тралень стандартним тралом було визначено 48 постійних станцій (рис. 2.1).

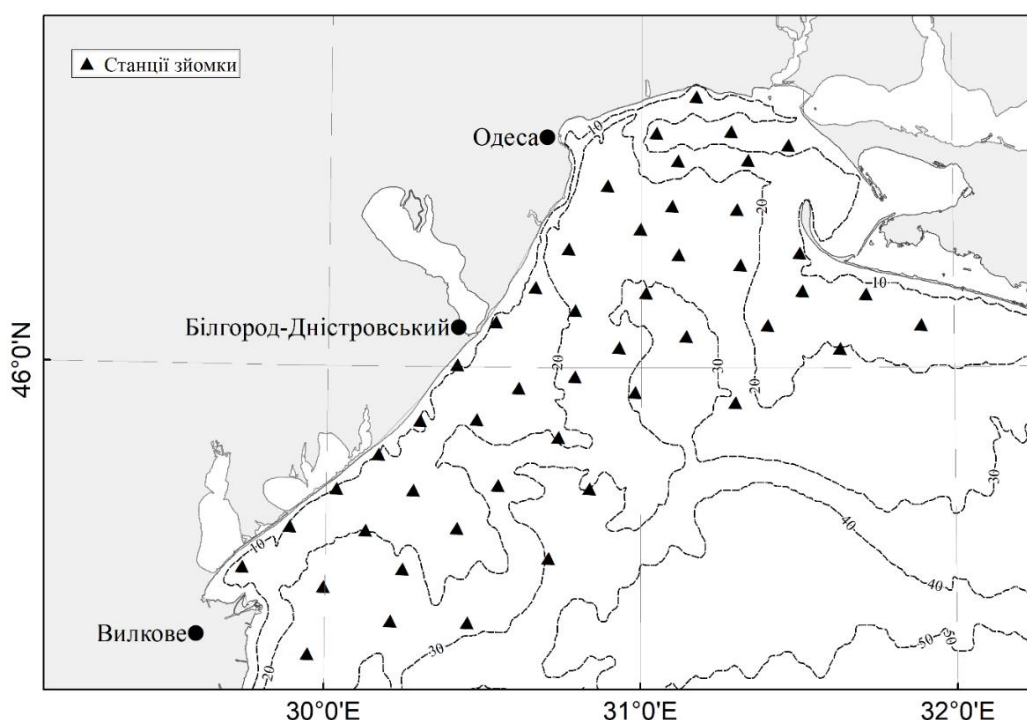


Рис. 2.1. Схема розташування постійних станцій облікових тралових зйомок рапани в водах України у 2020–2021 рр.

При виборі координат цих станцій були проаналізовані данні капітанів риболовних суден щодо наявності на дні моря перешкод, які в минулому призводили до пошкодження тралових знарядь лову. Всього було виявлено більше 900 таких ділянок прибережної акваторії, координати яких були виключені з плану зйомки. Станції тралової зйомки розміщували з урахуванням необхідності обстеження глибин в діапазоні від 5 до 35 м, де по даним з промислових суден зустрічалась рапана. Попередньо заплановані тралення були розподілені за трьома стратами в діапазонах глибин: 5–15 м, 15–25 м, 25–35 м,

кількість тралень на яких складала 18, 19 та 11 відповідно. Станції розташовували, за можливості, рівномірно по площі кожної страти. Більша щільність станцій у перших двох стратах була визначена виходячи з даних про більш високі улови рибалок на цих глибинах. Крім цих постійних тралових станцій, в ході кожної зйомки, після отримання даних про найбільш значні концентрації рапани в окремих районах з метою оконтурення меж скупчень молюсків виконували ще п'ять додаткових станцій.

Обліковим знаряддям для зйомок слугував бімтрал, побудований за конструкцією, запропонованою всім країнам регіону для науково-дослідного обліку цього об'єкта Генеральною Комісією з Рибальства в Середземному морі (GFCM – FAO) [195]. Горизонтальне розкриття тралу складало – 300 см, вертикальне розкриття – 11 см, розмір вічка делі у мішку бімтрала складав 35 мм. Придонну температуру під час тралень вимірювали за допомогою датчику НОВО MX2201, який було закріплено на рамі бімтрала. Траління в облікових зйомках проводили виключно у світлу пору доби. Тривалість кожного тралення складала 30 хв., при швидкості 1,5–2 вузли. Всього в трьох зйомках було проведено 159 облікових тралень (табл. 2.2. При цьому коефіцієнт уловистості бімтрала вважали рівним 1.

Таблиця 2.2

Обсяг матеріалу з облікових зйомок, який був проаналізований для дослідження рапани у 2020–2021 роках.

Вид аналізу \ Зйомка	Жовтень 2020	Червень 2021	Жовтень 2021	Всього
Проміри довжини та маси, екз.	4418	3050	3320	10788
Визначення статі та віку, екз.	1293	884	940	3117
Кількість проб з уловів, од.	41	33	37	111

Матеріали для досліджень креветок були отримані з промислових уловів рибогосподарських підприємств в період з березня по листопад впродовж 2017–2020 рр. Проби відбирали перш за все в основних районах лову цих ракоподібних в Україні: Джарилгацькій затоці, Каркінітській затоці біля с. Лазурне, с. Залізний

порт і ділянках розташованих на початку та кінці коси Тендра. Також були відібрані проби у гирлі Березанського лиману в районі с. Чорноморка. Відбір проб для дослідження популяційної структури креветок здійснювали з уловів дрібновічкових ятерів, з вічком у бочці 8 мм. Знаряддя виставляли у прибережній зоні моря на глибинах до 1,2 м.

Основна частина матеріалу, яка дозволяє характеризувати популяцію анчоуса взята із знарядь прибережного лову – ставних неводів. Окрім цього були взяті проби даного виду з різноглибинних тралів на промислі шпроту. Ставні неводи розташовувались поблизу с. Сичавка та с. Рибаківка. Розмір вічка у котлах неводів становив 6,5 мм.

Матеріалом для дослідження шпроту послуговували проби з промислових уловів різноглибинних тралів, якими нині здійснюється промисел цього виду в українських водах. Дослідження шпроту проводили в теплу пору року з травня по жовтень, коли цей вид риби тримається в придонних горизонтах нижче термокліну. Тралення проводили в денну пору доби, у той час коли косяки шпрота максимально сконцентровані біля дна та знаходяться в максимальній доступності для облову тралами. Лови проводили на акваторії шельфу обмеженої на півдні морським кордоном України та Румунії, а на північному-сході – основою коси Тендра (на захід від меридіану 32.00° сх. д.). Тралення здійснювали на суднах типу СЧС, ПТР, РС довжиною 20–28 м. Довжина верхньої підбори різноглибинних тралів на різних суднах коливалася в межах 28–32 м. Розмір вічка у кутці становив 8 мм. Вертикальне розкриття тралів коливалося в межах 4,5–6,0 м. Трала буксировали у придонних горизонтах на глибинах 20–40 м, зі швидкістю 3,2–4,0 вузла впродовж 1–2 годин. В польових умовах реєстрували координати, час початку та закінчення кожного тралення, глибину з даних ехолоту, улов кожного тралення.

Проби калкана відбирали з промислових уловів зябрових сіток з розміром вічка 180–200 мм, які є традиційними знаряддями для лову цього виду. Сітки виставляли на відстані 10–80 км від берега в районі Дністровської та Одеської банок, коси Тендра, о. Зміїний. Тривалість перебування сіток в морі коливалась в

межах 1–3 тижнів. Основний збір матеріалу проводили весною, в період нерестової міграції калкана в прибережну зону. Також для аналізу використовували особин калкана, які потрапляли в різноглибинні та бімтралі в якості прилову.

Для біологічного аналізу з улову випадковим чином відбирали 100–150 екз. риб або безхребетних. Довжину шпрота і анчоуса вимірювали за Смітом – від кінчика риля до кінця середніх променів хвостового плавця. Калкана вимірювали від кінчика риля до кінця хвостового плавця. Довжину риб вимірювали за допомогою мірної дошки, з точністю до 1 мм. Довжину креветок та рапани (висоту черепашок) вимірювали штангенциркулем з точністю до 0,1 мм. Масу об'єктів досліджень визначали на електронних вагах. Зважування калкана проводили з точністю до 10 г. Інших, менших за розмірами риб та безхребетних зважували з точністю до 0,1 г. Для визначення масової частки м'якого тіла рапани та кількості м'яса, придатного до споживання в їжу, молюсків заморожували при температурі $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$. Після розморожування м'які частини рапани витягали із черепашок. Стать риби визначали за гонадами. Визначення статі креветок проводили за наявності (у самців) або відсутності (у самок) на першій парі плеоподів другого придатку (*appendix masculine*) [148]. Стать рапани визначали за наявністю копулятивного органу або за кольором гонад [120, 122]. Латинські назви видів риб та безхребетних наведені відповідно до Світового реєстру морських видів (WoRMS) [246]. Українські назви риб наведені відповідно до [75].

2.2 Визначення віку риб та безхребетних

Визначення віку риб проводили по отолітам. Зважаючи на те, що отоліти калкана досить великі і товсті то не завжди вдавалось встановити вік так просто як у анчоуса або шпрота. У випадку, коли виникали труднощі з визначенням точної кількості річних кілець на отолітах калкана, їх підвергали механічній обробці. Для цього отоліт за допомогою скальпеля ламали на дві частини. При цьому намагались ламати його так, щоб лінія розлому проходила через

центральне ядро отоліта. Після чого обидві частини отоліта шліфували по лінії злому на наждачному папері. Для подальшого дослідження обидві половини отоліта закріплювали у ванночці з пластиліну, шліфованим краєм догори та проводили подальше обстеження під мікроскопом [68, 119, 156, 161].

Визначення віку рапани проводили підраховуючи нерестові мітки, які утворюються на поверхні черепашки внаслідок уповільнення росту молюска. Оскільки перший нерест у рапани відбувається на третьому році життя, то загальний вік визначали за формулою $n+2+$, де n – кількість нерестових міток [121]. З самого початку вивчення вікової структури популяції рапани нами була виявлена велика варіабельність скульптурних елементів черепашки, за якими зазвичай проводиться визначення віку цих молюсків. У зв'язку з цим попередньо був проведений аналіз особливостей скульптури найбільш типових черепашок рапани та змін їх морфології за сезонами року. Було встановлено, що на початку вересня, на зовнішньому краю більшості черепашок становляться добре помітні нові ділянки інтенсивного росту. Зазвичай край недавно утвореної частини черепашки відрізнявся більш вираженою пігментацією її зовнішньої поверхні та відсутністю на ній епібіонтів, зокрема одноклітинних водоростей. Часто була відсутня і помаранчева пігментація на внутрішній поверхні черепашки. Це давало можливість достовірно виявити останню нерестову мітку. Однак в багатьох випадках для визначення віку молюсків знадобилось по новому інтерпретувати особливості морфологічних структур черепашок, які були раніше запропоновані В. Д. Чухчіним [121] в якості нерестових (вікових) міток. Зазвичай типова нерестова мітка виглядала як безперервне потовщення у вигляді смуги, що проходить по зовнішній поверхні черепашки (рис. 2.2a). Формуванню першої нерестової мітки відповідала поява помаранчевої пігментації на внутрішній поверхні черепашки. В той же час було встановлено, що деякі особини рапани можуть нереститись двічі на рік і відповідно на поверхні їх черепашок за один сезон утворюються дві нерестові мітки (рис. 2.2b).

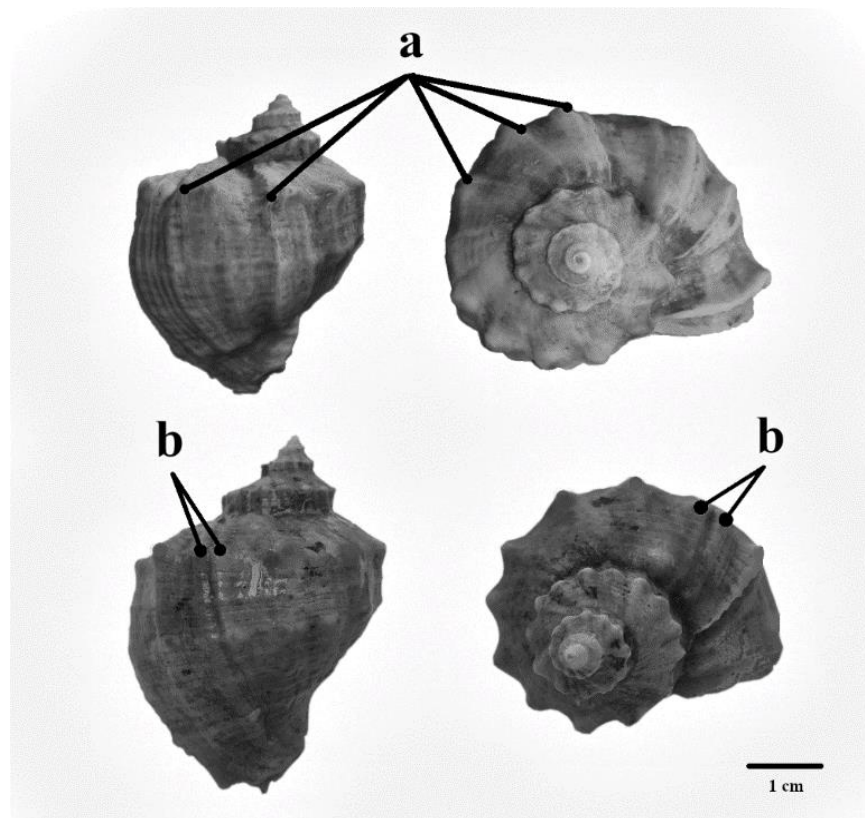


Рис. 2.2. Нерестові мітки на поверхні черепашки рапани: одинарна (а) та подвійна (b).

Такі подвійні нерестові мітки ідентифікувались нами як одна річна мітка. Кількість черепашок рапани з подвійними мітками в пробах досягала 10–15 %. Подвійні нерестові мітки зазвичай формувались на черепашках в роки, які відрізнялись збереженням температури води на рівні більше 12 °С до початку листопада. За цих умов рапана встигала відкласти другий кокон з яйцями. Найбільш масштабний повторний нерест рапани був зареєстрований у 2019 р., який характеризувався аномально високими температурами повітря та морських вод. Кокони з яйцями рапани зустрічались нами у надзвичайно великій кількості аж до кінця листопада.

У деяких особин рапани спостерігалась значна відстань між нерестовими мітками (у кілька разів більша ніж між наступними мітками). На цих ділянках черепашка мала меншу товщину, ніж там де нерестові мітки були розташовані на більш близькій відстані. При цьому часто була відсутня помаранчева пігментація внутрішньої поверхні черепашки – її колір не відрізнявся від кольору зовнішньої поверхні моллюска. Такі зони, на нашу думку, відповідали періодам прискореного

росту в ті роки, коли особина не брала участь в нересті. Очевидно, що рапана, у якої не було нересту, мала можливість постійно активно житись та рости. З цієї причини потовщення на її черепашці не формувались. Така зона прискореного росту ідентифікувалась як річна мітка у випадку коли її ширина була принаймні вдвічі більше відстані між двома попередніми мітками.

Під час досліджень виявились і інші розбіжності з даними попередніх авторів щодо морфології черепашок і структур, які реєструють вік рапани. Так В.Д. Чухчін [121] спостерігав в районі Севастополя тільки дві форми молюсків, які сильно відрізнялись за скульптурою черепашок та їх кольором: 1) з тонкою черепашкою, на зовнішній поверхні якої були повністю відсутні потовщення характерні для нерестових міток, а внутрішня поверхня була вкрита чорними смугами (рис. 2.3а), 2) з більш масивною та світлою за кольором черепашкою з сильно вираженими нерестовими мітками і забарвленою в помаранчевий колір внутрішньою поверхнею (рис. 2.3б).

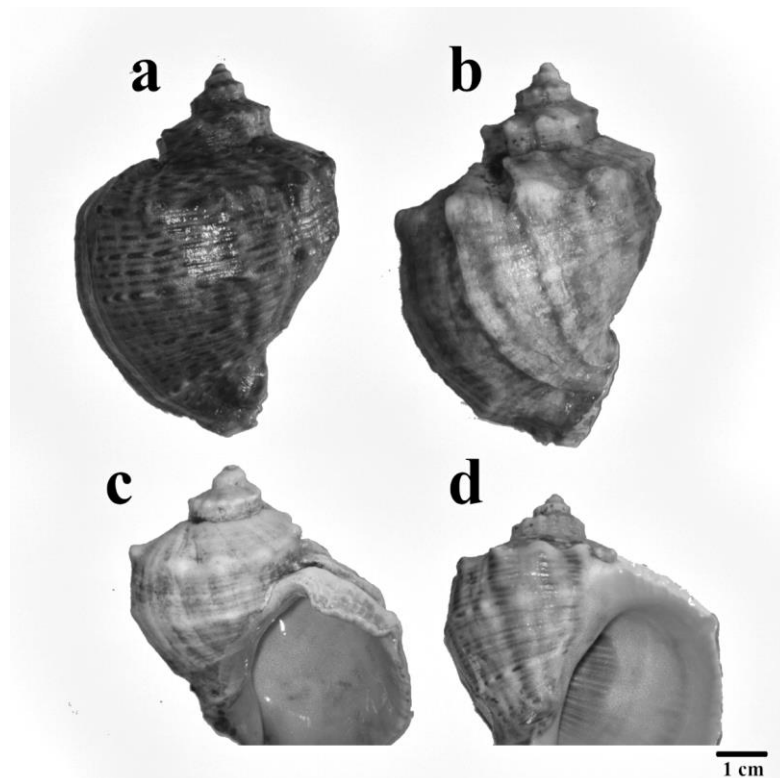


Рис. 2.3. Типи поверхневої скульптури черепашки рапани: а – темно забарвлена черепашка зі слабо вираженою скульптурою поверхні, б – світло забарвлена черепашка з добре вираженою скульптурою поверхні, с – потовщення краю черепашки внаслідок уповільненого росту, д – край черепашки без уповільнення росту.

Нами також відзначались подібні варіації черепашок рапани, але на одних і тих же біотопах значно частіше зустрічались особини, які мали зовнішні ознаки відразу обох форм молюсків у різних поєднаннях. Подібні морфологічні характеристики рапани були відмічені і І. П. Бондаревим [17]. при спостереженнях у Кримського узбережжя. Тільки невелика частина темнозбарвлених молюсків у північно-західній частині моря відрізнялась повною відсутністю на черепашці потовщень, які можна було б вважати нерестовими мітками. У більшості же темних молюсків з тонкою черепашкою нерестові мітки все ж були присутні, хоча й були слабо вираженими. Багато з них мали і внутрішню помаранчеву пігментацію, яка утворюється після першого нересту. Нами помічено, що у темнозбарвлених екземплярів відстань між нерестовими мітками була значно більше, ніж у світлих молюсків з рельєфними черепашками. Це, на нашу думку, свідчить про більш інтенсивний темп росту темнозбарвлених молюсків, з причини життя на багатих кормом мідійних біотопах. Той факт, що темнозбарвлені молюски цього виду зустрічаються переважно на мідійних банках і на вкритих мідіями скелях був встановлений ще попередніми дослідниками [17, 151]. Деякі молюски старше 5–6 років часто припиняли або уповільнювали ріст у довжину. В такому випадку, зовнішній край черепашки починав рости переважно в товщину (рис. 2.3с). На таких краях також можна було виділити яскраво виражені нерестові мітки.

Об'єднання та зіставлення вибірок об'єктів досліджень щодо їх розмірного та вікового складу виконували за допомогою методики побудови розмірно-вікових ключів [136].

2.3 Статистична обробка даних

Статистичну обробку отриманих даних проводили за загальноприйнятими методиками з використанням програм Microsoft Excel 2016 та Statistica 2010. Перевірку нормальності розподілів значень довжини та маси об'єктів дослідження здійснювали за критерієм Шапіро-Уїлка. Для порівняння нормально

розподілених середніх значень використовували t -критерій Стьюдента. У випадку, якщо розподіл вибірок не був нормальним, їх порівняння проводили за U -критерієм Манна-Уїтні [69]. Обчислення коефіцієнтів природної смертності (M) здійснювали за методами, які застосовуються міжнародною групою експертів Генеральної Комісії з Рибальства в Середземному морі для оцінки запасів у Чорному морі [182]. Для калкана та рапани такі розрахунки здійснювали за методом ProdBioM, який рекомендований для донних видів. Для пелагічних видів цей коефіцієнт був обчислений за методом Гісласона [183]. При цьому використовували значення коефіцієнтів Гекслі та Берталанфі, які оцінювались на основі даних щодо розмірно-вікової структури популяцій досліджуваних видів [134]. Для роботи обох моделей в якості програмного забезпечення використовувався R – скрипт [201].

2.4 Математичне моделювання стану популяцій досліджуваних видів

Для оцінки стану популяцій та запасів досліджуваних видів використовували математичні моделі, які в сучасний час широко застосовуються з цією метою. Зокрема використовували математичні моделі: LBB (Length-based Bayesian Biomass), BSM (Bayesian State-space Model) та SS3 (Stock Synthesis) [139].

Модель LBB – відносно новий метод моделювання промислової популяції, однак, він все частіше застосовується для управління рибальством [176, 182]. Аналіз стану популяції цією моделлю здійснюється на основі даних щодо розмірного складу і не потребує іншої додаткової інформації. На відміну від інших методів моделювання, в якості критеріїв оцінки використовуються не абсолютні значення темпів росту та смертності, а відносні коефіцієнти: промислової смертності по відношенню до природної (F/M) та поточної біомаси відносно максимально можливої в умовах відсутності промислу (B/B_0). За допомогою моделі LBB можна визначити асимптотичну довжину тіла (максимально можливу в досліджуваній популяції) – L_{inf} та інші параметри, які

можуть бути корисними для регулювання промислу. Серед них найбільший інтерес для нас представляє мінімально допустима для вилову довжина промислового об'єкта (L_{opt}) та розмірна когорта, з якої 50% особин потрапляють в улов промислових знарядь (L_c) [176]. Дану модель застосовували для всіх видів риб та безхребетних.

В моделі BSM реалізується продукційний підхід до популяційного моделювання у вигляді рівняння Шеффера для вирішення диференціального рівняння зміни біомаси [175, 220, 226]. Такий підхід дозволяє виконати оцінку запасу (B), промислової смертності (F) та орієнтирів раціональної експлуатації (MSY) на основі вхідного ряду про величини багаторічного вилову, улову на промислове зусилля та біологічної інформації про популяційну гнучкість виду.

Інший пакет для математичного моделювання – SS3 надає найбільш повний набір інструментів вивчення стану запасу промислових видів риб [206]. Дане програмне забезпечення дозволяє будувати математичні моделі різної складності, які можуть враховувати різноманітні типи даних, зокрема розмірні ряди риб та індекси біомаси, отримані під час наукових спостережень та промислу. Цей програмний пакет дозволяє отримати оцінки величин нерестової біомаси і поповнення, максимально стійкого вилову, рівня промислової експлуатації і селективності з відповідними довірчими інтервалами. В ньому вбудовані засоби не лише для оцінки поточного стану запасу, але також і для комп'ютерного моделювання різних сценаріїв та відповідного прогнозування зміни динаміки популяцій. За допомогою набору вбудованих інструментів можна оцінити і якість побудованої моделі. Такий підхід був широко протестований багатьма експертами і був неодноразово застосований для оцінки запасів багатьох видів риб та безхребетних [181, 182]. Зараз моделювання за допомогою пакета SS3 застосовується в багатьох випадках, в рамках роботи міжнародних груп експертів Генеральної комісії з рибальства у Середземному морі (GFCM) та Європейського науково-технічного і економічного комітету з рибальства (STECF). При такому моделюванні оцінка чисельності поповнення здійснювалась нами на підставі рівняння Бівертона-Холта [147]. Для налаштування моделі були використані дані

по вилову на одне промислове зусилля. З метою дослідження залежності між виловом та промисловим зусиллям використовувався регресійний аналіз [216].

Модель SS3 дозволила розрахувати показник SPR (Spawning Potential Ratio), який визначає відтворювальну здатність популяцій [185]. На відміну від щорічного коефіцієнту промислової смертності F цей показник відображає накопичувальний ефект від промислу та змінюється більш повільно. Індекс SPR широко використовується в багатьох країнах світу, для встановлення цільових та граничних орієнтирів при моніторингу стану популяцій [154, 200, 208, 247]. Цей основний для регулювання рибальства індекс обчислюється програмою і представляє собою відношення поточної відтворювальної продукції до відтворювальної продукції, яка відбуватиметься при умові відсутності промислу. Він може коливатись у межах від 0 до 1 – чим нижче значення SPR, тим вище рівень експлуатації запасу. Відповідно до значення цього показника, стан запасів можна класифікувати на три групи:

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

Для кожного конкретного об'єкта нашого дослідження вибирали той або інший метод моделювання популяції, виходячи з обсягу наявних даних, які характеризують промисел та біологічні показники. Так, для креветки поки що відсутні дані щодо вікового складу уловів, а офіційна промислова статистика її вилову значно занижена [36, 52]. Аналогічно і для анчоуса, який в останні роки видобувався в українських водах виключно ставними неводами. Інформація щодо промислу цих двох ресурсів являється малодостовірною, що не дозволяє оцінити їх стан шляхом застосування математичних моделей, які базуються на продукційному підході. Тому найбільш прийнятний підхід для оцінки стану ресурсів цих об'єктів на даний момент може бути реалізований лише в моделі LBB. В той же час, для калкана та шпрота, вдалось зібрати достатню кількість матеріалів, які характеризують не тільки розмірний, але і віковий та статевий склад популяцій. Промислова статистика по калкану і шпроту включала більш

достовірні данні, в тому числі про улови на стандартне зусилля за великий часовий проміжок, що дозволило нам застосувати більш досконалу модель SS3.

Для визначення запасу рапани та рівня її промислової експлуатації застосовували метод BSM. Причиною вибору цієї моделі послугувала відсутність даних про розмірний та віковий склад уловів цього молюска до 2018 року. З урахуванням цієї обставини, було вирішено застосувати для рапани таку продукційну модель, яка не вимагає даних про розмірно-віковий склад уловів. Для її налаштування використовували такі біологічні параметри як темп росту та природна смертність.

РОЗДІЛ III. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

3.1. Рапана

3.1.1. Розмірно-вікова та статевая структура популяції, оцінка темпу росту та природної смертності

Для моделювання популяцій промислових об'єктів у водоймах частіше за все потрібно враховувати відмінності між особинами різної статі за масою, лінійним ростом та іншими параметрами [206]. Відповідно спочатку виникла необхідність провести детальний аналіз матеріалів, які характеризують статевий склад рапани на північно-західному шельфі та визначити середні значення біологічних показників особин, диференційовано за статевої приналежності. Встановлено, що співвідношення самців та самок в популяції складає близько до 1:1 з невеликим переважанням самців (рис. 3.1).

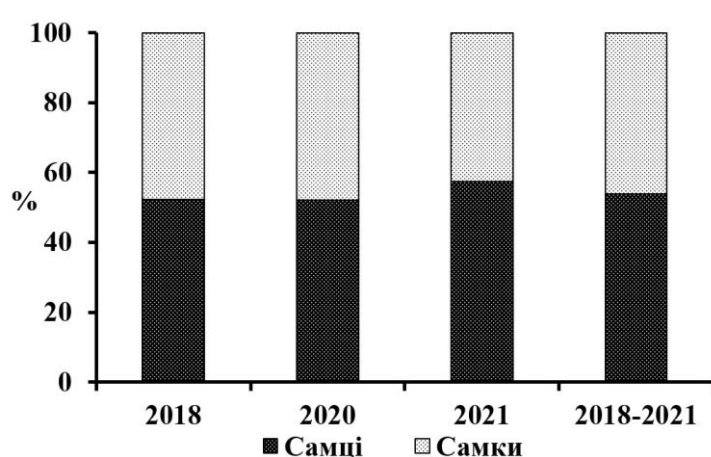


Рис. 3.1. Співвідношення статей в популяції рапани в північно-західній частині Чорного моря в 2018–2021 рр.

Подібна статевая структура популяції рапани у водах північно-західної частини Чорного моря спостерігалась і раніше [71, 234]. Таке явище характерно не тільки для рапани, а й для більшості інших видів чорноморських гастропод [123]. Водночас у південних районах моря у ряді випадків дослідники реєстрували у рапани переважання самців – 1,6:1 [221]. Вірогідно, відмінне від звичайного, співвідношення статей у рапани в південній частині моря виникало внаслідок серйозного впливу деяких негативних чинників на популяцію. Такими факторами

можуть бути недостатня забезпеченість цього хижака кормом на невеликому за площею прибережному шельфі та інтенсивний промисел, який вже довгий час ведеться у берегів Туреччини [221]. На ділянці, яка вивчалась нами у північній половині моря, рапана, очевидно, має кращу забезпеченість їжею на обширних мілководдях, куди надходить основний для басейну річковий стік. Промисел в північно-західній частині моря почався лише недавно і ведеться менш ніж на 15 % площі шельфу. Все це безумовно сприяє збереженню близької до природної статевої структури популяції.

Однак, при аналізі матеріалів виявилось, що близьке до рівного співвідношення статей, яке спостерігалось при розгляді популяції в цілому, може змінюватися в той чи інший бік у різних вікових групах. З'ясовано, що в молодших вікових групах, в нашому регіоні завжди переважають самки – їх частка у віці 3+–7+ коливається в межах 57–69 %. Зі збільшенням віку більше 8 років відмічалось переважання самців (рис. 3.2).

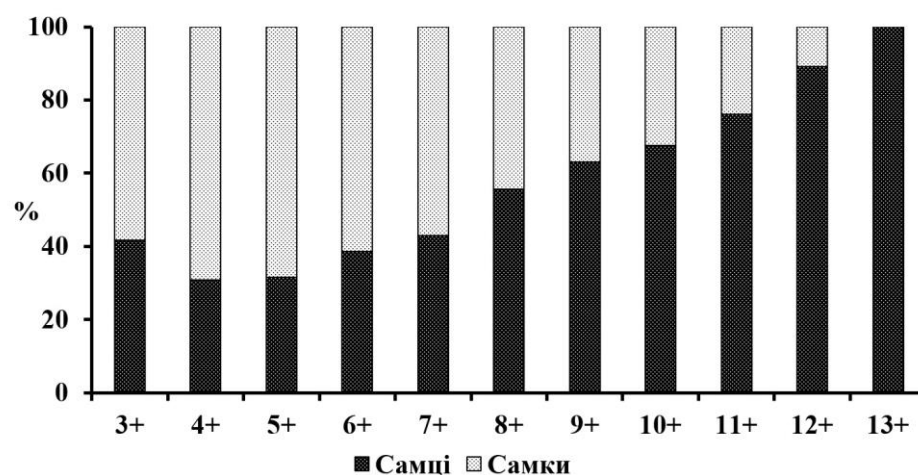


Рис. 3.2. Співвідношення статей рапани в різних вікових групах в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2018–2021 рр.

В 2018–2019 рр. самки були повністю відсутні серед найбільш старших особин віком 10+–13+. Подібні результати відносно динаміки статевої структури рапани були отримані також О. В. Евченко [54], яка проводила дослідження у водах Керченської протоки, але з тими відмінностями, що в тому районі частка самців починала зростати після трирічного віку.

Вікова структура популяції рапани в водах північно-західної частини моря впродовж 2018–2021 рр. була досить стабільною. Рапана в уловах була представлена 12-ма віковими групами від 2+ до 13+, а основну частку склали особини віком 7–8 років. Сумарна частка цих двох вікових груп обох статей рапани складала 53 % у 2018, 61 % у 2019, 49 % у 2020 і 54 % у 2021 р., а за узагальненими даними всіх років досліджень вона дорівнювала 54 %. Зазвичай модальний вік самок в пробах був на один рік менше ніж у самців, що вказувало на більш низьку смертність останніх. Різке скорочення чисельності моллюсків мало місце у вікових групах старше 9 років (рис. 3.3).

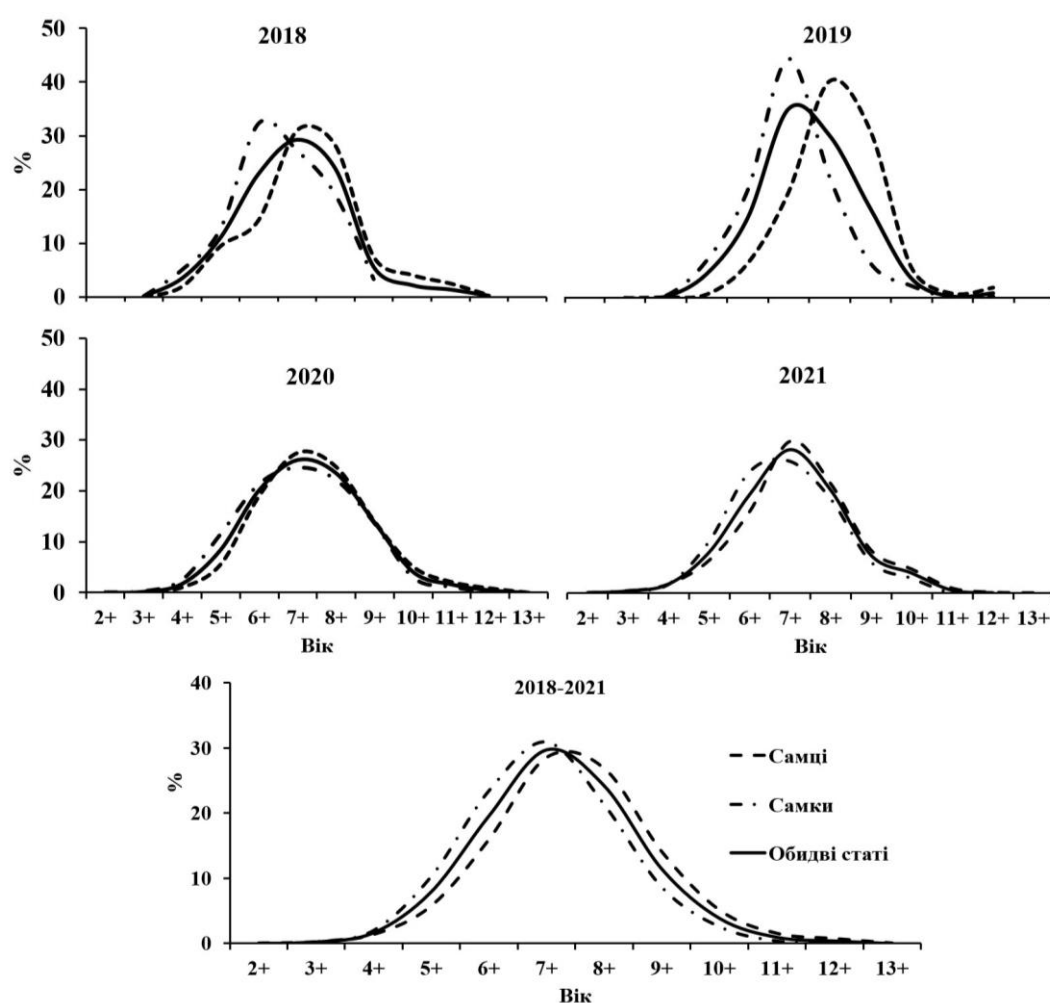


Рис. 3.3. Вікова структура популяції рапани в північно-західній частині Чорного моря в 2018–2021 рр.

Враховуючи, що в період з 2018 до 2021 рр. обсяги вилову рапани зросли більш ніж у 5 разів, а загальна частка вікових груп віком старше 9 років в популяції при цьому не зменшилась, можна прийти до висновку, що елімінація

рапани старших вікових груп відбувається не стільки під впливом рибальства скільки внаслідок природної смертності. Нестатевозрілі молюски віком 1–2 роки були майже відсутні в пробах з уловів бімтралів. Очевидно, що вони просіювались через куток цього знаряддя. У відношенні більш старших вікових груп, отримані результати слід визнати досить достовірними.

Розмірний склад рапани у 2018–2021 рр. також залишався стабільним незважаючи на постійну інтенсифікацію промислу (рис. 3.4).

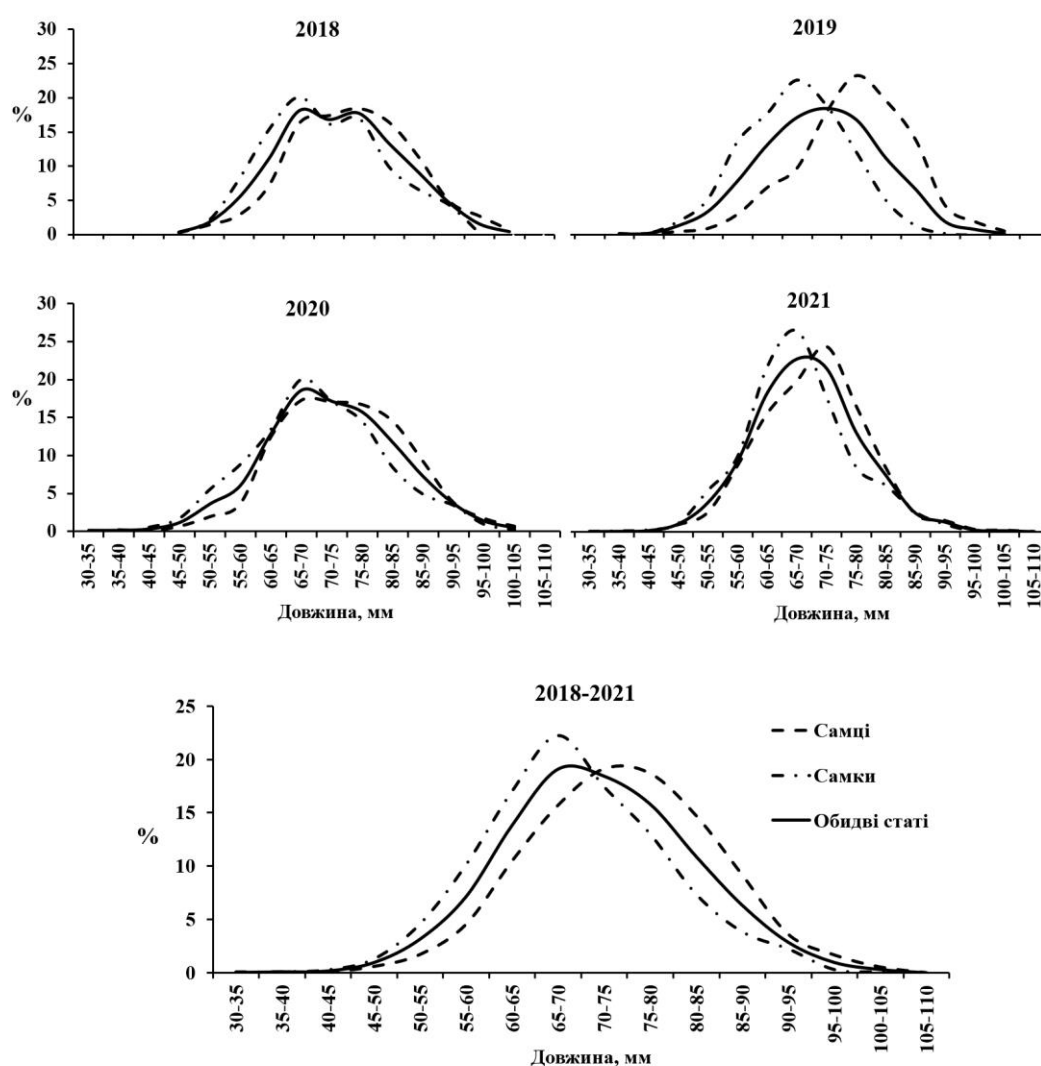


Рис. 3.4. Розмірна структура популяції рапани в північно-західній частині Чорного моря в 2018–2020 рр.

Тенденції зменшення частки крупних особин не спостерігалось. Протягом всіх років досліджень, в уловах переважали особини розміром 60–85 мм, а їх частка складала більше 75 %.

Аналіз розрахованих середніх значень довжини та маси для кожної вікової групи виявив більшу інтенсивність росту самців. У вікових групах 5–11 років середні значення довжини та маси самців статистично значимо відрізнялись в більшу сторону від відповідних показників самок ($p < 0,001$). Статеві відмінності рапани за довжиною черепашки у віковій групі 4 роки виявилися статистично не достовірними ($p > 0,05$), (додаток 4). У наймолодших (2–3 років) та найстарших (12–13 років) вікових групах порівняння самців та самок не проводилось через невелику кількість екземплярів.

За весь період досліджень середнє значення маси рапани в межах одних і тих же розмірних груп змінювались незначно (рис. 3.5). Тільки в 2021 р. спостерігалось зростання на 15–20 % порівняно з минулим роком середньої маси рапани у розмірних класах більше 85 мм. Очевидно відбулось покращення кормової забезпеченості хижого молюска в умовах розрідження щільності його поселень після різкого збільшення обсягів видобутку в 2018–2020 рр.

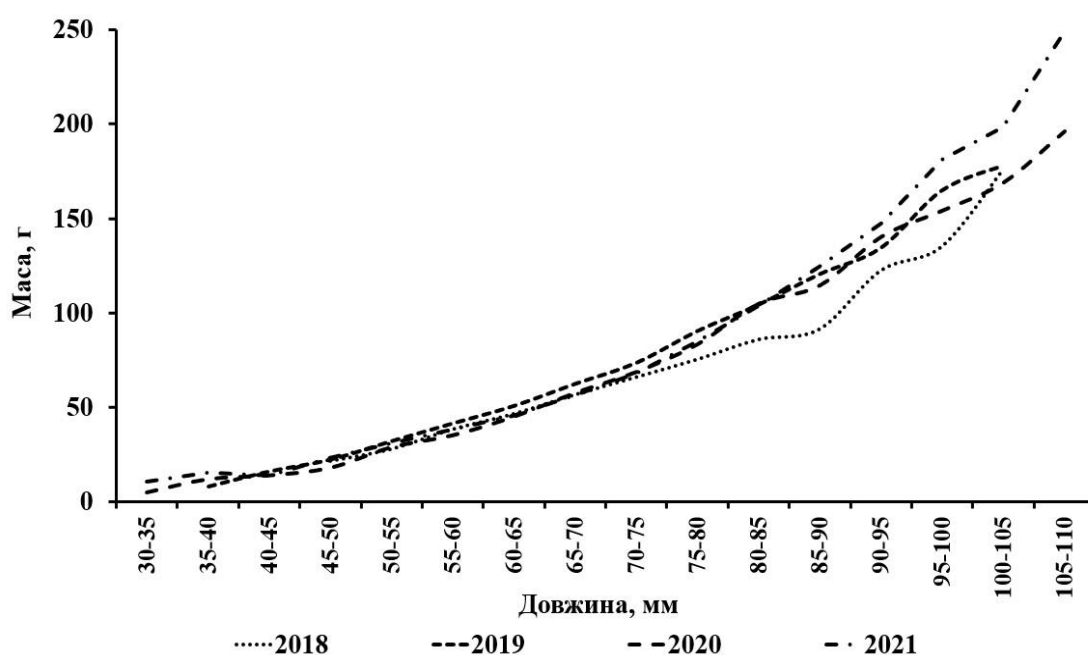


Рис. 3.5. Середні значення маси рапани за її розмірними класами в північно-західній частині Чорного моря в 2018–2021 рр.

Промисел рапани ведеться активними знаряддями лову на м'яких ґрунтах, де також мешкають її кормові об'єкти – двостулкові молюски, такі як анадара та хамелея. Маючи розміри значно менше вічка драг і бімтралів, ці молюски при

драгуваннях просіюються разом з ґрунтом і не потрапляють до улову. Таким чином внаслідок елімінації рапани промислом відбувається постійне зміщення співвідношення в системі хижак–жертва на користь корму рапани. Як наслідок, рапана на ділянках промислу не встигає значно знизити чисельність моллюсків, якими вона живиться. Очевидно, цьому сприяє і інтенсивне щорічне природне поповнення популяцій моллюсків фільтраторів на високопродуктивних розпріснених акваторіях північно-західної частини моря.

Аналіз динаміки співвідношення між масою частки м'якого тіла моллюсків до її загальної маси вказує на стабільність цього показника протягом періоду досліджень. Протягом цього часового проміжку залишалась досить стабільною і масова частка мускульної ноги, яка використовується для випуску харчової продукції (табл. 3.1). Розрахований коефіцієнт кореляції Пірсона підтвердив високий ступень залежності між загальною масою рапани, масою її м'якого тіла та мускульної ноги.

Таблиця 3.1

Співвідношення м'яких частин тіла рапани між собою та їх частка від загальної маси в північно-західній частині Чорного моря в 2018–2021 рр.

Рік	Частка, %	Коефіцієнт кореляції Пірсона	Кількість, екз.
Частка мускульної ноги від загальної маси			
2018	14,89±0,26	0,94	166
2019	19,67±0,27	0,94	133
2020	20,00±0,22	0,91	362
2021	20,15±0,25	0,93	178
Частка м'якого тіла від загальної маси			
2018	33,91±0,49	0,95	166
2019	34,64±0,37	0,96	133
2020	37,63±0,33	0,93	249
2021	36,84±0,59	0,92	113
Частка мускульної ноги від маси м'якого тіла			
2018	44,46±0,73	0,93	166
2019	56,99±0,73	0,97	133
2020	55,16±0,57	0,95	249
2021	53,78±0,95	0,92	113

Ріст рапани носив нерівномірний характер протягом року. Відразу після зимівлі, яка звичайно завершувалась наприкінці травня, рапана виходила на

поверхню ґрунту та починала активно житись. Однак, на початку літа спостерігалось лише незначне збільшення лінійних розмірів черепашок і маси молюсків. Частка мускульної ноги в цей час не перевищувала 13–15 % від загальної маси. Очевидно, що отримані з їжею речовини використовувались переважно для формування статевих продуктів. Після періоду розмноження, який зазвичай мав місце з кінця червня до початку серпня рапана переходила до малорухливого способу життя. Більшість молюсків закопувались на ділянках з м'яким ґрунтом. Після двох-трьох тижнів рапана, з'являючись на поверхні дна, знову переходила до активного пошуку та споживання своїх кормових об'єктів – в першу чергу молюсків. Наприкінці літа наступала фаза її найбільш активного лінійного та масового росту. У вересні – жовтні частка мускульної ноги, в середньому, могла складати до 25 % від загальної маси особини.

Залежність маси від довжини рапани виявилась досить високою – коефіцієнт детермінації R^2 мав значення 0,90. Відповідне рівняння степеневі залежності представлено на рисунку 3.6.

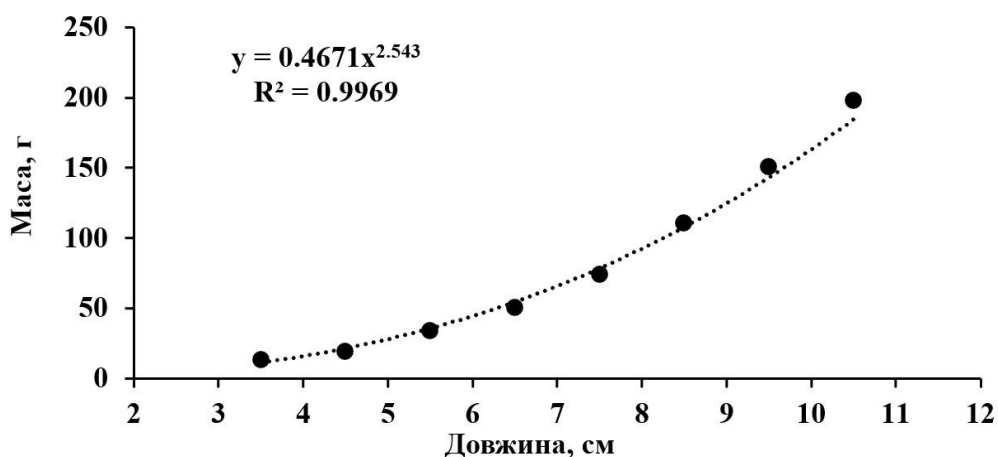


Рис. 3.6. Залежність маси від довжини рапани в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2018–2021 рр.

На основі узагальнених даних щодо розмірно-масового складу рапани за 4 роки була здійснена оцінка темпу росту для самців та самок. Побудовані за рівнянням Берталанфі криві (рис. 3.7), як і очікувалось, виявили більш високий рівень цього показника у самців.

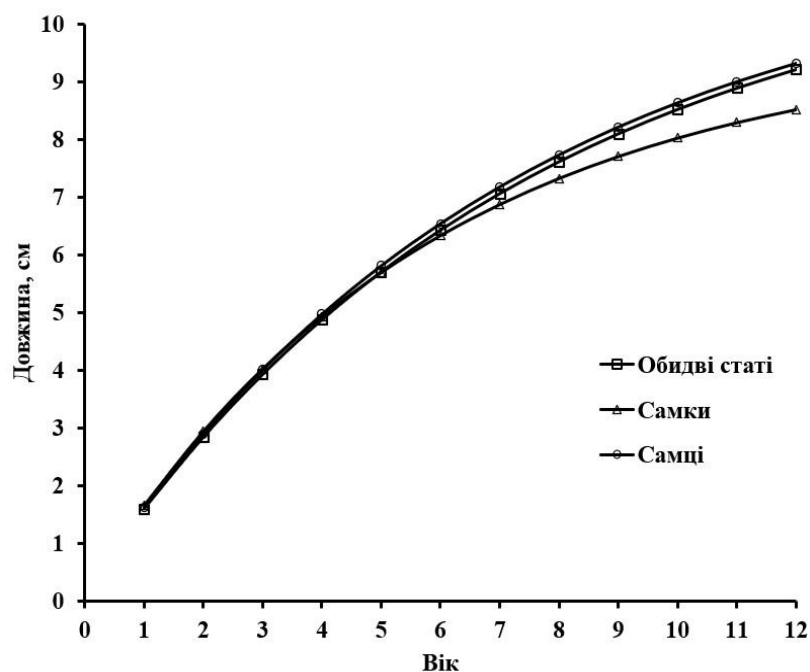


Рис. 3.7. Криві росту для кожної статі рапани відповідно до рівняння Берталанфі в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2018–2021 рр.

На нашу думку, більш швидкий ріст м'якого тіла і черепашки у самців пояснюється їх більш низькими енергетичними затратами в період розмноження. Вірогідно, самки під час нересту і формування кокону з яйцями несуть значно більші затрати енергії та органічних речовин, ніж особини протилежної статі.

Для оцінки природної смертності рапани методом ProdBiom використовували значення параметрів росту з рівняння Берталанфі та коефіцієнти рівняння залежності довжина-маса (a , B). Ці параметри визначались диференційовано за статтю (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Параметри рівняння росту Берталанфі та коефіцієнти рівняння залежності довжина-маса (a , b) для рапани в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Стать моллюсків	Показники				
	L_{∞}	k	t_0	a	B
Самці	11,46	0,139	-0,11	0,4262	2,5998
Самки	9,71	0,174	-0,08	0,3533	2,6876
Обидві статі	11,46	0,135	-0,12	0,4556	2,5698

Розраховане значення граничної довжини самців (L_{∞}) було більшим ніж у самок, що добре узгоджується з емпіричними даними (додаток 4).

Отримані значення коефіцієнтів природної смертності (M) для рапани представлені у таблиці 3.3. Данні цих розрахунків не тільки підтверджують більш високий рівень смертності самок, але й дозволяють оцінити різницю між статями за цим показником, яку необхідно буде враховувати при подальшому моделюванні стану промислового запасу.

Таблиця 3.3

Коефіцієнти природної смертності рапани в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2018–2021 рр.

Стать моллюсків	Вік													
	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+	10+	11+	12+	13+
Самці	1,87	0,81	0,60	0,51	0,46	0,42	0,40	0,39	0,37	0,36	0,36	0,35	0,34	0,34
Самки	2,01	0,87	0,64	0,54	0,49	0,46	0,43	0,41	0,40	0,39	0,38	0,37	0,37	0,37
Обидві статі	1,94	0,84	0,62	0,53	0,47	0,44	0,42	0,40	0,39	0,38	0,37	0,36	0,36	0,36

Середній коефіцієнт природної смертності (M) обох статей рапани для основних вікових груп в промислі (3+–13+) склав 0,41. Отримане значення цього коефіцієнту виявилось нижчим за аналогічні параметри, які були розраховані іншими дослідниками для рапани у турецьких та болгарських водах. В цих південних районах моря даний показник коливався в межах 0,50–0,57 [127]. Це також вказує на те, що умови для життя рапани в північно-західній частині Чорного моря являються найбільш сприятливими.

В ході досліджень з'явилися дані про те, що в ряді випадків смертність рапани в північно-західній частині моря може суттєво зростати під впливом абіотичних факторів середовища. Після весняного пробудження рапани в кінці травня в уловах зазвичай спостерігалось 5–10 % мертвих моллюсків, вочевидь не всі особини витримували перебування в анабіозі впродовж довготривалої зими. Нерідко значна загибель моллюсків мала місце і в теплу пору року після різкого переміщення водних мас, що супроводжувалось коливаннями придонної температури. Так у серпні 2017 р. в районі с. Лебедівка відбулось різке зниження температури води в придонних горизонтах внаслідок тривалої дії вітрового згону.

На глибинах 8–12 м температура води впала до 10 °С, в результаті чого відбулась масова загибель рапани. Частка мертвих молюсків досягала 40 % від уловів. У ряді випадків масова загибель рапани спостерігалась в середині літа після довготривалої безвітряної погоди, коли у придонних шарах води різко знижувалась кількість кисню і могло відмічатись сірководневе забруднення. Такі умови були найбільш несприятливими для рапани та інших донних організмів. У 2020–2021 рр. нами були зафіксовані наслідки заморних явищ на глибинах більше 20 м на значних площах шельфу. В уловах бімтралів були присутні мертві особини рапани, її порожні черепашки, порожні раковини двостулкових молюсків і велика кількість чорного мулу з запахом сірководню. При цьому на окремих станціях, за повної відсутності живих мідій, все ж виявлялись поодинокі особини рапани, які пережили замор закопавшись у донний ґрунт.

3.1.2. Оцінка запасу методом прямого обліку

В ході проведення облікових зйомок донним бімтралом було виявлено широке розповсюдження рапани в українських водах Чорного моря (рис. 3.8).

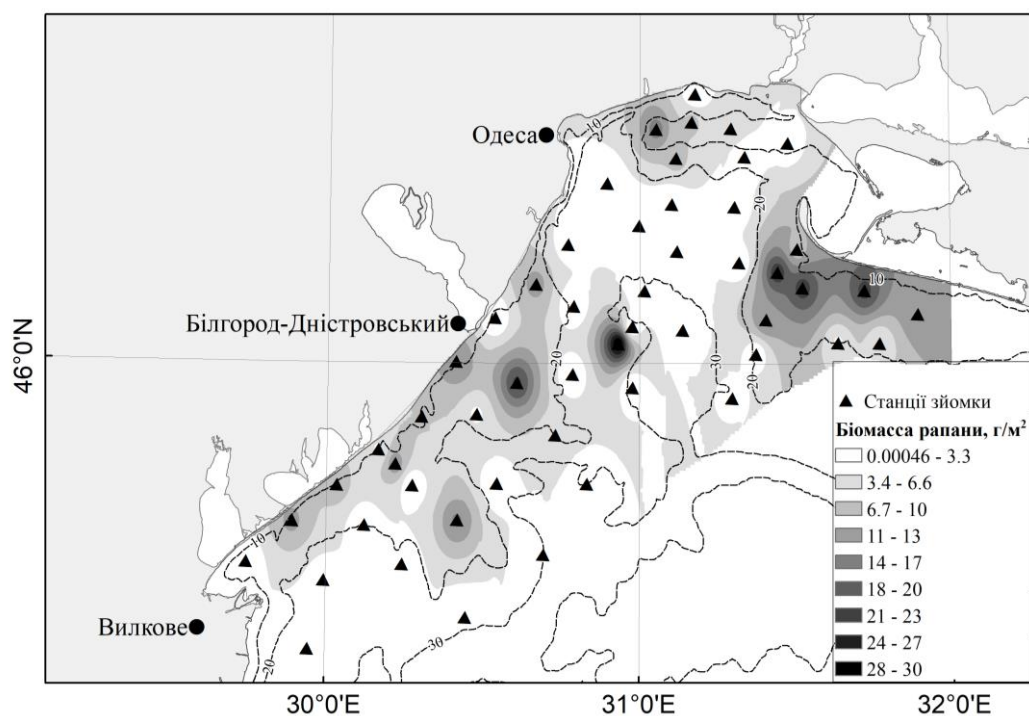


Рис. 3.8. Розподіл біомаси рапани ($\text{г}/\text{м}^2$) в українських водах північно-західної частини Чорного моря за результатами зйомки бімтралом у жовтні 2020 р.

Ці молюски зустрічались на донних субстратах всіх типів, проте найбільшої чисельності вони досягали на піщаному та черепашковому ґрунтах. Біомаса рапани на одному квадратному метрі на таких субстратах могла досягати високих значень – 18–30 г/м². Найбільш значні поселення рапани були відмічені нами в районі Дністровської банки, у коси Гендра, а також на глибинах менше 20 м від гирла Дністровського лиману до гирла Дунаю, де середні показники біомаси складали – 29±1,42 г/м², 27±1,31 г/м² і 21±0,96 г/м² відповідно. На замулених субстратах, які були характерні для поглиблень дна, рапана зустрічалась в значно меншій кількості, її біомаса на таких ділянках була не більше 10 г/м².

До загальних закономірностей у розподілі рапани слід також віднести той факт, що зустрічальність цього молюска, і відповідно показники біомаси, на третій глибоководній страті (25–35 м) були суттєво нижчими у порівнянні з двома більш мілководними районами (рис. 3.8, 3.9, 3.10, 3.11, табл. 3.4).

Таблиця 3.4

Чисельність і біомаса рапани за результатами тралових зйомок в українській зоні північно-західної частини Чорного моря у 2020–2021 рр.

№ страти	Глибина, м	Середня температура придонного шару °С	Площа страти, км ²	Чисельність, екз./м ²	Чисельність, екз.	Біомаса, г/м ²	Запас, т
Жовтень 2020 р.							
1	5–15	20,0±0,26	3220,4	0,13±0,02	413146042	8,2±1,5	26507,8
2	15–25	–	7762,5	0,10±0,03	799529818	5,8±1,8	45289,9
3	25–35	–	5488,2	0,0016±0,001	8757944	0,2±0,001	902,4
Всього		–	16471,1	–	1221433804	–	72700,1
Червень 2021 р.							
1	5–15	11,8±0,52	3220,4	0,06±0,02	189179865	3,5±1,2	11374,5
2	15–25	8,6±0,16	7762,5	0,04±0,01	326040869	2,2±0,8	17128,2
3	25–35	8,0±0,11	5488,2	0	0	0	0
Всього		–	16471,1	–	515220734	–	28502,7
Жовтень 2021 р.							
1	5–15	13,8±0,12	3220,4	0,11±0,02	348438986	6,5±1,3	20785,3
2	15–25	14,4±0,17	7762,5	0,05±0,01	375364513	2,9±0,9	22378,5
3	25–35	14,2±0,22	5488,2	0,0002	1097561	0,02±0,024	137,19
Всього		–	16471,1	–	724901060	–	43300,9

Найбільш високі значення загальної чисельності і біомаси рапани зареєстровані в ході першої тралової зйомки – восени 2020 року. В цей період

рапана була присутня на 43 станціях з 53 (частота зустрічальності – 81,1 %), а сумарна біомаса по всьому району досягала 72,7 тис. т. (рис. 3.9, табл. 3.4).

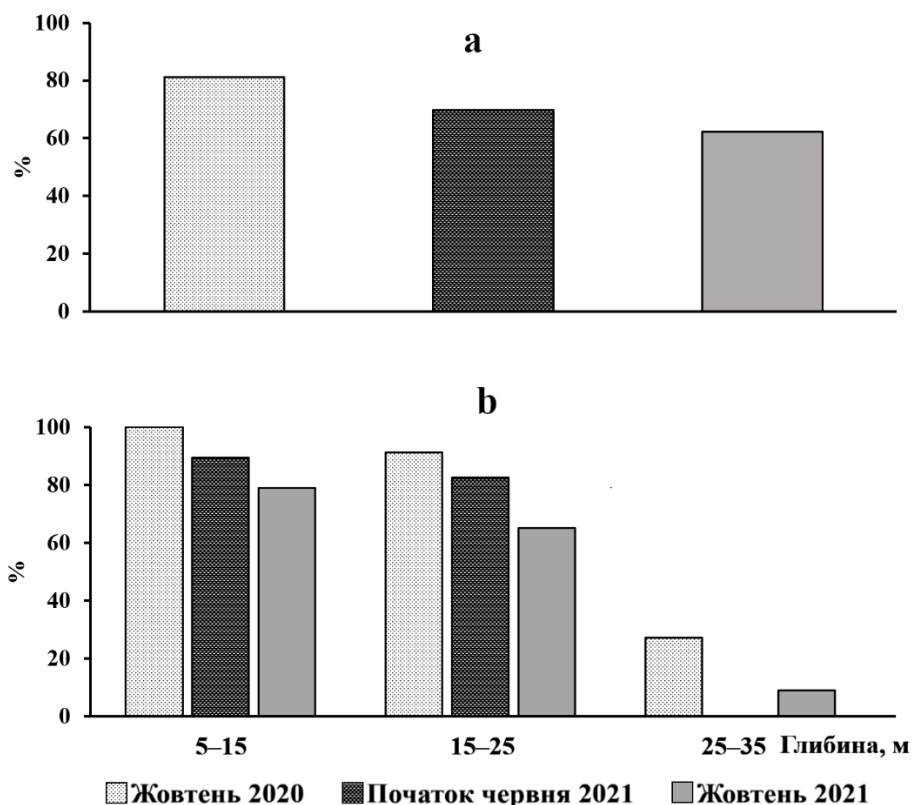


Рис. 3.9. Зустрічальність рапани на станціях тралових зйомок в північно-західній частині Чорного моря: а) Частота зустрічальності рапани на всіх станціях зйомок в північно-західній частині Чорного моря у 2020–2021 рр. б) Частота зустрічальності рапани на різних глибинах в північно-західній частині Чорного моря у 2020–2021 рр.

В ході цієї зйомки на глибинах більше 20 метрів були виявлені найбільш явні ознаки придонної гіпоксії. У ряді випадків, в тралі відмічалась наявність чорного мулу з різким запахом сірководню. Рапана в таких місцях була або відсутня або зустрічалась в одиничних екземплярах. Тут же в уловах трала у кількості до декількох сотень кілограм зустрічалися пошкоджені сірководнем стулки загиблої мідії.

Наступна зйомка, яка була проведена в червні 2021 року виявила суттєве скорочення запасу рапани – до 28,5 тис. т. (табл. 3.4). Зменшення біомаси та чисельності цих моллюсків порівняно з минулим роком спостерігалось на всіх

обстежених районах моря. В акваторії Дністровської банки на тих станціях, де восени минулого року реєструвалась найбільша кількість молюсків, в червні 2021 р. улови впали практично до нуля. Вдвічі зменшились показники біомаси рапани і в районі Тендровської коси. Відносно щільні поселення цих молюсків в цей період були відмічені нами тільки на невеликій за площею ділянці від гирла Дністровського лиману до гирла Дунаю на глибинах до 15 м (рис. 3.10).

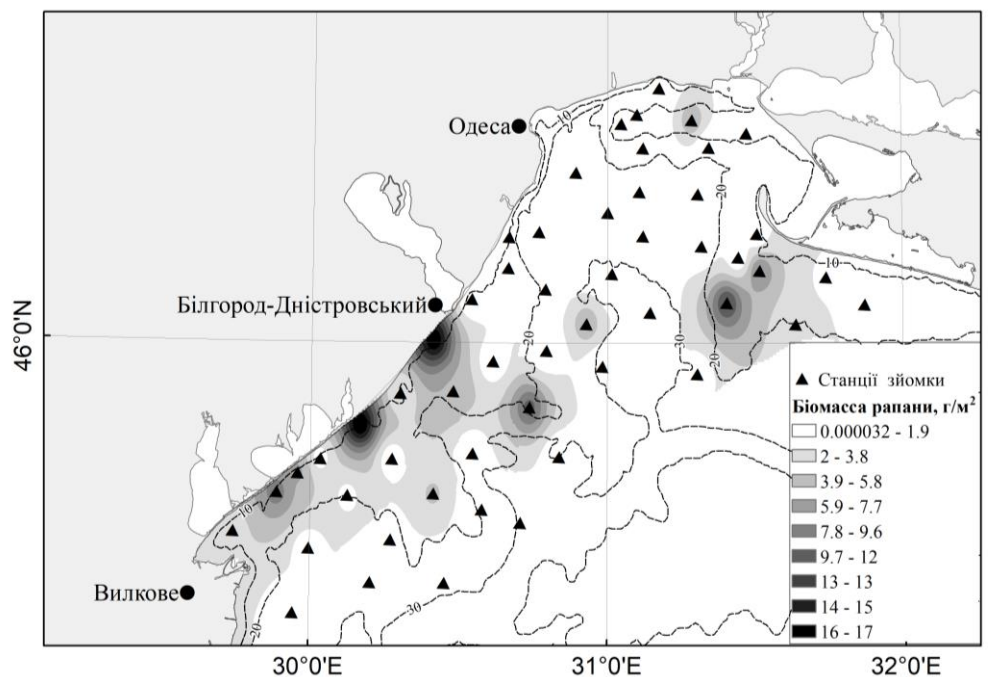


Рис. 3.10. Розподіл біомаси рапани (г/м²) в українських водах північно-західної частини Чорного моря за результатами зйомки бімтралом у червні 2021 р.

На нашу думку, настільки різке скорочення чисельності та біомаси рапани на початку літа 2021 р. було пов'язано з тривалим збереженням низьких температур в придонних шарах води – середня температура на цьому горизонті складала лише $13,8 \pm 0,12$ °С. В таких умовах значна частина молюсків ще залишалась в ґрунті у стані анабіозу, що робило її недоступною для облову обліковим бімтралом. Не менший вплив на результати цієї зйомки чинив і масовий розвиток нитчастих водоростей, які в процесі тралення скупчувались на нижній підборі знаряддя лову і суттєво знижували його уловистість. Особливо висока кількість макрофітів була зареєстрована нами в районі Одеської банки. Слід відзначити, що такий масовий розвиток макрофітів та їх відмирання весною і

на початку літа в останні два десятиліття спостерігаються в північно-західній частині моря достатньо регулярно [52]. Це явище стало систематично перешкоджати рибалкам застосувати свої знаряддя лову на мілководному шельфі. Очевидно саме ці дві причини привели до того, що загальна частота зустрічальності рапани в уловах трала в розрахунку на всі райони другої зйомки зменшилась порівняно з минулим роком і склала тільки 69,8 %. Крім того, в найбільш глибоководній третій страті рапана взагалі була відсутня (рис. 3.10). Вірогідно, початок літнього сезону, коли на прямий облік рапани можуть чинити вплив згадані фактори, в принципі не являється сприятливою для таких робіт порою року.

Під час третьої зйомки восени 2021 року, кількість станцій, на яких зустрічалась рапана, залишалась невисокою – вона складала тільки 62,3 % від загального числа (рис. 3.11).

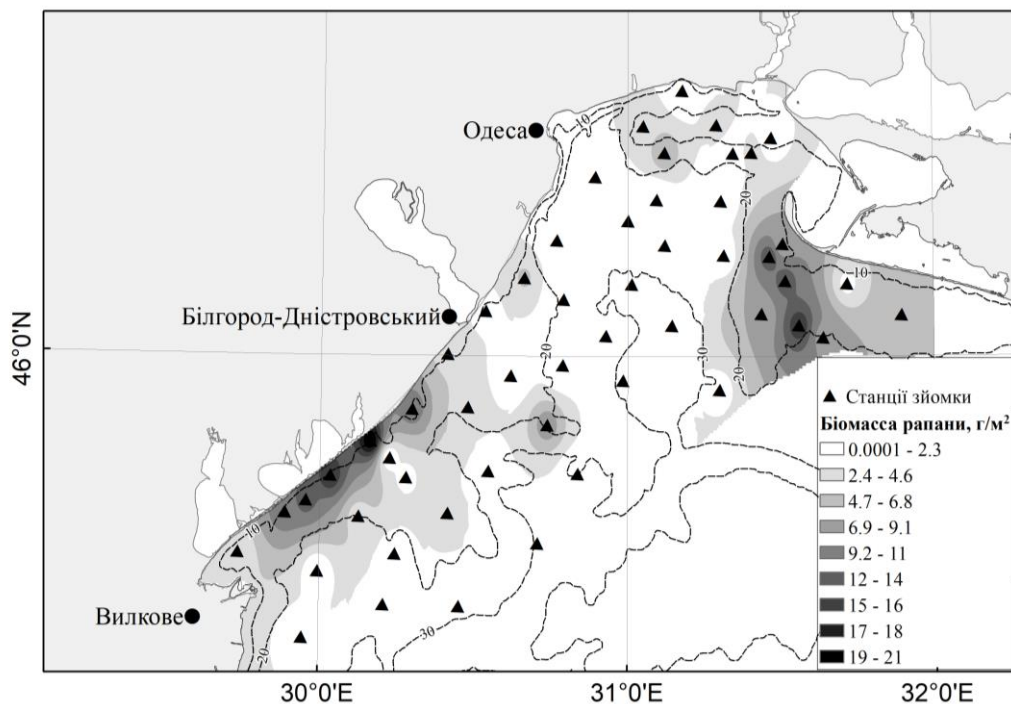


Рис. 3.11. Розподіл біомаси рапани (г/м²) в українських водах північно-західної частини Чорного моря за результатами зйомки бімтралом в жовтні 2021 р.

Хоча заморні явища в придонних горизонтах моря відмічались не так часто як восени минулого року. Посиленню вертикального перемішування вод і скороченню зон придонної гіпоксії сприяла холодна і вітряна погода влітку 2021

р. Не зважаючи на те, що рапана все ще була відсутня більш ніж на третині станцій, показники її чисельності і біомаси зросли відносно початку літа. Відповідно, розрахований запас збільшився до 43 тис. т. Оскільки в цей час не було зазначено аномалій в умовах морського середовища, які могли б впливати на облов рапани, ці дані можуть бути прийняті для аналізу міжрічної динаміки запасу.

В цілому слід відмітити, з приводу виявленої динаміки коливання запасу рапани, що промислове вилучення у 2020–2021 рр. не могло послугувати причиною настільки помітного скорочення цього ресурсу, оскільки не перевищувало 10–15 % від його величини (табл. 3.4, рис. 3.9). Скорочення запасу, вірогідно, відбулось внаслідок збільшення природної смертності і погіршення умов відтворення та нагулу рапани. Підвищенню рівня природної смертності мабуть сприяли, як значний розвиток придонної гіпоксії в серпні-жовтні 2020 року так і затяжна зимівля в першій половині 2021 р. Обидва ці природні фактори могли вплинути на популяцію не тільки напряму, але і опосередковано, через скорочення чисельності кормових об'єктів – мідій та інших моллюсків.

3.1.3. Оцінка стану популяції та рівня її експлуатації методами математичного моделювання

В 2022 р. Робочою групою з оцінки запасів в Чорному морі (WGBS) Генеральної Комісії з рибальства у Середземному морі (GFCM) за участі автора даної роботи були отримані оцінки запасу та допустимих рівнів експлуатації рапани для всього Чорного моря [182]. Таку загальну оцінку проводили за допомогою моделі SS3 [206]. Для роботи моделі використовували надані представниками кожної з причорноморських країн матеріали щодо розмірновікового, масового, статевого складу, показників улову на зусилля та річних уловів рапани (табл. 3.5). Налаштування моделі проводили з урахуванням оцінок біомаси, отриманих в ході облікових тралових зйомок, які були проведені кожною країною в 2020–2021 рр.

Таблиця 3.5

Улови рапани (т) причорноморськими країнами в 1991–2021 рр. [170].

Рік	Болгарія	Грузія	Румунія	РФ	Туреччина	Україна
1991	0	0	0	0	3730	0
1992	0	0	0	0	3439	14
1993	0	0	0	0	3668	3
1994	3000	0	0	0	2599	5
1995	3120	700	0	0	1198	303
1996	3260	711	0	0	2447	376
1997	4900	118	0	0	2020	476
1998	4300	0	0	0	3997	369
1999	3800	0	0	0	3588	619
2000	3800	184	0	0	2140	913
2001	3353	517	0	0	2614	395
2002	2891	503	0	56	6241	91
2003	2891	295	0	62	5500	149
2004	2428	65	0	62	14034	159
2005	2601	70	0	122	12153	161
2006	2773	300	0	21	10910	156
2007	4310	0	0	2	13106	201
2008	2863	0	0	3	11268	135
2009	2211	0	0	2	5460	190
2010	4825	0	12	2	7770	225
2011	3117	0	218	25	6347	180
2012	3793	0	588	19	8893	509
2013	4819	0	1338	50	8322	644
2014	4740	0	1953	320	6199	200
2015	4101	82	4460	1011	8217	369
2016	3435	0	6504	88	9657	1060
2017	3653	0	9244	150	8564	1375
2018	3515	-	7330	116	9189	5562
2019	4222	-	6815	2832	10836	11200
2020	2746	-	4116	1779	7549	6305
2021	2166	-	2746	2318	6670	4941

Отримані оцінки нерестової біомаси та промислової смертності рапани вказували на динаміку зменшення її загального запасу в Чорному морі (рис. 3.12). В останні два десятиліття максимальні значення нерестової біомаси спостерігались у 2002 та 2015 рр. і склали 147 та 131 тис. т відповідно. Суттєве збільшення видобутку цього молюска всіма причорноморськими країнами з 2016 р. спричинило чергове зниження його запасу в Чорному морі. Згідно з результатами математичного моделювання, промисловий запас рапани у Чорному морі в 2021 р. склав тільки 67 тис. т., що приблизно вдвічі менше ніж середня величина цього показника за період 1988–2021 рр. Тим не менш, миттєвий коефіцієнт промислової смертності F розрахований для 2021 р. дорівнював 0,30,

що є меншим за значення $F_{MSY}=0,39$, яке відповідає максимально стійкому улову (рис. 3.12) [182].

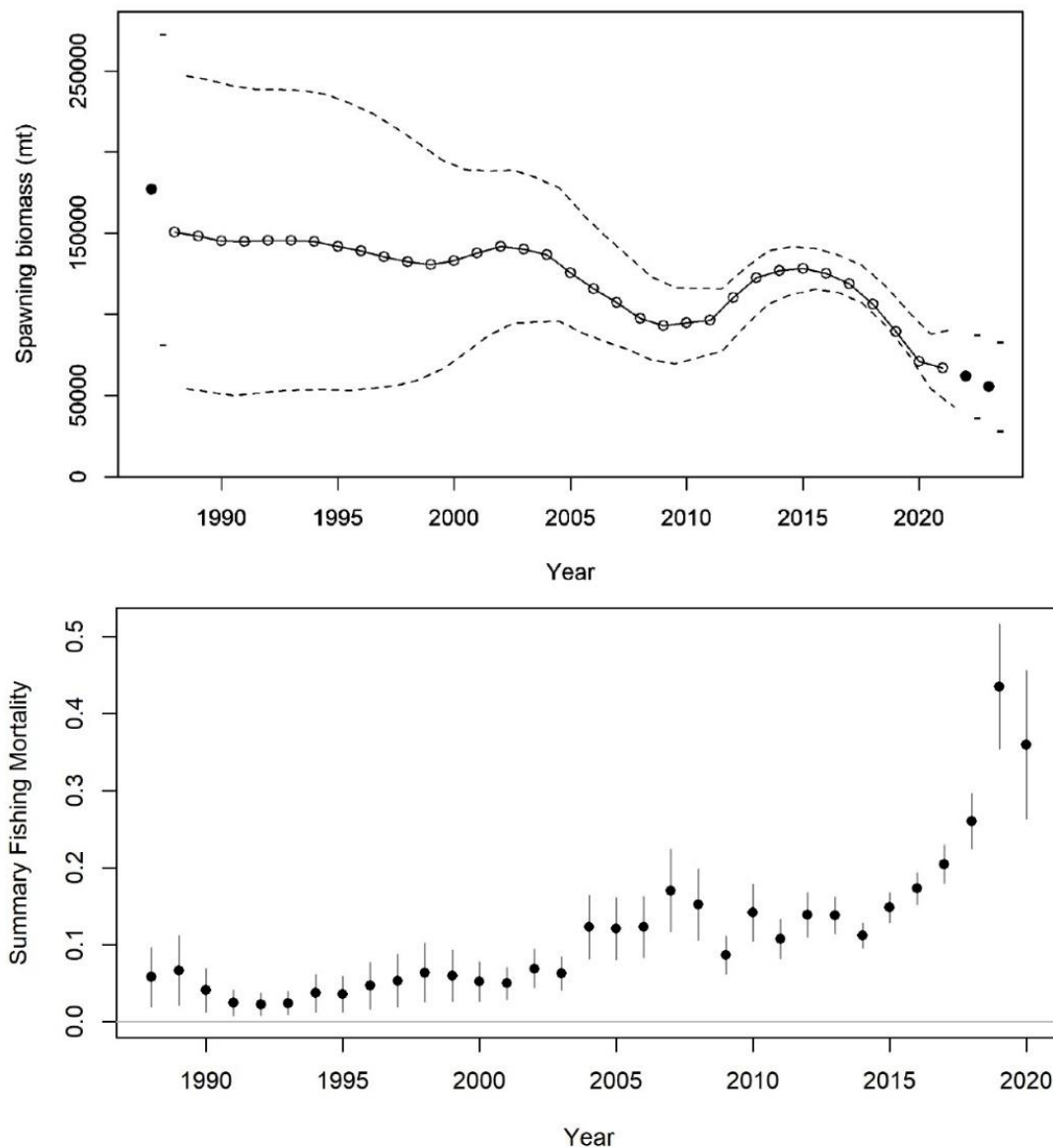


Рис. 3.12. Динаміка нерестової біомаси (Spawning biomass) (тис. т) і промислової смертності (Summary fishing mortality) рапани в Чорному морі в період 1994–2020 рр. [182].

Значення індексу SPR мало тренд до зниження і досягло мінімуму – 0,46 у 2019 році (рис. 3.13). У всі роки періоду спостережень цей показник був вищим за рівень SPR_{MSY} який відповідає максимально стійкому улову. Ці результати дозволили нам кваліфікувати запас рапани в Чорному морі як помірно експлуатований.

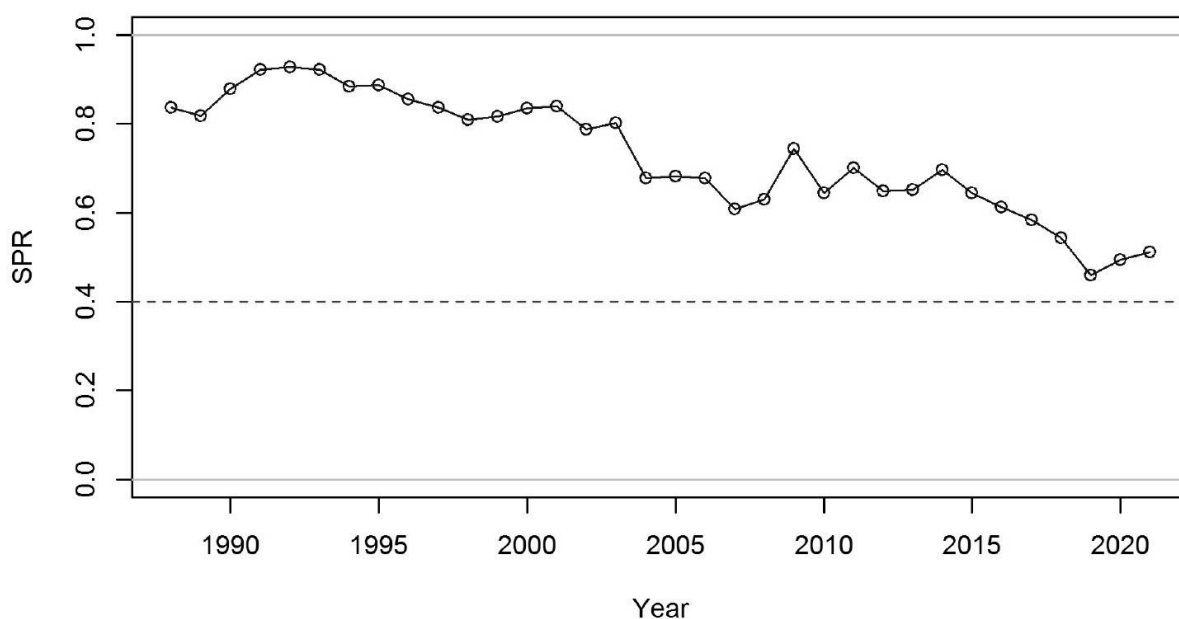


Рис. 3.13. Значення індексу SPR рапани в Чорному морі в період 1994–2021 р. [182].

На підставі обережного підходу стосовно запасу цього виду, міжнародна група експертів прийшла до висновку, що не слід в подальшому збільшувати промислове зусилля. Необхідно залишити експлуатацію рапани на поточному рівні. При цьому максимальне значення допустимого вилову цього моллюска в Чорному морі було обчислено на рівні 16,6 тис. т. [182].

Для північно-західної частини моря моделювання стану популяції рапани здійснювали на основі матеріалів про розмірно-масову, вікову та статеву структуру популяції цього виду, зібраних нами в 2018–2021 рр. Для налаштування роботи моделей LBB та BSM використовували коефіцієнти темпів росту та природної смертності рапани. Для моделі BSM вхідними даними також послуговували величини річного вилову цього виду в період 2000–2021 рр. та показники улову на зусилля в 2017–2021 рр. (табл. 3.5, рис. 3.14). З огляду на те, що при оцінках міжнародної групи не враховували регіональні особливості біологічних параметрів цього малорухомого виду, який не здійснює міграцій між різними частинами моря, проведену оцінку для північного заходу моря слід вважати більш точною.

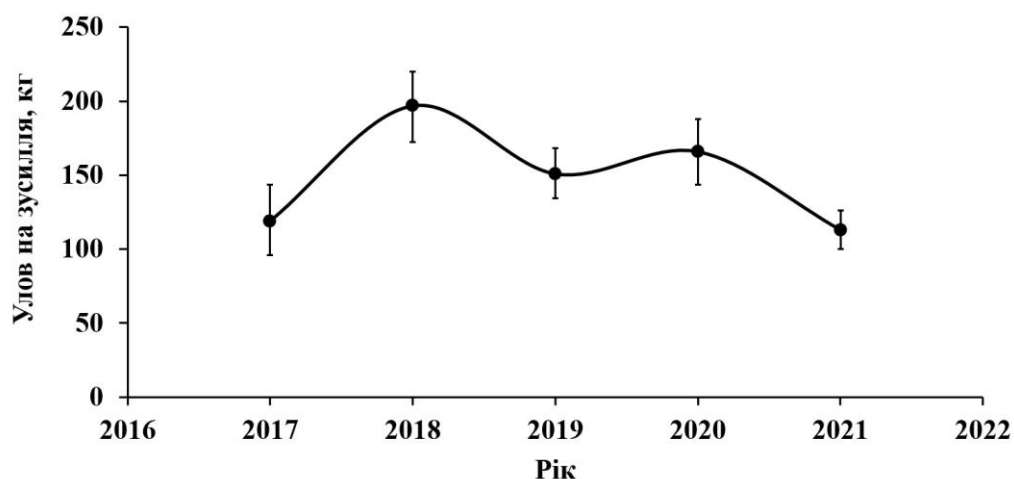


Рис. 3.14. Показник улову на зусилля рапани бімтралами (кг/год.) в українських водах у 2017–2021 рр.

В ході моделювання методом BSM нам вдалось виявити динаміку впливу промислу на ресурс рапани за останні два десятиліття та оцінити запас даного молюска в північно-західній частині моря. Виявилось, що до 2017 р. рівень біомаси рапани (B) у водах України більше ніж у 1,5 рази перевищував значення необхідне для підтримки оптимального стійкого улову – B_{MSY} . При цьому відношення поточної промислової смертності до оптимальної (F/F_{MSY}) було вкрай низьким (рис. 3.15).

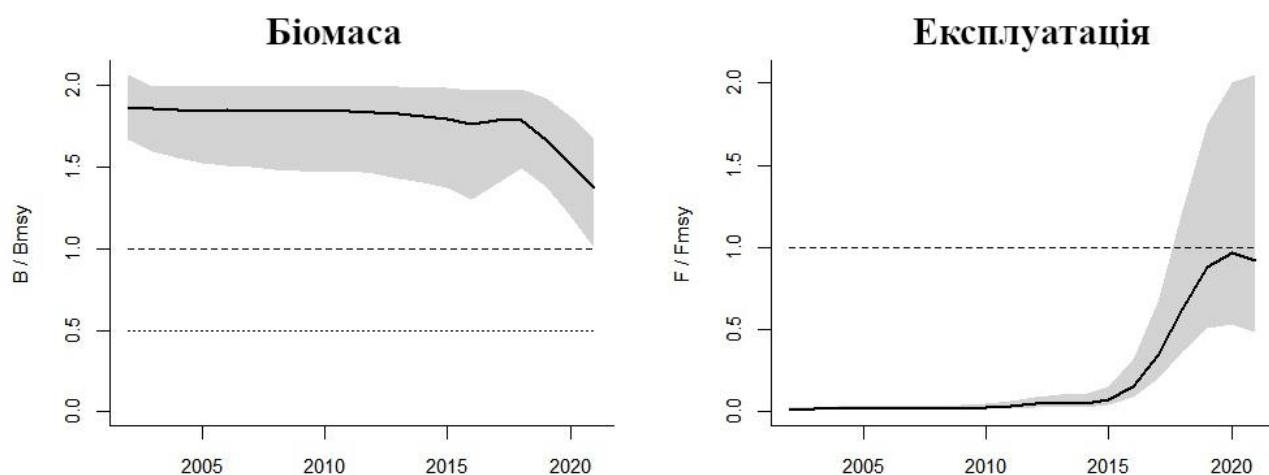


Рис. 3.15. Оцінка рівня біомаси та експлуатації рапани в морській зоні України в 1992–2021 рр.

Це дозволяє стверджувати, що в той період даний біологічний ресурс в значній мірі був недостатньо використаним. У 2018 р. у зв'язку із різким

збільшенням вилову рапани, рівень її біомаси почав скорочуватись. Відбулось і суттєве збільшення рівня промислової смертності. Проте обидва розраховані показники не перевищували граничних значень, які б вказували на перелов ресурсу рапани в українських водах (рис. 3.15). Розрахований по моделі запас рапани у водах України у 2021 р. склав 35,7 тис. т.

Достовірність отриманих за допомогою даної моделі результатів була підтверджена ретроспективним аналізом. Результати такого аналізу показали, що величина біомаси рапани у 2021 р. була дещо завищеною, а рівень промислової смертності заниженим (рис. 3.16).

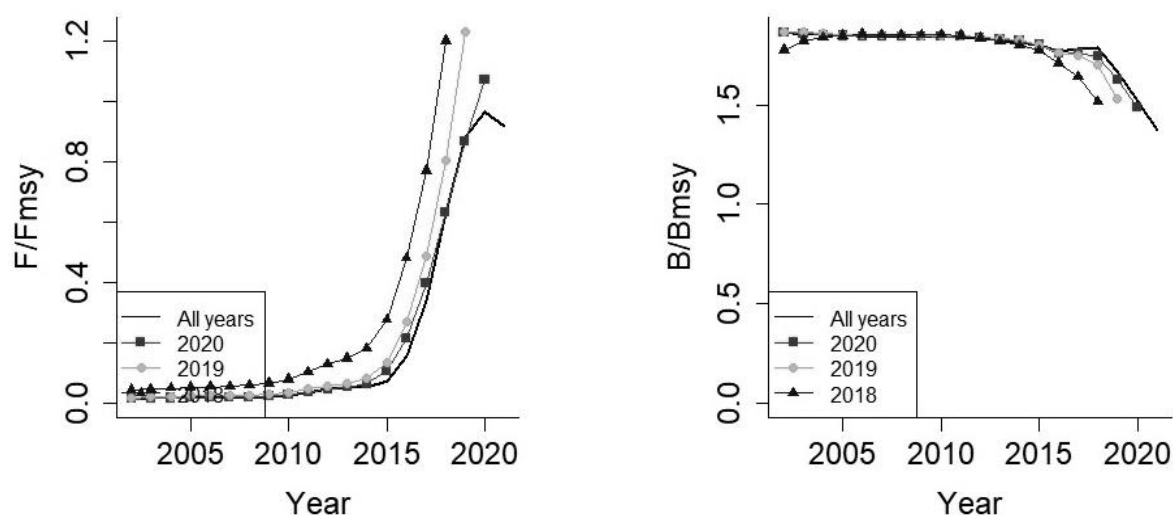


Рис. 3.16. Результати ретроспективного аналізу моделювання запасу рапани в українських водах Чорного моря в 2018–2021 рр.

Проте, ці розбіжності можна вважати не критичними, оскільки відношення загальної біомаси до біомаси, яка забезпечує максимально стійкий рівень вилову (B/B_{MSY}), в усіх випадках залишався на рівні більше 1,0. Розрахований для останніх трьох років індекс Мона (середнє відносне зміщення ретроспективних оцінок) становив $-0,07$ [207]. Про достовірність результатів моделювання свідчить те, що значення даного індексу, як і в розрахунках для інших довгоциклічних видів гідробіонтів, знаходяться в межах інтервалу $(-0,15-0,20)$ [190].

За допомогою другої моделі – LVB нам вдалось визначити мінімальну довжину (L_{opt}) при якій рапана може видобуватись довгий час без шкоди для популяції. Вона склала – 58 мм. В той же час реальна зареєстрована в наших пробах середня довжина молюсків виявилась більшою – $70,1 \pm 1,4$ мм (рис. 3.17). Застосована модель дозволила оцінити і селективність тралового лову по відношенню до різних розмірних груп рапани. Розрахунки показали, що в кутці бімтрала з розміром вічка – 40 мм утримується всього лише 50 % особин рапани з довжиною тіла менше 62,2 мм. Повне утримання знаряддям було відмічене лише для молюсків з довжиною тіла більше 75,5 мм. Отримані з використанням моделі розрахунки селективності знарядь для лову рапани добре узгоджуються з емпіричними даними щодо розмірного складу уловів цього виду (рис. 3.4).

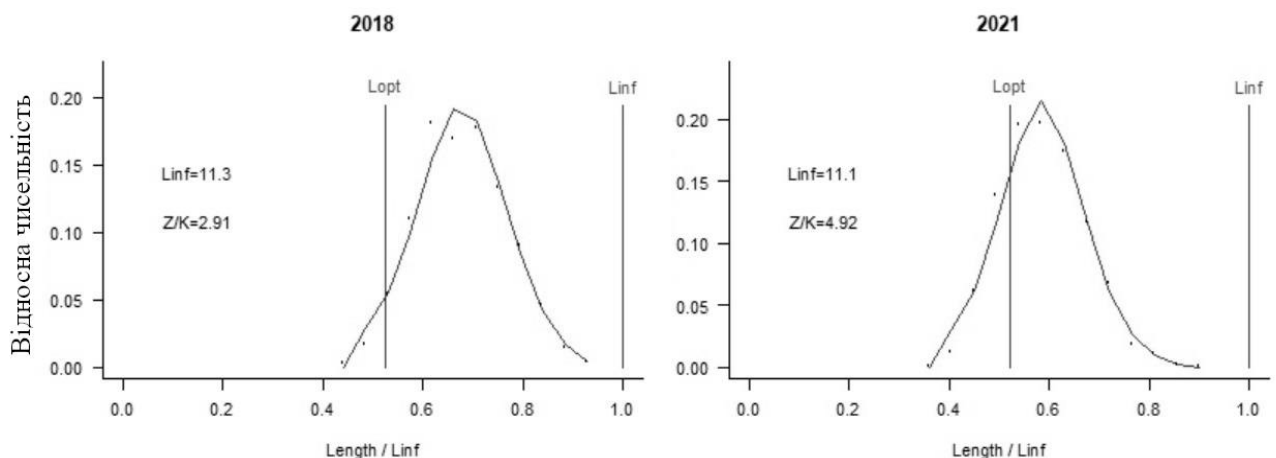


Рис. 3.17. Зміни в розмірній структурі рапани в північно-західній частині моря під впливом промислу в 2018 і 2021 рр. Length/Linf – відношення спостережуваної довжини до асимптотичної, L_{opt} – мінімальна оптимальна довжина для вилучення.

Розрахована за допомогою моделі асимптотична довжина рапани у 2018 р. склала 113 мм. У 2021 р. значення цього показника дещо знизилось та склало 111 мм. Однак отримані за допомогою моделі значення асимптотичної довжини виявились меншими, ніж ті, що були розраховані на основі середніх значень довжини у вікових класах цього молюска.

Також встановлено, що співвідношення коефіцієнтів промислової і природної смертності рапани (F/M) впродовж 2018–2021 р. збільшилось з 0,05 до 0,48. Паралельно з цим значення коефіцієнту відносної біомаси (відношення поточної біомаси до біомаси, якої популяція може досягнути в цій частині басейну за відсутності промислу B/B_0) в цей період зменшилось від 0,85 до 0,61 (рис. 3.18).

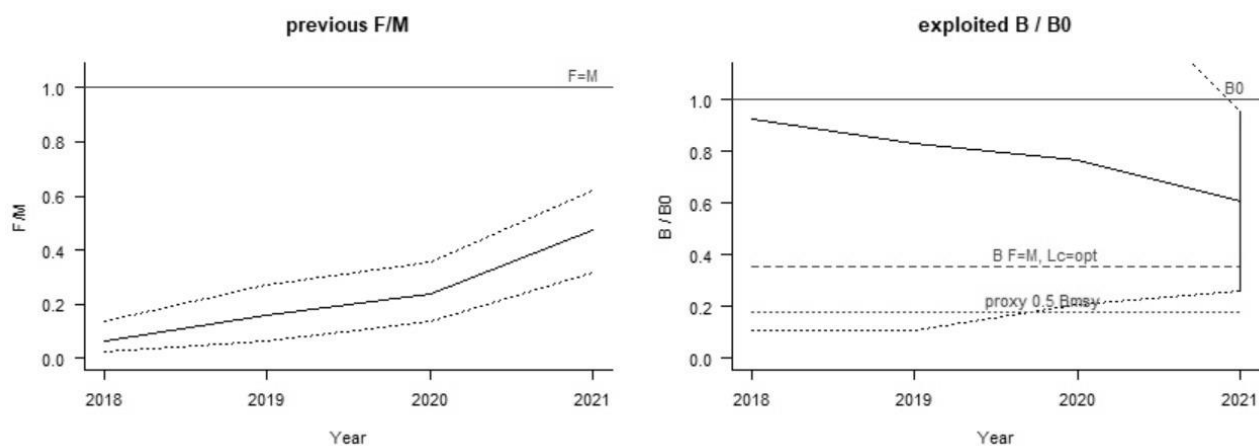


Рис. 3.18. Оцінка співвідношення промислової смертності рапани відносно природної (F/M) та відносної біомаси (B/B_0) рапани в північно-західній частині Чорного моря під впливом промислу в 2018–2021 рр.

Розраховане для 2021 р. відношення поточної біомаси до біомаси, рівень якої забезпечує стійкий довгостроковий вилов без вичерпання запасу (B/B_{MSY}) склало 1,7. Отримані результати моделювання методом LBB свідчать про значний ріст експлуатації ресурсу рапани в останні 4 роки. Проте розраховані моделлю показники біомаси та смертності молюсків до сих пір залишаються на рівні нижче порогових значень, які вказують на надмірний вилов.

Результати оцінки стану популяції рапани в північно-західній частині Чорного моря за допомогою моделей BSM та LBB вказують на те, що рівень експлуатації цього ресурсу в українських водах не виходить за оптимально-допустимі межі і промисел не завдає шкоди запасу цього об'єкта.

3.1.4. Сучасний стан промислу і регулювання вилову на оптимальному рівні

Широке розповсюдження рапани на мілководдях північно-західної частини Чорного моря після 2010 р. суттєво покращило умови її промислу для підприємств України. До 2017 р. видобуток цього молюска в українських водах здійснювався переважно водолазним способом, але його використання не давало підприємствам можливості досягти обсягів вилову, який відповідав би запасу зареєстрованому на шельфі України. В українських водах на фоні скорочення уловів промислових риб видобуток рапани набув основного значення, а частка її вилову у 2017–2021 роках склала 70 % від загального вилову всіх біологічних ресурсів в морі. Аналіз динаміки українського вилову цього об'єкта показує, що улови рапани стали істотно зростати тільки після того як підприємства почали з 2018 р. застосовувати, окрім водолазного збору молюсків, активні знаряддя лову – драги і бімтралі (табл. 3.5). Останні стали застосовувати в рамках спеціальної програми. Позбавлені основних недоліків водолазного збору, таких як обмеження на роботу на глибинах більше 10 м, залежність від часу доби, а також температурних і вітрових умов, ці знаряддя дали можливість збільшити видобуток цього ресурсу більш ніж у 5 разів.

Застосування драг та бімтралів дозволило суттєво розширити зони промислу рапани в українських водах. За допомогою цих знарядь рибалки здобули можливість видобувати цих молюсків на ділянках для яких характерна невелика щільність їх поселень. Впродовж 2017–2021 рр. нам вдалось виділити три основні райони де відбувається лов рапани цими активними знаряддями лову: ділянка від гирла Дунаю до с. Санжейка, Одеська банка та ділянки шельфу прилеглі до Тендровської коси. В той же час, використання драг та бімтралів на морському шельфі України має певні обмеження. Застосуванню цих знарядь перешкоджають підводні перешкоди, такі як гряди каменів та затонулі судна та які зустрічаються на багатьох ділянках морського дна. На декількох значних ділянках шельфу, застосування донних знарядь заборонено адміністраціями портів, які використовують їх в якості постійних транзитних шляхів для торгових

суден та якірних стоянок. Лов рапани також не дозволяється на акваторіях, прилеглих до об'єктів природно-заповідного фонду, які займають в північно-західній частині близько 30 % узбережжя.

Проведені дослідження показали, що найбільш доступною для промислу рапана є в періоди розмноження та нагулу, коли вона активно переміщується по дну – з початку червня до початку листопада. При охолодженні водних мас до 10–12 °С наприкінці листопада – початку грудня майже на всіх ділянках моря цей молюск закопується і перебуває у стані анабіозу до квітня-травня. Після прогріву придонних вод до 12–15 °С рапана починає масово з'являтися на поверхні морського дна і активно харчуватись, що робить її доступною для промислу. Однак зазвичай на початку промислового сезону умови для видобутку цих молюсків бувають доволі нестабільними. Протягом періоду спостережень, наприкінці травня – початку червня нами неодноразово спостерігались різкі зниження температури води в придонних горизонтах внаслідок тривалої дії вітрового згону. В таких випадках рапана закопувалась у донний ґрунт, що призводило до зупинки промислу на кілька тижнів. Окрім цього, у наприкінці травня нами часто відмічався масовий розвиток нитчастих водоростей, які вкривали поверхню дна товстим шаром. Скупчуючись на нижній підборі бімтрала або драги, вони суттєво знижували уловистість знарядь лову. В таких випадках працювати могли лише водолази, які маючи візуальний контакт з поверхнею дна мали можливість знаходити ділянки вільні від водоростей. Також перерви промислу зазвичай відбуваються відразу після піку розмноження рапани наприкінці липня – початку серпня. В цей час майже на всіх ділянках моря вона закопується в пісок і знову стає малодоступною для промислу як ручним збором так і драгами. Відновлення її активності на поверхні дна зазвичай спостерігається тільки наприкінці серпня. Найкращим періодом для лову рапани виявився період з вересня по жовтень. В цей час нами спостерігались найбільші добові улови промислових суден, які досягали до 2–3 т.

З огляду на досить стабільну динаміку міжрічних уловів рапани впродовж періоду спостережень, очевидно, що цей ресурс і в подальшому буде мати

важливе значення для рибодобувних підприємств. Це вказує на те, що в подальшому доцільно розвивати промисел саме активними знаряддями лову.

Згідно з оцінками отриманими методом математичного моделювання, загальний запас рапани в Чорному морі розглядається як оптимально експлуатований [182]. Оцінені нами рівні експлуатації та промислової смертності цього виду в північно-західній частині моря у 2017–2021 рр. вказують на те, що сучасні обсяги промислу не завдають шкоди цьому біологічному ресурсу і в північно-західній частині моря. Отримані в ході прямого тралового обліку оцінки біомаси рапани – 72,7 тис. т (2020 р.) і 43,3 тис. т (2021 р.) вказують на те, що в українських водах знаходиться вельми значна частка ресурсу даного об'єкта.

Слід враховувати, що оцінки біомаси рапани, отримані за допомогою BSM аналізу відносяться перш за все до тих районів північно-західній частині моря, в яких безпосередньо здійснюється промислове вилучення. За нашими спостереженнями, площа цих промислових акваторій далеко не відповідає площі всього українського шельфу на якому мешкає рапана в північно-західній частині моря. Це пов'язано з тим, що промисел здійснюється драгами і бімтралами тільки на відносно невеликих за площею ділянках з рівним дном на глибинах 5–20 м. При цьому із районів промислу виключаються і акваторії які заборонені для рибальства по згаданим вище причинам. Водолази, на частку яких припадає до 30 % улову також зазвичай працюють тільки в прибережній зоні до глибини 12 м. Таким чином за нашими оцінками, придатна для промислу частина акваторії шельфу займає не більше 15–20 % від його загальної площі. В цій ситуації слід вважати, що міграції рапани з недоступних для рибалок акваторій на ділянки придатні для лову сприяють регулярному поповненню цього промислового ресурсу. Саме цією обставиною можна пояснити той факт, що розрахована за допомогою моделі біомаса рапани, навіть в умовах інтенсивного промислу перевищує оптимальний рівень (B_{MSY}). Очевидно, що при таких темпах видобутку рапани загроза надмірної експлуатації її ресурсу в українських водах відсутня. У зв'язку з цим, встановлення будь-якого ліміту на вилучення даного об'єкта промислу являється недоцільним.

3.2. Креветка трав'яна

3.2.1. Розмірна та статева структура популяції

Найбільш очевидні критерії для оцінки сучасного стану ресурсу трав'яної креветки були виявлені при вивченні розмірної та статеві структури популяції. Як і попередніми дослідниками цього виду в північно-західній частині Чорного моря [98], нами відмічене абсолютне переважання самок протягом всього періоду спостережень (рис. 3.19). Їхня частка коливалась від 95 до 100 % і в середньому складала $98 \pm 1,1$ %.

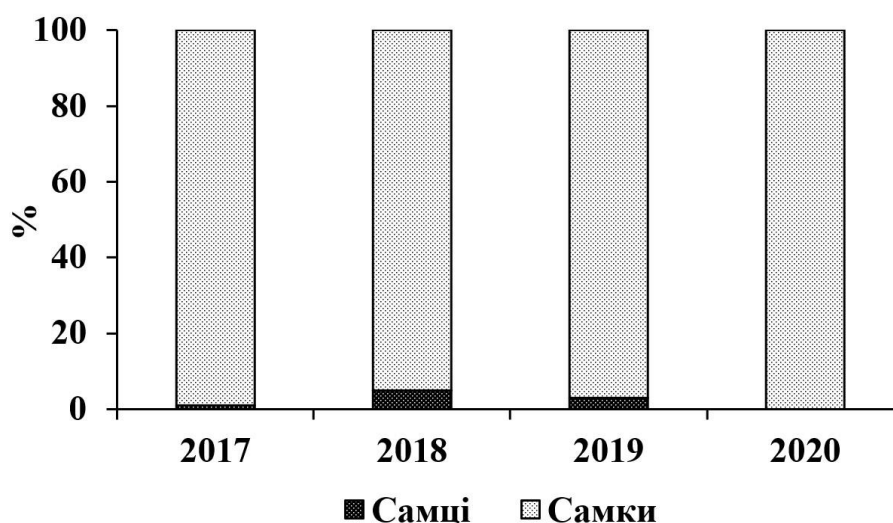


Рис. 3.19. Співвідношення статей трав'яної креветки в промислових уловах в північно-західній частині Чорного моря в 2017–2020 рр.

Вочевидь, настільки низька частка самців у пробах пояснюється в першу чергу селективністю креветкових ятерів. Відомо, що самці трав'яної креветки відрізняються зниженим темпом росту порівняно з самками і зазвичай представлені в популяції особинами менших розмірів [148]. Дель з розміром вічка 8 мм, яка застосовується в бочках креветкового ятеря, дає можливість цим більш дрібним самцям в більшій мірі покидати знаряддя лову.

За період спостережень в уловах відмічались суттєві зміни розмірного складу креветок. У 2017 р. розмірний ряд креветки був досить неоднорідним. Близько 50 % у пробах складала особини довжиною 30–40 мм (рис. 3.20).

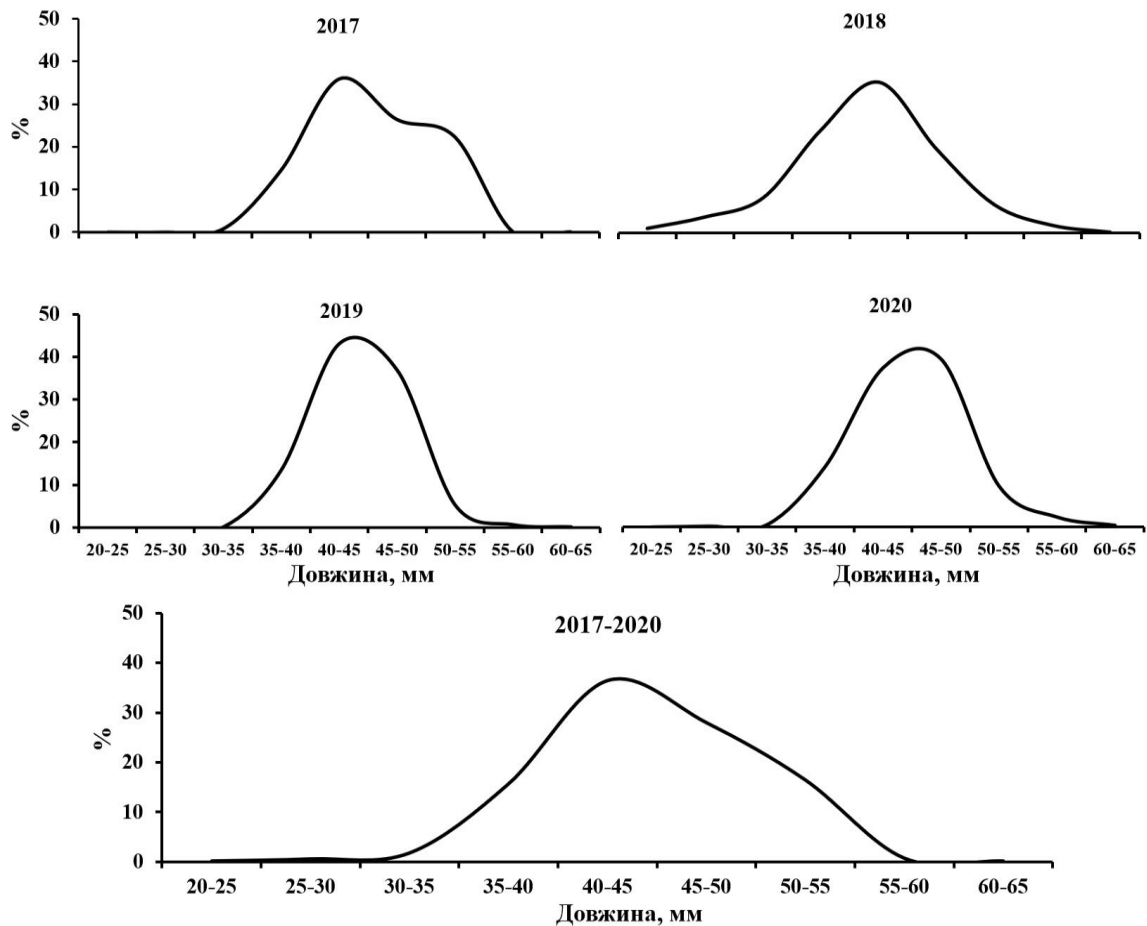


Рис. 3.20. Розмірна структура креветки з промислових уловів в північно-західній частині моря у 2017–2020 рр.

У 2018 р. розмірний ряд цих ракоподібних змінився. В пробах зростає кількість молоді довжиною 20–30 мм. Основна частка (47 %) припадала на особин довжиною 40–50 мм. Було відмічене скорочення кількості особин довжиною більше 50 мм, їхня частка була вдвічі меншою ніж у 2017 р. і складала тільки 11 %. У 2019 р. в уловах ятерів практично не зустрічалась молодь креветки довжиною до 40 мм. Основну частину популяції формували старші за віком особини довжиною 40–50 мм (87 %). Знизилась і кількість найбільших креветок довжиною більше 50 мм. Однак у 2020 р. діапазон мінливості за довжиною тіла знову розширився. В уловах були присутні особини довжиною від 25 до 65 мм. Відзначено збільшення кількості молодих особин довжиною до 40 мм (33,5 %). Частка великих особин довжиною більше 50 мм зростає до 12 %. В цілому, в період досліджень довжина тіла креветок знаходилась в межах 20–65 мм, при

цьому частка розмірної групи 40–50 мм, яка домінувала в уловах, складала 52 % (рис. 3.20).

Оскільки інтенсивність промислу (кількість знарядь) впродовж періоду наших спостережень змінювалась в невеликих межах, можна вважати, що спостережувана річна динаміка розмірного складу уловів креветки мало залежить від вилучення цих ракоподібних рибалками і зумовлена насамперед потужністю поколінь, які щорічно поповнюють промислову частину популяції. Очевидно, на чисельність молоді креветки перш за все впливають фактори зовнішнього середовища, такі як прогрів води на нерестовищах та наявність корму. Більш детальні оцінки впливу зовнішніх факторів на чисельність поколінь креветки можуть бути отримані тільки після додаткових досліджень.

3.2.2. Оцінка стану популяції та рівня її експлуатації методом математичного моделювання

Моделювання стану популяції під впливом промислу здійснювали на основі матеріалів про розмірний склад *P. adspersus*, які були отримані у 2018–2020 рр. При цьому враховували, що для коректної роботи обраної нами моделі LBB важливим фактором є тип росту виду, який досліджується. Застосування цього методу можливе лише в тому випадку, якщо ріст досліджуваного виду продовжується протягом всього його життя [176]. Оскільки в організмі креветок відсутні будь-які структури, за якими можна визначити вік, оцінити характер лінійного росту цих ракоподібних досить складно. Тому для перевірки можливості застосування моделі LBB нами була вивчена залежність між довжиною та вагою креветок. Як виявилось, збільшення маси тіла *P. adspersus* продовжувалось безперервно з ростом довжини – коефіцієнт детермінації R^2 мав значення 0,99 (рис. 3.21). Це вказує на безперервний ріст креветок протягом життя та підтверджує можливість використання зазначеної моделі для оцінки стану популяції цих ракоподібних.

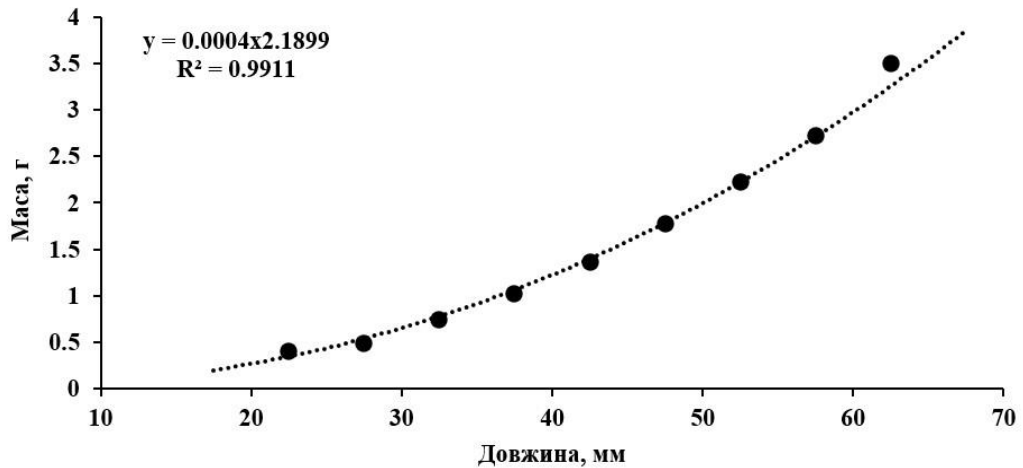


Рис. 3.21. Залежність маси від довжини трав'яної креветки в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2020 рр.

Використовуючи модель LBB, нам вдалось визначити мінімальну довжину (L_{opt}), при якій креветка може видобуватись довгий час без шкоди для популяції. Вона склала 35 мм. В той же час реальна зареєстрована в наших пробах середня довжина креветки виявилась більшою – $45,1 \pm 0,7$ мм (рис. 3.22). Це вказує на те, що сучасний промисел не завдає шкоди запасу цього виду в Чорному морі. Застосована модель дозволила оцінити і селективність лову промисловими ятерями по відношенню до різних розмірних груп креветки. Розрахунки показали, що в креветковому ятері з розміром вічка в бочці 8 мм утримується лише 50 % особин креветок з довжиною тіла менше 41,3 мм. Повне утримання зняряддям було відмічене лише для креветок з довжиною тіла більше 49,8 мм. Можна стверджувати, що використання ятерів з мінімальним вічком 8 мм, що дозволені дійсним Режимом рибальства, є оптимальним та допустимим на даному промислі [93]. Більша частка молоді креветок може вільно покидати ятері, і вплив такого промислу на відтворення популяції залишається невисоким. Той факт, що вплив промислу на популяцію трав'яної креветки не перевищує допустимих меж і омолодження її складу не спостерігається, підтверджується і іншими показниками. Розрахована за допомогою моделі асимптотична довжина креветок у 2017 р. склала 65,6 мм. У 2020 р. значення цього показника залишалось практично на тому ж рівні – 65,5 мм. Оскільки промислом з популяції

вилучаються переважно найкрупніші особини, слід вважати, що незначні часові зміни асимптотичної довжини креветок додатково свідчать про те, що рибалки використовують лише невелику частину цього ресурсу [176].

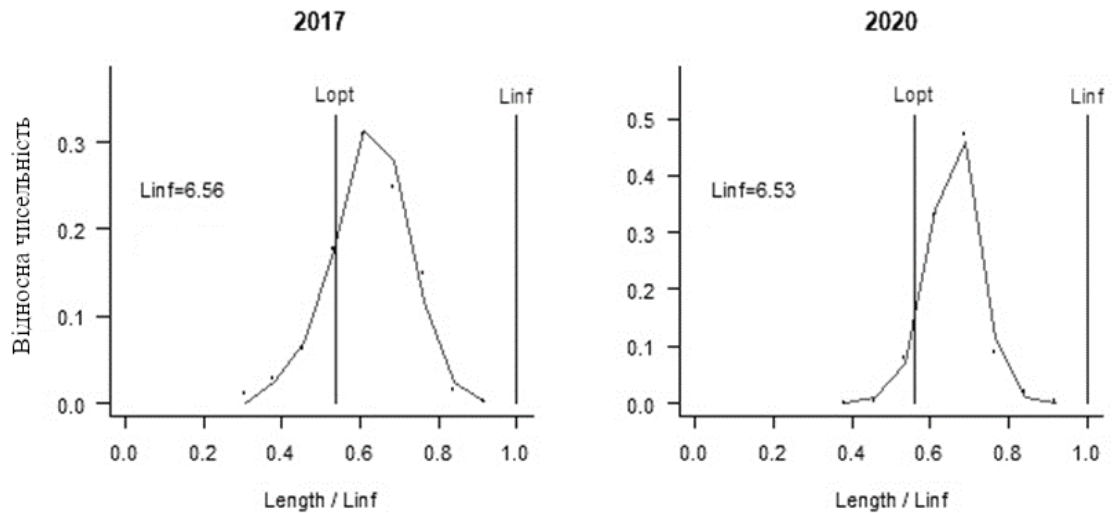


Рис. 3.22. Зміни в розмірній структурі трав'яної креветки в північно-західній частині моря під впливом промислу в 2017 і 2020 рр. Length/Linf – відношення спостережуваної довжини до асимптотичної, Lopt – мінімальна оптимальна довжина для вилучення.

В той же час аналіз рівня промислового навантаження на ресурс креветки за результатами моделі LBB впродовж 2017–2020 рр. виявив зростання її промислової смертності відносно природної (F/M) з 0,7 до 1,2. Значення коефіцієнту відносної біомаси (відношення поточної біомаси до біомаси якої популяція може досягнути в цій частині басейну за відсутності промислу B/B_0) в цей період зменшились від 0,52 до 0,41. Проте розраховане для 2020 р. відношення поточної біомаси до біомаси, рівень якої забезпечує стійкий довгостроковий вилов без вичерпання запасу (B/B_{MSY}), склало 1,0, що загалом відповідає оптимальному рівню промислової експлуатації [178]. Базуючись на цих критеріях, можна припустити, що в період 2015–2018 рр. ресурс креветок був недостатньо експлуатованим і тільки в наступні два роки рівень видобутку креветок наблизився до оптимальних величин. Отримані результати моделювання вказують на можливість здійснення промислу на досягнутому рівні та необхідність уникати подальшого різкого збільшення уловів.

3.2.3. Особливості міграційної поведінки креветок, які зумовлюють ефективність роботи знарядь лову

В ході робіт в різних районах моря та лиманах нами були досліджені особливості застосування для лову креветок знарядь, які відрізнялись за конструкцією. Відомо, що в останні роки, з метою забезпечення зростання вилову креветок, рибогосподарські підприємства постійно удосконалювали свою матеріальну базу. Як відмічав О. К. Чащин [116], спочатку для видобутку цих безхребетних використовувались тільки волокуші, а невдовзі практично вся креветка в Україні стала добуватись спеціальними дрібновічковими ятерями. Нами також не відмічалось випадків використання волокуш та ручних сачків. Головна перевага ятерів перед волокушами полягає в тому, що наявність щільних концентрацій ракоподібних не є обов'язковою умовою для успішної роботи цих нових знарядь. При встановленні на декілька годин (зазвичай на одну ніч) вони добре уловлюють об'єкти, які мігрують в прибережній зоні. При цьому для підвищення уловів в цих знаряддях лову рибалки часто використовують джерело світла, яке встановлюють біля входу в креветковий ятер. За нашими спостереженнями, на світло ліхтаря, в першу чергу, приваблюються організми планктону та ті представники бентосу, для яких характерні добові вертикальні міграції (*Mysidae*, *Cumacea*, *Polychaeta*). Креветки при цьому скупчуються пізніше та активно ловлять ці кормові організми. Можна припустити, що креветок приваблює не стільки світло, скільки скупчення об'єктів їхнього живлення на освітлених ліхтарями ділянках.

Часто креветки реєструвались в уловах невеликих ставних неводів (каравок). Однак слід враховувати, що ставні неводи використовуються насамперед для промислу дрібних масових видів риб і не можуть слугувати для спеціалізованого промислу креветок, які формують не більше 15 % загального улову цих знарядь.

Початок промислу креветок зазвичай збігався з їхніми нерестовими міграціями в квітні – травні і закінчувався в жовтні – листопаді. В окремі роки, які характеризувались високими температурами морської води, промисел тривав до

грудня. Середній добовий улов на один ятер, розрахований за всі роки досліджень, склав близько $10 \pm 0,93$ кг. Однак протягом року спостерігались різкі зміни величини добового улову на одне знаряддя. Так, під час найбільш інтенсивних весняних міграцій наприкінці травня – на початку червня, коли скупчення креветки постійно рухались вздовж берега, улови могли досягати 100 кг на ятір. Влітку, під час нагулу креветок, їхні улови знижувались. В жовтні – листопаді, при охолодженні прибережних вод, починались осінні міграції креветок, що знову призводило до збільшення уловів, проте вони завжди були значно меншими ніж весною. Саме в міграційні періоди, які сумарно тривали близько одного місяця на рік, рибалки видобували основну частину річного улову.

Слід відмітити, що промисел креветки здійснюється далеко не на всіх ділянках українського узбережжя в Чорному морі. В середньому 85 % річного улову припадає на Херсонську область (рис. 3.23).

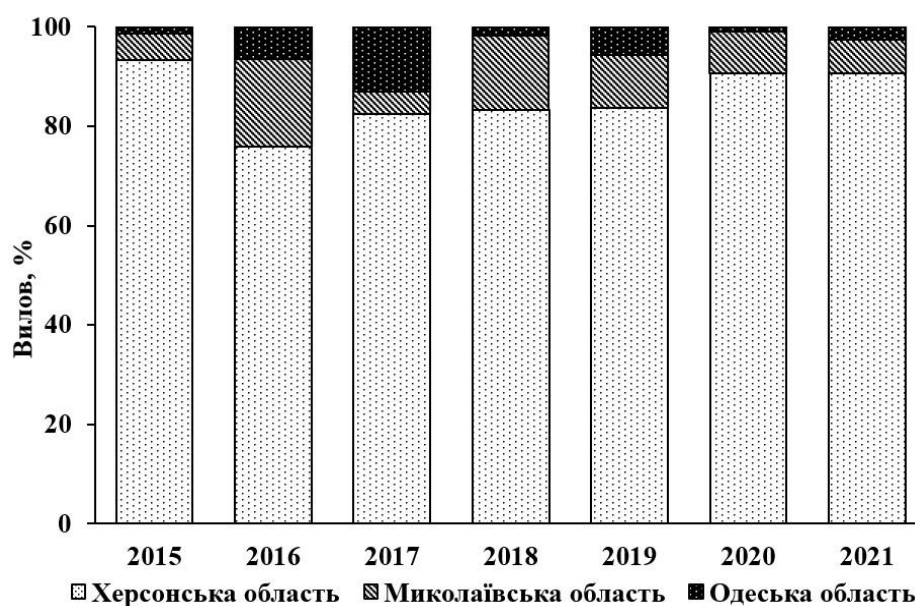


Рис. 3.23. Розподіл річного вилову креветок (%) Україною в північно-західній частині Чорного моря за областями в 2015–2021 рр.

Основний вилов креветок тут відбувається в Каркінітській, Джарилгацькій затоках та в районі Тендрівської коси. В Миколаївській області промисел креветок зосереджений переважно в районі Кінбурнської коси, а також в Березанському лимані. На інших ділянках узбережжя чисельність креветок значно

менша. В Одеській області спеціалізований промисел цих безхребетних ятерями заборонений з причини високої кількості в уловах молоді риб при відносно низьких уловах креветок. Тут ці ракоподібні видобуваються в невеликій кількості, переважно у вигляді прилову при видобутку інших об'єктів малими ставними неводами. Однак така ситуація була не завжди. До середини 80-х років минулого століття у Хаджибейському лимані поблизу Одеси здійснювався цільовий промисел креветок, в ході якого щорічно добували до 300 т цього ресурсу. Креветка, що була виловлена в цьому лимані, використовувалась на кормові потреби птахофабрик, оскільки відрізнялась дрібним розміром. В подальшому, через зміни солоності у Хаджибейському лимані, відбулось скорочення запасу креветок, що призвело до ліквідації цього промислу [77, 116].

3.2.4. Сучасний стан промислу і регулювання вилову на оптимальному рівні

Аналіз багаторічної статистики уловів показав, що через зменшення запасів основних промислових риб в північно-західній частині Чорного моря рибодобувні підприємства стали звертати все більше уваги на промисел безхребетних. В останні десятиліття відмічалось зростання обсягів вилову креветок в українських водах (табл. 3.6).

Таблиця 3.6

Улови трав'яної креветки в північно-західній частині Чорного моря та прилеглих лиманах у 2000–2021 рр.

Рік	Виллов, т	Рік	Виллов, т
2000	0,6	2011	33
2001	0,16	2012	62
2002	1,1	2013	116
2003	1,7	2014	93
2004	2	2015	226
2005	0	2016	534
2006	15	2017	789
2007	10	2018	507
2008	16	2019	700
2009	16	2020	659
2010	21	2021	646

Якщо в період 2000–2010 рр. вилов ледве досягав кількох десятків тон, то в наступне десятиліття він почав зростати і в 2016 р. перевищив 500 т. У 2017 р. вилов креветок досяг 789 т, хоча у 2018 р. їхній улов знизився до 507 т. Останнє пояснюється не погіршенням стану сировинної бази, а тільки адміністративним рішенням щодо встановлення лімітованого обмеження на допустимий обсяг вилову. Реальних підстав для такого «жорсткого» регулювання не було – улови на промислове зусилля не знижувались (рис. 3.24).

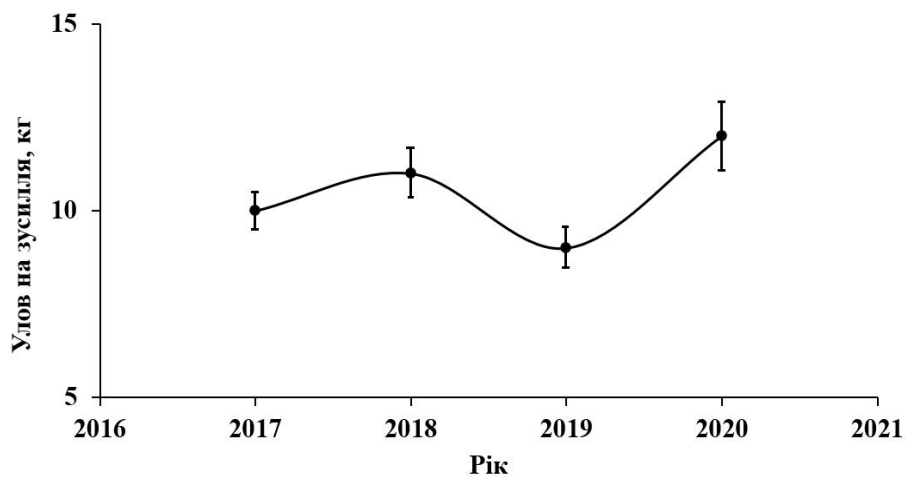


Рис. 3.24. Середній добовий улов креветки на один ятер на добу (кг) в північно-західній частині моря у 2017–2020 рр.

Як було показано вище, досягнутий до теперішнього часу рівень експлуатації ресурсу є оптимально допустимим, однак є необхідність стримувати подальше зростання видобутку. В значній мірі це пов'язано також і з тим негативним впливом, який промисел креветок завдає супутнім видам, в тому числі занесеним до Червоної книги України [36, 52]. Однак встановлення прогнозу або ліміту обсягу вилову на наступний рік для трав'яної креветки вважаємо недоцільним. Насамперед це зумовлено відсутністю будь-яких науково обґрунтованих підходів до прогнозування рівня чисельності цього короткоциклічного виду із завчасністю на 12 місяців. Завдання ускладнюється тим, що основну частку популяції складають цьоголітки та однорічки, чисельність яких на другому році життя сильно скорочується внаслідок високого рівня природної смертності [184]. Гідрометеорологічні умови та інші фактори, які

можуть сильно впливати як на рівень смертності, так і на відтворення популяції креветок в наступному році тим більше не можуть бути спрогнозовані.

Крім зазначених причин, встановленню лімітів вилову перешкоджає недосконала система обліку реальних уловів. В ході нашого перебування в бригадах рибалок виявилось, що статистика вилову далеко не повністю відображає реальні обсяги видобутку. За нашими оцінками, які засновані на даних про чисельність рибалок на узбережжі Каркінітської затоки, де відбувається найбільш масштабний промисел ятерями, загальне річне вилучення креветок в окремі роки може досягати 1000 т, що суттєво вище за статистичні дані (табл. 3.6). Основна причина такого стану справ криється в проблемах, з якими рибалки стикаються при здаванні улову креветок на рибоприймальний пункт. Справа в тому, що для відправки креветок споживачам їх необхідно відразу після вилову піддати варінню у солоній воді та наступному швидкому заморожуванню. Для оформлення вилову згідно встановлених державою нормативів всі ці технологічні процеси можуть здійснюватися тільки на спеціально обладнаному та сертифікованому підприємстві. На жаль, кількість таких відповідним чином обладнаних приймально-переробних цехів далеко відстає від потреб промислу. Відповідно, рибалки не мають можливості повністю легалізувати вилов та збут креветок. Для скорочення незареєстрованого вилову водних біоресурсів необхідно в цілому покращити систему обліку уловів рибодобувних підприємств.

В даній ситуації єдиним ефективним методом регулювання промислу є встановлення обмеження кількості знарядь лову і бригад рибалок на узбережжі. В останні роки у Режимі рибальства, який щорічно приймається урядом України, вказуються обмеження за кількістю ятерів та їхня мінімальна кількість на рибальську бригаду. Загальна кількість знарядь з 2020 р. встановлювалась в межах до 830 од., при цьому 65–70 % всіх знарядь виділялася підприємствам Херсонської області [93]. Як показала практика промислу останніх років, така кількість знарядь цілком забезпечує видобуток на оптимально-допустимому для популяції рівні. Органи рибоохорони, які видають дозволи цим бригадам та

контролюють їхню роботу на місцях промислу, мають повну можливість простежити за дотриманням цих вимог.

Слід враховувати, що популяція трав'яної креветки в українських водах доступна для промислу лише на деяких акваторіях, які охоплюють тільки частину її ареалу. Велика площа акваторій моря, його заток та лиманів, де мешкають креветки, знаходиться в межах заборонених для рибальства ділянок природно-заповідного фонду. Найбільш важливі для нагулу та розмноження креветок заповідні акваторії розташовані в Гендрівській та Ягорлицькій затоках, вздовж Кінбурнської коси та поблизу о-ва Джарилгач, а також в Тузловській групі лиманів. Креветки, що мігрують звідси, регулярно поповнюють промисловий запас, який може бути освоєний рибалками на дозволених для лову ділянках. Це надає біологічному ресурсу додаткової стійкості до надмірного впливу промислу.

3.3 Анчоус європейський

3.3.1. Розмірно-вікова та статева структура популяції, оцінка темпу росту та природної смертності

Найбільш очевидні критерії для оцінки сучасного стану ресурсу анчоуса в українських водах Чорного моря були виявлені при вивченні розмірно-масової, вікової та статевої структури його популяції. Диференційний за статевою приналежністю аналіз біологічних показників особин даного виду стали здійснювати після того як на початковому етапі робіт підтвердився встановлений ще попередніми дослідниками факт переважання самок в популяції [160, 177, 204]. Впродовж 2017–2021 рр. їх частка коливалась в межах 57–62 % і в середньому склала $60 \pm 0,9$ % (рис. 3.25).

Подібне співвідношення статей не змінювалось з віком риб та залишалось доволі стабільним у всіх вікових групах (рис. 3.26). Отримані нами дані щодо статевого складу популяції цього виду також узгоджуються з результатами досліджень, які проводились в південній частині моря у водах Туреччини, де частка самок складала близько 57–62 % від популяції [166, 222, 240].

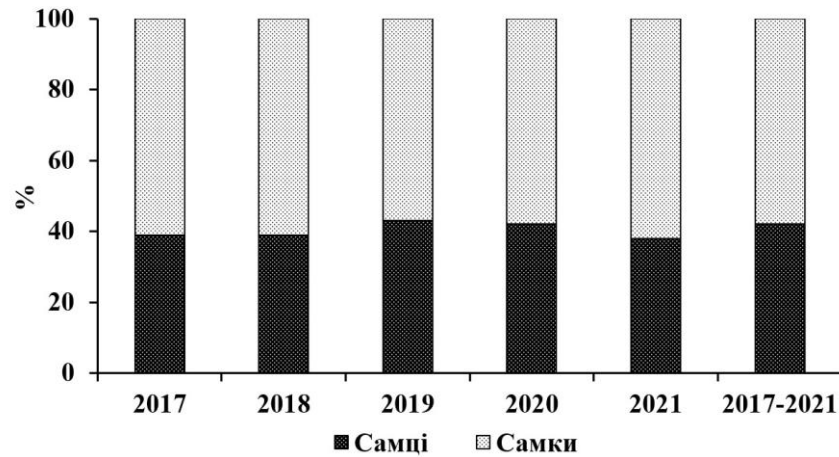


Рис. 3.25. Співвідношення статей в популяції анчоуса в північно-західній частині Чорного моря в 2017–2021 рр.

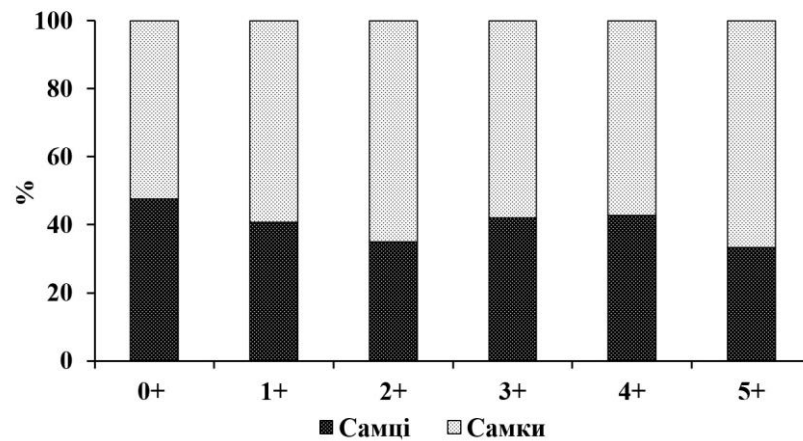


Рис. 3.26. Співвідношення статей анчоуса в різних вікових групах в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Віковий склад анчоуса в уловах впродовж 2017–2021 рр. відзначався значною мінливістю (рис. 3.27). У 2017 р. більшість риб в уловах були представлені цьоголітками (61 %). В наступному році улови були сформовані більш старшими за віком рибами – 1+–2+, які сумарно формували 84 % уловів. У 2019 р. віковий розподіл анчоуса став більш однорідним. В уловах збільшилась кількість риб віком 3+, частка яких склала 29 %, що майже вдвічі більше ніж у минулому році. В цьому році в пробах зазначено наявність риб з найстаршої вікової групи – 5+, які не зустрічались у попередні роки спостережень. В 2020 р. улови були сформовані рибами більш старших вікових груп ніж у попередньому –

близько 60 % анчоуса було представлено особинами двох-чотирьохрічного віку. Також помітно виросла кількість цьоголіток, частка яких склала 28 %. Вочевидь це відбулось внаслідок поповнення популяції високочисельним поколінням нересту минулого року. В 2021 р. віковий склад анчоуса знову змінився і за структурою розподілу був подібний до 2019 р. В уловах домінували риби вікових груп 2+ та 4+, частка яких складала 32 та 25 % відповідно. В цілому, в період досліджень анчоус в уловах був представлений 6-ма віковими групами від 0+ до 5+. Більшість риб мала вік 2+–3+, частка яких складала 28 та 20 % відповідно. Значних відмінностей у віковому складі самців та самок анчоуса не спостерігалось.

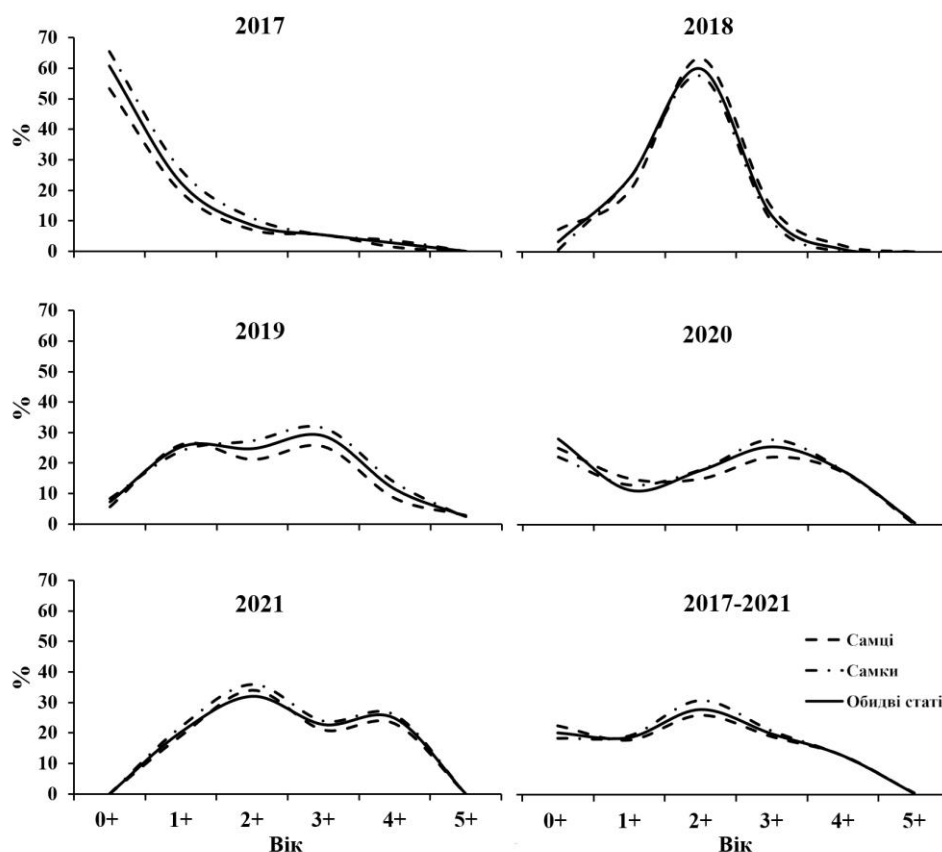


Рис. 3.27. Вікова структура популяції анчоуса в північно-західній частині Чорного моря в 2017–2021 рр.

Отримані результати вказують на значні відмінності у віковій структурі анчоуса, який мешкає в північно-західній частині моря порівняно з іншими районами басейну. Згідно з даними болгарських та турецьких дослідників в теплу пору року у південній частині моря анчоус зазвичай представлений рибами з

п'яти вікових груп, віком до 4+. На зимувальних скупченнях в південно-східній частині моря косяки сформовані в основному рибами віком 0+–1+, частка яких складає більше 50 % [215, 222, 225]. Як відомо, у берегів Грузії і Криму, в холодну пору року косяки анчоуса з Азовського та Чорного морів можуть утворювати змішані зимувальні скупчення [113, 160]. В окремі роки, під час весняної міграції у північно-західну частину Чорного моря, азовський та чорноморський анчоус утворюють змішані косяки. Як наслідок, ареали їх нересту перекриваються, а північно-західна частина моря виступає основною зоною гібридизації обох популяцій цього виду [43, 65, 66, 67, 113, 160].

Виявлена нами на північному заході моря, значно більша ніж у інших частинах басейну, частка риб з вікових груп 2+–4+, пояснюється особливостями розподілу міграційних косяків анчоуса у прибережній зоні. Зазвичай цьоголітки цього виду мігрують на більшій відстані від берега ніж риби старшого віку і як наслідок, значно менше уловлюються ставними неводами. На зимувальних же скупченнях косяки утворені рибами з усіх вікових груп, тому в улови кошільних неводів потрапляє значно більша кількість молоді анчоуса [112, 113, 160].

За час досліджень у як розмірному складі анчоуса, так і у віковому спостерігались щорічні зміни (рис. 3.28). У 2017 р. 52 % уловів склали риби довжиною 80–95 мм. В наступному році в уловах зросла кількість крупних риб. Основна частка (60 %) припадала на особин довжиною 90–110 мм. У 2019 р. розмірний склад став більш однорідним ніж у попередні роки, при цьому відбулось суттєве зменшення кількості крупних риб. У 2020 р. в уловах помітно зросла кількість молодих особин довжиною до 75 мм, частка яких склала 17 %. Також було відзначено домінування в уловах окремих розмірних класів 75–85 мм та 95–105 мм, частки яких склали 28 та 30 % відповідно. При цьому до 35 % риб довжиною 90–115 мм та мали вік 3+–5+, що вказує на їх знижений темп росту характерний для азовського анчоуса [112, 113]. У 2021 р. в уловах домінували переважно невеликі за розміром риби довжиною 75–90 мм (63 %). В цілому, довжина тіла анчоуса в період досліджень знаходилась в межах 55–125 мм, при цьому в уловах домінували риби з розмірної групи 75–95 мм, частка яких

складала 63 %. Значних відмінностей у розмірному складі самців та самок анчоуса не спостерігалось.

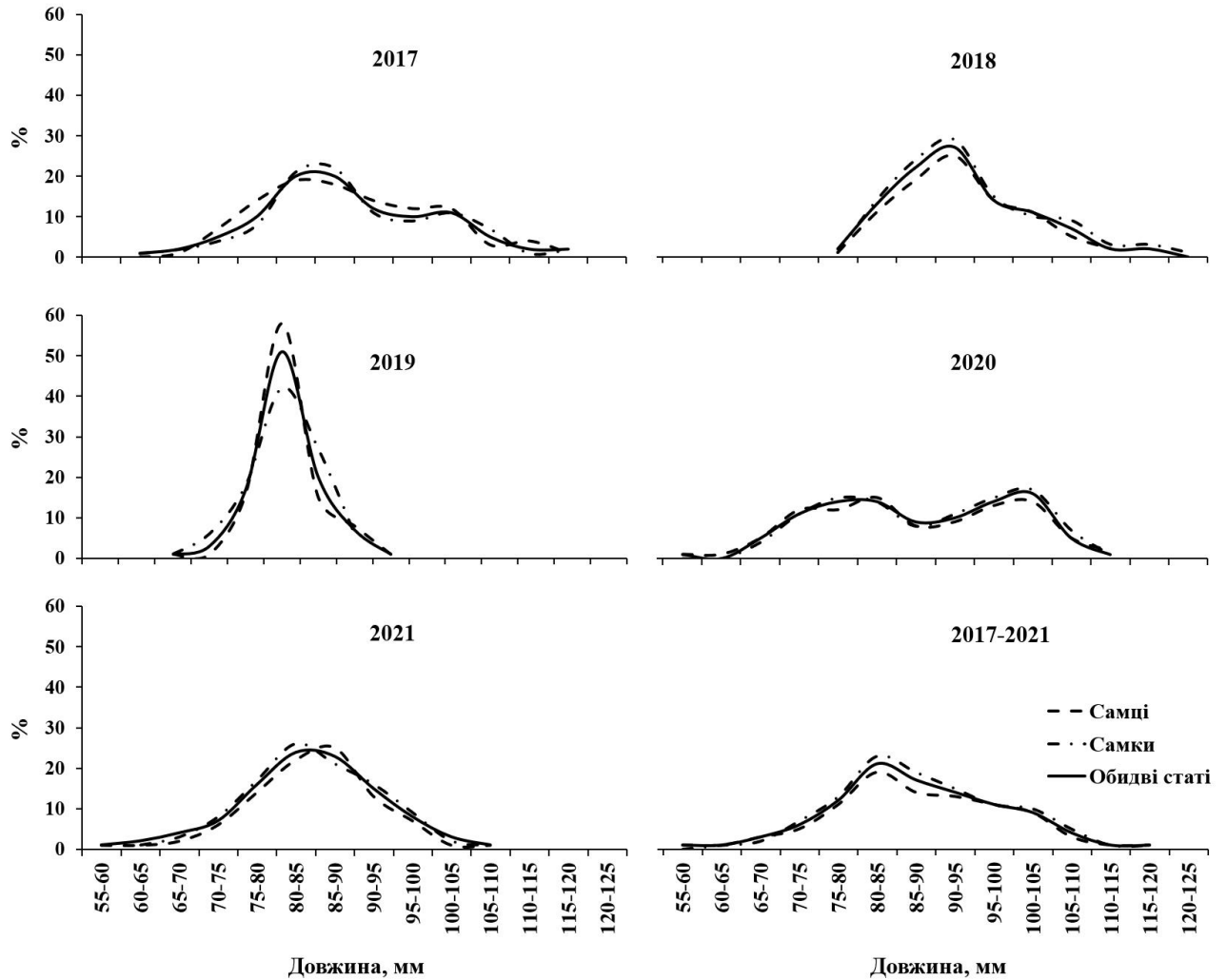


Рис. 3.28. Розмірна структура популяції анчоуса в північно-західній частині Чорного моря у 2017–2021 рр.

При порівнянні отриманих нами результатів з даними попередніх дослідників виявилось значне зниження розмірних характеристик анчоуса в уловах ставних неводів у північно західній частині Чорного моря порівняно з минулим століттям. За даними А. А. Майорової [76] наприкінці 1940-х рр. в цій частині басейну нерідко зустрічались риби довжиною до 140 мм, в той час як максимальна зареєстрована нами довжина анчоуса склала лише 125 мм. Також відбулось зменшення і середньої довжини риб в уловах. Якщо у минулому столітті, в липні-вересні середня довжина анчоуса складала $100,1 \pm 0,36$ мм, то в

період наших досліджень, в цю ж пору року вона виявилась суттєво меншою – $92,7 \pm 0,29$ мм.

Для характеристики росту анчоуса у 2017–2021 рр. були розраховані параметри залежності довжина–маса. Залежність маси від довжини цього виду виявилась досить високою – коефіцієнт детермінації R^2 мав значення 0,99. Відповідне рівняння степеневої залежності представлено на рисунку 3.29.

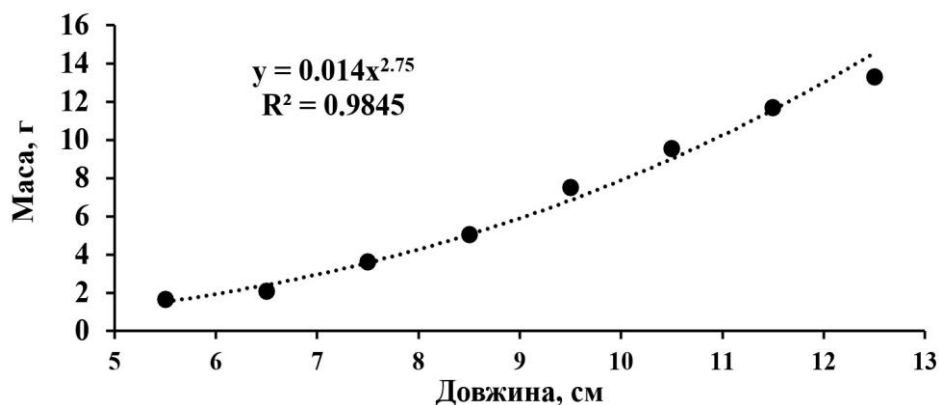


Рис. 3.29. Залежність маси від довжини анчоуса в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Протягом всього періоду досліджень характеристики маси анчоуса в межах одних і тих же розмірних груп змінювались незначно (рис. 3.30). Лише в 2019 р. відмічені більш високі середні значення маси, що, вірогідно, пов'язано з кращими умовами нагулу в цьому році.

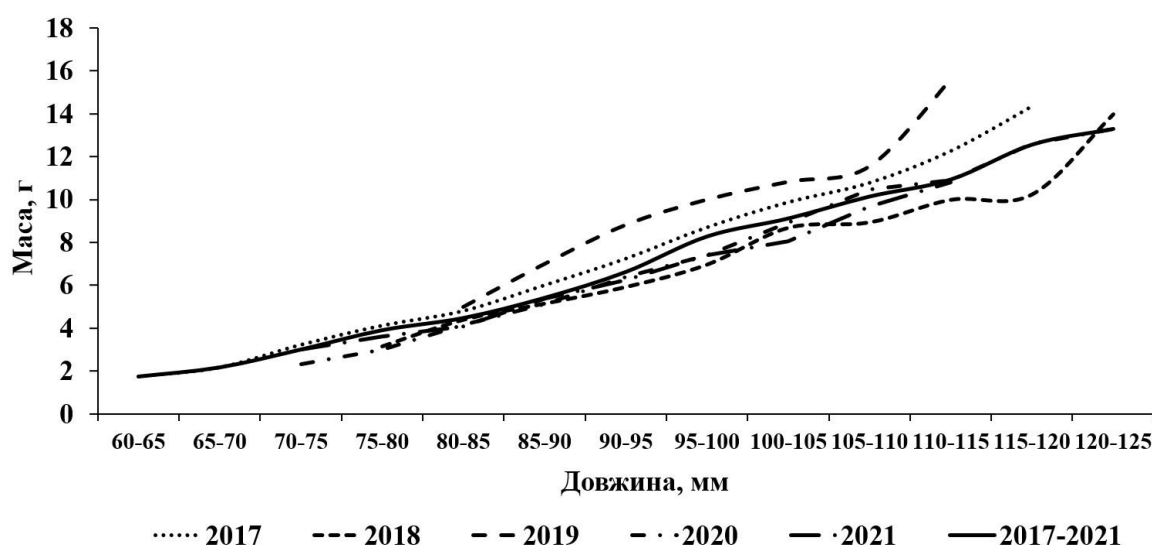


Рис. 3.30. Середні значення маси анчоуса за його розмірними класами в північно-західній частині Чорного моря у 2017–2021 рр.

На основі узагальнених даних за 2017–2021 рр., використовуючи середні значення довжини та маси особин анчоуса з окремих вікових груп, було здійснено оцінку темпу росту для обох статей цього виду. В вікових групах 1+–3+ самки були крупніші, ніж самці (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

Середні значення довжини та маси особин анчоуса в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Показники і стать риб	Вікові групи					
	0+	1+	2+	3+	4+	5+
Довжина самців, мм	88,7±0,71	94,9±0,91	97,8±0,68	103,9±0,59	112,5±0,94	113,8±3,75
Мін. – Макс., мм	68–108	73–113	83–116	93–118	103–124	108–125
Критерій Шапіро-Уїлка, р	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05
Маса самців, г	5,8±0,15	7,36±0,24	7,74±0,17	9,27±0,16	11,37±0,17	11,89±0,63
Мін. – Макс., г	2,2–10,5	2,3–15,6	4,1–13,3	5,9–12,6	10,0–14,2	10,8–13,3
Критерій Шапіро-Уїлка, р	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05
Кількість самців, екз	137	99	165	113	50	4
Довжина самок, мм	87,5±0,68	96,4±0,61	98,0±0,62	109,4±0,61	110,1±0,84	123,0±1,0
Мін. – Макс., мм	63–108	82–116	84–123	98–125	83–123	122–125
Критерій Шапіро-Уїлка, р	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05
Маса самок, г	5,7±0,14	7,5±0,17	7,6±0,15	10,5±0,15	10,5±0,18	13,3±0,90
Мін. – Макс., г	1,7–10,5	3,9–11,4	4,1–13,7	7,0–14,2	7,4–14,3	12,2–14,4
Критерій Шапіро-Уїлка, р	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05	p<0,05
Кількість самок, екз.	138	144	235	129	110	2

Натомість серед риб вікових груп 0+ самці характеризувались більшими середніми значеннями довжини та маси ніж особини протилежної статі. У вікових групах 0+–4+ середні значення довжини статистично значимо відрізнялись у риб різної статі ($p < 0,003$). У віковій групі 5+ порівняння самців та самок не проводилось через невелику кількість екземплярів.

Не зважаючи на статистично значимі відмінності емпіричних показників довжини в окремих вікових групах, побудовані за рівнянням Берталанфі криві, вказують на однакові темпи росту для обох статей цього виду (рис. 3.31).

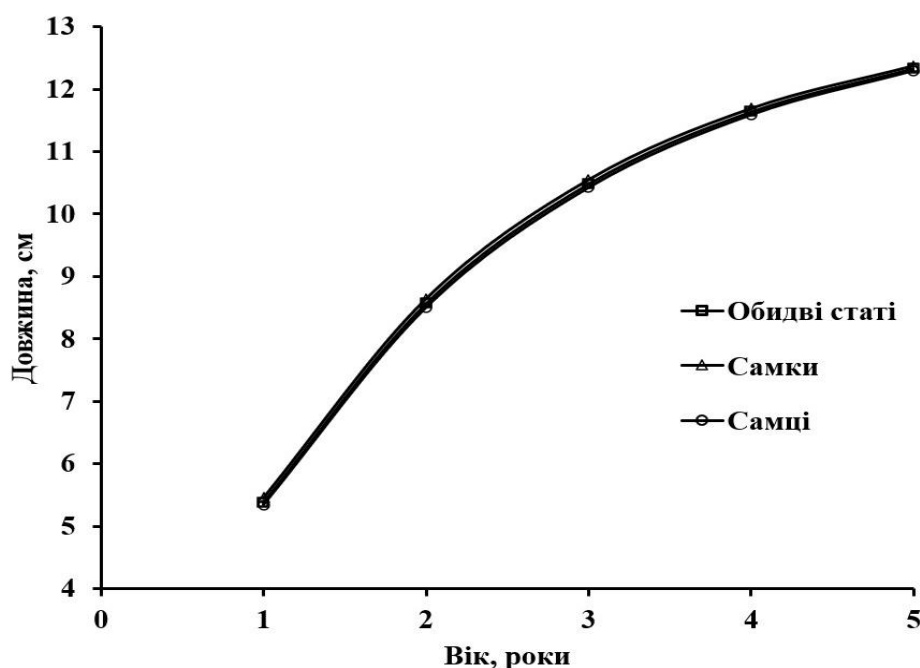


Рис. 3.31. Криві росту для кожної статі анчоуса відповідно до рівняння Берталанфі в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Для оцінки природної смертності використовували значення параметрів росту з рівняння Берталанфі та коефіцієнти рівняння залежності довжина-маса (a , B). Ці параметри визначались диференційовано за статтю (табл. 3.8). Отримані нами значення коефіцієнтів темпів росту анчоуса були нижчими ніж у риб з південної частини моря [149, 150, 222, 223]. Це підтверджує те, що в стаді анчоуса на північному заході моря в значній кількості присутні особини азовського анчоуса та його гібридні форми з чорноморським анчоусом, для яких характерний більш низький темп росту [112, 113, 160].

Таблиця 3.8

Параметри рівняння росту Берталанфі та коефіцієнти рівняння залежності довжина-маса (a , B) для анчоуса в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Стать риби	Показники				
	L_{∞}	k	t_0	a	B
Самці	13,38	0,50	-0,019	0,01453	2,75631
Самки	13,41	0,51	-0,019	0,02871	2,45485
Обидві статі	13,39	0,50	-0,013	0,01807	2,65785

Отримані значення коефіцієнтів природної смертності M для анчоуса представлені у таблиці 3.9. Результати розрахунків вказують на однаковий рівень смертності самців і самок.

Таблиця 3.9

Коефіцієнти природної смертності анчоуса в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Стать риби	Вік, роки					
	0+	1+	2+	3+	4+	5+
Самці	2,45	1,54	0,95	0,76	0,67	0,62
Самки	2,43	1,54	0,96	0,76	0,67	0,63
Обидві статі	2,46	1,55	0,96	0,76	0,67	0,62

Середній коефіцієнт природної смертності (M) для обох статей склав 1,02, а для основних в промислі вікових груп: 1+–5+ – 1,17. Отримані значення цього коефіцієнту виявились дещо вищими ніж ті що були розраховані для анчоуса з південної частини моря та в районах зимівлі біля кавказького узбережжя, які коливались в межах 0,8–0,9 [149, 160, 194, 225].

3.1.3. Оцінка стану популяції та рівня її експлуатації методами математичного моделювання

В 2022 р. Робочою групою з оцінки запасів в Чорному морі (WGBS) Генеральної Комісії з рибальства у Середземному морі (GFCM) за участі автора даної роботи були отримані оцінки запасу та допустимих рівнів експлуатації анчоуса для всього Чорного моря [182]. На відміну від попереднього періоду, коли для оцінки стану запасу чорноморського анчоуса використовувалася математична модель XSA [227], робоча група почала використовувати більш сучасну модель SAM, з кращим програмним забезпеченням. Модель SAM відрізняється від XSA більшою гнучкістю у налаштуванні та надає більший набір вихідних параметрів, що сприяє надійності висновків [209]. Для роботи моделі використовували надані представниками кожної з причорноморських країн матеріали щодо розмірно-вікового, масового, статевого складу, показників улову на зусилля та річних уловів анчоуса (табл. 3.10).

Таблиця 3.10

Улови чорноморського анчоуса (т) в період 1991–2021 рр.

Рік	Болгарія	Грузія	Румунія	Туреччина	Україна
1991	-	6871	-	79225	-
1992	-	1656	-	155417	2572
1993	-	857	-	218866	1598
1994	-	1301	197	278667	242
1995	35	1232	190	373782	888
1996	23	2288	140	273239	596
1997	44	2346	45	213780	3623
1998	48	1264	146	195996	1039
1999	36	1487	155	310801	4872
2000	64	941	204	260670	7719
2001	102	927	186	288616	6915
2002	237	2665	296	336419	6739
2003	131	11562	160	266069	8868
2004	88	9600	135	306656	5687
2005	14	9222	154	119255	6200
2006	6	17447	23	212081	4907
2007	60	25973	87	357089	3363
2008	28	31338	15	225344	3761
2009	42	39857	21	185606	4653
2010	65	25919	50	203026	5051
2011	18	11007	41	246390	6823
2012	7	56778	18	109187	6823
2013	10	70774	111	255309	-
2014	370	65493	62	71530	200
2015	13	58549	111	195350	248
2016	53	48800	102	112500	129
2017	4	99288	27	142108	31
2018	5	90000	32	83441	72
2019	71	89813	47	250315	69
2020	422	90000	72	161254	153
2021	-	-	-	-	170

Примітка – улови за 1991–2016 рр. із [236], за 2017–2021 із [170].

Отримані оцінки величини нерестової біомаси анчоуса вказували на те, що його загальний запас в Чорному морі з 1990 р. став відновлюватись після депресії викликані інтродукцією реброплава мнеміопсиса. Протягом наступних десяти років нерестова біомаса досягла свого максимального значення – 920 тис. т у 2000 р. В подальшому відбувалось поступове зниження запасу, який у 2018 р. досяг мінімального значення за останні 10 років – 303 тис. т. Слід відмітити, що в період зниження запасу у 2000–2016 рр. значення коефіцієнту промислової смертності залишалось приблизно на одному рівні і коливалось в межах 1,0–1,46. Це вказує на те, що погіршення стану цього ресурсу було викликане не надмірним промисловим навантаженням, а подальшим впливом харчового конкурента

анчоуса – мнеміопсиса. Після 2019 року запас знову почав зростати внаслідок поповнення поколіннями 2017–2018 рр. (рис. 3.32).

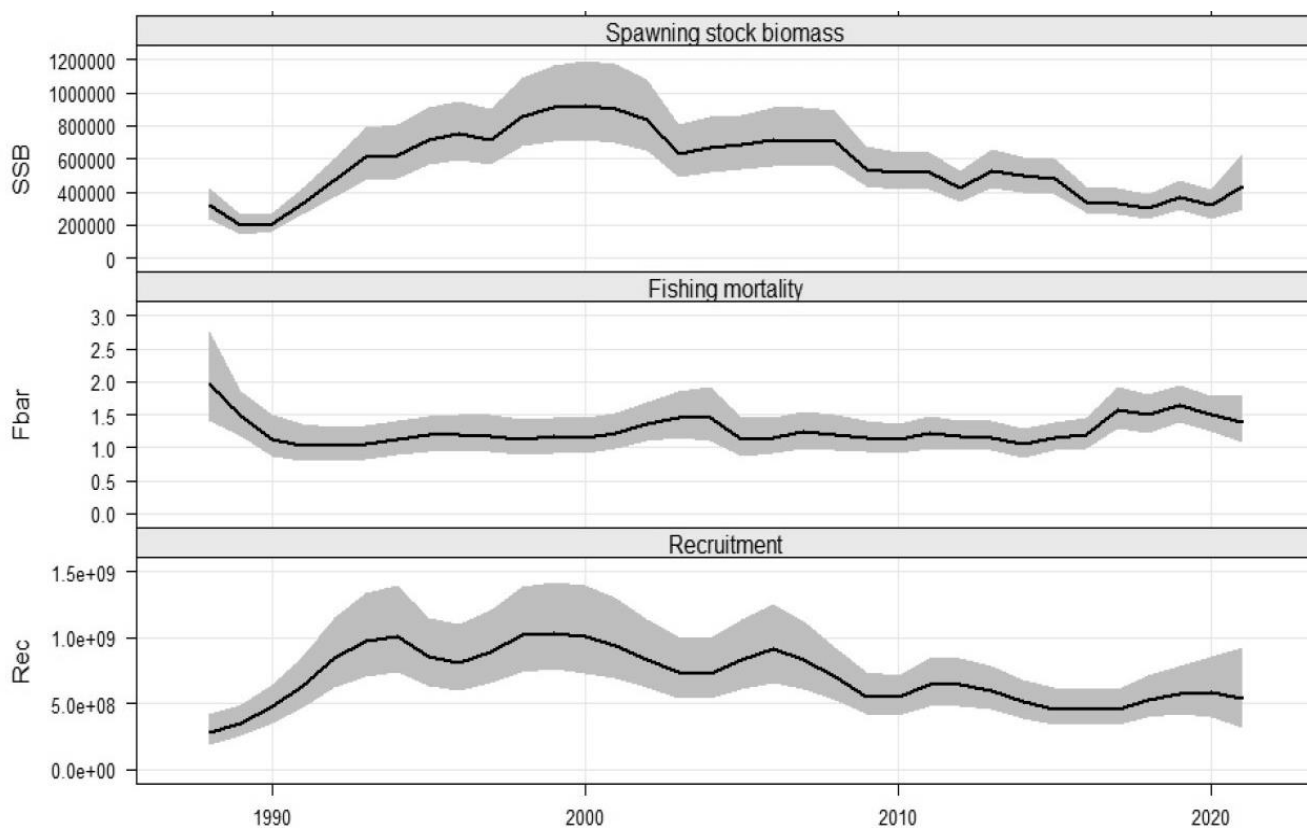


Рис. 3.32. Величини нерестової біомаси (SSB), промислової смертності (Fbar) та поповнення анчоуса (Rec) в Чорному морі в 1994–2020 р. [182].

Запас анчоуса у 2021 р. був оцінений на рівні 431 тис. т., що на 26 % перевищувало значення розраховане для минулого року. Оцінене у 2021 р. значення миттєвого коефіцієнта промислової смертності (F) для загального запасу анчоуса в Чорному морі склало 1,39, що менше його середнього значення за останні три роки – 1,54. Це вказує на певні покращення стану популяції. Оскільки на даному етапі застосування нового методу моделювання, не вдалось визначити такі орієнтири впливу промислу як – F_{MSY} (значення промислової смертності, яке відповідає максимально стійкому улову) та рівень промислової експлуатації (E), робоча група на теперішній час не прийшла до кінцевого висновку щодо стану загального запасу анчоуса в Чорному морі. Однак, на підставі попередніх оцінок, які вказували на надмірну експлуатацію загального запасу цього виду [179],

міжнародна група експертів прийшла до висновку, що не слід збільшувати промислове зусилля і залишити експлуатацію анчоуса на поточному рівні.

Використовуючи модель LBB і зібрані в північно-західній частині моря матеріали нам вдалось визначити мінімальну довжину (L_{opt}) при якій анчоус може видобуватись довгий час без шкоди для популяції. Вона склала – 76 мм. В той же час реальна зареєстрована в наших пробах середня довжина риб виявилась більшою – 92,7 мм. Застосована модель дозволила оцінити і селективність лову ставними неводами по відношенню до різних розмірних груп анчоуса. Розрахунки показали, що в котлі ставного невода з розміром вічка – 6,5 мм утримується всього лише 50 % особин з довжиною тіла менше 93 мм. Повне утримання знаряддям було відмічене лише для риб з довжиною тіла більше 103 мм. Отримані моделлю значення добре узгоджуються з емпіричними даними щодо розмірного складу уловів (рис. 3.33). Розрахована за допомогою моделі асимптотична довжина анчоуса в 2017 р. склала 133 мм. У 2021 р. значення цього показника збільшилось та склало 137 мм. Оскільки промислом з популяції вилучаються переважно найкрупніші особини, то в умовах надмірного вилову значення цього показника з часом би знижувалось. Однак, цього не спостерігається. Ріст асимптотичної довжини анчоуса слід розглядати як ознаку незначного покращення стану його популяції в останні роки.

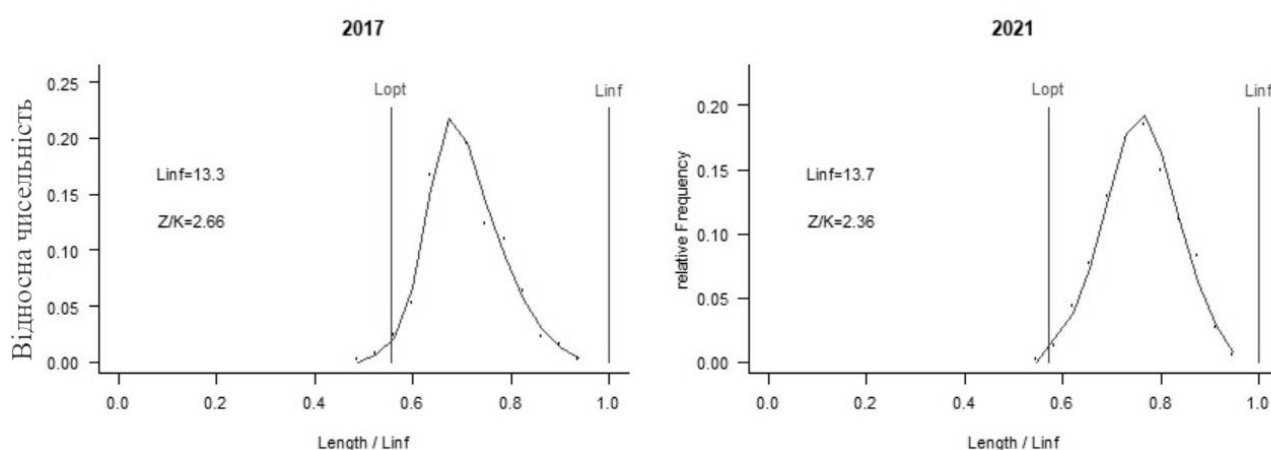


Рис. 3.33. Зміни в розмірній структурі анчоуса в північно-західній частині моря під впливом промислу в 2017 і 2021 рр. Length/Linf – відношення спостережуваної довжини до асимптотичної, L_{opt} – мінімальна оптимальна довжина для вилучення.

Згідно тієї ж моделі LBB співвідношення коефіцієнтів промислової і природної смертності анчоуса (F/M) впродовж 2017–2021 р. збільшилось з 0,1 до 0,56. Паралельно з цим значення коефіцієнту відносної біомаси (відношення поточної біомаси до біомаси якої популяція може досягнути в цій частині басейну за відсутності промислу – B/B_0) в цей період зменшилось від 0,85 до 0,77. Проте значення цих обох показників були значно нижче того рівня, який відповідає оптимальній експлуатації.

Розраховане для 2021 р. відношення поточної біомаси до біомаси рівень якої забезпечує стійкий довгостроковий вилов без вичерпання запасу (B/B_{MSY}) склало 2,1 (рис. 3.34). Все це свідчить про те, що експлуатація ресурсу анчоуса українськими добувними підприємствами здійснюється на рівні, який суттєво не досягає допустимих меж.

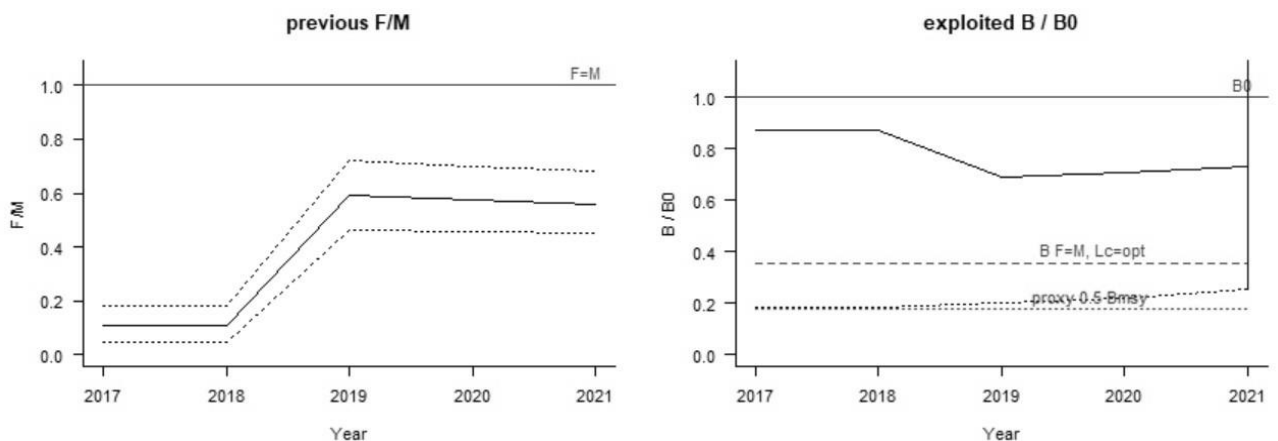


Рис. 3.34. Оцінка співвідношення промислової смертності анчоуса відносно природної (F/M) та відносної біомаси (B/B_0) анчоуса в північно-західній частині Чорного моря під впливом промислу в 2017–2021 рр.

Результати оцінки стану популяції анчоуса в північно-західній частині Чорного моря за допомогою моделі LBB свідчить про те, що промисел в українських водах не завдає шкоди запасу цього об'єкта. Однак тенденція зменшення річних уловів в останні десятиліття ясно вказують на те, що стан запасу цього виду на північному заході моря знаходиться в неблагополучному стані. Очевидно, що стан популяції погіршується через причини, які не залежать від промислової експлуатації.

3.3.3. Сучасний стан промислу і регулювання вилову на оптимальному рівні

Анчоус є традиційним об'єктом українського промислу в Чорному морі. У 1992–2013 рр. його частка в продукції українського рибальства коливалась в межах 11–79 % і становила в середньому 39 % від вилову водних біоресурсів України в цій водоймі [170]. Проте після втрати нашою країною найважливіших традиційних районів промислу в акваторії Кримського півострова в 2014 р. улови цього виду знизились в 17 разів, а його частка від загального вилову скоротилась до 1,6 %. До подій 2014 р. в українських водах спеціалізований лов анчоуса здійснювався кошільними неводами та різноглибинними тралами в місцях його зимувальних скупчень у берегів Криму. З 2015 р. практично весь анчоус став добуватися Україною лише в ході неспеціалізованого лову ставними неводами під час його весняних та осінніх міграцій. При цьому, більша частка річного вилову зазвичай припадала саме на весняну пору [50].

У 2017–2019 рр. нами спостерігалась доволі погана ситуація на прибережному промислі анчоуса в українських водах. Вилов одного ставного невода в районі Одеської та Миколаївської областей звичайно не перевищував 10 т за рік. Цей вид відзначався в знаряддях тільки в короткий часовий проміжок – в кінці травня і на початку червня. Навесні та в першій половині літа в 2020–2021 рр. улови анчоуса в ставних неводах збільшилися в порівнянні з двома минулими роками і його річний вилов зріс більш ніж у 2 рази (табл. 3.10). Певно, в останні два роки нерестові сезони проходили більш сприятливо для анчоуса, що призвело до появи в популяції високочисельних поколінь. В цілому, отримані нами результати свідчать про те, що спостережувані в останні два десятиліття коливання запасу і уловів, не пов'язані з впливом надмірного промислу. Що стосується загального серйозного скорочення уловів анчоуса в знаряддях прибережного лову в порівнянні з періодом минулого століття, то воно безумовно пов'язано з погіршенням умов нагулу і мешкання пелагічних риб в північно-західній частині моря. Відсутність такої ж серйозної негативної динаміки в уловах

Туреччини та Грузії вказує на те, що даний вид суттєво скоротив свої міграції в мілководну зону, прилеглу до нашого узбережжя.

Станом на теперішній час, загальний запас анчоуса в Чорному морі розглядається компетентними міжнародними організаціями як надмірно експлуатований [179, 182]. Проте, отримані нами оцінки біомаси та промислової смертності цього виду для північно-західної частини моря свідчать про те, що сучасні обсяги вилову не завдають шкоди цьому ресурсу в українських водах. З огляду на той факт, що улови України впродовж останніх років складають менше 0,1 % від загального улову інших чорноморських країн, будь які обмеження рівня промислового вилучення цього об'єкта в наших водах не призведуть до збільшення його запасу. Тому видобуток анчоуса в українських водах слід здійснювати без встановлення будь яких лімітів вилову.

3.4. Шпрот європейський

3.4.1. Розмірно-вікова та статева структура популяції, оцінка темпу росту та природної смертності

Найбільш очевидні критерії для оцінки сучасного стану ресурсу шпрота в українських водах були виявлені при вивченні розмірно-вікової та статеві структури його популяції. Диференційний за статевію приналежністю аналіз біологічних показників особин даного виду стали здійснювати після того як на початковому етапі робіт підтвердився встановлений ще попередніми дослідниками факт значного переважання самок в популяції [10, 131, 217]. Впродовж 2017–2021 рр. їх частка коливалась в межах 59–67 % і в середньому склала $62 \pm 1,5$ % (рис. 3.35).

Подібне співвідношення статей не змінювалось з віком риб та залишалась стабільним у всіх вікових групах (рис. 3.36). Отримані нами дані щодо статевію складу популяції цього виду також узгоджуються з результатами досліджень які проводились в південній частині моря у водах Болгарії та Туреччини, де частка самок складала 56–70 % [137, 217].

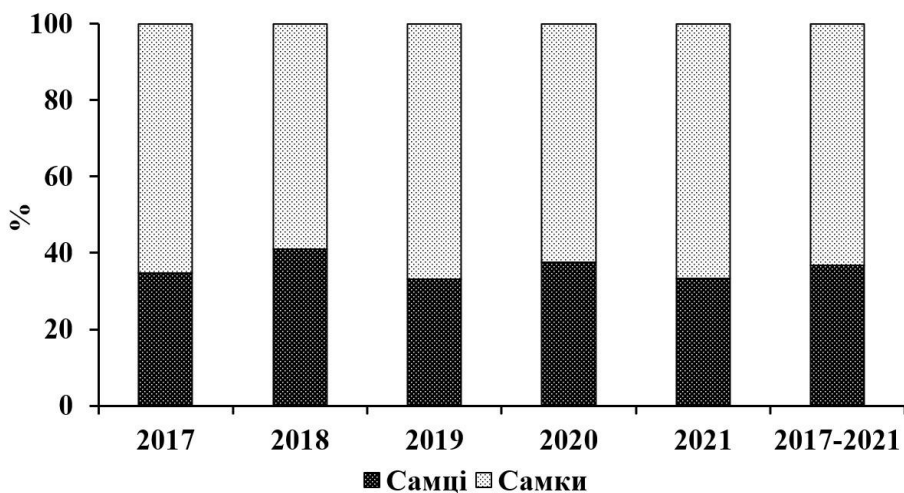


Рис. 3.35. Співвідношення статей в популяції шпрота в північно-західній частині Чорного моря у 2017–2021 рр.

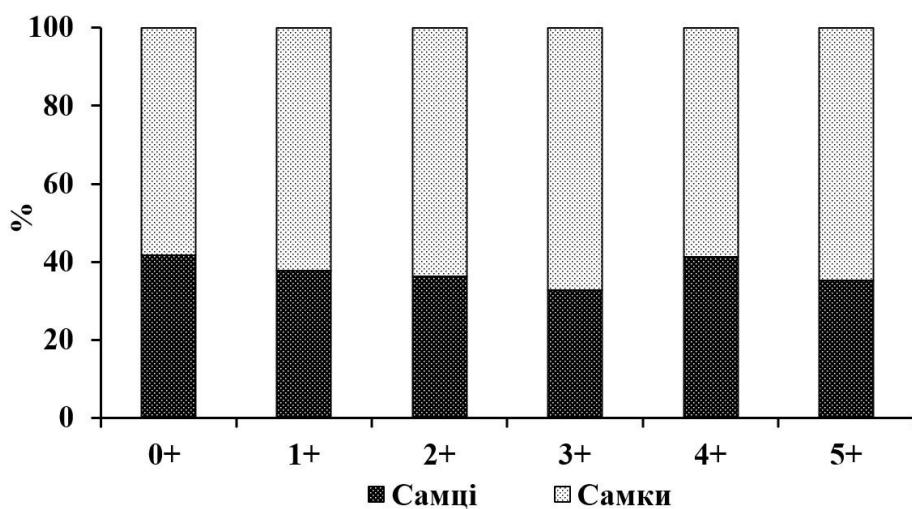


Рис. 3.36. Співвідношення статей шпрота в різних вікових групах в північно-західній частині Чорного моря в цілому згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Віковий склад шпрота в тралових уловах у водах північно-західної частини моря впродовж 2017–2021 рр. був досить стабільним. Риби в уловах були представлені 6-ма віковими групами від 0+ до 5+, а основну частку склали особини віком 1–2 роки. Частка цих двох вікових груп у обох статей в період досліджень коливалась від 60 до 80 %, а за узагальненими даними за всі роки досліджень вона склала 70 % (рис. 3.37).

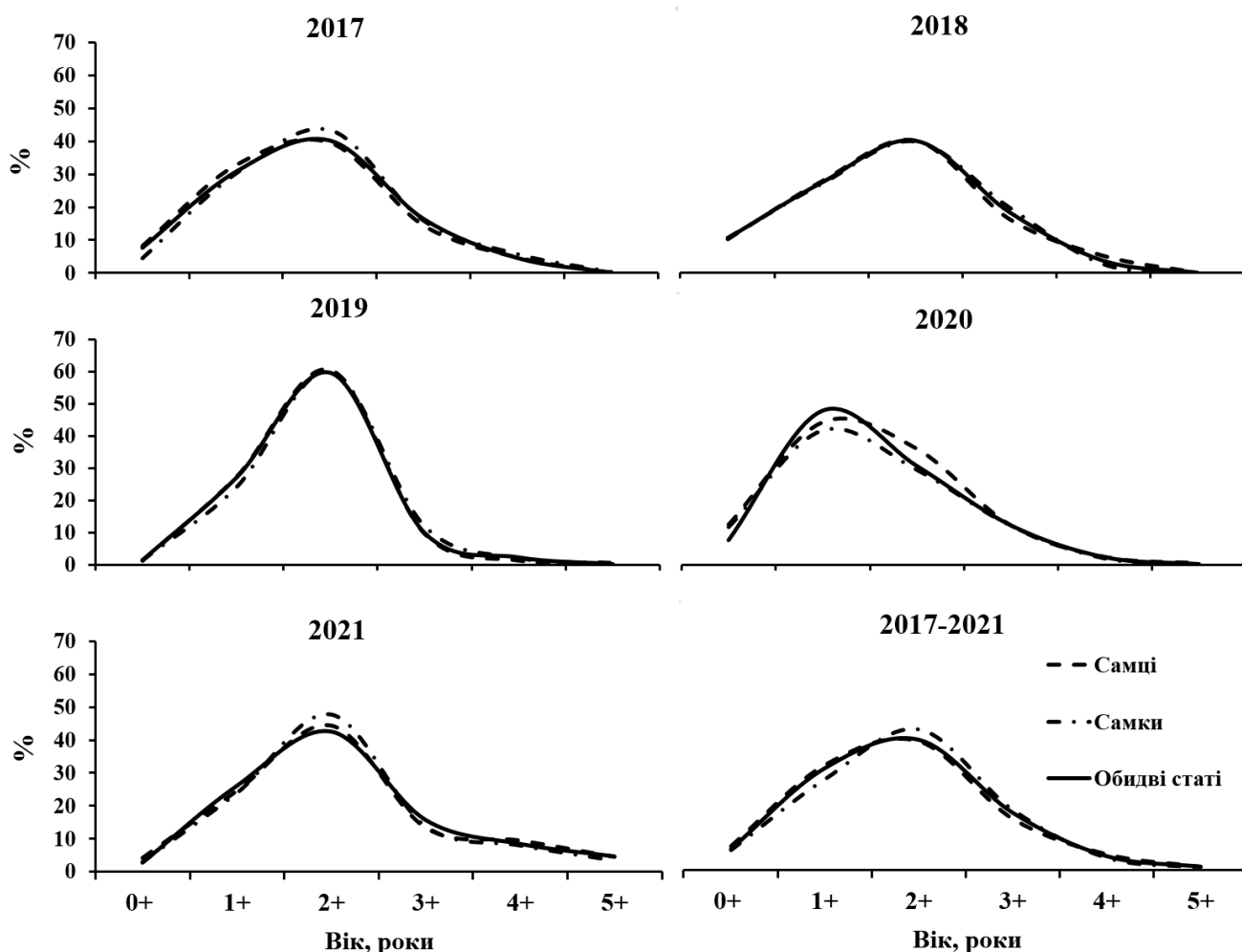


Рис. 3.37. Вікова структура популяції шпрота в північно-західній частині Чорного моря в 2017–2021 рр.

Як відомо, в середині минулого століття, на північному заході моря, значну частку промислових уловів шпрота формували крупні риби віком 4–5 років. Однак, в той час промисел цього виду здійснювався переважно ставними неводами в прибережній зоні, куди в червні-травні найбільш крупні особини мігрували на нагул [130]. Проте, в уловах з дослідницьких знарядь, на віддалених від берега ділянках моря, більшість риб була представлена особинами віком 2 роки [10, 131, 132].

В період спостережень у розмірному складі шпрота на відміну від вікового, нами відмічені більш помітні зміни (рис. 3.38).

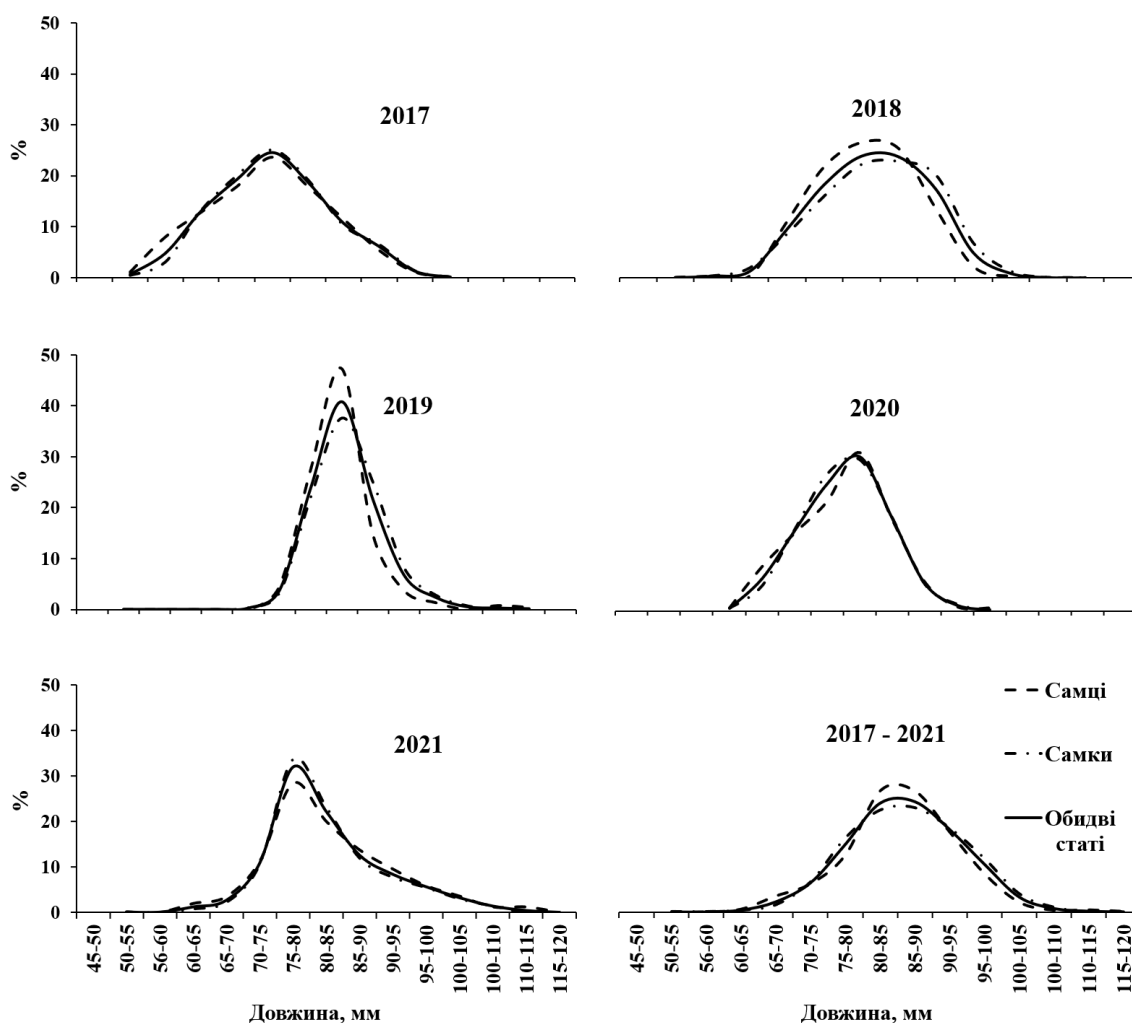


Рис. 3.38. Розмірна структура популяції шпрота у північно-західній частині моря в 2017–2021 рр.

У 2017 році особини довжиною 70–85 мм в уловах складали близько 60 %. У 2018 році в уловах зросла кількість крупних риб. Основна частка (65 %) припадала на особин довжиною 80–95 мм. У 2019 р. розмірний склад став більш однорідним ніж у попередні роки. Більше 85 % риб в пробах були представлені особинами довжиною 75–90 мм. Помітно скоротилась кількість молоді довжиною до 75 мм, частка якої склала менше 5 %. У 2020 році в уловах зросла кількість риб довжиною 55–75 мм, що вірогідно свідчить про поповнення популяції високочисельним поколінням нересту 2019–2020 рр. У 2021 р. в уловах помітно збільшилась кількість крупних риб довжиною до 115 мм. В цілому, довжина тіла шпрота в період досліджень знаходилась в межах 50–115 мм, при цьому частка розмірної групи 75–90 мм, яка домінувала в уловах, складала 63 %. Значних

відмінностей у розмірному складі самців та самок в уловах шпрота не спостерігалось.

При порівнянні отриманих нами результатів з даними попередніх дослідників виявилось, що в популяції шпрота в останні 50 років відбулось значне скорочення частки найбільш крупних особин. В 70–80-х рр. минулого століття в промислових тралових уловах переважали риби довжиною 90–105 мм. В той період нерідко зустрічались особини розміром до 130 мм. Під час наших досліджень більша частка риб в уловах була представлена значно меншими за розміром особинами довжиною 70–90 мм, а максимальна довжина шпрота не перевищувала 115 мм (рис. 3.39).

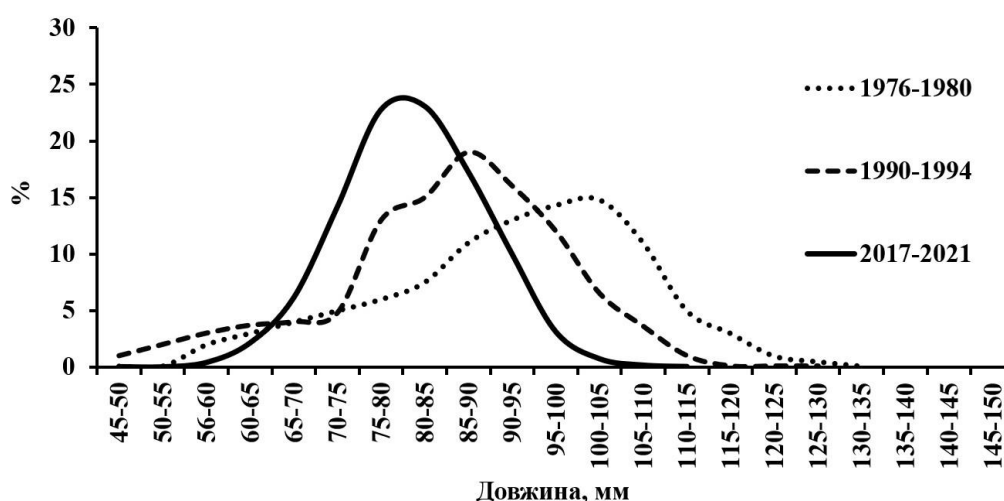


Рис. 3.39. Динаміка розмірного складу шпрота в 1976–2021 рр. Данні за 1976–1994 рр. з [128].

Для характеристики масового росту шпрота в 2017–2021 рр. нами були розраховані параметри залежності довжина–маса. Залежність маси від довжини цього виду виявилась досить високою – коефіцієнт детермінації R^2 мав значення 0,99. Відповідне рівняння степеневої залежності представлено на рисунку 3.40.

Протягом всього періоду досліджень маса окремих особин шпрота в межах одних і тих же розмірних груп змінювались незначно (рис. 3.41). Лише в 2020 р. відмічені більш високі середні значення маси, що, вірогідно, пов'язано з кращими умовами нагулу в цьому році.

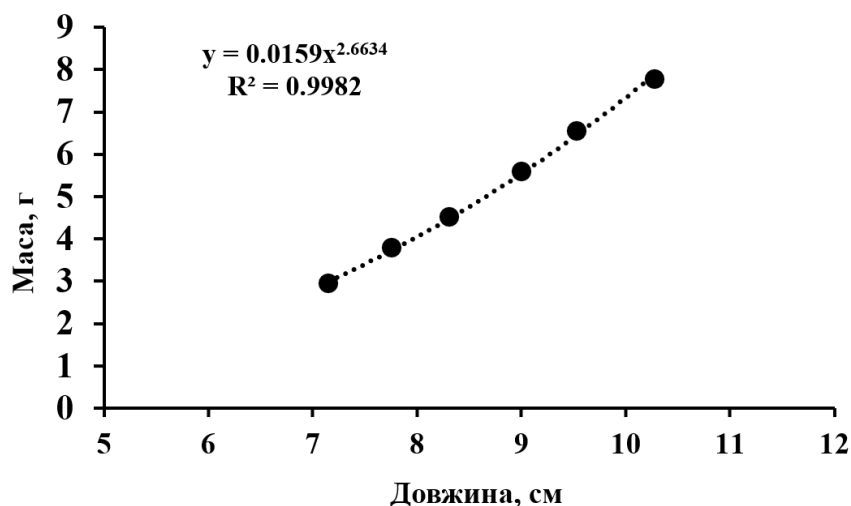


Рис. 3.40. Залежність маси від довжини шпрота в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2018–2021 рр.

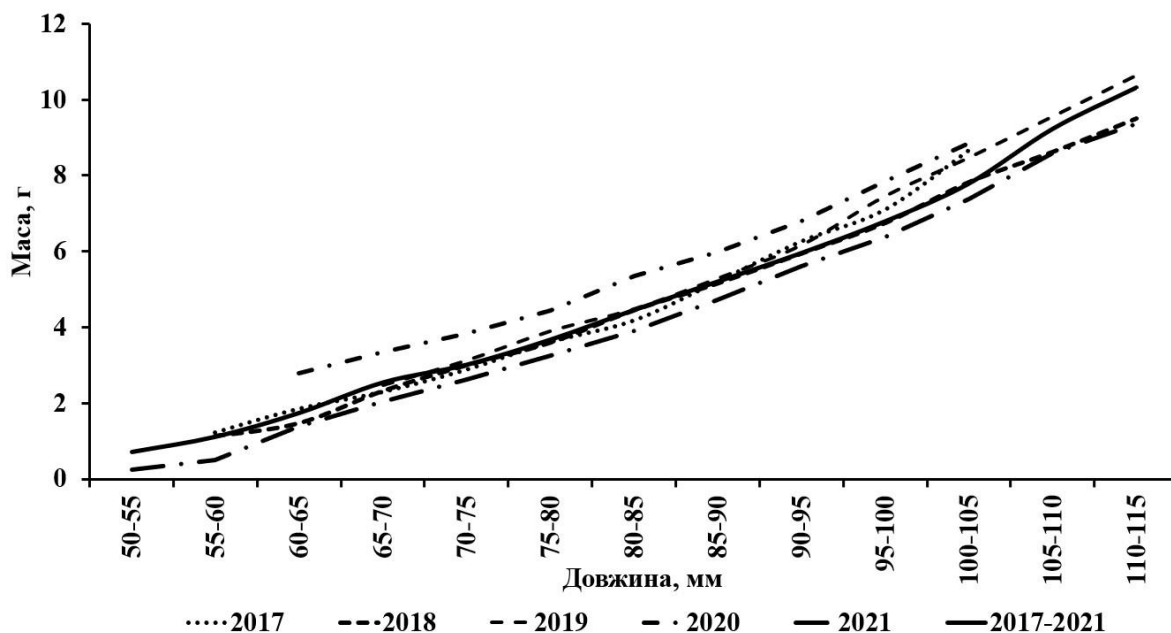


Рис. 3.41. Середні значення маси шпрота за його розмірними групами в 2017–2021 рр.

Порівняння отриманих нами середніх значень маси шпрота для окремих класів варіаційного ряду його довжини тіла в різні роки виявило динаміку зменшення його середньої маси в останні десятиліття. Порівняно з минулим століттям, у 2017–2021 рр. у риб з більшості розмірних класів спостерігались менші середні значення маси. Лише у риб з розмірних класів 75–90 мм значення

середньої маси були більшими ніж у особин аналогічної довжини у 1970–1980 рр. минулого століття [128].

Порівняння отриманих нами даних щодо розмірних характеристик шпрота в північно-західній частині моря з результатами попередніх дослідників свідчить про значне зниження темпів росту цього виду. Очевидно, що головною причиною подібних змін у розмірній структурі популяції цього виду стали глобальні зміни в пелагічній екосистемі моря, які супроводжувались суттєвим погіршенням кормової бази всіх риб планктофагів. Найбільш сильно на умови нагулу шпрота вплинула інтродукція харчового конкурента риб – атлантичного реброплава мнеміопсиса [163, 169, 229]. На початку XXI століття було виявлено загальне зменшення наповненості шлунків шпрота та поява в його раціоні непритаманних для цього холодноводого виду теплолюбних представників зоопланктону таких як *Podon leuckarti* (Sars, 1862) та *Penilia avirostris* Dana, 1849. В той же час в живленні шпрота зменшилась частка видів, які раніше становили основу його живлення: *Calanus euxinus* Hulsemann, 1991, *Pseudocalanus elongatus* (Brady, 1865) та інш. [32, 33]. Ще одним з найбільш важливих показників, який підтверджує погіршення забезпеченості шпрота кормом, виявилось зниження його жирності впродовж останніх десятиліть. З середини 90-х років минулого століття жирність шпрота в північній частині моря з 12–16 % зменшилась до 7,6–10,8 % [233]. Вселення у 1997 р. в Чорне море реброплава берое, який є природним ворогом мнеміопсиса, безсумнівно покращило стан ресурсів пелагічних риб [160]. Проте подальше погіршення умов нагулу шпрота не припинилось. Як відомо, масовий розвиток берое починається з середини літа, і тільки після виїдання цим хижаком мнеміопсиса відбувається нормалізація біомаси кормового планктону та покращення умов нагулу риб [124, 231]. Оскільки реброплав берое зазвичай відсутній в травні–першій половині червня популяція мнеміопсиса встигає значно раніше наростити свою чисельність і, відповідно, істотно зменшувати кількість кормових об'єктів шпрота, який відрізняється від більшості чорноморських риб саме весняно-літнім максимумом живлення [50, 52]. Найбільшої шкоди

мнеміопсис завдає цьоголіткам, які вимушені в період свого інтенсивного росту мешкати в умовах постійної харчової конкуренції з цим реброплавом.

На основі узагальнених даних за 2017–2021 рр., використовуючи середні значення довжини та маси вікових груп шпрота було здійснено оцінку темпу росту для обох статей цього виду. У вікових групах 1+–3+ самки були крупніші, ніж самці. Натомість серед риб вікових груп 4+ та 5+ самці характеризувались більшими середніми значеннями довжини та маси ніж самки. У вікових групах 0+, 1+, 4+, 5+ років середні значення довжини самок статистично значимо відрізнялись від відповідних показників самців ($p < 0,001$). Статеві відмінності шпрота за довжиною та масою у вікових групах 2+ та 3+ виявилися статистично не достовірними ($p > 0,05$), (табл. 3.11).

Таблиця 3.11

Середні значення довжини та маси особин шпрота в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Вікові групи	0+	1+	2+	3+	4+	5+
Довжина самців, мм	71,3±0,28	77,1±0,12	82,9±0,10	89,1±0,18	95,2±0,31	105,2±0,80
Мін. – Макс., мм	51–85	66–90	71–100	76–110	78–110	91–110
Критерій Шапіро-Уїлка, р	0,31	0,21	0,27	0,18	0,17	0,06
Маса самців, г	3,0±0,04	3,7±0,02	4,5±0,02	5,4±0,04	6,5±0,07	8,3±0,26
Мін. – Макс., г	0,3–4,5	1,4–5,8	2,0–9,0	3,6–11,5	5,2–11,0	6,4–13,0
Критерій Шапіро-Уїлка, р	0,21	0,24	0,19	0,21	0,24	0,09
Кількість самців, екз	370	1632	2000	794	243	48
Довжина самок, мм	72,1±0,23	77,7±0,10	83,1±0,08	90,7±0,12	93,3±0,28	101,8±0,41
Мін. – Макс., мм	51–85	61–90	71–100	81–110	84–110	95–111
Критерій Шапіро-Уїлка, р	0,39	0,11	0,10	0,20	0,56	0,61
Маса самок, г	3,1±0,03	3,8±0,02	4,5±0,01	5,7±0,02	6,1±0,05	7,5±0,10
Мін. – Макс., г	0,3–5,3	1,4–5,8	2,0–9,0	3,3–11,0	3,6–9,0	6,3–9,0
Критерій Шапіро-Уїлка, р	0,16	0,23	0,32	0,11	0,31	0,21
Кількість самок, екз.	546	2436	3766	1619	440	79

Не зважаючи на статистично значимі відмінності емпіричних показників довжини в окремих вікових групах, побудовані за рівнянням Берталанфі криві, вказують на однакові темпи росту для обох статей цього виду (рис. 3.42).

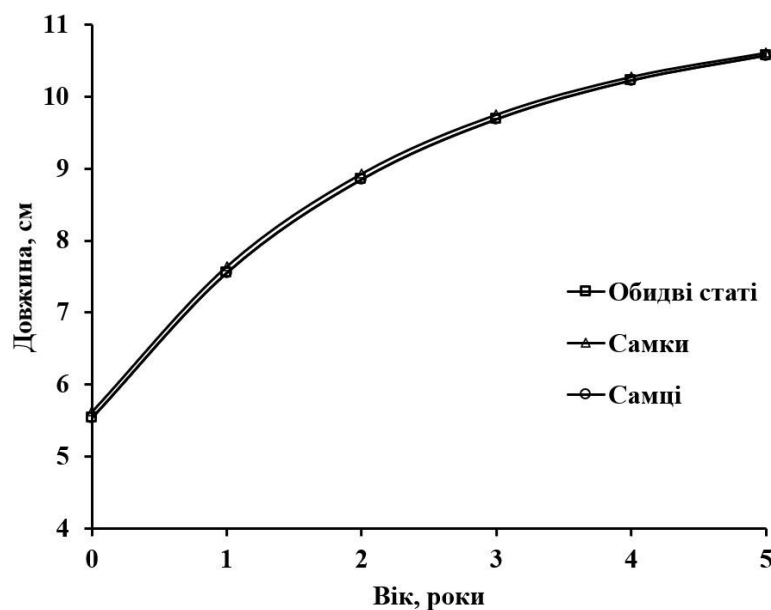


Рис. 3.42. Криві росту для кожної статі шпрота відповідно до рівняння Берталанфі в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Для оцінки природної смертності використовували значення параметрів росту з рівняння Берталанфі та коефіцієнти рівняння залежності довжина-маса (a , B). Ці параметри визначались диференційовано за статтю (табл. 3.12). Отримані значення співпадали з даними досліджень проведених у водах Болгарії, Румунії та Туреччини [194, 218, 244]. В той же час, порівняння розрахованих нами показників темпів росту шпрота з даними середини-кінця минулого століття, вказало на їх суттєве зниження в сучасний період [191, 214, 237].

Таблиця 3.12

Параметри рівняння росту Берталанфі та коефіцієнти рівняння залежності довжина-маса (a , B) для шпрота в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Стать риби	Показники				
	L_{∞}	k	t_0	a	B
Самці	11,19	0,44	-0,761	0,01752	2,62063
Самки	11,09	0,45	-0,770	0,01948	2,57087
Обидві статі	11,19	0,44	-0,768	0,01790	2,61000

Отримані значення коефіцієнтів природної смертності (M) для шпрота представлені у таблиці 3.13. Результати розрахунків вказують на однаковий рівень смертності самців і самок.

Таблиця 3.13

Коефіцієнти природної смертності шпрота в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Стать риби	Вік, роки					
	0+	1+	2+	3+	4+	5+
Самці	2,00	1,37	0,89	0,71	0,63	0,58
Самки	1,98	1,36	0,89	0,72	0,63	0,59
Обидві статі	1,98	1,36	0,89	0,71	0,62	0,58

Середній коефіцієнт природної смертності (M) для обох статей склав 1,02, а для основних в промислі вікових груп: 1+–5+ – 0,83. Отримані значення цього коефіцієнту виявились аналогічними тим, які були встановлені для цього виду в болгарських, румунських та турецьких водах Чорного моря [194, 218, 244].

3.4.2. Оцінка стану популяції та рівня її експлуатації методами математичного моделювання

На першому етапі, в 2021 р. Робочою групою з оцінки запасів в Чорному морі (WGBS) Генеральної Комісії з рибальства в Середземному морі (GFCM), за участі автора даної роботи була проведена робота з оцінки всього ресурсу шпрота в Чорному морі та допустимих рівнів його експлуатації [181]. Цю загальну оцінку проводили за допомогою моделі SAM [209]. Для роботи моделі використовували надані представниками кожної з причорноморських країн матеріали щодо розмірно-вікового, масового, статевого складу, показників улову на зусилля і річних уловів шпрота (табл. 3.14).

Отримані оцінки нерестової біомаси та промислової смертності шпрота вказували на те, що динаміка його загального запасу в Чорному морі відрізняється циклічним характером. Після депресії у 1990-х рр. його запас з початку 2000-х почав поступово відновлюватись і в 2008–2010 рр. досяг значення вище ніж 300 тис. т.

Таблиця 3.14

Улови шпрота (т) причорноморськими країнами в 1991–2021 рр. [170].

Рік	Болгарія	Грузія	Російська федерація	Румунія	Туреччина	Україна
1991	2710	-	-	729	-	-
1992	2353	830	3221	2074	-	-
1993	2174	232	694	2439	-	9154
1994	2200	308	1013	2203	-	12615
1995	2874	292	1263	1982	-	15218
1996	3535	185	1537	2014	-	20720
1997	3646	85	706	3318	-	20208
1998	3275	24	1243	3293	-	30282
1999	3595	45	4473	1933	-	29238
2000	1737	-	5543	1803	-	32655
2001	695	30	11122	1792	1000	49004
2002	11595	43	11218	1617	2049	45503
2003	9155	2	20974	1219	6022	31379
2004	2889	4	14324	1350	5409	30894
2005	2575	0	13889	1487	5498	35707
2006	2655	0	10616	491	7308	21309
2007	2985	1	6815	228	11916	18013
2008	4310	0	7814	234	39072	21111
2009	4551	6	8733	92	53346	24604
2010	4041	0	5911	29	56869	24652
2011	3958	0	5097	132	87127	24379
2012	2830	1	3937	87	12042	15751
2013	3794	1	3132	60	9764	12866
2014	2279	1	10319	85	41648	2114
2015	3301	1	26377	106	76945	2237
2016	2296	0	24536	49	50222	1745
2017	3189	0	14782	29	33950	2159
2018	3188	0	13693	32	20057	1603
2019	4585	-	17948	9	38073	1370
2020	1623	-	18272	5	26804	1984
2021	-	-	-	-	-	1732

У 2012–2013 рр. запас шпрота скоротився до 140 тис. т, а загальний вилов в морі знизився більш ніж у три рази. Після 2013 року запас знову почав зростати внаслідок потужного поповнення поколіннями 2012–2014 рр., однак після 2015 р. відбулось його чергове зменшення (рис. 3.43). Оцінений у 2020 р. миттєвий коефіцієнт промислової смертності (F) для загального запасу шпрота в Чорному морі склав 0,53, що менше, ніж значення (F_{MSY})=0,64, яке відповідає максимально стійкому улову [181]. Коефіцієнт промислової експлуатації (E), становив 0,36, що виявилось також нижче рекомендованого для короткоциклічних пелагічних риб значення – 0,40 [212].

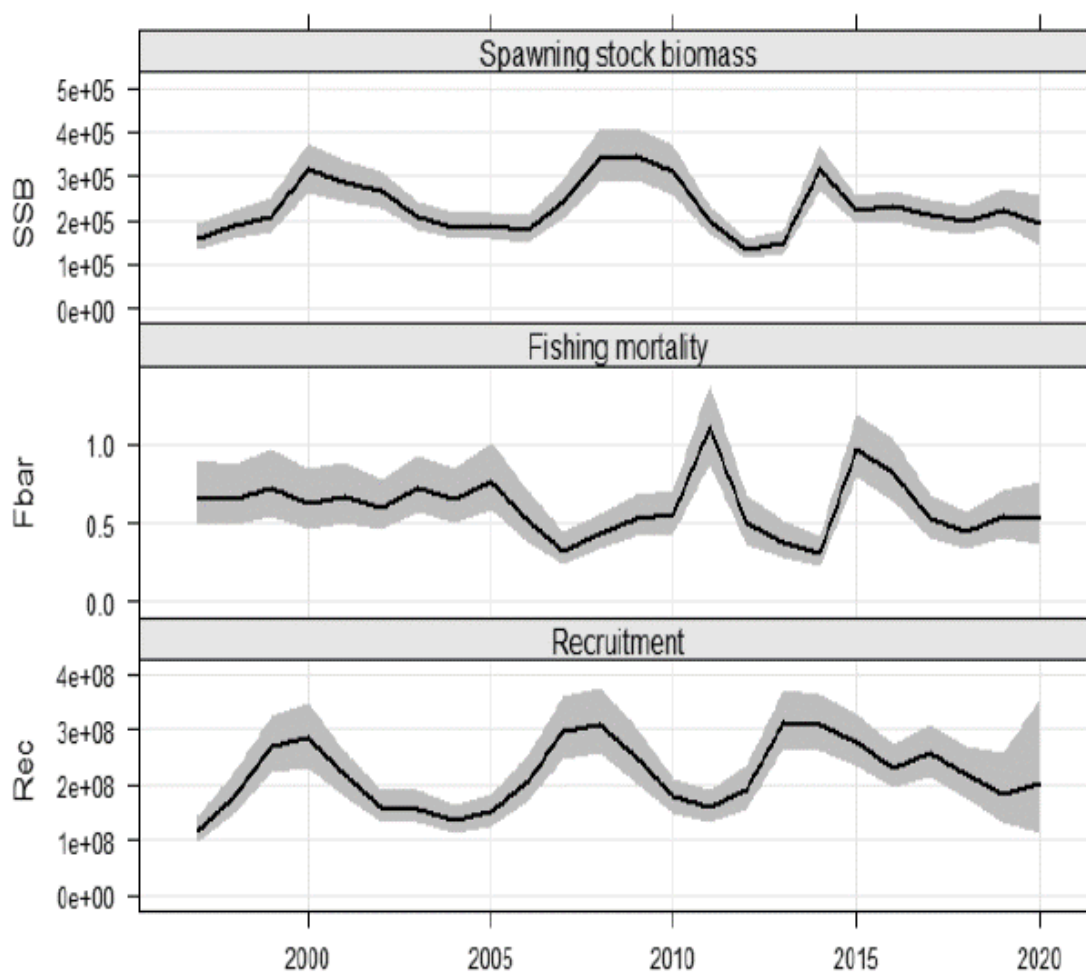


Рис. 3.43. Динаміка нерестової біомаси (SSB), промислової смертності (Fbar) та поповнення шпроту (Rec) в Чорному морі в 1994–2020 рр. [181].

Схожа ситуація відзначалась і в попередні роки – рівень експлуатації був нижче ніж оптимальний. У 2020 р. нерестова біомаса популяції виявилася досить низькою – 191 тис. т. Однак, стан загального запасу шпроту в Чорному морі був визначений як помірно експлуатований. На підставі обережного підходу стосовно запасу цього виду міжнародна група експертів прийшла до висновку, що не слід збільшувати промислове зусилля і залишити експлуатацію на поточному рівні.

Для північно-західної частини моря моделювання стану популяції шпроту здійснювалося нами за допомогою моделей LBB та SS3 на основі матеріалів про розмірно-масову, вікову та статеву структуру популяції цього виду зібраних у 2017–2021 рр. Налаштування роботи обох моделей здійснювали, використовуючи коефіцієнти темпів росту та природної смертності. Для моделі SS3 вхідними

даними також послуговували багаторічні дані щодо річного вилову та показники улову на зусилля цього виду Україною у 2005–2021 рр. (табл. 3.14, рис. 3.44).

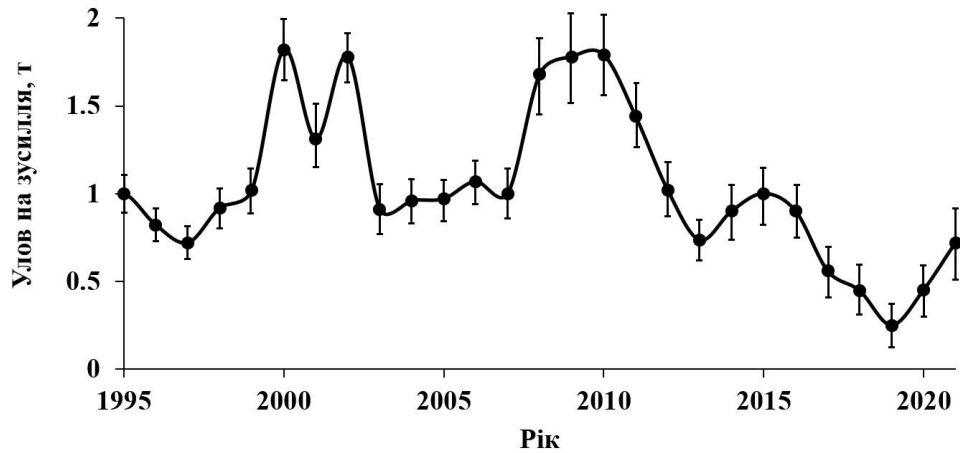


Рис. 3.44. Показник улову на зусилля шпрота різноглибинними тралами (т/годину тралення) в українських водах у 1995–2021 рр. Данні за 1995–2016 із звітності ДП ОдЦ ПівденНІРО [52].

За результатами отриманими за допомогою моделі SS3, нерестова біомаса шпрота в північно-західній частині моря у 2021 р. склала 10,4 тис. т (рис. 3.45). При цьому значення максимально допустимого вилову становило 3,8 тис. т.

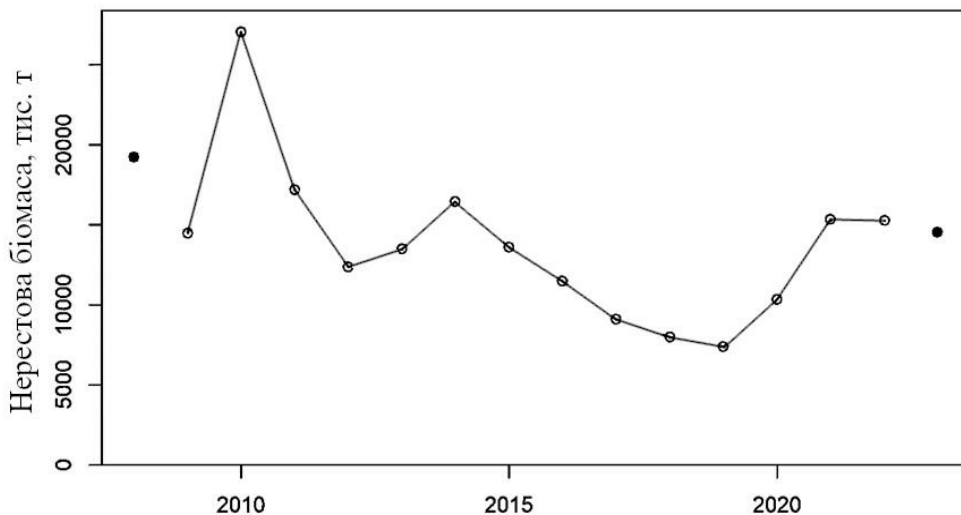


Рис. 3.45. Оцінка нерестової біомаси шпрота с короткостроковим прогнозом в українських водах Чорного моря в 2005–2021 рр.

Середні значення миттєвого коефіцієнту промислової смертності розраховували для вікових груп 1–3+, які склали більшу частину уловів цього виду. В 2021 р. значення F набуло значення – 0,50, що виявилось нижче критерія

F_{MSY} . Значення рівня промислової експлуатації також було нижче рекомендованого значення для короткоциклічних пелагічних видів риб і становила – 0,37. Обчислений моделлю SS3 показник індексу SPR за весь досліджуваний період не знижувався нижче ніж 0,75, що свідчить про низький рівень експлуатації цього ресурсу в українських водах в сучасний період (рис. 3.46).

Оцінка якості отриманих результатів проводилась на підставі аналізу залишків Пірсона для компонентів моделі та ретроспективного аналізу за допомогою вбудованих засобів пакету SS3. Патернів завищування або занижування значень промислової експлуатації та нерестової біомаси виявлено не було. Значення r -індексу Мона (середнє відносне зміщення ретроспективних оцінок) [207] становили -0,18 для промислової смертності та 0,24 для біомаси при допустимих для короткоциклічних видів риб граничних значеннях $-0,22 - 0,30$ [190]. Це свідчить про достовірність результату моделювання.

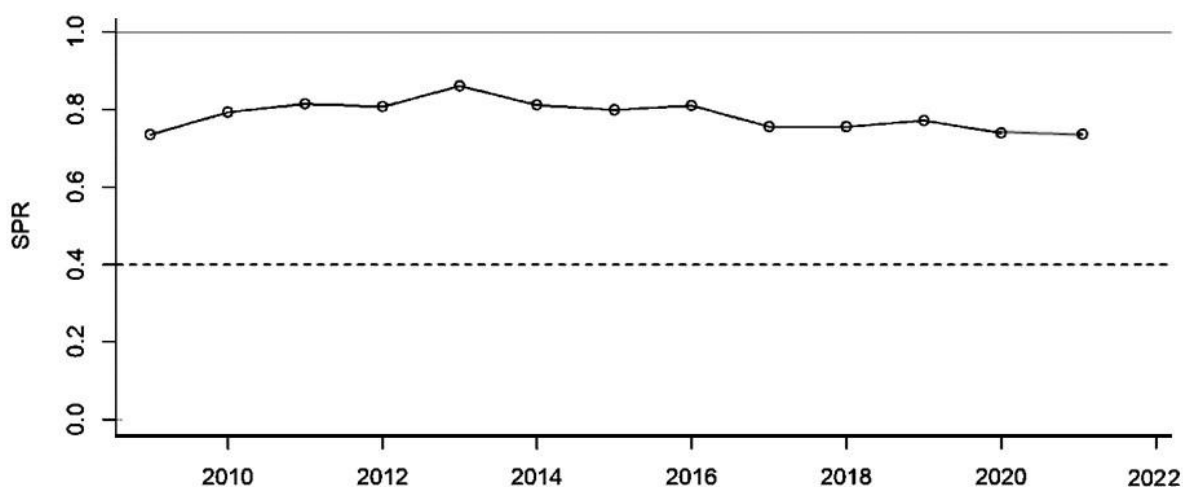


Рис. 3.46. Значення індексу SPR в українських водах у 2005–2021 рр.

Використовуючи модель LBB нам вдалось визначити мінімальну довжину (L_{opt}) при якій шпрот може видобуватись довгий час без шкоди для популяції. Вона склала – 62 мм. В той же час реальна зареєстрована в наших пробах середня довжина риб виявилась більшою – $82,6 \pm 0,3$ мм. Застосована модель дозволила оцінити і селективність тралового лову по відношенню до різних розмірних груп шпрота. Розрахунки показали, що в кутці різноглибинного трала з розміром вічка

– 8 мм утримується всього лише 50 % особин з довжиною тіла менше 76 мм. Повне утримання знаряддям було відмічене лише для риб з довжиною тіла більше 89,3 мм. Отримані моделлю значення добре узгоджуються з емпіричними даними щодо розмірного складу уловів (рис. 3.47). Розрахована за допомогою моделі асимптотична довжина шпрота у 2017 р. склала 108 мм. У 2021 р. значення цього показника збільшилось та склало 112 мм. Оскільки промислом з популяції вилучаються переважно найкрупніші особини, то в умовах надмірного вилову значення цього показника з часом би знижувалось. Ріст асимптотичної довжини шпрота слід розглядати як ознаку незначного покращення стану його популяції в останні роки.

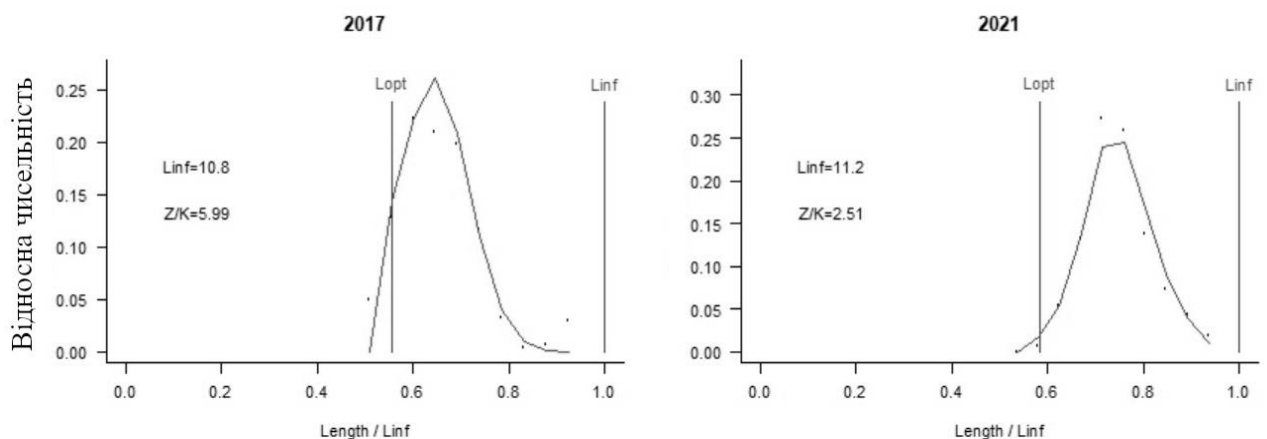


Рис. 3.47. Зміни в розмірній структурі шпрота в північно-західній частині моря під впливом промислу в 2017 і 2021 рр. Length/Linf – відношення спостережуваної довжини до асимптотичної, Lopt – мінімальна оптимальна довжина для вилучення.

Згідно моделі LBB співвідношення коефіцієнтів промислової і природної смертності шпрота (F/M) впродовж 2017–2021 рр. зменшилось з 1,5 до 0,86. Паралельно з цим, значення коефіцієнту відносної біомаси (відношення поточної біомаси до біомаси якої популяція може досягнути в цій частині басейну за відсутності промислу B/B_0) в цей період збільшилось від 0,35 до 0,55 (рис. 3.48). Розраховане для 2021 р. відношення поточної біомаси до біомаси рівень, якої забезпечує стійкий довгостроковий вилов без вичерпання запасу (B/B_{MSY}) склало 1,5. Все це свідчить про те, що експлуатація ресурсу шпрота українськими

добувними підприємствами здійснюється на рівні, який суттєво не досягає допустимих меж.

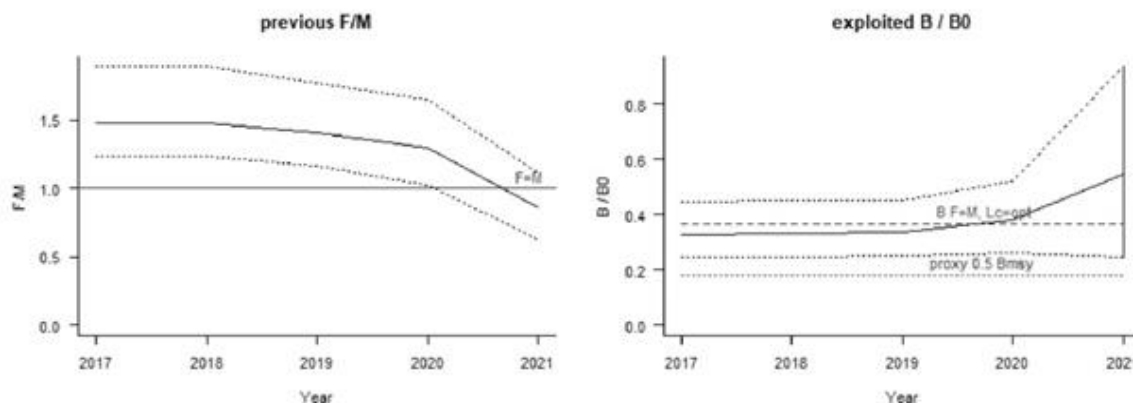


Рис. 3.48. Оцінка співвідношення промислової смертності шпрота відносно природної (F/M) та відносної біомаси (B/B_0) шпрота в північно-західній частині Чорного моря під впливом промислу в 2017–2021 рр.

Результати оцінки стану популяції шпрота в північно-західній частині Чорного моря за допомогою моделей SS3 та LBB вказують на те, що промисел в українських водах не завдає шкоди запасу цього об'єкта. Про це свідчить насамперед значення коефіцієнту експлуатації, значення якого знаходиться на рівні нижче гранично допустимих значень. Однак тенденція зменшення річних уловів та показника улову на зусилля в останні десятиліття ясно вказують на те, що стан запасу цього виду на північному заході моря знаходиться в депресивному стані. Очевидно, що стан популяції погіршується через причини, які не залежать від промислової експлуатації.

3.4.3. Сучасний стан промислу і регулювання вилову на оптимальному рівні

Шпрот є традиційним об'єктом українського промислу в Чорному морі. В 2002–2011 рр. його частка в продукції українського рибальства становила в середньому 74 % від вилову водних біоресурсів України в цій водоймі [126]. Проте після тимчасової втрати нашою країною Кримського півострова і більшої

частини тралового флоту, який базувався в кримських портах, улови цього виду знизились вдсятеро, а його частка від загального вилову скоротилась до 30 %.

Слід відмітити, що з початку XXI ст. постійно відбувалось скорочення матеріальної бази промислу українських рибодобувних підприємств [126]. Після подій 2014 р. в Україні залишилось менше ніж 10 придатних для тралового лову шпрота суден, з яких лише 5–7 регулярно працювали на обмежених акваторіях, переважно, поблизу Одеси. Також в останні десятиліття відбулась повна деградація прибережного лову шпрота ставними неводами. Відомо, що до 70-х років минулого століття у водах СРСР більшу частину улову цього виду вилучали переважно цими знаряддями. В той період більше 90 % вилову шпрота припадало на північно-західну частину моря, а річні улови досягали 4 тис. т [132, 133]. Нині, загальний річний улов ставних неводів впав в десятки разів і знаходиться в межах до 150 т. А вилов шпрота за сезон роботи одного ставного невода звичайно не перевищує 15 т. З огляду на низьку рентабельність ставних неводів, українські підприємства скоротили їх кількість на узбережжі до 5–7 од., що складає лише десятку частину від числа цих знарядь у минулому столітті [52]. Очевидно, що значне зменшення промислового навантаження, як на траловому промислі так і прибережному рибальстві суттєво зменшило ймовірність виникнення перелову цього виду.

Період 2017–2021 рр. характеризувався доволі несприятливими для промислу шпрота умовами. Площа придонних скупчень цієї риби придатних для тралового лову суттєво скоротилась порівняно з минулими роками. Внаслідок цього, промисловим суднам доводилось витратити значно більше часу ніж раніше для пошуку косяків. Періодичне зниження показників біомаси скупчень шпрота викликало і регулярні перерви в роботі суден під час промислового сезону. У весняний час придатні для тралового лову концентрації шпрота відмічались переважно на обмежених територіях неподалік Одеської затоки. При цьому такі фактори як холодна весна і штормові вітри у першій половині літа, часто перешкоджали формуванню придонного термокліну і зменшували формування щільних косяків. Протягом літніх місяців висота придонних скупчень не

перевищувала 1–2 м а їх протяжність складала не більше 100–200 м. Пелагічні косяки зустрічалися нечасто і характеризувались низькою щільністю та висотою менше 3 метрів. В цю пору року судна вели промисел переважно в районі Тендрівської коси і в районі селищ Санжейка та Сичавка. Восени косяки шпрота часто були ще більш розсіяні і зустрічались переважно на більш значній відстані від берега.

Причини таких негативних тенденцій на промислі шпрота стають очевидними після зіставлення ряду наступних фактів. Відомо, що в другій половині минулого століття активний нагул цього виду проходив з квітня по липень. В ці місяці у шпрота відбувалось найбільш інтенсивне накопичення жирових запасів, яке досягало своїх пікових значень в липні. Зазвичай в цьому місяці, коли спостерігається найбільш стабільний шар термокліну косяки шпрота утворювали щільні та малорухливі скупчення, що обумовлювало максимальні улови на зусилля впродовж декількох місяців [233]. В період наших досліджень терміни основного тралового промислу зсувалися на кінець серпня – початок вересня. Це було пов'язано зі значним погіршенням показників темпів росту молоді шпрота. Темп росту цьоголіток та однорічок був низьким тому вони не встигали поповнити промислове стадо в середині літа. Також очевидно, що низький рівень жиронакопичення в тілі риби не сприяв формуванню стабільних промислових концентрацій [129]. Слід вважати що проблеми з ресурсом шпроту зумовлені погіршеннями умов нагулу у весняно-літній період. Зниження його розмірно-масових характеристик та темпів росту порівняно з минулими роками явно вказує на те, що зменшення запасу цього виду пов'язано насамперед з погіршенням умов нагулу викликаних харчовою конкуренцією з реброплавом мнеміопсисом. Також на процес формування поколінь шпрота в цьому районі моря могли вплинути і інші негативні екологічні зміни, які відмічаються тут протягом останніх десятиліть. Щорічний масовий розвиток та наступне відмирання донних макрофітів у весняно-літній період призводять до збільшення кількості розчиненої органіки у воді [52]. Знищення поселень молюсків-фільтраторів рапаною призвело до порушення процесів седиментації та деструкції

органічної речовини [37]. Таким чином рапана опосередковано сприяє як евтрофікації так і появі влітку заморних явищ в північно-західній частині Чорного моря. Очевидно що це сприяє загальному погіршенню якості водного середовища і може серйозно позначуватись на умовах нагулу та нересту багатьох промислових риб, в тому числі і шпрота.

Станом на теперішній час, загальний запас шпрота в Чорному морі розглядається компетентними міжнародними організаціями як експлуатований на оптимальному рівні, а його вилов не перевищує граничних значень [181]. Отримані нами оцінки рівня експлуатації та промислової смертності цього виду для північно-західної частини моря також свідчать що сучасні обсяги промислу не завдають шкоди цьому ресурсу. Таким чином зниження запасу шпрота в північно-західній частині моря, яке спостерігається в останні десятиліття, викликано не переловом а наслідком вище вказаних негативних змін в екосистемі даної частини морського басейну. Стає очевидним, що в останні 30 років значення північно-західної шельфової зони для нагулу шпрота суттєво зменшилося. Можна зробити висновок про погані перспективи для розвитку промислу цього виду українськими підприємствами в майбутньому. Найбільш очікувано, що середньорічний вилов шпрота в наступні роки не буде перевищувати 3 тис. т. З огляду на те, що улови України впродовж останніх років не перевищують 5 % від загального улову інших чорноморських країн, будь які обмеження рівня промислового вилучення цього ресурсу в наших водах не призведуть до збільшення його запасу. Тому видобуток шпрота в українських водах слід здійснювати без встановлення лімітів вилову.

3.5. Калкан

3.5.1. Розмірно-вікова та статева структура популяції, оцінка темпу росту та природної смертності

Дані про розмірно-вікову та статеву структуру популяції калкана в першу чергу використовували для вивчення динаміки запасу в умовах інтенсивного промислу. Попередніми дослідниками, вже було зазначено, що в популяції цього

виду повсюдно переважають самки, які за рядом ознак відрізняються від самців [211, 217, 224]. У зв'язку з цим, ми виконували аналіз всіх біологічних показників особин диференційовано за статевою приналежністю. Співвідношення статей близьке до рівного спостерігалось нами лише у 2018 р. Загалом, впродовж 2017–2020 рр. частка самок коливалась в межах 51–69 % і в середньому склала $62 \pm 3,8$ % (рис. 3.49).

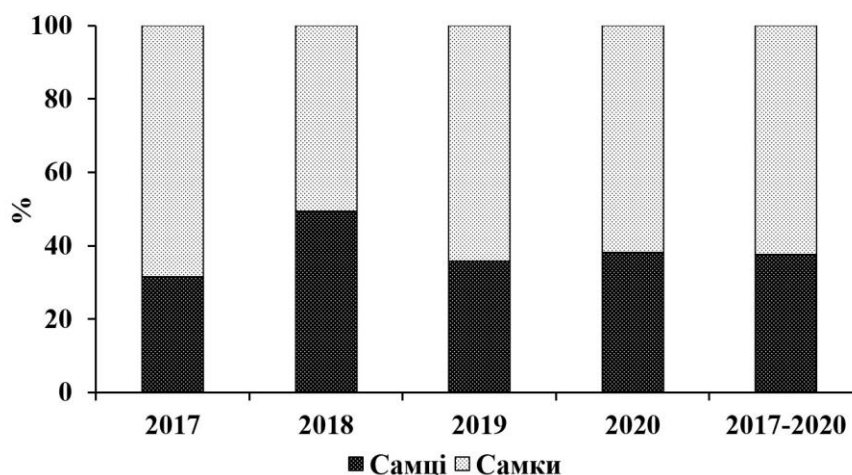


Рис. 3.49. Співвідношення статей в популяції калкана в північно-західній частині Чорного моря в 2017–2020 рр.

Виявилось, що переважання самок сильно зростає з віком риб. В той же час, в молодших вікових групах повсюдно домінували самці – їх частка у віці 3+–4+ коливалась в межах 54–73 %. Абсолютне переважання самок відмічалось в групі риб старше 5 років (рис. 3.50).

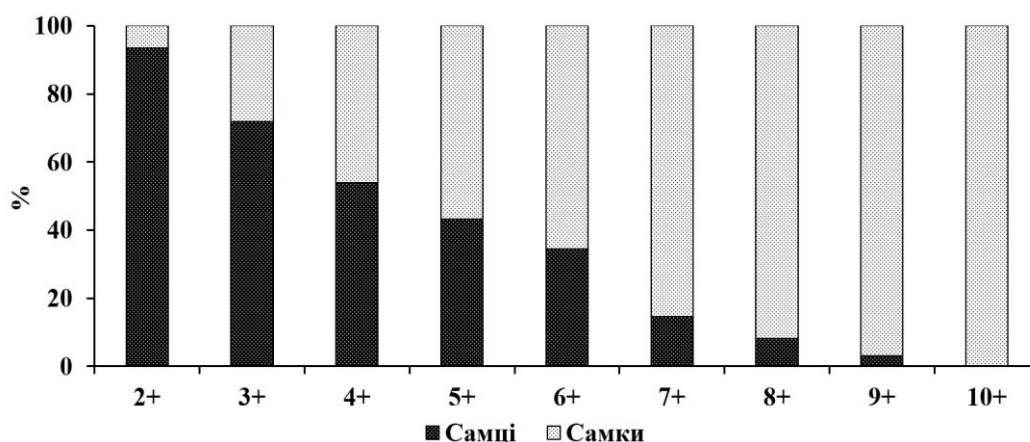


Рис. 3.50. Співвідношення статей калкана в різних вікових групах в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2020 рр.

Віковий склад калкана в уловах зябрових сіток, у водах північно-західної частини моря, впродовж 2017–2020 рр. був досить стабільним. Риби в уловах представлені 9-ма віковими групами від 2+ до 10+, а основну частку склали особини віком 4–5 років (рис. 3.51).

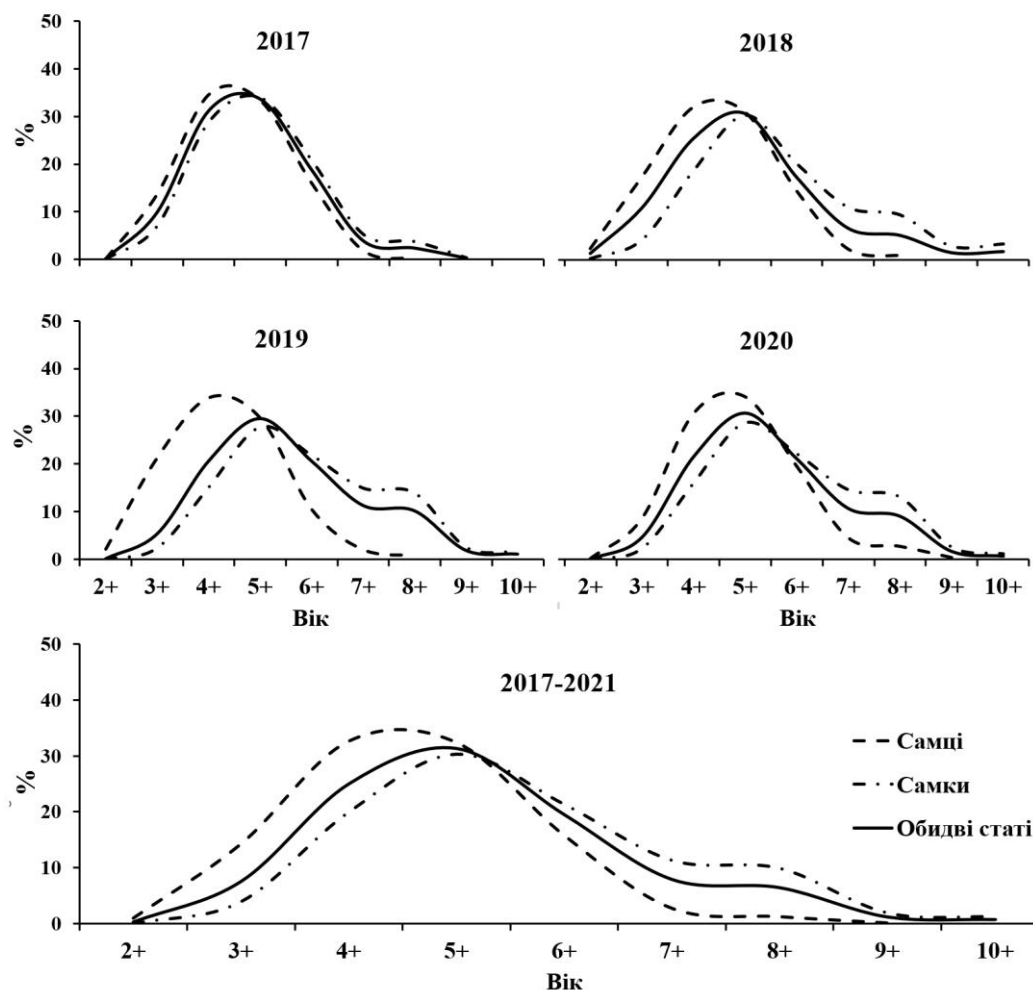


Рис. 3.51. Вікова структура популяції калкана у північно-західній частині Чорного моря в 2017–2020 рр.

Частка цих двох вікових груп у представників обох статей в період досліджень коливалась від 70 до 84 % і в середньому склала $76 \pm 2,3$ %. Характерно, що у 1960-х рр. минулого століття значну частку промислових уловів калкана на північному заході моря, формували більш крупні риби віком 7–9 років, а максимальний вік риб в уловах досягав 14 років. Хоча, за думкою дослідників калкана, в той період, в популяції мало місце омолодження, порівняно з 1940–1950 рр., яке являлось наслідком надмірного вилову [89]. Слід припустити, що і в

наш час скорочення в популяції частки риб старшого віку пов'язано з надмірним промисловим навантаженням на цей об'єкт лову.

В розмірному складі калкана на відміну від вікового, нами була виявлена суттєво більш помітна міжрічна динаміка (рис. 3.52).

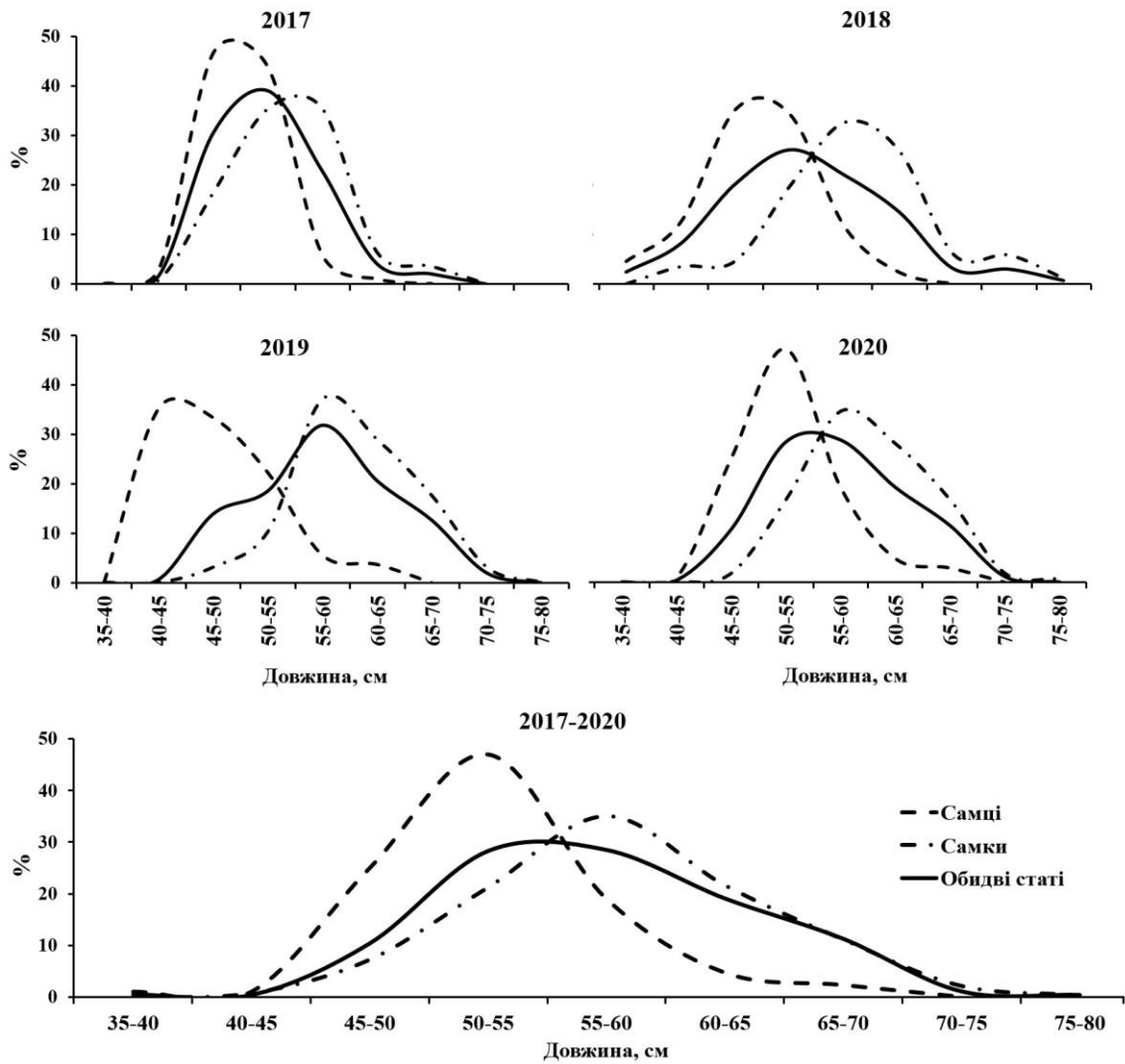


Рис. 3.52. Розмірна структура популяції калкана у північно-західній частині моря в 2017–2020 рр.

У 2017 р. особини довжиною 45–60 см в уловах склали близько 92 %. У 2018 році в уловах зросла кількість крупних риб. Частка особин довжиною 60–80 см збільшилась втричі і склала 20 % від уловів. В наступні два роки також спостерігалось збільшення кількості крупних риб в уловах. Отримані результати свідчать про певне покращення стану популяції цього виду в північно-західній частині моря в останні роки. Постійне укрупнення промислового стада при

стабільному віковому складі вказує на збільшення темпів росту калкана. Вірогідно, це пов'язано з покращенням стану кормової бази цього виду. Довжина тіла калкана, в період досліджень, знаходилась в межах 35–80 см, при цьому частка розмірної групи 50–65 см, яка домінувала в уловах складала 76 %.

Отримані результати щодо розмірного та вікового складу калкана були близькими до даних, опублікованих іншими сучасними дослідниками цього виду у водах північно-західної частини моря [205, 217]. В той же час, у водах Туреччини калкан в уловах був представлений більш молодими та дрібними особинами. При цьому його максимальний вік не перевищував 8 років [168, 250]. Очевидно, що причиною таких відмінностей у складі уловів між цими районами моря слугує той факт, що на невеликому за площею прибережному шельфі Туреччини ведеться найбільш інтенсивний промисел цього виду [182].

Для характеристики масового росту калкана в 2017–2020 рр. нами були розраховані параметри залежності довжина–маса. Залежність маси від довжини у особин цього виду виявилась досить високою – коефіцієнт детермінації R^2 мав значення 0,98. Відповідне рівняння степеневої залежності представлено на рисунку 3.53.

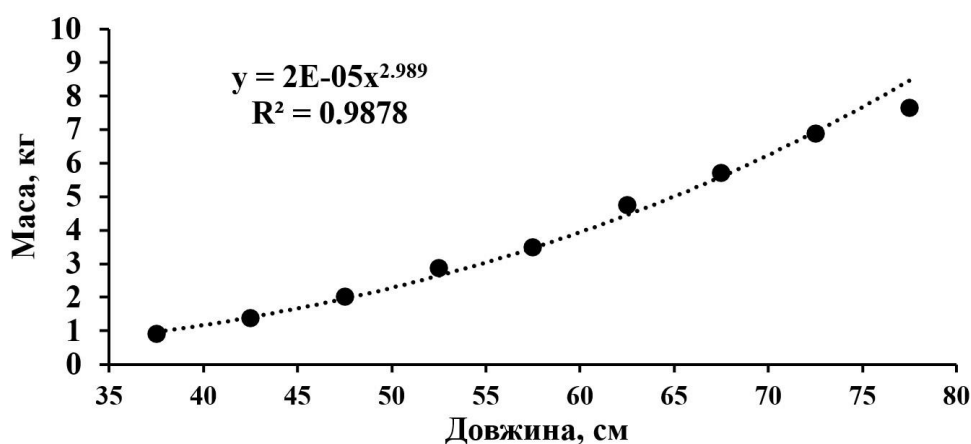


Рис. 3.53. Залежність маси від довжини калкана у північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Протягом всього періоду досліджень масові характеристики калкана в межах одних і тих же розмірних і вікових груп змінювались незначно (рис. 3.54).

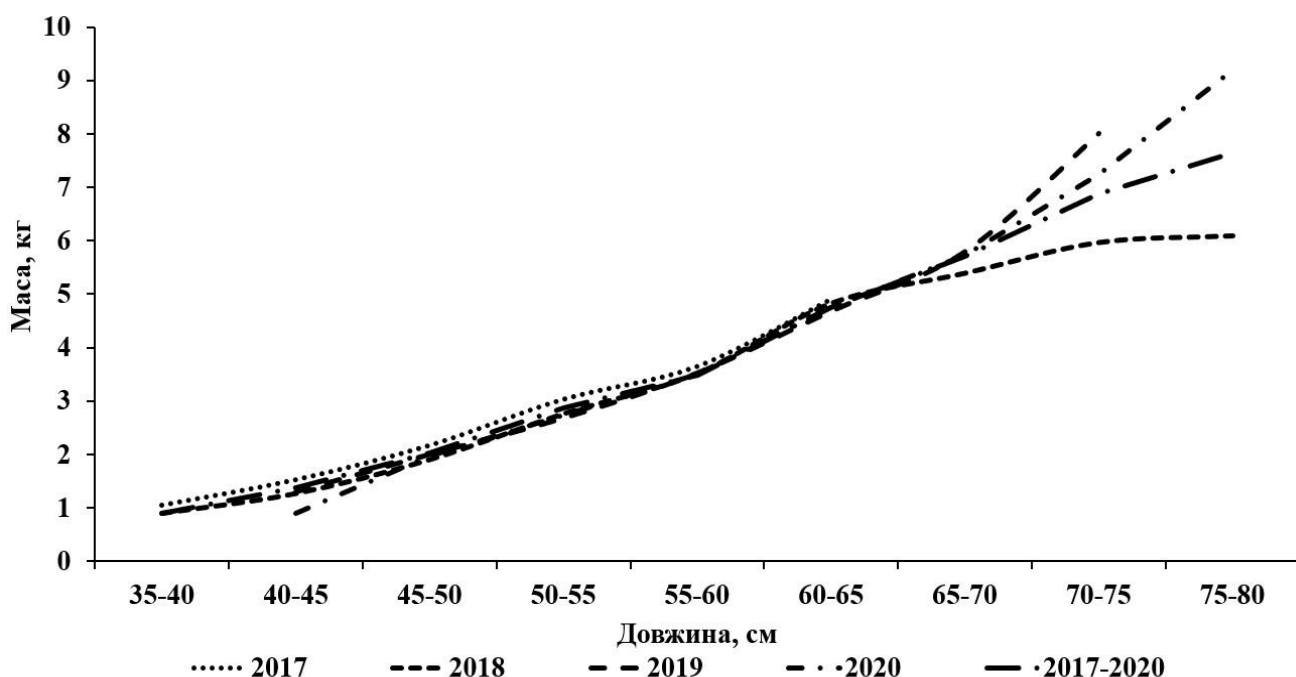


Рис. 3.54. Середні значення маси калкана за його розмірними класами в північно-західній частині Чорного моря у 2017–2020 рр.

На основі узагальнених даних за 2017–2020 рр., використовуючи середні значення довжини та маси вікових груп калкана, ми також здійснили оцінку темпу росту для обох статей цього виду. У всіх вікових групах самки були крупніші, ніж самці та домінували за чисельністю в більших розмірних класах (додаток 5). У вікових групах 3+–7+ років статеві відмінності за довжиною і масою тіла досягали статистично значимого рівня ($p < 0,005$). У наймолодших (2 роки) та найстарших (8–10 років) вікових групах порівняння самців та самок не проводилось через невелику кількість екземплярів.

Побудовані за рівнянням Берталанфі криві, також вказують на більші темпи росту самок порівняно з самцями (рис. 3.55). В цих відмінностях найбільш явно проявляється статевий диморфізм даного виду. Турецькими дослідженнями також було зазначено, що помітна різниця у темпі росту самців і самок калкана проявляється з трирічного віку [138].

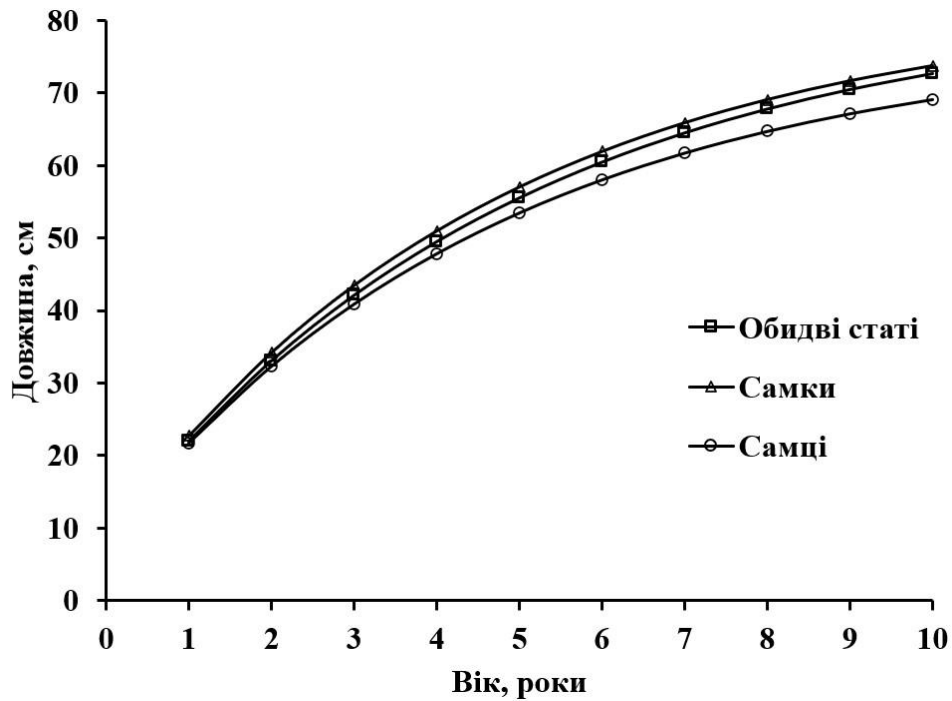


Рис. 3.55. Криві росту для кожної статі калкана відповідно до рівняння Берталанфі в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Для оцінки природної смертності використовували значення параметрів росту з рівняння Берталанфі та коефіцієнти рівняння залежності довжина-маса (a , B). Ці параметри визначались диференційовано для риб різної статі (табл. 3.15). Близькі значення цих параметрів отримані і в ході досліджень у суміжних чорноморських країнах – Болгарії, Румунії та Туреччині [168, 205, 217, 219].

Таблиця 3.15

Параметри рівняння росту Берталанфі та коефіцієнти рівняння залежності довжина-маса (a , B) для калкана в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Стать риби	Показники				
	L_{∞}	K	t_0	a	B
Самці	77,5	0,21	-0,360	0,02246	2,91144
Самки	82,6	0,21	-0,311	0,03537	2,65314
Обидві статі	82,6	0,20	-0,333	0,03296	2,69251

Отримані значення коефіцієнтів природної смертності (M) для калкана представлені в таблиці 3.16. Результати розрахунків вказують на більш високий рівень смертності самців.

Таблиця 3.16

Коефіцієнти природної смертності калкана в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2020 рр.

Стать риби	Вік										
	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+	10+
Самці	3,31	1,11	0,67	0,48	0,38	0,31	0,27	0,23	0,21	0,19	0,17
Самки	1,44	0,60	0,43	0,36	0,32	0,30	0,28	0,26	0,26	0,25	0,24
Обидві статі	1,42	0,60	0,43	0,36	0,32	0,30	0,28	0,27	0,26	0,25	0,24

Середній коефіцієнт природної смертності (M) для обох статей склав 0,43 а для основних в промислі вікових груп: 4+–10+ – 0,27. Отримані значення цього коефіцієнту виявились дещо вищими, ніж ті, які були встановлені для цього виду у болгарських та румунських водах [219].

3.5.2. Оцінка стану популяції та рівня її експлуатації методами математичного моделювання

У 2022 р. Робочою групою з оцінки запасів в Чорному морі (WGBS) Генеральної Комісії з рибальства у Середземному морі (GFCM) за участі автора даної роботи були отримані оцінки запасу та допустимих рівнів експлуатації калкана для всього Чорного моря [182]. Таку загальну оцінку проводили за допомогою моделі SAM [209]. Для роботи моделі використовували надані представниками кожної з причорноморських країн матеріали щодо розмірно-вікового, масового, статевого складу промислових уловів, показників улову на зусилля та річних обсягів вилову калкана (табл. 3.17). Налаштування моделі проводили з урахуванням оцінок біомаси даного виду, отриманих в ході облікових тралових зйомок, які були проведені у водах Болгарії, Румунії та Туреччини в 2019–2020 рр. Для розрахунків розподілу загального вилову калкана в морі за окремими віковими групами був використаний розмірно-віковий ключ на основі даних, зібраних нами у водах України у 2017–2020 рр.

Таблиця 3.17

Улови калкана причорноморськими країнами в 1991–2021 рр. [170].

Рік	Болгарія	Грузія	Російська федерація	Румунія	Туреччина	Україна
1991	0	0	0	2	915	18
1992	0	0	1	1	418	19
1993	0	0	2	56	1585	10
1994	0	0	5	6	2114	19
1995	60	0	19	4	2850	10
1996	62	0	17	6	1924	39
1997	60	0	11	1	911	42
1998	64	0	14	0	1468	42
1999	54	5	15	2	1804	73
2000	55	9	4	2	2639	80
2001	57	11	12	13	2323	129
2002	136	11	8	17	335	104
2003	41	1	11	24	219	124
2004	16	7	2	42	234	133
2005	13	7	8	37	548	129
2006	15	0	7	35	747	168
2007	67	0	7	48	699	216
2008	55	0	5	47	458	251
2009	52	0	24	49	342	263
2010	46	0	25	48	295	207
2011	38	0	24	43	145	236
2012	36	0	35	43	172	241
2013	40	0	30	43	194	193
2014	39	0	111	43	180	102
2015	43	1	98	31	239	89
2016	42	1	227	29	221	147
2017	42	0	283	43	167	101
2018	56	1	390	58	139	123
2019	55	-	-	54	272	130
2020	62	-	-	70	412	157
2021	-	-	-	-	-	116

Отримані для всього моря оцінки нерестової біомаси калкана вказували на те, що надмірна експлуатація його популяції наприкінці 1970-х рр. минулого століття викликала довготривалу депресію запасу, який ще досі не відновився. Внаслідок перелову, до середини 1980-х рр. нерестова біомаса цього виду знизилась більш ніж у чотири рази і в період 1985–2008 рр. коливалась в межах 1,7–4,4 тис. т. Після 2009 р. відбулось чергове погіршення стану запасу калкана і його нерестова біомаса знову почала знижуватись, досягнувши у 2013 р. чергового мінімального рівня – 2,2 тис. т. Однак, після 2016 р., завдяки появі в популяції особин нових високочисельних поколінь, які стали досягати промислового розміру, в динаміці запасу калкана з'явився позитивний тренд (рис.

3.56). Оцінена в 2021 р., в цілому для Чорного моря, біомаса калкана досягла максимального значення за останні 30 років – 9,3 тис. т. Проте значення розрахованої поточної біомаси залишались значно меншими, ніж значення біомаси, рівень якої забезпечує стійкий довгостроковий вилов без вичерпання запасу ($B/B_{MSY} = 0,62$).

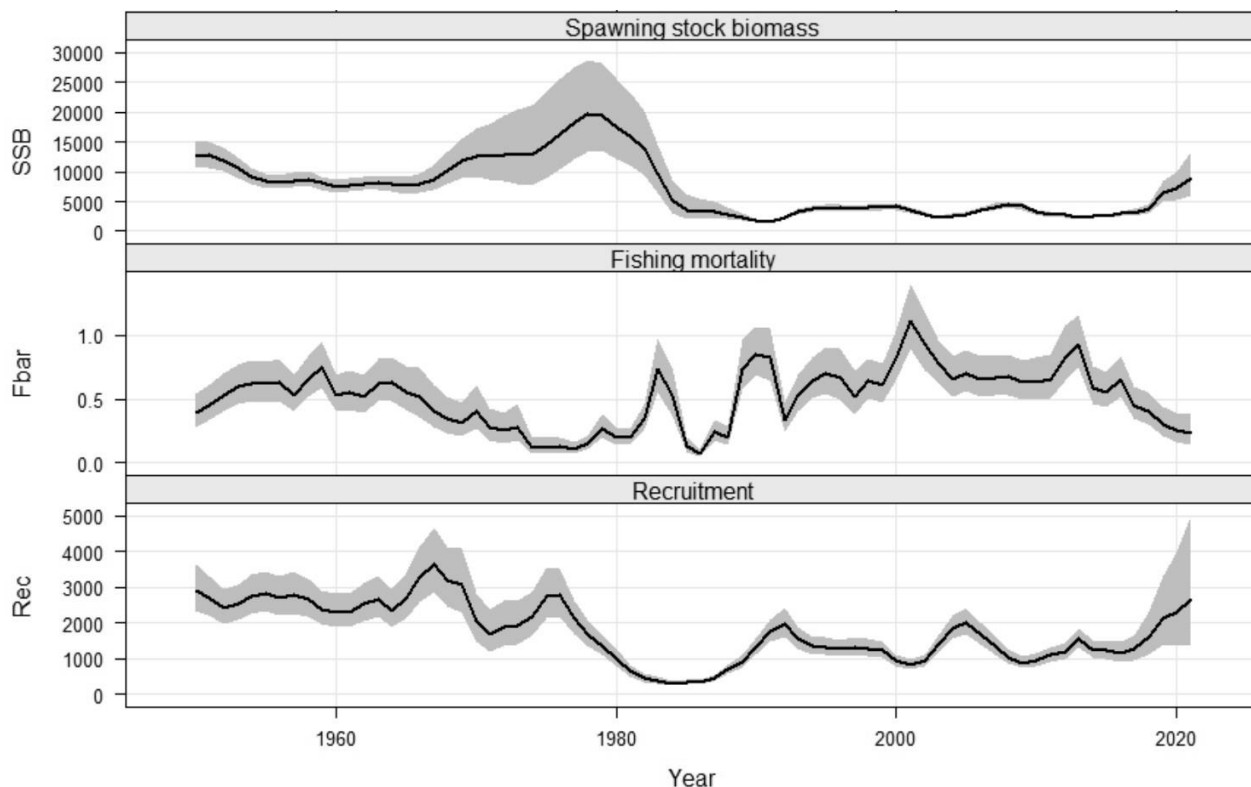


Рис. 3.56. Величини нерестової біомаси (SSB) промислової смертності (Fbar) та поповнення калкана (Rec) в Чорному морі в період 1950–2021 р. [182].

Розрахований для загального запасу калкана в Чорному морі в 2021 р. миттєвий коефіцієнт промислової смертності (F) склав 0,24, що виявилось більше, значення $F_{MSY}=0,19$, яке відповідає максимально стійкому улову [182]. На основі отриманих оцінок рівня промислової смертності, стан загального запасу калкана в Чорному морі був визначений як надмірно експлуатований. Міжнародна група експертів прийшла до висновку, що для відновлення запасу слід зменшити його експлуатацію [182].

В північно-західній частині моря моделювання стану популяції калкана здійснювалось нами на основі матеріалів про розмірно-масову, вікову та статеву структуру популяції цього виду зібраних у 2017–2020 рр. Для налаштування

роботи моделей LBB та SS3 використовували коефіцієнти темпів росту та природної смертності калкана. Модель LBB була використана для оцінки стану популяції цього виду лише в українських водах на північному заході моря. За допомогою моделі SS3 було здійснено моделювання стану запасу калкана для всієї північно-західній частині Чорного моря (води України, включно з Кримом, та зона Румунії). Окрім значень біологічних показників, вхідними даними для другої моделі послуговували багаторічні дані щодо річного вилову цього виду Україною та Румунією в період 2002–2019 рр. (табл. 3.17). Налаштування моделі здійснювали, використовуючи показники улову на зусилля в українських водах у 2015–2019 рр. (рис. 3.57) та результати тралових зйомок, проведених у водах Румунії в 2002–2018 рр. [202, 203]. З огляду на те, що при оцінках міжнародної групи не враховували регіональні особливості біологічних параметрів цього малорухомого виду, який не здійснює міграцій вздовж шельфу, проведену оцінку для північно-західної частини моря слід вважати більш точною.

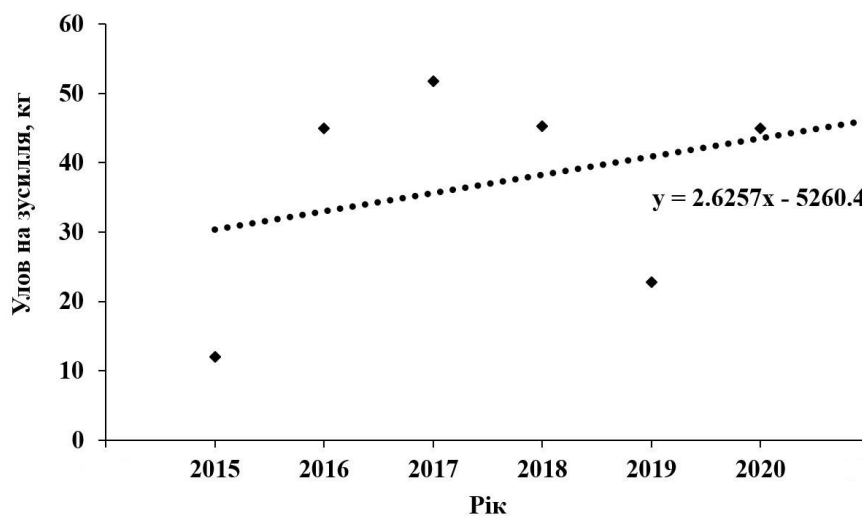


Рис. 3.57. Показник улову на зусилля калкана (улов на 1 сітку за один рік) в українських водах в період 2015–2020 рр. Данні за 2015–2016 із звітності ДП ОдЦ ПівденНІРО [52].

За результатами SS3 аналізу нерестова біомаса (SSB) калкана у північно-західній частині моря, після максимального скорочення в 2002 р., мала загальну тенденцію до росту. У 2019 р. значення SSB досягнуло максимуму, склавши 6,4 тис. т (рис. 3.58, ліва панель). При цьому, розрахована моделлю максимальна

біомаса, якої популяція калкана може досягнути в цій частині басейну за відсутності промислу була обчислена на рівні 29 тис. т. Поповнення популяції цьоголітками було вираховано із значення нерестової біомаси за рівнянням Бівертона-Хола. Згідно до розрахунків моделі, найбільш потужне поповнення популяції молоддю відбулось у 2015 р. (5,6 млн. екз.). У 2016–2018 рр. рівень поповнення знизився, досягнувши мінімуму в 2017 році (0,4 млн. екз.). Проте, з 2019 року відбулось суттєве покращення ситуації завдяки новому високочисельному поповненню популяції молодими особинами (рис. 3.58, права панель).

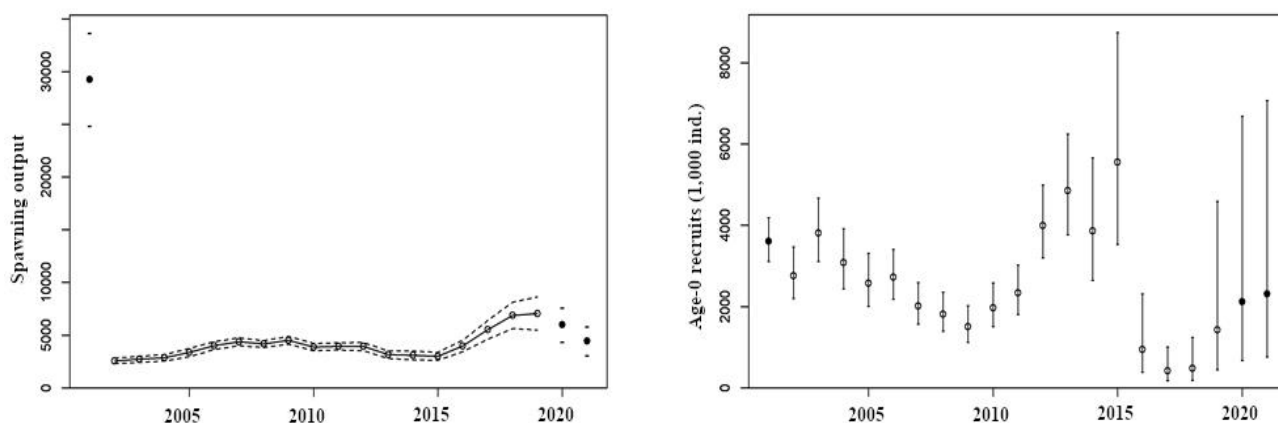


Рисунок 3.58. Величини нерестової біомаси (ліва панель) та поповнення калкана (права панель) в північно-західній частині Чорного моря в період 2002–2019 рр. з короткостроковим прогнозом.

Використовуючи модель SS3 розраховували середні значення миттєвого коефіцієнту промислової смертності (F) для вікових груп 4–8+, які склали більшу частину уловів цього виду. Цей показник відзначався коливаннями, з локальними піками в 2008, 2013 та 2016 роках, досягнувши мінімального значення 0,29 у 2018 р. (рис. 3.59, ліва панель). Індекс SPR у 2007–2015 рр. мав тенденцію до збільшення, проте в 2016 р. він знизився до 0,17. Після 2017 р. цей позитивний тренд відновився і в 2018 р. значення індексу SPR склало 0,27, що перевищувало оптимально-допустимий рівень ($SPR_{MSY} = 0,25$), (рис. 3.59, права панель). Це вказує на те, що в даній частині моря, ресурс калкана виходить із депресії. За розрахунками моделі, при збереженні промислової експлуатації на

рівні, який відповідає критерію SPR_{MSY} , вилов цього виду в північно-західній частині Чорного моря може досягати 836 т без нанесення шкоди популяції.

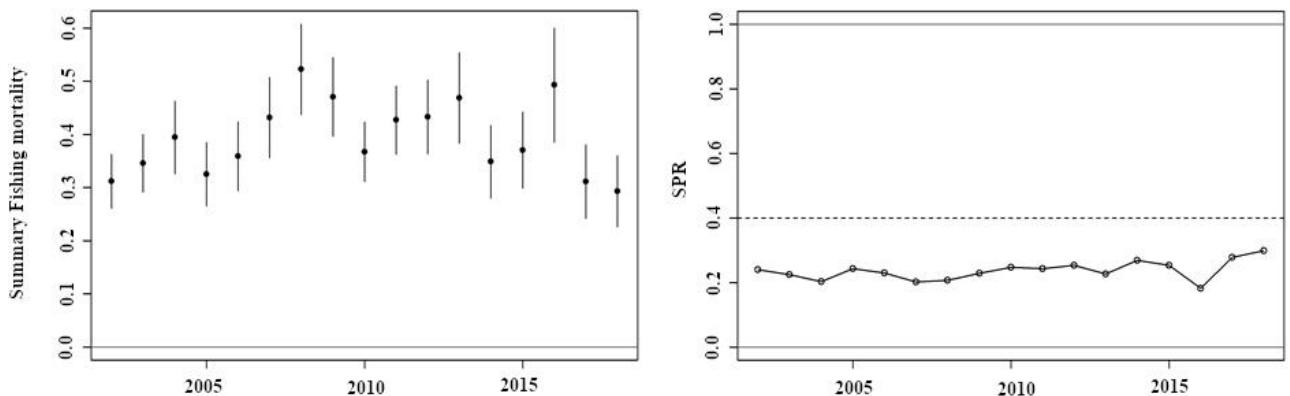


Рис. 3.59. Величини промислової смертності (F) з 95 % асимптотичними інтервалами (ліва панель) та індексу SPR (права панель) у північно-західній частині Чорного моря в період 2005–2019 рр.

Оцінка якості отриманих результатів проводилась на підставі ретроспективного аналізу за допомогою вбудованих засобів пакету SS3. Патернів завищення або заниження значень промислової експлуатації та нерестової біомаси виявлено не було. Значення r -індексу Мона (середнє відносне зміщення ретроспективних оцінок) [207] для промислової смертності становило 0,083 та -0,060 для біомаси, при допустимих для довгоциклічних видів риб граничних значеннях – -0,15–0,20 [190]. Це свідчить про достатню достовірність результату моделювання.

Використовуючи модель LBB нам вдалось визначити мінімальну довжину (L_{opt}), при якій калкан може видобуватись довгий час без шкоди для популяції. Вона склала – 49,0 см. В той же час реальна зареєстрована в наших вибірках з промислових уловів середня довжина риб виявилась більшою – $55,4 \pm 2,1$ см. Данна модель дозволила оцінити і селективність лову зябровими сітками по відношенню до різних розмірних груп калкана. Розрахунки показали, що в сітках з розміром вічка 180 мм утримується всього лише 50 % особин з довжиною тіла менше 49,1 см. Повне утримання знярядям було відмічене лише для риб з довжиною тіла більше 59,6 см. Отримані моделю значення добре узгоджуються з

емпіричними даними щодо розмірного складу уловів (рис. 3.60). Розрахована за допомогою моделі асимптотична довжина калкана в 2017 р. склала 80,1 см. У 2020 р. значення цього показника збільшилось та склало 81,8 см. Враховуючи, що промисел вилучає з популяції переважно найкрупніших особин, в умовах надмірного вилову варто було б з часом очікувати зниження значення цього показника. Однак цього не відбувається – спостерігається зворотна тенденція. Збільшення асимптотичної довжини калкана слід розглядати як додаткову ознаку покращення стану його популяції в північно-західній частині моря в останні роки.

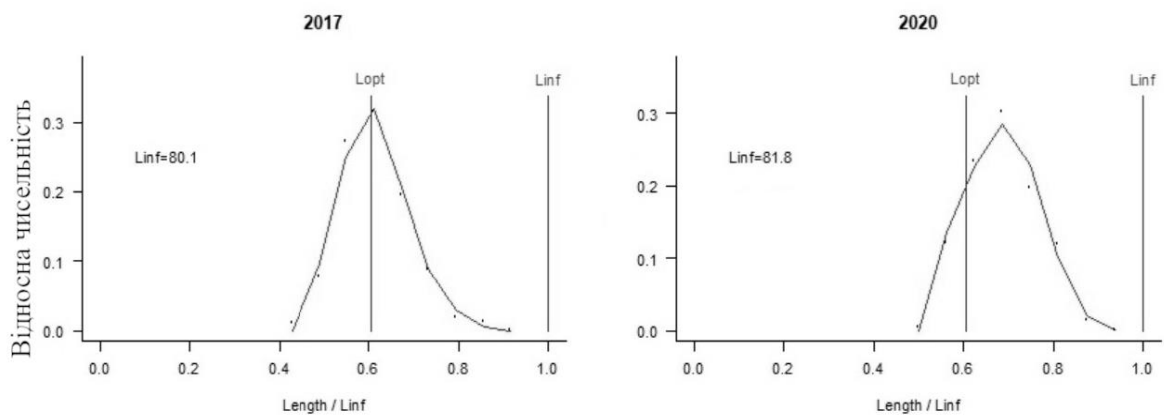


Рис. 3.60. Зміни в розмірній структурі калкана в північно-західній частині моря під впливом промислу в 2017 і 2020 рр. Length/Linf – відношення спостережуваної довжини до асимптотичної, Lopt – мінімальна оптимальна довжина для вилучення.

Згідно моделі LBB співвідношення коефіцієнтів промислової і природної смертності калкана (F/M) впродовж 2017–2020 р. зменшилось з 1,25 до 0,94. Паралельно з цим почала рости і біомаса популяції – значення коефіцієнту відносної біомаси (відношення поточної біомаси до біомаси якої популяція може досягнути в цій частині басейну за відсутності промислу B/B_0) в цей період збільшилось від 0,36 до 0,49 (рис. 3.61). Розраховане для 2020 р. відношення поточної біомаси до біомаси, рівень якої забезпечує стійкий довгостроковий вилов без вичерпання запасу (B/B_{MSY}) склало 1,3. Оскільки інтенсивність промислу (кількість знарядь) впродовж періоду наших спостережень змінювалась в невеликих межах, можна вважати, що спостережувана динаміка промислової

смертності і біомаси калкана зумовлена насамперед потужністю окремих поколінь, які щорічно поповнюють промислову популяцію.

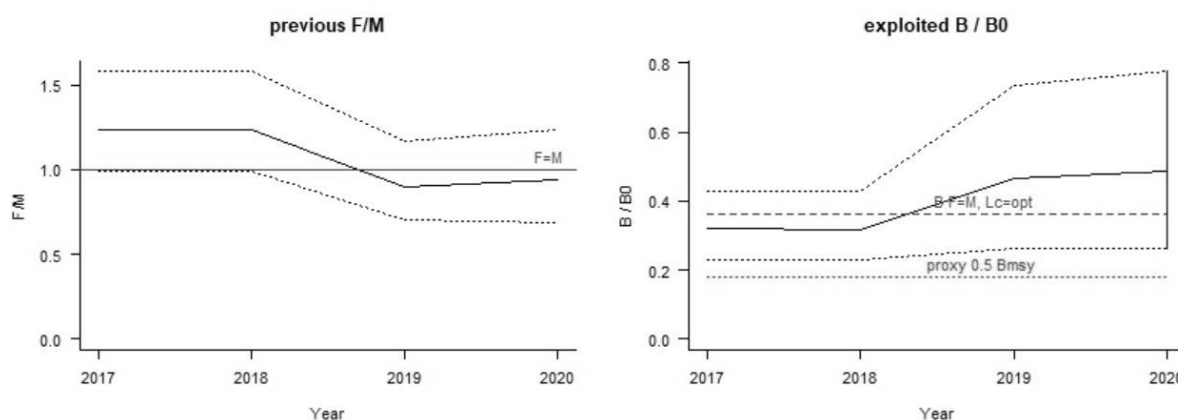


Рис. 3.61. Оцінка співвідношення промислової смертності калкана відносно природної (F/M) та відносної біомаси (B/B_0) калкана в північно-західній частині моря під впливом промислу в 2017–2020 рр.

Результати оцінки сучасного стану популяції калкана в північно-західній частині Чорного моря за допомогою моделей SS3 та LBB вказують на те що його вилов в українських водах відбувається на рівні близькому до оптимального. Про це насамперед свідчить значення індексу SPR , який в 2019 р. перевищив SPR_{MSY} , а також той факт, що в 2020 р. промислова смертність була нижче природної. Розрахована нами нерестова біомаса калкана в північно-західній частині моря складала 67 % від загальної для всього Чорного моря. Очевидно, що в даному районі моря запас відновлюється швидше, ніж на решті акваторій басейну.

Тим не менш, слід прийняти до уваги, що позитивні тренди в динаміці як розмірної структури, так і біомаси популяції калкана в північно-західній частині моря спостерігаються лише впродовж останніх декількох років. Окрім того, впродовж періоду наших досліджень було зазначено, що улови калкана формуються значно молодшими рибами ніж у минулому столітті. Ці результати дають змогу зробити висновок про те, що популяція цього виду не повністю відновилась від впливу багаторічного нераціонального промислу.

Щоб зрозуміти теперішню ситуацію із запасом калкана як у всьому Чорному морі, так і в окремих його частинах, слід проаналізувати багаторічну

динаміку уловів цього виду. Загальний улов причорноморських країн вперше істотно впав на початку 1980-х рр. Цьому передувало різке збільшення вилову у 1980–1982 рр. (рис. 3.62).

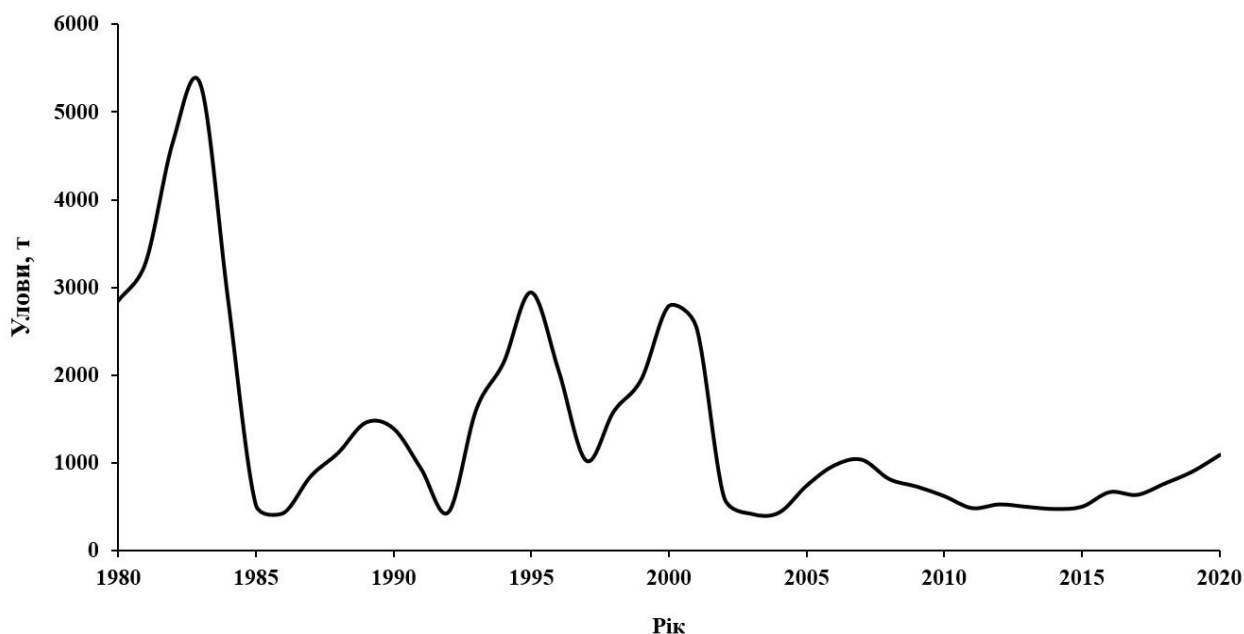


Рис. 3.62. Загальний вилов калкана в Чорному морі в період 1980–2020 рр. [170].

Слід зазначити, що аж до 2002 р. більш ніж 95 % від загального вилову цього об'єкта лову в Чорному морі припадало на Туреччину (рис. 3.63). В тому числі, Туреччина являлась лідером за обсягом вилову і в роки найбільшої експлуатації запасу. Максимальний улов цієї країни був зареєстрований в 1983 р. і склав 5,2 тис. т. Особливої уваги потребує той факт, що протягом багатьох років невеликі за розмірами турецькі судна, активно застосовували багатокілометрові порядки зябрових сіток, які виставлялись переважно на північному шельфі Чорного моря [135]. Як відомо, в цій частині моря чисельність калкана завжди була значно вищою ніж у водах Туреччини [133], що і штовхало турецьких рибалок до порушення кордонів вод суміжних держав.

Для обмеження надмірного турецького промислу, за ініціативою СРСР у 1987 р. відбулось впровадження розподілу виключних економічних зон у Чорному морі.

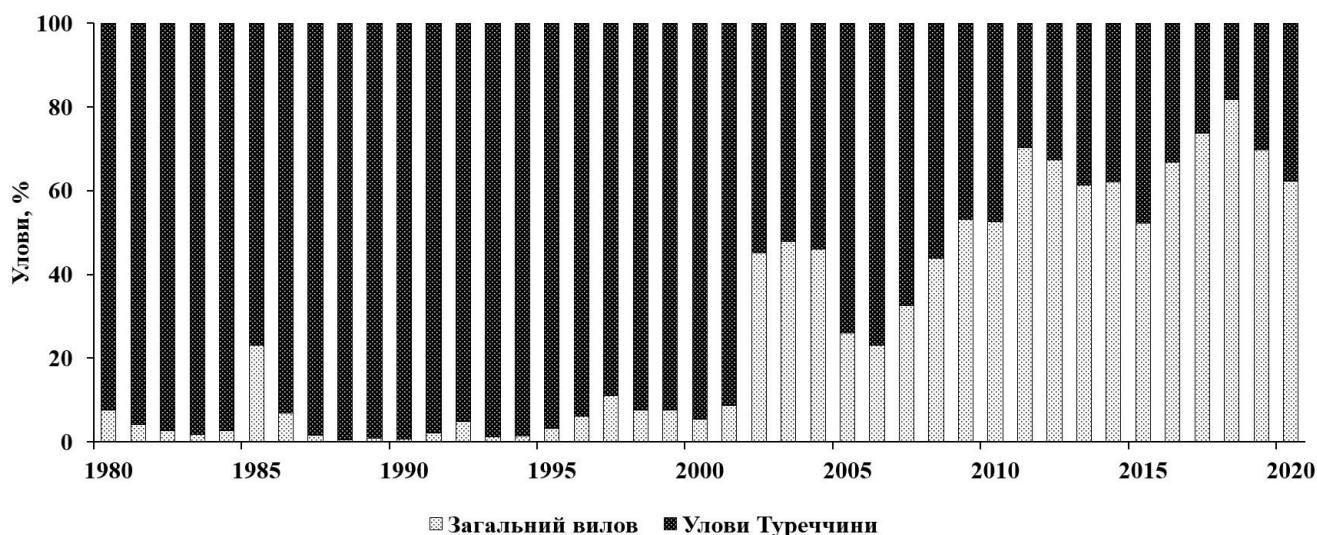


Рис. 3.63. Співвідношення уловів калкана Туреччиною до загального вилову всіма причорноморськими країнами у 1980–2020 рр. [170].

Однак, навіть такі міри не змогли відразу покращити ситуацію. Турецькі рибалки продовжували регулярно заходити в економічні зони інших держав у 1990-х та на початку 2000-х рр. Цей погано контрольований лов дуже негативно позначився на запасах калкана, і перш за все на північному заході моря. З цієї причини країни ЄС та Україна стали посилювати охорону своїх вод від проникнення турецьких риболовних суден. З 2002 р., після покращення прикордонного контролю в українських, румунських та болгарських водах, турецькі рибалки були змушені добувати калкана лише в зоні своєї країни [52, 210]. З цього моменту стала відзначатись тенденція зниження вилову калкана в Туреччині (рис. 3.63).

Слід зазначити що тривалий час дані турецької статистики включали вилов калкана у водах інших причорноморських держав [135]. У той же час, низькі улови України та Російської Федерації були обумовлені в перш за все невідповідністю статистики їх реальним обсягам. Частка незаконного, невідповідного і нерегульованого (ННН) вилову в північній частині Чорного моря тривалий час перевищувала офіційні дані більш ніж у 5 разів. Лише з 2000 р. почало спостерігатися збільшення уловів українських рибодобувних підприємств, пов'язане з покращенням обліку виловленої риби, яка стала у великій кількості

відправлятися на експорт. Частка ННН вилову в північно-західній частині Чорного моря суттєво зменшилася, і офіційні дані почали набагато краще відображати стан популяції [52].

Безсумнівно, що і в даний час, поганий стан популяції калкана в південній частині Чорного моря пояснюється надмірною експлуатацією запасу за відсутності будь-якого регулювання обсягів вилову в турецьких водах. Застосування донних тралів на промислі в Туреччині і Болгарії, також негативно впливає на ресурс калкана. Ще більш шкідливим для популяції цього виду, особливо на вузькому прибережному шельфі Туреччини, являється масштабний промисел рапани бімтралами. Цей спосіб лову використовується у водах цієї країни понад 20 років, причому кількість суден оснащених бімтралами перевищує 500 одиниць [165, 167]. Як було встановлено, в ці знаряддя потрапляє доволі значна кількість молоді калкана, яка часто сильно травмується при вивантаженні улову на борт судна [24]. В той же час, в українських водах заборонено використання донних тралів, наживних гачків та ставних сіток з вічком 70–170 мм, перш за все, для зменшення прилову молоді калкана та осетрових. Стає очевидним, що різниця в стані запасів калкана на північному заході та у південній частині моря пояснюється тим, що найбільш інтенсивний і недостатньо регульований промисел відбувається на невеликій за площею шельфовій зоні біля берегів Туреччини. У той же час на значно ширшому північно-західному шельфі Чорного моря, де існують суворі обмеження на використання донних знарядь лову, калкан має більшу можливість для відновлення чисельності популяції. Вказані обставини призвели до того, що після припинення нелегального промислу в північній частині моря, турецькі рибалки не змогли зберегти колишній високий обсяг вилову. З 2002 р., улови калкана в цій країні помітно скоротились. Причому, ця негативна тенденція в турецьких уловах продовжилась і після того, як причорноморські країни, які експлуатують популяцію цього виду в північно-західній частині моря змогли в той же період дещо збільшити свій вилов.

Наведений вище аналіз отриманих результатів дозволяє пояснити причини розходження результатів оцінок стану запасу калкана для всього Чорного моря та

окремо для його північно-західної частини. Очевидно, що при оцінці стану ресурсу даного виду, який мало мігрує, слід враховувати наявність в Чорному морі його окремих географічних популяцій (одиниць запасу), які формуються в різних умовах середовища, мають різну динаміку чисельності і підвергаються промислу з різною інтенсивністю. В подальшому всі узагальнення біологічних та статистичних матеріалів по калкану, як і побудову математичних моделей впливу промислу слід проводити окремо для різних частин Чорного моря.

3.5.3. Сучасний стан промислу і регулювання вилову на оптимальному рівні

Калкан є традиційним об'єктом українського промислу, а також одним з найбільш цінних з комерційної точки зору об'єктів для всього рибальства у Чорному морі. В період 2000–2013 рр. улови цього виду в українських водах стабільно зростали, досягавши в окремі роки 200–250 т (табл. 3.17). Причиною цього збільшення уловів було не скільки відновлення чисельності популяції, скільки покращення офіційної промислової статистики, яка стала більше відповідати фактичним даним. У 2015 р. позитивний тренд росту уловів перервався – вилов калкана Україною скоротився до 88,5 т і виявився найнижчим за останні 20 років. Таке значне падіння уловів було обумовлено не тільки втратою традиційних районів промислу в акваторії Кримського півострова. В цьому році, була відмічена вкрай низька весняна міграція риби на північно-західний шельф. Улови калкана зменшились у прибережній зоні Одеської, Миколаївської та Херсонської областей [52]. Водночас спостерігалось зниження запасу у всьому Чорному морі, при чому, промислова смертність в цей час була в 5 разів вище допустимого рівня (рис. 3.56). Однак, депресія запасу цього виду на північному заході моря була недовгою. В 2016–2018 рр. улови на зусилля калкана в українських водах знову почали зростати. В 2019 р. відбулось деякі зменшення цього показника, але в наступному році ситуація на промислі стабілізувалась (рис. 3.57). Факт покращення стану популяції цього виду на північному заході моря

підтверджується і результатами облікових тралових зйомок, які були проведені у водах Румунії [202, 203]. Стає очевидним, що ріст уловів в останні роки був викликаний в більшій мірі покращенням стану запасу, а не збільшенням промислового навантаження. Про це, насамперед, свідчить тренд росту показника улову на зусилля в 2016–2020 рр. (рис. 3.57).

На нашу думку, сучасний критичний стан ресурсу калкана в північно-західній частині моря, зумовлений не тільки надмірним промисловим навантаженням а і загальним погіршенням стану екосистеми моря. Результати наших морських експедицій вказують на збереження обширних зон придонної гіпоксії із заморними явищами, які охоплюють і райони мешкання молоді калкана (Див. розділ 3.1.2). Також відомо, що впродовж двох останніх десятиліть тут регулярно спостерігається масовий розвиток різних видів нитчастих водоростей, а також інвазивного виду *Desmarestia viridis* ((O.F.Müller) J.V.Lamouroux, 1813). Щорічно, в літню пору року, спостерігається масовий винос цих водоростей на мілководдя, де вони відмирають, тим самим сприяючи евтрофікації на ділянках нагулу молоді риб. Крім того, ці водорості часто скупчуються на знаряддях лову і сильно перешкоджають сітковому промислу ряду видів риб [52]. На популяцію калкана можуть завдавати негативного впливу і інші фактори. Так, знищення рапаною багатьох поселень молюсків фільтраторів, приводить до деградації донних біоценозів, що суттєво погіршує стан кормової бази молоді калкана. Інший вид вселенець – реброплав мнеміопсис у випадку масового спалаху своєї чисельності може значно скорочувати кількість пелагічної ікри калкана, а також складати серйозну харчову конкуренцію його личинкам.

Незважаючи на те, що фактичний загальний вилов калкана на північному заході моря в останні три роки залишався на рівні близькому до допустимого, промислове використання цього об'єкта не повинно збільшуватися. Насамперед, це обмеження пов'язано з тим, що в багатьох випадках улови калкана, як і раніше не реєструються статистикою, оскільки припадають на частку ННН рибальства [52]. Крім того, слід враховувати, що загальний запас калкана, в цілому по морю, знаходиться у надмірно експлуатованому стані. Очевидно, наша країна може і в

подальшому слідувати рекомендаціям Генеральної комісії з Рибальства у Середземному морі і зберігати обмеження вилову в розмірі 160 т [180]. Таким чином, ведення промислу на рівні нижче оптимального, сприятиме подальшому відновленню популяції калкана на північному заході моря. Тільки у разі, якщо спостережувана тенденція зростання запасу калкана в цій частині моря буде збережена в наступні роки, можна буде піднімати питання про подальше збільшення ліміту видобутку цього виду у водах України.

ВИСНОВКИ

1. Встановлено, що найбільш високі показники біомаси ($10\text{--}30\text{ г/м}^2$) та чисельності ($0,15\text{--}0,60\text{ екз./м}^2$) рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) в північно-західній частині Чорного моря (ПЗЧМ) спостерігаються в діапазоні глибин $5\text{--}20$ м. Глибше 25 м рапана зустрічається в незначній кількості. Найбільш значні поселення цих молюсків відмічені нами в районі Дністровської банки, у коси Тендра, а також на глибинах менше 20 м від гирла Дністровського лиману до гирла Дунаю, де середні показники біомаси склали $29\pm 1,42\text{ г/м}^2$, $27\pm 1,31\text{ г/м}^2$ і $21\pm 0,96\text{ г/м}^2$ відповідно.
2. Незважаючи на інтенсифікацію промислу впродовж $2018\text{--}2021$ рр. розмірнова структура популяції рапани в водах ПЗЧМ не зазнала суттєвих змін. Серед молюсків переважали особини віком $6\text{--}8$ років. Згідно результатів, які отримані за допомогою моделі LBB (Length-based Bayesian Biomass), співвідношення коефіцієнтів промислової і природної смертності рапани (F/M) станом на 2021 рр. склало $0,48$, що вдвічі менше допустимого значення. Максимальна оцінка запасу рапани на шельфі ПЗЧМ, була отримана методом прямого тралового обліку в 2020 р. і склала $72,7$ тис. т.
3. В ході облікових зйомок встановлено, що на значних площах акваторії шельфу в придонних горизонтах регулярно виникає дефіцит кисню і нерідко відбувається накопичення сірководню. Як наслідок, в теплу пору року на північно-західному шельфі має місце масштабна загибель молюсків фільтраторів та рапани.
4. Оцінка запасу рапани, яка розрахована шляхом математичного моделювання (Bayesian State-space Model) знаходилась в діапазоні значень отриманих методом прямого обліку. На ділянках, де ведеться промисел цього молюска запас розрахований математичною моделлю в 2021 р. склав $35,7$ тис. т. Висока стійкість популяції рапани до впливу промислу пояснюється не тільки її здатністю до швидкого самовідтворення, але і тою обставиною, що промисел здійснюється на доволі обмеженій акваторії, яка займає не більше $15\text{--}20\%$ площі українського шельфу з глибинами $5\text{--}35$ м. Решта ділянок відрізняється

або несприятливим для тралень характером ґрунту, або надто великими для роботи водолазів глибинами. Загроза перелову рапани та скорочення її популяції в українських водах ПЗЧМ відсутня.

5. Інтенсифікація промислу трав'яної креветки *Palaemon adspersus* (Rathke, 1837) впродовж 2016–2020 рр. не викликала серйозних змін в розмірно-масовій структурі популяції, які б вказували на надмірну експлуатацію цього ресурсу. Оцінка стану популяції трав'яної креветки за допомогою моделі LBB також не виявила загрози зменшення запасу цього ресурсу при сучасному рівні експлуатації. Розрахована асимптотична довжина креветок в період 2017—2020 рр. зменшилась менше ніж на 1%. Промислова смертність дещо перевищувала природну, проте коефіцієнт промислової експлуатації (B/B_{MSY}) склав 1,0, що вказує на те, що сучасне промислове вилучення компенсується високою відтворювальною здатністю популяції. Однак нарощування інтенсивності промислу може погіршити ситуацію.
6. Слід зберігати існуючі обмеження щодо районів лову та за кількістю знарядь лову трав'яної креветки. В той же час, встановлення ліміту на вилучення не є доцільним, з причини відсутності для цього короткоциклічного виду надійного прогнозу рівня запасу та його поповнення молоддю на наступний рік. Обмеження кількості креветкових ятерів на промислі на рівні 800 одиниць також дозволить уникати надмірного прилову нецільових видів, в першу чергу молоді риб, який має місце на окремих ділянках моря.
7. Розмірно-віковий склад анчоуса *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) в уловах впродовж 2017–2021 рр. відзначався значною мінливістю. Спостережувані зміни співвідношення окремих вікових груп в уловах були викликані міграціями змішаних косяків азовського та чорноморського анчоуса з місць зимівлі у берегів Грузії і Криму в північно-західну частину Чорного моря.
8. Коефіцієнт природної смертності (M) для обох статей в популяції анчоуса склав 1,02, а для основних в промислі вікових груп: 1+–5+ – 1,17. Результати оцінки стану популяції анчоуса за допомогою моделі LBB свідчать про те, що

- промисел в українських водах ПЗЧМ не завдає шкоди запасу цього об'єкта. Відношення поточної біомаси до біомаси, рівень якої забезпечує стійкий довгостроковий вилов без вичерпання запасу (B/B_{MSY}), склало 2,1. Обчислена за допомогою цієї ж моделі асимптотична довжина анчоуса в період 2017–2021 рр. збільшилась з 133 мм до 137 мм, що слід розглядати як ознаку незначного покращення стану його популяції в цей період.
9. Спостережуване в останнє десятиліття коливання запасу і уловів анчоуса не пов'язане з впливом надмірного промислу. Багатократне скорочення уловів цього виду в знаряддях прибережного лову у порівнянні з періодом минулого століття пов'язане з погіршенням умов нагулу і мешкання цього виду в ПЗЧМ.
 10. Віковий склад шпрота *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) в тралових уловах у ПЗЧМ впродовж 2017–2021 рр. був досить стабільним. Риби в уловах були представлені шістьма віковими групами від 0+ до 5+. Однак, розмірний склад шпрота зазнав суттєвих змін. Якщо в 70–80-х рр. минулого століття в промислових уловах переважали риби довжиною 90–105 мм, то під час наших досліджень улови формувались значно меншими за розміром особинами (70–90 мм). Максимальна довжина риб в уловах зменшилась з 130 до 115 мм. Причиною суттєвого зниження темпів росту особин цього виду за багаторічний період послуговували глобальні зміни в екосистемі моря, які викликали суттєве погіршення кормової бази всіх риб планктофагів.
 11. Середній коефіцієнт природної смертності (M) для обох статей в популяції шпрота склав 1,02, а для основних в промислі вікових груп: від 1+ до 5+ – 0,83. Результати оцінки стану популяції цього виду в ПЗЧМ за допомогою моделей SS3 (Stock Synthesis) та LBB вказують на те, що промисел в українських водах не завдає шкоди його запасу. Розрахована за допомогою моделі SS3 нерестова біомаса шпрота в північно-західній частині моря в 2021 р. склала 10,4 тис. т., що суттєво вище рівня максимально допустимого вилову – 3,8 тис. т. Згідно з результатами, отриманими за допомогою моделі LBB, співвідношення коефіцієнтів промислової і природної смертності шпрота (F/M) станом на 2021 рр. склало 0,86. Відношення поточної біомаси до

біомаси, якої популяція може досягнути в цій частині басейну за відсутності промислу (B/B_0), в період 2017–2021 рр. збільшилось від 0,35 до 0,55. Розраховане для 2021 р. відношення поточної біомаси до біомаси рівень, якої забезпечує стійкий довгостроковий вилов без вичерпання запасу (B/B_{MSY}) склало 1,5. Таким чином, ні один із застосованих методів моделювання популяції шпрота в умовах сучасного промислу не виявив ознаки надмірного вилову.

12. Стійка тенденція зменшення річних уловів та показника улову на зусилля в останні десятиліття свідчать про те, що стан запасу шпрота в ПЗЧМ знаходиться в депресивному стані. Очевидно, що погіршення стану популяції цього виду відбувається через причини, які не залежать від промислової експлуатації. Тому будь які обмеження рівня промислового вилучення цього ресурсу в наших водах не призведуть до збільшення запасу. З цієї причини видобуток шпрота в українських водах слід здійснювати без встановлення будь-яких лімітів вилову.
13. Протягом декількох десятків років, ресурс калкана *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758) в Чорному морі знаходився в депресивному стані, обумовленому надмірним промислом, який здійснювався насамперед турецькими рибалками. В тому числі, масовий нелегальний вилов мав місце і в ПЗЧМ, де виділяється окрема, найбільш багаточисельна популяція цього виду. Однак, з 2002 р., після покращення прикордонного контролю в українських, румунських та болгарських водах, з'явилися передумови для відновлення запасу цього виду на північному заході моря.
14. Особливо явні ознаки покращення стану популяції калкана почали реєструватись в останні шість років. В період 2017–2021 рр. відмічене збільшення промислової частини популяції калкана при збереженні її стабільного вікового складу. Це вказує на збільшення темпів росту особин цього виду і, вірогідно, пов'язано з покращенням стану кормової бази риб. В той же час визначено, що в популяції має місце суттєве омолодження її складу, порівняно з 60-ми роками минулого століття. Якщо в той час улови

формувались рибами віком 7–9 років, а максимальний вік калкана досягав 14 років, то в 2017–2020 рр. в уловах переважно були присутні риби віком 4–5 років, а їх максимальний вік обмежувався 12 роками.

15. В період наших досліджень середній коефіцієнт природної смертності (M) розрахований для обох статей калкана склав 0,43. Для найбільш багаточисельних вікових груп (4+–10+) цей показник дорівнював 0,27. Розраховане за допомогою моделі LBB співвідношення коефіцієнтів промислової і природної смертності калкана (F/M) станом на 2020 рр. склало 0,94, що відповідає оптимальному рівню експлуатації. За результатами SS3 аналізу нерестова біомаса калкана у північно-західній частині моря в 2019 р. досягнула максимального за останні 20 років рівня, склавши 6,4 тис. т. При цьому максимальна біомаса, якої популяція калкана може досягнути в цій частині басейну за відсутності промислу, була обчислена на рівні 29 тис. т. Згідно моделі LBB відношення поточної біомаси до біомаси, якої популяція може досягнути за відсутності промислу (B/B_0) в період 2017–2021 рр. збільшилось від 0,36 до 0,49, а розраховане для 2021 р. відношення поточної біомаси до біомаси, рівень якої забезпечує стійкий довгостроковий вилов без вичерпання запасу (B/B_{MSY}) склало 1,3. Обчислена асимптотична довжина калкана в період 2017–2021 рр. збільшилась з 80,1 до 81,8 см, що також свідчить про деяке покращення стану його популяції.
16. Відновлення запасу калкана в ПЗЧМ відбувається швидше та більш явно ніж у південній частині чорноморського басейна. Це пояснюється повною забороною на використання донних тралів в зоні України, на відміну від Туреччини, де такий вид промислу дозволений. Враховуючи, що позитивні тренди в динаміці як розмірної структури, так і біомаси популяції калкана в ПЗЧМ спостерігаються лише впродовж останніх декількох років, слід вважати, що популяція цього виду ще не повністю відновились від впливу багаторічного нераціонального промислу. Слід і в подальшому дотримуватись рекомендацій Генеральної комісії з Рибальства у Середземному морі і зберігати обмеження вилову калкана на рівні 160 т.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ЛІТЕРАТУРИ

1. Авдеев А. И., Белокопытов В. Н. Морфометрические характеристики и расчлененность рельефа дна северной части Черного моря. *Морской гидрофизический журнал*. 2011. Вып. 4. С. 43–63.
2. Александров Б. Г. Гидробиологические основы управления состоянием прибрежных экосистем Черного моря. Киев : Наук. думка, 2008. 343 с.
3. Алмазов А. М. Про хлорний коефіцієнт для північно-західної частини Чорного моря. *Докл. АН УРСР*. 1959. Т. 9. С. 30–98.
4. Алмазов А. М. Гидрохимия устьевых областей рек (северное Причерноморье). Калининград, : Из-во АН УССР, 1962. 255 с.
5. Альтман Э. Н., Гертман И. Ф., Голубева З. А. Многолетние тенденции солености и температуры вод Черного моря в связи с изменением стока рек (по данным натурных наблюдений). *Вопросы гидрологии и гидрохимии Черного моря*. 1988. Вып. 189. С. 39–54.
6. Альтман Э. Н., Матушевский Г. В. Типовые поля ветра и волнения Черного моря. Севастополь : СО ГОИН, 1987. 115 с.
7. Андросович А. И., Михайлова Э. Н., Шапиро Н. Б. Численная модель и расчеты циркуляции вод северо-западной части Черного моря. *Морской гидрофизический журнал*. 1994. Вып. 5. С. 28–42.
8. Аносов С. Е. Характеристика фауны Decapoda Азово-Черноморского бассейна. Качественные и количественные изменения за последнее столетие : дис. ... канд. биол. наук. Москва : ВНИРО, 2016. 438 с.
9. Архангельский А. Д., Страхов Н. М. Геологическое строение и геологическая история развития Черного моря. Москва : Изд-во АН СССР, 1938. 149 с.
10. Асланова Н. Е. Шпрот Чёрного моря. *Труды ВНИРО*. 1954. Вып. 28. С. 75–101.
11. Берлинский Н. А., Богатова Ю. И., Гаркавая Г. П. О развитии гипоксии в северо-западной части Черного моря в современный период. *Наукові*

записки Тернопільського педагогічного університету. 2001. Вып. 4, №15. С. 114–116.

12. Берлинский Н. А., Гаркавая Г. П., Богатова Ю. И. Проблемы антропогенного эвтрофирования и развития гипоксии в северо-западной части Черного моря. *Экология моря*. 2003. Вып. 63. С. 17–22.

13. Блатов А. С., Иванов В. А. Пространственно-временная структура внутренних инерционно-гравитационных и топографических волн в море на частотах, близких к инерционной частоте. *Известия АН СССР*. 1983. Вып. 19, №8. С. 868–877.

14. Богатова Ю. И., Гаркавая Г. П. 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*. 1996. С. 1–16 с.

15. Болтачев А. Р., Статкевич С. В., Карпова Е. П., Хуторенко И. В. Черноморская травяная креветка *Palaemon adspersus* (Decapoda, Palaemonidae): биология, промысел, проблемы. *Вопросы рыболовства*. 2017. Вып. 18, № 3. С. 313–327.

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

17. Бондарев И. П. Морфогенез раковины и внутривидовая дифференциация рапаны *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846). *Ruthenica*. 2010. Вып. 20 №2. С. 69–90.

18. Брянцев В. А. Антропогенная трансформация гидроструктуры и сероводородной зоны Черного моря. *Сб. МГЙ: Диагноз состояния морской среды Азоно-Черноморского бассейна*. 1994. С. 61–68.

19. Брянцев В. А., Брянцева Ю. В. Многолетние изменения в фитопланктоне в глубоководной части Черного моря в связи с естественным и антропогенными факторами. *Экология моря*. 1999. Вып. 49. С. 24–28.

20. Брянцев В. А., Литвиненко Н. М., Себах Л. К. Антропогенное воздействие на экосистему Черноморья. *Труды ЮгНИРО*. 1997. Т. 43. С. 16–28.

21. Брянцев В. А., Фашук Д. Я., Финкельштейн М. С. Антропогенные изменения океанографических характеристик Черного моря. *Сборник научных трудов ВНИРО: Океанологические и рыбохозяйственные исследования Черного моря*. 1985. №1. С 3–19.
22. Булгаков С. Н., Кушнир В. М. Особенности поля течений в северо-западной части Черного моря. *Морской гидрофизический журнал*. 1996. № 5. С. 66–78.
23. Буруковский Р. Н. Состав пищи креветки *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Crustacea Decapoda, Palaemonidae) в Каркинитском заливе Чёрного моря в сентябре 2016 г. *Морской биологический журнал*. 2019. Вып. 4, № 1. С. 12–23.
24. Бушуев С. Г., Гулак Б. С., Снігірьов С. М., Чащин О. К. Прилов нецільових видів при траловому промислі в північно-західній частині Чорного моря. *Морський екологічний журнал*. 2021. Вип. 1. С. 7–22.
25. Виноградов К. А. Биология северо-западной части Черного моря. 1967. Киев : Наук. думка, 1967. 225 с.
26. Виноградов М. Е. Современные тенденции изменения экосистемы Черного моря. *Вестник АН СССР*. 1987. Вып. 10. С. 56–67.
27. Виноградов М. Е., Сапожников В. В., Шушкина Е. А. Экосистема Черного моря. Москва : Наука, 1992. 112 с.
28. Виноградов М. Е., Шушкина Э. А., Востоков С. В., Верещака А. Л., Лукашева Т. А. Взаимодействие популяций гребневиков вселенцев в прибрежных водах северо-восточной части Черного моря. *Океанология*. 2002. Т. 42, № 5. С. 693–701.
29. Виноградов М. Е., Шушкина Э. А., Мусаева Э. И., Сорокин Ю. И. Новый вселенец в Черное море – гребневик *Mnetiopsis leidyi*. *Океанология*. 1992. № 29. С. 293–299.
30. Воробьева Л. В., Полищук Л. Н., Нестерова Д. А., Синегуб И. А., Кулакова И. И., Бондаренко А. С., Портянко В. В., Кудренко С. А., Рыбалко А. А., Мигас Р. В., Снигирева А. А., Узун Е. Е. Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали. Одесса : Астропринт, 2017. 328 с.

31. Георгиева Е. Ю., Стельмах Л. В. Особенности развития фитопланктона поверхностных вод Черного моря в мае 2013 года. *Экосистемы*. 2014. Вып. 11, №30. С. 214–218.
32. Глущенко Т. И., Сороколит Л. К. Многолетняя динамика питания черноморского шпрота *Sprattus sprattus phalericus* (Risso). *Труды ЮгНИРО*. 2009. Вып. 47. С. 94–98.
33. Глущенко Т. И., Чащин А. К. Особенности питания черноморского шпрота *Sprattus sprattus phalericus* (Risso) (Pisces: Clupeidae) и формирование его нагульных скоплений. *Морський екологічний журнал*. 2008. Т. 7, № 3. С. 5–14.
34. Говорин И. А., Куракин А. П. Оценка влияния хищного брюхоногого моллюска *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) на фильтрационный потенциал мидийных поселений. *Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу*. 2011. Вып. 25. Т. 1. С. 435–442.
35. Грезе В. Н. Основы биологической продуктивности Черного моря. Киев : Наук. думка, 1979. 392 с.
36. Гулак Б. С. Сучасний стан популяції та промисел трав'яної креветки *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Decapoda, Palaemonidae) у північно-західній частині Чорного моря. *Гідробіологічний журнал*. 2023. Т. 59. №4. С. 48–64.
37. Гулак Б. С., Леончик Є. Ю., Чащин О. К. Основні біологічні параметри популяції рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) у північно-західній частині Чорного моря. *Гідробіологічний журнал*. 2022. Т. 58. № 1. С. 30–46.
38. Гулак Б. С., Леончик Є. Ю., Чащин О. К. Сучасний стан популяції калкана *Psetta maxima* (Linnaeus, 1758) у північно-західній частині Чорного моря. Матеріали XII міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції: «Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології», (26–28 вересня 2019, м. Дніпро). Дніпро, 2019. С. 65–69.
39. Гулак Б. С., Леончик Є. Ю., Чащин О. К. Стан промислової популяції рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) у північно-західній частині чорного моря. Матеріали XII міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції:

«Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології», (26–28 вересня 2019, м. Дніпро). Дніпро, 2019. С. 70–75.

40. Гулак Б. С., Леончик Є. Ю., Чащин О. К. Сучасний стан популяцій основних об'єктів українського промислу в Чорному морі. Матеріали XIII Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології», (17–19 вересня 2020, м. Харків). Харків, 2020. С. 59–68.

41. Гулак Б. С., Снігірьов С. М., Чащин О. К., Заморов В. В. Вплив рибного промислу та добичі промислових безхребетних на малочисельні види гідробіонтів в північно західній частини Чорного моря. Матеріали I всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «Екологічні дослідження у вищих навчальних закладах», (16 листопада 2018, м. Херсон). Херсон, 2018. С. 19–23.

42. Гулак Б. С., Снігірьов С. М., Чащин О. К. Оцінка запасу рапани за результатами прямого тралового обліку у північно-західній частині Чорного моря. Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів» (26–27 грудня 2022, Київ). Київ, 2022. С. 62–64.

43. Данилевский Н. Н. О проникновении черноморской хамсы в Азовское море и сопутствующих условиях среды. *Тр. АзчерНИРО*. 1960. Вып. 18. С. 118–130.

44. Демидов А. Н. Температура воды и соленость. *Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР*. 1991. Т. 4, Вып. 1. – С. 373–397.

45. Дехник Т. В. Оценка нерестового стада черноморской хамсы. *Рыбное хозяйство*. 1953. №1. С. 26–29.

46. Дехник Т. В. Этапы эмбрионального развития и суточный ритм размножения некоторых видов рыб Черного моря. *Труды Севастопольской биологической станции*. 1961. Т. 14. С. 222–244.

47. Дехник Т. В. Ихтиопланктон Черного моря. Киев : Наук. думка, 1973. 236 с.

48. Дехник Т. В., Дука Л. А., Калинина Э. М., Овен Л. С., Салехова Л. П., Синюкова В. И. Размножение и экология массовых рыб Черного моря на ранних стадиях онтогенеза. Киев : Наук. думка, 1970. 211 с.

49. Доценко С. А. Сезонная изменчивость основных гидрологических параметров в Одесском регионе северо-западной части Черного моря. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексные исследования ресурсов шельфа*. 2002. Вып. 6. С. 47–57.

50. ДП Одеський центр ПівденНІРО. Звіт про науково-дослідну роботу «Оцінка стану водних біоресурсів на шельфі Чорного моря та внутрішніх водоймах північно-західного Причорномор'я для визначення можливих лімітів і прогнозів вилучення та розробка оптимальних режимів їх рибогосподарської експлуатації». Одеса : ОдЦ ПівденНІРО, 2018. 109 с. № ДР 0118U001726

51. ДП Одеський центр ПівденНІРО. Звіт про науково-дослідну роботу «Визначення промислового значення концентрації моллюска рапани у північно-західній частині Чорного моря та уточнення технічних характеристик найбільш ефективних і екологічно безпечних знарядь його добування». Одеса : ОдЦ ПівденНІРО, 2018. 31 с. № ДР 0118U001725

52. ДП Одеський центр ПівденНІРО. Оцінка стану запасів водних біоресурсів на морському шельфі у північно-західній частині Чорного моря та внутрішніх рибогосподарських об'єктах (їх частинах) загальнодержавного значення північно-західного Причорномор'я для визначення можливих лімітів і прогнозів допустимого вилову водних біоресурсів і розробка оптимальних режимів їх рибогосподарської експлуатації. Одеса : ОдЦ ПівденНІРО, 2021. 103 с. № ДР 0121U112538

53. Драпкин Е. И. Новый моллюск в Черном море. *Природа*. 1953. №9. С. 92–95.

54. Евченко О. В. Биологические характеристики и запас рапаны *Rapana venosa* (Gastropoda: Murexidae) в северо-восточной части Черного моря. *Труды ЮгНИРО*. 2010. № 48. С. 24–28.

55. Зайцев Ю. П., Брянцев В. А., Фащук Д. Я. Экосистема северо-западного шельфа Черного моря в условиях антропогенного воздействия. Материалы III Всесоюзного симпозиума: «Антропогенное эвтрофирование природных вод» (1983, г. Москва). Москва, 1983. С. 49–72.
56. Зайцев Ю. П., Полищук Л. Н. Вспышка численности медузы *Aurelia aurita* (L.) в Черном море. *Экология моря*. 1984. Вып. 17. С. 35–46.
57. Зайцев Ю. П., Александров Б. Г., Миничева Г. Г. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. Киев : Наук. думка, 2006. 701 с.
58. Зайцев Ю. П., Гаркавая Г. П., Нестерова Д. А., Полищук Л. Н., Цокур А. Г. Современное состояние экосистемы Черного моря. *Современное состояние Черного моря*. 1987. С. 216–230.
59. Зелинский В. П. Экология Черного моря. Киев : Наук. думка, 1993. 230 с.
60. Золотарев П. Н., Евченко О. В. Некоторые черты биологии и оценка запаса рапаны *Rapana venosa* (Gastropoda: Murexidae) в северо-восточной части Чёрного моря в 1988–1994 гг. *Вопросы рыболовства*. 2010. Вып. 11. №3. С. 442–452.
61. Зуев Г. В., Мельникова Е. Б. Эколого-географическая гипотеза происхождения крупной черноморской ставриды (Pisces, Carangidae). *Морской экологический журнал*. 2003. Вып. 2, №1. С. 59–73.
62. Зуссер С. Г. Биология и промысел пелагиды в Черном море. *Труды ВНИРО*. 1954. Т. 28. С. 160–174.
63. Иванов В. А., Белокопытов В. Н. Океанография Черного моря. Севастополь : МГИ НАН Украины, 2011. 209 с.
64. Иванов В. А., Иванов Л. И., Кушнир В. М. Поле течений в северо-западном секторе Черного моря и его взаимосвязь с распределением гидрологических характеристик. *Морской гидрофизический журнал*. 1994. № 5. С. 45–56.
65. Калнин В. В., Калнина О. В. Генетическая дифференциация и репродуктивные взаимоотношения азовской и черноморской рас европейского

анчоуса. Сообщение II. Генетические отличия и внутренняя гетерогенность Азовской и Черноморской рас анчоуса. *Генетика*. 1984. Т. 20, № 2. С. 309–313.

66. Калнин В. В., Калнина О. В. Генетическая дифференциация и репродуктивные взаимоотношения азовской и черноморской рас европейского анчоуса. Сообщение III. Интрогрессивная гибридизация рас и популяционная структура анчоуса Черного моря. *Генетика*. 1985. Т. 21, № 6. С. 1352–1360.

67. Калнин В. В., Калнина О. В., Чащин А. К., Новоселова Г. Н. Популяционная структура анчоуса Азово-Черноморского бассейна в условиях хозяйственной деятельности. *Океанографические и рыбохозяйственные исследования Черного моря: науч. тр. ВНИРО*. 1985. С. 62–70.

68. Кафанова В. В. Методы определения возраста и роста рыб: Учебное пособие. Томск : изд-во Томского ун-та, 1984. 56 с.

69. Кобзарь А. И. Прикладная математическая статистика. Москва : Физматлит, 2006. 816 с.

70. Кобякова З. И., Долгопольская М. А. Отряд десятиногие. Определитель фауны Черного и Азовского морей. Киев, : Наук. думка 1969. С. 269–307.

71. Ковтун О. А., Топтиков В. А., Тоцкий В. Н. Сравнительная морфологическая характеристика *Rapana venosa* (Gastropoda: Muricidae, Rapaninae) из разных акваторий северной части Чёрного моря. *Вісник Одеського національного університету. Біологія*. 2014. Т. 19, №1. С. 68–80.

72. Кондратьев С. И. Гидрохимия северо-западного шельфа Черного моря в современный период. *Система Черного моря*. Москва, 2018. Кн. 1. С. 119–146.

73. Кротов А. В. Состояние запаса черноморской скумбрии. *Труды ВНИРО*. 1954. Т. 28. С. 102–112.

74. Куманцов М. И., Сапожников В. В. Изменения экосистемы Черного моря и перспективы дальнейших исследований. Материалы VI Международной конференции «Современные проблемы экологии Азово-Черноморского региона», (6 октября 2010 г., г. Керчь). Керчь, 2010. С. 3–6.

75. Куцоконь Ю., Квач Ю. Українські назви міног і риб фауни України для наукового вжитку. *Studia Biologica*. 2012. Вип. 6, №2. С. 199–220.
76. Майорова А. А. Распределение и промысел черноморской хамсы. *Труды АзЧерНИРО*. 1950. Вып. 14. С. 11–43.
77. Макаров Ю. Н. Креветки Хаджибейского лимана и перспективы их использования. Материалы Всесоюзного Симпозиума по изученности Черного и Средиземного морей, использованию и охране их ресурсов «*Биологическая продуктивность и пути ее рационального использования*», (октябрь 1973, г. Севастополь). Киев, 1973. С. 103–108.
78. Макаров Ю. Н. Фауна Украины. Десятиногие ракообразные. Киев : Наук. Думка, 2004. 430 с.
79. Нестерова Д. А. Развитие перидиней *Euxinella cordata* и явление «красного прилива в северо-западной части Черного моря. *Биология моря*. 1979. № 5. С. 24–29.
80. Овен Л. С. Особенности оогенеза и характер нереста морских рыб. Киев : Наук. думка, 1976. 131 с.
81. Овчинников И. М., Виноградов М. Е. Зимние исследования экосистемы Черного моря (21-й рейс научно-исследовательского судна "Витязь", 9 февраля—8 апреля 1991). *Океанология*. 1991. Вып. 31, №6. 1081–1085.
82. Павловская Р. М. О питании личинок черноморской хамсы. *Труды АзЧерНИРО*. 1964. Вып 23. С. 115–118.
83. Перехрест В. С. Влияние водохранилищ на водный баланс и внутригодовое распределение стока р. Днепра. Труды IV Всесоюзного гидрологического съезда: «*Гидрологические проблемы водного хозяйства*». Ленинград. 1976. С. 170–176.
84. Полищук Л. Н., Настенко Е. В. Мезо- и макрозоопланктон. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. под редакцией Ю. П. Зайцева, Б. Г. Александрова, Г. Г. Минечивой. Киев : Наук. думка, 2006. С. 229–237.
85. Попова В. П. Распределение камбалы в Черном море. *Труды ВНИРО*. 1954. Т. 28. С. 151–159.

86. Попова В. П. Питание камбалы-калкан в Чёрном море. *Труды АзЧерНИРО*. 1958. Вып. 17. С. 141–151.
87. Попова В. П. Методы оценки состояния запасов камбалы в Чёрном море. *Труды ВНИРО*. 1967. Т. 62. С. 197–204.
88. Попова В. П. Результаты исследований по искусственному воспроизводству черноморской камбалы-калкана в 1968–1971 гг. *Труды ВНИРО*, 1973. Том 94, С. 143–148.
89. Попова В. П., Кокос Л. М. О динамике стада черноморской камбалы калкана и его рациональной эксплуатации. *Труды ВНИРО*. 1973. Т. 91. С. 151–160.
90. Попова В. П. Исследования биологии камбалы калкана в связи с вопросами её искусственного воспроизводства. *Биологические основы морской аквакультуры*. 1975. Вып. 1. С. 5–12.
91. Промысловое описание Черного моря. Г. А. Дубинец, Л. А. Коваленко, Э. В. Будниченко. под ред. С. Я. Карпухова. Москва : МО СССР. 1988. 139 с.
92. Пухтяр Л. Д., Ильин Ю. П., Белокопытов В. Н. Сезонная и пространственная изменчивость термохалинной структуры вод Каркинитского залива. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексные исследования ресурсов шельфа*. 2003. Вып. 8. С.48–63.
93. Режим рибальства в басейні Чорного моря у 2020 році. Наказ Міністерства енергетики та захисту довкілля України № 85 від 13.02.2020 р.
94. Рубинштейн И. Г., Троценко Б. Г. Восстановление филофорного поля Зернова. *Рыбное хозяйство*. 1988. Вып. 12. С. 34–39.
95. Самышев Э. З., Золотарев П. Н. Механизмы антропогенного воздействия на бенталь и структуру донных биоценозов северо-западной части Черного моря: Севастополь : ООО «Колорит», 2018. 208 с.
96. Самышев Э., Рубинштейн И., Золотарев П., Литвиненко Н. Изменчивость в структуре бентоса Черного моря в условиях антропогенного воздействия. *Антропогенные воздействия на прибрежно-морские экосистемы*. 1986. С. 52–71.

97. Световидов А. Н. Рыбы Черного моря. Москва-Ленинград : Наука, 1964. 551 с.
98. Семик А. М., Замятина Е. А., Шляхов В. А. Современное состояние популяции травяной креветки в Джарылгачском и Каркинитском заливах. *Труды ЮгНИРО*. 2011. Вып. 49. С. 79–83.
99. Симов В. Г. Речной сток воды в Черное море. *Морська гідрометрологія*. 2014. Вып. 266. С. 62–69.
100. Симонов А. И., Альтман Э.Н. Гидрометеорология и гидрохимия морей. Санкт-Петербург : Гидрометеоиздат, 1991. 429 с.
101. Сиротенко М. Д., Данилевский Н. Н. Питание и обеспеченность пищей хамсы и барабули в Черном море. *Труды ВНИРО*. 1973. Т. 94. С. 40–56.
102. Смирнов А. И. Материалы по биологии рыб Черного моря в районе Карадага. *Труды Карадагской биологической станции*. 1959. Вып. 15. С. 31–111.
103. Смирнов А. И. Порционность икрометания пелагических рыб Черного моря. *ДАН СССР*. 1950. Вып. 70. №1. С. 129–132.
104. Снігірьов С. М., Чащин О. К., Гулак Б. С. Висновок щодо сучасного охоронного статусу трав'яного краба *Carcinus aestuarii* (Nordoff 1847 та ксанто пореса *Xantho poressa* (Olivi, 1792) у північно-західній частині Чорного моря в межах кордонів України // Мат. до 4-го вид. Червоної книги України. Тваринний світ / Серія: «Conservation Biology in Ukraine». Вып. 7, Т. 2. Київ, Інститут зоології ім. П Шмальгаузена НАНУ, 2018. С. 435–436.
105. Теренько Л. М., Нестерова Д. А. Суанопрокарюта (Cyanophyta) планктона северо-западной части Черного моря. *Альгология*. 2015. Вып. 25, №3. С. 278–296.
106. Титов В. Б. Статистические характеристики и изменчивость течений на западном шельфе Черного моря. *Морской гидрофизический журнал*. 1991. № 2. С. 41–47.
107. Фащук Д. Я., Айзатулин Т. А. О возможной трансформации анаэробной зоны Черного моря. *Океанология*. 1986. Вып. 26, №2. С. 233–242.

108. Фащук Д. Я., Брянцев В. А., Троценко Б. Г. Особенности океанографического режима Черного моря в условиях хозяйственной деятельности. *Антропогенное воздействие на прибрежно-морские экосистемы*. Сб. науч. тр. Москва: ВНИРО, 1986. С. 34–52.

109. Фащук Д. Я., Самышев Э. З., Себах Л. К., Шляхов В. А. Формы антропогенного воздействия на экосистему Черного моря и ее состояние в современных условиях. *Экология моря*. 1991. Вып. 38. С. 19–28.

110. Фащук Д. Я., Себах Л. К. Вклад физических и гидрохимических факторов в процесс развития придонной гипоксии на северо-западном шельфе Черного моря. *Океанологические и рыбохозяйственные исследования Черного моря*. Сб. науч. тр. Москва: ВНИРО, 1985. С. 19–99.

111. Цихон-Луканина Е. А., Резниченко О. Г., Лукашева Т. А. Чем питается гребневик мнемнопсис в прибрежных водах Черного моря. *Океанология*. 1992. Вып. 32, №4. С. 724–729.

112. Чащин А. К. Об изменении популяционной структуры анчоуса (*Engraulis encrasicolus* L.) Азово-Черноморского бассейна. *Вопросы ихтиологии*. 1985. Т. 25. Вып. 4. С. 583–589.

113. Чащин А. К. Дифференциация промысловых стад анчоуса, оценка их запасов и перспективы использования в Чёрном море. дис... канд. биол. наук. Москва, Керчь. 1990. 183 с.

114. Чащин А. К. Состояние промысловых популяций пелагических рыб Черного моря. Міжнародна науково-практична конференція: «*Екологічні проблеми Чорного моря*» (31 травня – 1 червня 2007 р., м. Одеса). Одеса, 2007. С. 369–373.

115. Чащин А. К., Дубовик В. Е., Негода С. А., Чащина А. В. Состояние промысловых популяций азовских пелагических рыб в условиях воздействия желетелых гидробионтов-вселенцев. Материалы VII международной конференции: «*Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово-Черноморского региона*», (20–23 июня 2012, г. Керчь). Керчь, 2012. С. 36–44.

116. Чашин О. К. Чорноморські креветки та їх промисел. Матеріали науково-практичного семінара: «Науково-технічне забезпечення удосконалення шляхів та методів ведення рибного господарства в сучасних умовах», (9 червня 2016 р., м. Київ). Київ, 2016. С. 34–41.

117. Чаянова Л. А. Питание черноморской хамсы. *Труды ВНИРО*. 1954. Вып. 28. С. 49–65.

118. Чаянова Л. А. Питание черноморского шпрота. *Труды ВНИРО*. 1958. Вып. 36. С. 106–127.

119. Чугунова Н. И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. Москва, 1959. 64 с.

120. Чухчин В. Д. Размножение рапаны (*Rapana bezoar* L.) в Чёрном море. *Труды Севастопольской Биологической Станции*. 1961. № 14. С. 163–168.

121. Чухчин В. Д. Рост рапаны (*Rapana bezoar* L.) в Севастопольской бухте. *Труды Севастопольской Биологической Станции*. 1961. № 14. С. 169–177.

122. Чухчин В. Д., Функциональная морфология рапаны. Киев : Наук. думка, 1970. 139 с.

123. Чухчин В. Д. Экология брюхоногих моллюсков Чёрного моря. Киев : Наук. думка, 1984. 176 с.

124. Шиганова Т. А. Чужеродные виды в экосистемах южных внутренних морей Евразии: автореф. дис. ... доктора биол. наук: 03.00.18. Москва. 2009. 57 с.

125. Шляхов В. А. О запасах и промысловом использовании калкана в Черном море. *Труды ЮгНИРО*. 2010. Вып. 48. С. 40–51.

126. Шляхов В. А., Михайлюк А. Н., Бондаренко И. В., Евченко О. В., Ершова О. В., Коркош В. В., Шляхова, О. В. Промыслово-биологические показатели украинского рыболовства в Черном море в 2002–2011 годах. *Труды ЮгНИРО*. 2012. Вып. 50. С. 12–29.

127. Шляхов В. А., Шляхова О. В., Надолинский В. П., Перевалов О. А. Промыслово-биологические показатели рыболовства для важнейших распределенных запасов водных биоресурсов Черного моря как основа их

регионального оценивания. *Водные биоресурсы и среда обитания*. 2018. № 1. С. 86–103.

128. Шляхов В. А.; Шляхова О. В. Динамика структуры траловых уловов шпрота на украинском шельфе Черного моря и воздействие на нее природных факторов и рыболовства. *Труды ЮгНИРО*. 2011. Вып. 49. С. 12–33.

129. Шульман Г. Е. Физиолого-биохимические особенности годовых циклов рыб. Москва : Пищ. пром., 1972. 368 с.

130. Юрьев Г. С. Биология, оценка запасов и перспективы промысла черноморского шпрота (*Sprattus sprattus phalericus* Risso): автореф. дисс. ... канд.биол. наук. Севастополь. 1978. 24 с.

131. Юрьев Г. С. Черноморский шпрот *Sprattus sprattus phalericus* (Risso). *Сырьевые ресурсы Чёрного моря*. Москва: Пищ. пром., 1979. С. 73–92.

132. Юрьев С. Г., Старушенко Л. И. Динамика численности черноморского шпрота и методика прогнозирования его возможного вылова. *Труды ВНИРО*. 1972. Т. 83. С. 212–220.

133. Яковлев В. Н. Состояние биологических ресурсов Черного и Азовского морей. 1995. Керчь : Изд-во ЮгНИРО, 1995. 64 с.

134. Abella A., Caddy J. F., Serena F. Estimation of the parameters of the Caddy reciprocal M-at-age model for the construction of natural mortality vectors. *Dynamique des populations marines it*. 1998. № 35. P. 191–200.

135. Acara A. The Black Sea Turbot. Ankara : State Planning Organization, 1985. 21 p.

136. Ailloud L. E., Hoenig J. M. A general theory of age-length keys: combining the forward and inverse keys to estimate age composition from incomplete data. *ICES Journal of Marine Science*. 2019. Vol. 76, № 6. P. 1515–1523.

137. Avsar D. A. stock differentiation study of the sprat (*Sprattus sprattus phalericus* Risso) off the southern coast of the Black Sea. *Fisheries Research*. 1994. Vol. 19, №3. P. 363–378.

138. Aydin I., Sahin T., Kolotoglu L., Ozongun M. The effect of sexual dimorphism on growth of the Black Sea turbot, *Psetta maxima*. *Journal of Fisheries Sciences*. 2011. Vol. 5, № 1. P. 47–51.
139. Bahri T., V. M., Welch D. J., Johnson J., Perry R. I., Ma X., Sharma R. Adaptive management of fisheries in response to climate change. Rome : FAO, 2021. 287 p.
140. Bailly N., Chanet B. *Scophthalmus* Rafinesque, 1810: The valid generic name for the turbot, *S. maximus* (Linnaeus, 1758), (Pleuronectiformes: Scophthalmidae). *Cybium*. 2010. Vol. 34, № 3. P. 257–261.
141. Bakan G., Büyükgüngör H. The Black Sea. *Marine pollution bulletin*. 2000. Vol. 41, №1. P. 24–43.
142. Balik İ. Comparative Evaluation of the Sprat (*Sprattus sprattus*) Fisheries in the Whole of the Black Sea and in the Turkish Coast of the Black Sea. *Turkish Journal of Maritime and Marine Sciences*. 2018. Vol. 4, №1. P. 52–62.
143. Ban S., Zhang T., Pan H., Pan Y., Wang P., Xue D. Effects of temperature and salinity on the development of embryos and larvae of the veined rapa whelk *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846). *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. 2014. Vol. 32, №4. P. 773–782.
144. Begg G. A., Friedland K. D., Pearce J. B. Stock identification and its role in stock assessment and fisheries management: an overview. *Fisheries research*. 1999. Vol. 43, №1. P. 1–8.
145. Belova G. Illegal unreported and unregulated fishing in the Black Sea. In: *International conference Knowledge-based organization*. 2015. P. 408–412.
146. Berov D., Stefania K., Karamfilov V. *Rapana venosa* Rapa Whelk responsible for rapid destruction of Black Sea coastal *Mytilus galloprovincialis* littoral reef communities-results from a preliminary study in SW Black Sea (Sozopol Bay, Bulgaria). *Proceeding of «1st international conference on environmental protection and disaster risks»*, (29–30 September 2020, Sofia). Sofia, 2020. P. 586–601.

147. Beverton R. J., Holt S. J. 1957. On the dynamics of exploited fish population. In: Fishery investigations, Series II, 19. London : Her Majesty's Stationery Office, 1957. 533 p.
148. Bilgin S., Samsun O., Ozen O. Seasonal growth and reproduction biology of the Baltic prawn, *Palaemon adspersus* (Decapoda: Palaemonidae), in the southern Black Sea. *J. Marine Biological Association of the United Kingdom*. 2009. Vol. 89, № 3. P. 509–519.
149. Bilgin S., Solak E. Weight-length relationships (wlrs) of anchovy, *Engraulis encrasicolus* with the evaluation of overfishing effects on the slope (b) in the Black Sea (Turkey). *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*. 2020. Vol. 5, № 2. P. 253–259.
150. Bilgin S., Samsun N., Samsun O. Kalaycı F. Estimation of population parameters of anchovy, *Engraulis encrasicolus* L. 1758, at 2004–2005 fishing season in the Middle Black Sea, using length frequency analysis methods. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2006. Vol. 23, № 1. P. 359–364.
151. Bondarev I. P., Malakhova L. V. The total concentration of carotenoids in *Rapana venosa* gonad. *International Journal of Marine Science*. 2016. Vol. 6, №11. P. 1–7.
152. Bonhomme F., Meyer L., Arbiol C., Bănaru D., Bahri-Sfar L., Fadhlaoui-Zid K., Strelkov P., Arculeo M., Soulier L., Quignard J., Gagnaire P. Systematics of European coastal anchovies (genus *Engraulis* Cuvier). *Journal of Fish Biology*. 2021. Vol. 100, № 2. P. 594–600.
153. Bouza C., Presa P., Castro J., Sánchez L., Martínez P. Allozyme and microsatellite diversity in natural and domestic populations of turbot (*Scophthalmus maximus*) in comparison with other Pleuronectiformes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2002. Vol. 59. P. 1460–1473.
154. Brooks E. N. Effects of variable reproductive potential on reference points for fisheries management. *Fisheries Research*. 2013. Vol. 138. P. 152–158.
155. Cadima E. L. Fish stock assessment manual. Rome : FAO, 2003. 83 p.

156. Carbonara P., Follesa M. Handbook on fish age determination: a Mediterranean experience. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Studies and Reviews. №98. Rome : FAO, 2019. 196 p.

157. Chashchin A. K. Abundance, distribution and migration of the Black Sea Anchovy Stocks. *Turkish Journal of Zoology*. 1995. Vol. 19, № 2. P. 173–180.

158. Chashchin A. K. The Black Sea populations of anchovy. *Scientia Marina*. 1996. Vol. 60, Supl. 2. P. 219–225.

159. Chashcin A. K. The anchovy and other pelagic fish stocks transformations in the Azov-Black Sea basin under environmental and fisheries impact. Proceedings of «*First International Symposium on Fishery and Ecology*», (2–4 September 1998, Trabzon). Trabzon, 1998. P. 1–10.

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

161. Chilton D., Beamish R. Age determination methods for fishes studied by the groundfish program at the Pacific Biological Station. Ottawa : Department of Fisheries and Oceans, 1982. 102 pp.

162. Çulha M., Bat L., Dogan A., Dagli E. Ecology and distribution of the veined rapa whelk *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) in Sinop peninsula (Southern Central Black Sea). *Journal of Animal and Veterinary Advances*. 2009. Vol. 8, №1. P. 51–58.

163. Daskalov G. Using abundance indices and fishing effort data to tune catch-at-age analyses of sprat *Sprattus sprattus* L., whiting *Merlangius merlangus* L. and spiny dogfish *Squalus acanthias* L. in the Black Sea. *CIHEAM – Options Mediterraneennes*. 1998. Vol. 35. P. 215–228.

164. Dorofeyev V. L., Oguz T., Sukhikh L. I., Knysh V. V., Kubryakov A. I., Korotaev, G. K. Modeling long-term changes of the Black Sea ecosystem characteristics. *Ocean Science Discussions*. 2012. Vol. 9, №3. P. 2039–2080.

165. Duzgunes E., Doğu Karadeniz’de dreçle salyangoz avcılığı (Rapa whelk fisheries by dredging in the Eastern Black Sea). Materials of «*Technological Developments in Fisheries Workshop*» (19–21 June 2001, İzmir, Turkey). İzmir, 2001. P. 1–11.
166. Erkoyuncu İ., Ozdamar E. Estimation of the age, size and sex composition and growth parameters of anchovy, *Engraulis encrasicolus* (L.) in the Black Sea. *Fisheries Research*. 1989. Vol. 7, №3. P. 241–2047.
167. Eryasar A. R., Ceylan Y., Dalgic G., Yesilcicek T. Bycatch in the commercial beam trawl fishery for Rapa Whelk in the Black Sea. *Mediterranean Marine Science*. 2018. Vol. 19, № 1. P. 69–78.
168. Eryilmaz L., Dalyan C. Age, growth, and reproductive biology of turbot, *Scophthalmus maximus* (Actinopterygii: Pleuronectiformes: Scophthalmidae), from the south-western coasts of Black Sea, Turkey. *Acta ichthyologica et piscatoria*. 2015. Vol. 45, №2. P. 181–188.
169. European Commission. Fisheries in The Black Sea. Directorate General for Internal Policies Policy Department B: Structural and Cohesion Policies Fisheries. 2010. 69 p.
170. FAO. Statistics. GFCM (Mediterranean and Black Sea) capture production Quantity (1970–2020) URL: <https://www.fao.org/fishery/en/global-search?q=statistics%20en&lang=en>
171. FAO. Beam trawl surveys for black sea Rapa Whelk guidelines and methodologies. 2021.
URL:https://gfcmsitestorage.blob.core.windows.net/website/2.BlackSea4Fish/Rapana_Survey_Protocol_May%202021.pdf172 pp.
172. FAO. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome : FAO, 2018. 172 p.
173. Finenko G. A., Romanova Z. A., Abolmasova G. I. Population dynamics, ingestion, growth and reproduction rates of the invader *Beroe ovata* and its impact on plankton community in Sevastopol Bay, the Black Sea. *Journal of Plankton Research*. 2003. Vol. 25, №5. P. 539–549.

174. Firidin S., Ozturk R. C., Alemdag M., Eroglu, O., Terzi Y., Kutlu I., Aydin, I. Population genetic structure of turbot (*Scophthalmus maximus* L., 1758) in the Black Sea. *Journal of Fish Biology*. 2020. Vol. 97, №4. P. 1154–1164.
175. Froese R., Demirel N., Coro G., Kleisner K. M., Winker H. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries*. 2017. Vol. 18, Iss. 3. P. 506–526.
176. Froese R., Winker H., Coro G., Demirel N., Tsikliras A. C., Dimarchopoulou D., Pauly D. A new approach for estimating stock status from length frequency data. *ICES J. Marine Science*. 2018 Vol. 75, №6. P. 2004–2015.
177. Galatchi M., Radu G., Zaharia T., Totoiu A., Coprean D. Studies regarding biological aspects of anchovy (*Engraulis encrasicolus*, LINNAEUS 1758) from the Romanian Black Sea Coast. *Journal of Environmental Protection and Ecology*. 2015. Vol. 16, №3. P. 1041–1048.
178. Garcia S. M., Ye Y., Rice J., Charles A. Rebuilding of Marine Fisheries Part 1: Global Review. Rome : FAO, 2018. 294 p.
179. GFCM. Final report of Working Group on the Black Sea (WGBS) Sixth meeting of the Subregional Group on Stock Assessment in the Black Sea (SGSABS) Constanta, Romania, 26 November – 1 December 2018. Rome : FAO, 2018. 41 p.
180. GFCM. Report of Working Group on the Black Sea (WGBS) Eighth meeting of the WGBS Trabzon, Turkey, 18–20 September 2019. FAO, Rome. 42 p.
181. GFCM. Report of Working Group on the Black Sea (WGBS) Ninth meeting Online, 28–30 July 2021. Rome : FAO, 2021. 57 p.
182. GFCM. Report of Working Group on the Black Sea Eighth meeting of the Subregional Group on Stock Assessment in the Black Sea (SGSABS) Online, 4–8 July 2022. Rome : FAO, 2022. 37 p.
183. Gislason H., Daan N., Rice J.C., Pope J.G. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish and Fisheries*. 2010. Vol. 11. P. 149–158.
184. Glamuzina L., Conides A., Prusina I., Cukteras M., Klaoudatos D., Zacharki P. Glamuzina B. Population structure, growth, mortality and fecundity of *Palaemon adspersus* (Rathke 1837; Decapoda: Palaemonidae) in the Parila Lagoon

(Croatia, SE Adriatic Sea) with notes on the population management. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2014. Vol. 14, №3. P. 677–687.

185. Goodyear C. P. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. In: Risk Descriptive Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management (eds S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Rivard). *Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences*. 1993. № 120. P. 67–81.

186. Grishin A. N., Shlyakhov V. A. Effect of modern changes in the pelagically of the Black Sea on the state of fishery. *Ichthyology*. 2012. Vol. 52. P. 613–618.

187. Hulak B. S., Actual state of population and harvesting of the baltic shrimp *Palaemon adspersus* (Decapoda, Palaemonidae) in the north-western section of the Black Sea. *Hydrobiological Journal*. 2023. Vol. 59, Iss. 6, P. 45–57. **DOI:** <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v59.i6.40>

188. Hulak B. S., Leonchyk Y. Y., Chashchyn O. K. The Main Biological Parameters of Rapa Whelk *Rapana venosa* Population in the North-Western Section of the BlackSea. *Hydrobiological Journal*. 2022. Vol. 58, Iss. 3, P. 29–45.

189. Hulak B., Leonchyk Y., Maximov V., Tiganov G., Shlyakhov V., Pyatnitsky M. The current state of the turbot, *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758), population in the northwestern part of the BlackSea. *Fisheries&Aquatic Life*. 2021. Vol. 29, Iss. 3. P. 164–175.

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

191. Ivanov L. Population parameters and methods for limitation of sprat catch (*Sprattus sprattus* L.) in the Western part of the Black Sea. *Proceedings of the Institute of Fisheries*. 1983. Vol. 20. P. 7–46.

192. Jitar O., Teodosiu C., Nicoara M., Plavan G. Study of heavy metal pollution and bioaccumulation in the Black Sea living environment. *Environmental Engineering & Management Journal*. 2013. Vol. 12, № 2. P. 271–276.
193. Kamburska L., Schrimpf W., Djavidnia S., Shiganova T., Stefanova K. Special Focus on the Ctenophore *Mnemiopsis leidyi* (Agassiz, 1865) in the Black Sea. U. K. : EC JRC Institute of Environment and Sustainability, 2006. 59 p.
194. Kasapoğlu N. Age, growth, and mortality of exploited stocks: anchovy, sprat, Mediterranean horse mackerel, whiting, and red mullet in the southeastern Black Sea. *Aquatic Sciences and Engineering*. 2018. Vol. 33, № 2. P. 39–49.
195. Kaykaç M. H., Zengin M., Akpınar İ. Ö., Tosunoğlu Z. Samsun (Karadeniz) kıyılarında kullanılan sürüklenme av araçlarının yapısal özellikleri. *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2014. Vol. 31, №2. P. 87–96.
196. Konsulov A. S., Kamburska L. T. Ecological determination of the new Ctenophore – *Beroe ovata* invasion in the Black Sea. *Oceanology* (Bulgaria). 1998. Vol. 2. P. 195–198.
197. Kovalev A. V., Piontkovski S. A. Interannual changes of the Black Sea gelatinous zooplankton. *Journal of Plankton Research*. 1998. Vol. 20, № 7. P. 1377–1385.
198. Lai K. Y., Pan C. W. The *Rapana* shells of Taiwan. *Bulletin of Malacology, Republic of China*. 1980. Vol. 7. P. 27–32.
199. Lisovenko L. A., Andrianov D. P. Reproductive biology of anchovy (*Engraulis encrasicolus ponticus* Alexandrov 1927) in the Black Sea. *Scientia Marina*. 1996. Vol. 60, Supl. 2. P. 209–218.
200. Manooch C. S., Potts J. C., Vaughan D. S., Burton M. L. Population assessment of the red snapper from the southeastern United States. *Fisheries Research*. 1998. Vol. 38, Iss. 1. P. 19–32.
201. Martiradonna A. Modelli di Dinamica Delle Popolazioni Ittiche: Stima dei Fattori di Incremento e Decremento Dello Stock. Tesi di Laurea Magistrale, Dipartimento di Matematica, Università di Bari. 2012.

202. Maximov V., Nicolaev S., Anton E., Radu Gh., Tiganov G., Danilov C., Nenciu M., Galatchi M. Romanian annual report for data collection in fisheries and aquaculture sectors in 2017. 2017. URL: <https://datacollection.jrc.ec.europa.eu/>
203. Maximov V., Nicolaev S., Anton E., Tiganov G., Danilov C., Nenciu M., Galatchi M. Romanian annual report for data collection in fisheries and aquaculture sectors in 2018. 2018. URL: <https://datacollection.jrc.ec.europa.eu/>
204. Maximov V., Radu G., Anton E., Zaharia T. Analysis of the Evolution of Fishing and Biological Characteristics of the Main Fish from the Romanian Pontic Basin, between 2000 and 2008. *Cercetari Marine/Recherches Marines*. 2010. Vol. 39. P. 211–238.
205. Maximov V., Zaharia T., Nicolaev S., Radu G. State of the Romanian Black Sea Turbot (*Psetta maxima maeotica* L.) Resources. *Revista Cercetări Marine-Revue*. 2013. Vol. 43, №1. P. 296–306.
206. Methot R., Wetzel C. Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research*. 2013. Vol. 142. P. 86–99.
207. Mohn R. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES Journal of Marine Science*. 1999. Vol. 56. P. 473–488.
208. Morgan M. J. Integrating reproductive biology into scientific advice for fisheries management. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*. 2008. Vol. 41. P. 37–51.
209. Nielsen A., Berg C. Estimation of time-varying selectivity in stock assessments using state-space models. *Fisheries Research*. 2014. Vol. 158. P. 96–101.
210. Öztürk B. Some remarks of Illegal, Unreported and Unregulated (IUU) fishing in Turkish part of the Black Sea. *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment*. 2013. Vol. 19, № 2. P. 256–267.
211. Panayotova M., Raykov V., Maximov V., Radu G., Anton E. Distribution, abundance and population structure of Turbot (*Psetta maxima* L.) in the Bulgarian and

Romanian Black Sea area in spring 2010. *Comptes rendus de l'Académie Bulgare des Sciences*. 2012. Vol. 65, № 1. P. 63–66.

212. Patterson K. Fisheries for small pelagic species: an empirical approach to management targets. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 1992 Vol. 2. P. 321–338.

213. Popescu I., Gilles L., Panin N., Normand A., Dinu C., Le D. E., The Danube submarine canyon (Black Sea): morphology and sedimentary processes. *Marine Geology*. 2004. Vol. 206, № 1. P. 249–265.

214. Prodanov K., Daskalov G. Stock assessment of sprat (*Sprattus sprattus*) along Bulgarian Black Sea coast (1976–1990). *Rapports et Proces-Verbaux des Reunions*. 1992. Vol. P. 305.

215. Prodanov K. B., Stoyanova M. D. Stock assessments of the Black Sea anchovy during the period 1979–1993. *Mediterranean Marine Science*. 2001. Vol. 2, Iss. 2. P. 7–15.

216. Quinn G., Keough M. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge : Cambridge University Press, 2002. 527 pp.

217. Radu G., Anton E., Raykov V., Yankova M., Panayotova M. Sprat and turbot fisheries in the Bulgarian and Romanian Black Sea areas. *Cercetari marine*. 2010. Vol. 39. P. 191–210.

218. Radu G., Țoțoiu A., Galațchi M., Spînu A. D. Evolution of the Sprat Fishery at the Romania. *Marine Research Journal*. 2016. Vol. 46, Iss. 1. P. 128–143.

219. Raykov V., Shlyakhov V., Maximov V., Radu G., Staicu I., Panayotova M., Bikarska I. Limit and target reference points for rational exploitation of the turbot (*Psetta maxima* L.) and whiting (*Merlangius merlangus euxinus* Nordm.) in the western part of the Black Sea. *Acta Zoologica Bulgarica*. 2008. Vol. 2. P. 305–315.

220. Ricker W. E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Ottawa : Fisheries Research Board of Canada, 1975. 382 pp.

221. Saglam H., Kutlu S., Dagtekin M., Bascinar S., Sahin A., Selen H., Duzgunes E. Population biology of *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Gastropoda: Neogastropoda) in the south–eastern Black Sea of Turkey. *Cahiers de Biologie Marine*. 2015. Vol. 56. P. 363–368.

222. Sag'lam N. E., Sag'lam C. Age, growth and mortality of anchovy *Engraulis encrasicolus* in the south-eastern region of the Black Sea during the 2010–2011 fishing season. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 2013. Vol. 93, № 8. P. 2247–2255.
223. Şahin C., Akın Ş., Hacımurtazaoğlu N., Mutlu C., Verep B. The stock parameter of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) population on the coasts of the eastern Black Sea: reason and implications in declining of anchovy population during the 2004–2005 and 2005–2006 fishing seasons. *Fresenius Environmental Bulletin*. 2008. Vol. 17, №12. P. 2159–2169.
224. Şahin T., Güneş E. A preliminary study on population characteristics of turbot, *Psetta maxima*, in the Eastern Black Sea, Turkey. *Turkish Journal of Science & Technology*. 2011 Vol. 6. P. 1–9.
225. Samsun O., Samsun N., Karamollaoğlu A. C. Age, growth, and mortality rates of the European anchovy (*Engraulis encrasicolus* L. 1758) off the Turkish Black Sea coast. *Turkish Journal of Veterinary & Animal Sciences*. 2004. Vol. 28, № 5. P. 901–910.
226. Schaefer M. B. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*. 1957. Vol. 2. Iss. 6. P. 243–285.
227. Shepherd J. G. Extended survivors' analysis: an improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. *ICES Journal of Marine Science*. 1999 Vol. 56, №5. P. 584–591.
228. Shiganova T. A. Invasion of the Black Sea by the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and recent changes in pelagic community structure. *Fisheries Oceanography*. 1998. Vol. 7, №3. P. 305–310.
229. Shiganova T. A., Bulgakova Y. V. Effects of gelatinous plankton on Black Sea and Sea of Azov fish and their food resources. *ICES Journal of Marine Science*. 2000. Vol. 57. P. 641–648.

230. Shiganova T. A., Bulgakova Yu. V., Volovik S. P., Mirzoyan Z. A. Dudkin S. I. 2001. The new invader *Beroe ovata* Mayer 1912 and its effect on the ecosystem in the northeaster Black Sea. *Hydrobiologia*. 2001. Vol. 451. P. 187–197.
231. 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., Studenikina E. I. Interaction between the Invading Ctenophores *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) and *Beroe ovata* Mayer 1912, and their Influence on the Pelagic Ecosystem of the Northeastern Black Sea. In: *Aquatic Invasions in the Black, Caspian, and Mediterranean Seas: The Ctenophores Mnemiopsis leidyi and Beroe in the Ponto-Caspian and other Aquatic Invasions*. Netherlands, Springer. 2004. P. 33–70.
232. Shlyakhov V., Daskalov G. State of the Environment of the Black Sea (2001–2006/7). Chapter 9 The state of Marine living resources. Sturgeons. *Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution (BSC)*. 2008. Istanbul, Turkey. Vol. 33. P. 322–326.
233. Shulman G. E., Nikolsky V. N., Yuneva T. V., Shchepkina A. M., Bat L., Kideys A. E. Significance of physiological and biochemical approaches for Black Sea fishery investigations. *International Journal of Natural and Engineering Science*. 2008. Vol. 2. P. 107–112.
234. Snigirov S., Medinets V., Chichkin V., Sylantyev S. Rapa whelk controls demersal community structure off Zmiinyi Island, Black Sea. *Aquatic Invasions*. 2013. Vol. 8. №3. P. 289–297.
235. STECF. Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Black Sea assessments (STECF–15–16). Luxemburg : Publications Office of the European Union, 2015. 284 p.
236. STECF. Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Stock assessments in the Black Sea (STECF–17–14). Luxemburg : Publications Office of the European Union, 2017. 498 p.
237. Stoyanov S. Dynamics of Black Sea sprat stocks (*Sprattus sprattus ulinus* Antipa). *Proceedings of the Research Institute of Fisheries and Oceanography*. 1965. Vol. 6. P. 21–47.

238. Sukhanova I. N., Flint M. V., Hibaum G., Karamfilov V., Kopylov A. I., Matveeva, E., Sazhin, A. F. *Exuviaella cordata* red tide in Bulgarian coastal waters (May to June 1986). *Marine Biology*. 1988. Vol. 99. P. 1–8.

239. Suzuki N., Nishida M., Yosedo K., Üstundağ C., Şahin T., Amaoka K. Phylogeographic relationships within the Mediterranean turbot inferred by mitochondrial DNA haplotype variation. *Journal of Fish Biology*. 2004. Vol. 65, № 2. P. 580–585.

240. Taylan B., Hossucu B. Daily egg production method for spawning biomass estimates of *European anchovy Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) in Edremit Bay (Aegean Sea). *Feb-Fresenius Environmental Bulletin*. 2016. Vol. 25, №3. P. 4742–4746.

241. Temnykh A., Silakov M. Synergetic effect of climate change, anthropogenic eutrophication and invaders on plankton community of the Black Sea. In «*Abstract of 3rd International Symposium Effects of Climate Change on the World's Oceans*», (21–27 March 2015, Santos, Brazil). Santos, 2015. P. 255.

242. Thomaz S. M., Kovalenko K. E., Havel J. E., Kats L. B. Aquatic invasive species: general trends in the literature and introduction to the special issue. *Hydrobiologia*. 2015. Vol. 746. P. 1–12.

243. Tolmazin D. Changing coastal oceanography of the Black Sea, I, Northwestern Shelf. *Progress in oceanography*. 1985. Vol. 15. P. 217–276.

244. Totoiu A., Galatchi M., Danilov C., Timofte F., Radu G. The state of Sprat (*Sprattus sprattus*, Linnaeus 1758) population in the Romanian marine area, its importance in local economy and as prey for larger fishes. Proceedings of «*16th International Multidisciplinary Scientific Geo Conference SGEM*» (2016, Sophia). Sophia, 2016. Vol. 3. №2. P. 893–900.

245. Tsi C. Y., Ma X. T., Lou Z. K., Zhang F. S. Illustrations of the fauna of China (Mollusca). *Science Press, Beijing*. 1983 Vol. 2. P. 1–150.

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

247. Yonvitner Y., Boer M., Kurnia R. Spawning Potential Ratio (SPR) Approach as a management measure of skipjack sustainability record from Cilacap fishing port, Central Java, Indonesia. *Jurnal Ilmiah Perikanan dan Kelautan*. 2021. Vol. 13, Iss. 2. P. 199–207.

248. Zaitsev Yu. P., Alexandrov B. G. Recent man-made changes in the Black Sea ecosystem. In: *Abstr. of NATO Advanc. Res. Workshop on Sensitivity of North Sea, Baltic Sea and Black Sea to Anthropogenic and Climatic Changes* (Varna, 14–18 Novem. 1995). Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. 1997. P. 25–31.

249. Zaitsev Yu., Mamaev V. Marine biological Diversity in the Black Sea: A study of Change and Decline. New York : United Nations Publications, 1997. 266 p.

250. Zengin M., Gümüş A., Bostanci D. Age and growth of the Black Sea turbot, *Psetta maxima* (Linneaus, 1758) (Pisces: Scophthalmidae), estimated by reading otoliths and by back-calculation. *Journal of Applied Ichthyology*. 2006. Vol. 22. №5. P. 347–381.

251. Zolotarev V. The Black Sea ecosystem changes related to the introduction of new mollusk species. *Marine Ecology*. 1996. Vol. 17. P. 227–236.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ**Статті у фахових наукових виданнях України**

1. Бушуєв С. Г., Гулак Б. С., Снігірьов С. М., Чашин О. К. Прилов нецільових видів при траловому промислі в північно-західній частині Чорного моря. *Морський екологічний журнал*. 2021. Вип. 1. С. 7–22. DOI: <https://doi.org/10.47143/1684-1557/2021.1.01> (Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту).
2. Гулак Б. С., Леончик Є. Ю., Чашин О. К. Основні біологічні параметри популяції рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) у північно-західній частині Чорного моря. *Гідробіологічний журнал*. 2022. Т. 59. №1. С. 30–46.
3. Гулак Б. С. Сучасний стан популяції та промисел трав'яної креветки *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Decapoda, Palaemonidae) у північно-західній частині Чорного моря. *Гідробіологічний журнал*. 2023. Т. 59. №4. С. 48–64.

Статті в зарубіжних виданнях

1. Hulak B., Leonchuk Y., Maximov V., Tiganov G., Shlyakhov V., Ryatnitsky M. The current state of the turbot, *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758), population in the northwestern part of the BlackSea. *Fisheries&Aquatic Life*. 2021. Vol. 29, Iss. 3. P. 164–175. DOI: <https://doi.org/10.2478/aopf-2021-0018>, Scopus. (Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту)
2. Hulak B. S., Leonchuk Y. Y., Chashchyn O. K. The Main Biological Parameters of Rapa Whelk *Rapana venosa* Population in the North-Western Section of the BlackSea. *Hydrobiological Journal*. 2022. Vol. 58, Iss. 3, P. 29–45 DOI: [10.1615/HydrobJ.v58.i3.30](https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v58.i3.30). Scopus. (Особистий внесок здобувача – відбір проб для

аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту).

3. Hulak B. S., Actual state of population and harvesting of the baltic shrimp *Palaemon adspersus* (Decapoda, Palaemonidae) in the north-western section of the Black Sea. *Hydrobiological Journal*. 2023. Vol. 59, Iss. 6, P. 45–57. DOI: <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v59.i6.40>

Статті в інших наукових виданнях

1. Снігірьов С. М., Чащин О. К., Гулак Б. С. Висновок щодо сучасного охоронного статусу трав'яного краба *Carcinus aestuarii* (Nordoff 1847 та ксанто пореса *Xantho poressa* (Olivier, 1792) у північно-західній частині Чорного моря в межах кордонів України // Мат. до 4-го вид. Червоної книги України. Тваринний світ / Серія: «Conservation Biology in Ukraine». Вип. 7, Т. 2. Київ : Інститут зоології ім. П. Шмальгаузена НАНУ, 2018. С. 435–436. (Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту)

Матеріали та тези доповідей конференцій, з'їздів

1. Гулак Б. С., Снігірьов С. М., Чащин О. К., Заморев В. В. Вплив рибного промислу та добичі промислових безхребетних на малочисельні види гідробіонтів в північно західній частині Чорного моря. Матеріали I всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «Екологічні дослідження у вищих навчальних закладах», (16 листопада 2018, м. Херсон). Херсон, 2018. С. 19–23. (Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту)

2. Гулак Б. С., Леончик Є. Ю., Чащин О. К. Сучасний стан популяції калкана *Psetta maxima* (Linnaeus, 1758) у північно-західній частині Чорного моря. Матеріали XII міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції:

«Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології», (26–28 вересня 2019, м. Дніпро). Дніпро, 2019. С. 65–69. *(Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту)*

3. Гулак Б. С., Леончик Є. Ю., Чащин О. К. Стан промислової популяції рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) у північно-західній частині Чорного моря. Матеріали XII міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції: «Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології», (26–28 вересня 2019, м. Дніпро). Дніпро, 2019. С. 65–69. *(Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту)*

4. Гулак Б. С., Леончик Є. Ю., Чащин О. К. Сучасний стан популяцій основних об'єктів українського промислу в Чорному морі. Матеріали XIII Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології», (17–19 вересня 2020, м. Харків). Харків, 2020. С. 59–68. *(Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного та графічного матеріалу, написання частини тексту)*

5. Гулак Б. С., Снігірьов С. М., Чащин О. К. Оцінка запасу рапани за результатами прямого тралового обліку у північно-західній частині Чорного моря. Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів» (26–27 грудня 2022, Київ). Київ, 2022. С. 62–64. *(Особистий внесок здобувача – відбір проб для аналізу, аналіз отриманих даних, підготовка ілюстративного матеріалу, написання частини тексту)*

ДОДАТОК 2

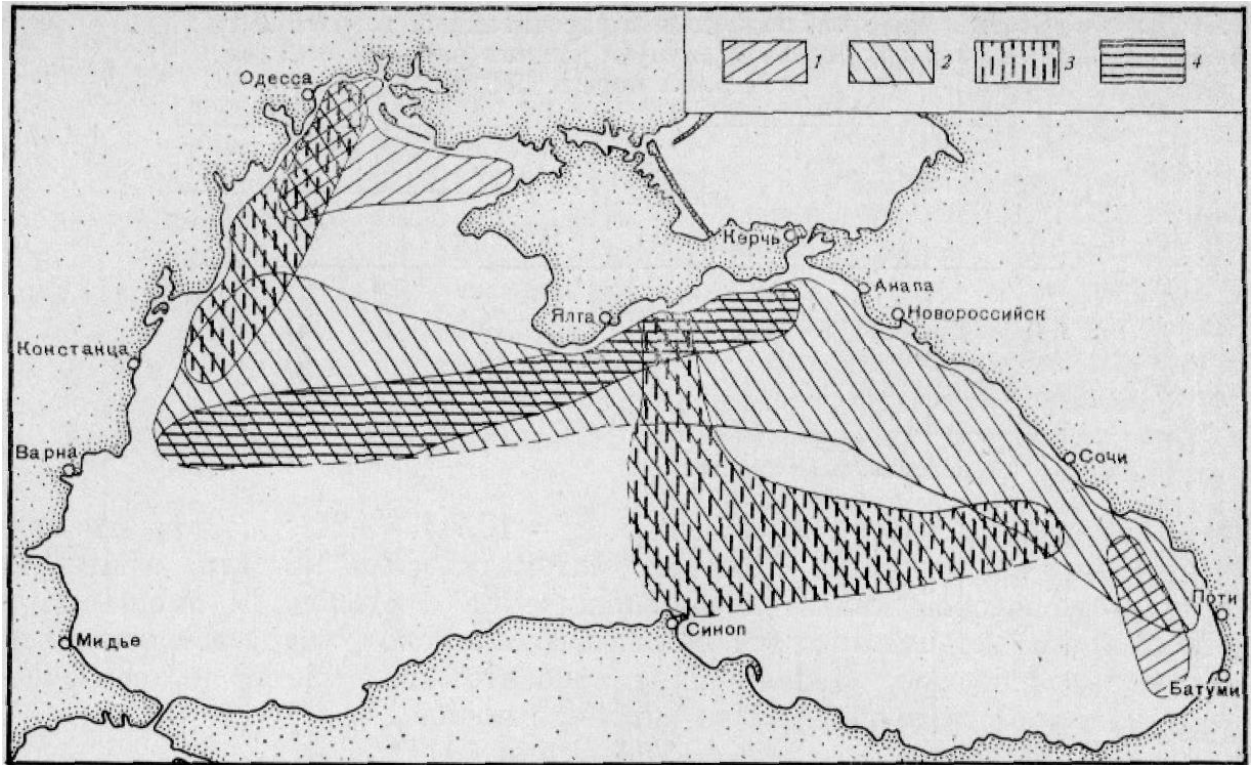


Схема географічного розподілу різних за расовим складом нерестових угруповань анчоуса за даними 1980–1981 рр. Умовні позначення 1 – азовська раса, 2 – чорноморська раса, 3 – азово-чорноморські гібриди, 4 – чорноморська раса з домішкою, імовірно середземноморської (Калнин и Калнина, 1985).

ДОДАТОК 3

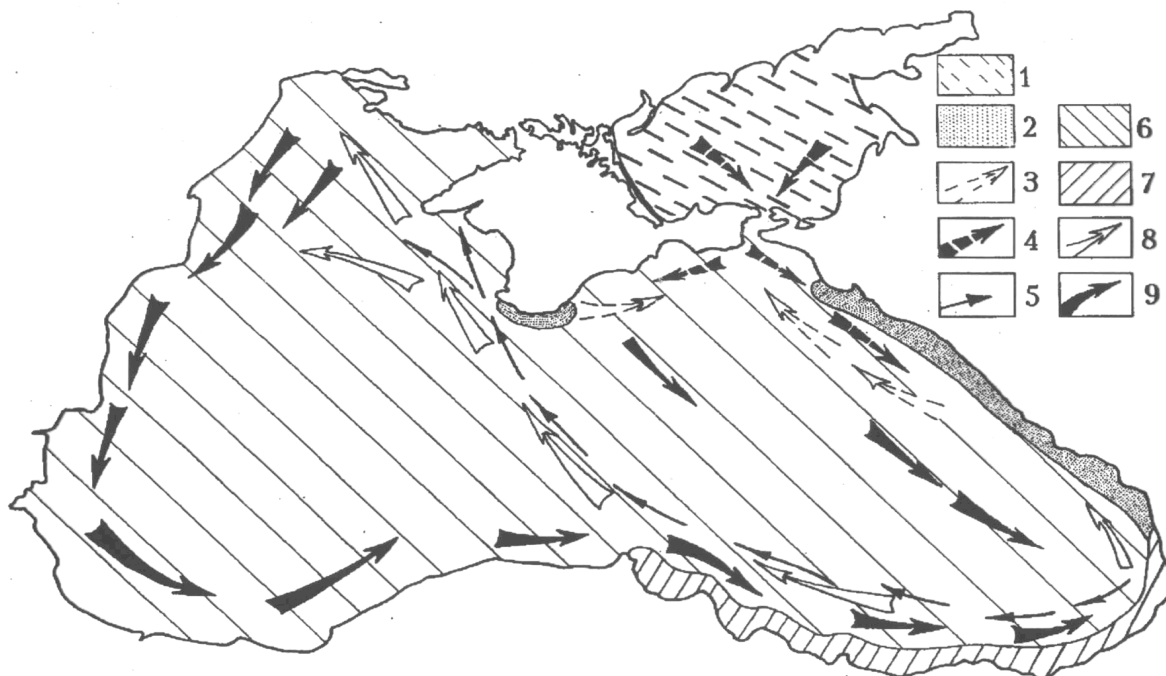


Схема міграцій анчоуса. Азовський анчоус: 1 – райони нересту та нагулу; 2 – райони зимівлі; 3 – весняні міграції; 4 – осінні міграції; 5 – періодичні міграції змішаних концентрацій. Чорноморський анчоус: 6 – райони нересту та нагулу; 7 – райони зимівлі; 8 – весняні міграції; 9 – осінні міграції (Chashchin et al., 2015).

ДОДАТОК 4

Середні значення довжини та маси особин рапани в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2021 рр.

Вікові групи	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+	10+	11+	12+	13+
Довжина самців, мм	31	45,4±0,79	53,1±0,49	60,3±0,28	65,5±0,18	70,9±0,14	76,1±0,13	81,0±0,20	85,7±0,42	89,9±0,62	94,2±0,78	102,6
Мін. – Макс., мм	-	36–50	37–69	41–74	51–95	23–100	56–104	58–105	71–105	76–109	81–106	-
Критерій Шапіро-Уїлка, р	-	0,923	0,821	0,117	0,481	0,586	0,829	0,689	0,353	0,387	0,642	-
Маса самців, г	9,5	19,5±1,19	30,6±0,80	42,9±0,52	53,3±0,41	66,3±0,38	81,7±0,44	98,7±0,77	116,6±1,93	134,5±3,17	158,0±4,93	196
Мін. – Макс., г	-	12,0–23,2	14,3–56,8	16,0–68,7	28,9–158,6	33,3–181,4	35,2–194,0	35,2–208,0	68,1–247,9	84,9–260,0	104,9–253,6	-
Критерій Шапіро-Уїлка, р	-	0,429	0,154	0,372	0,504	0,218	0,338	0,418	0,454	0,429	0,441	-
Кількість самців, екз.	1	16	102	434	1204	2154	2026	1059	284	113	53	1
Довжина самок, мм	30,9	43,1±0,95	53,0±0,61	58,9±0,22	63,8±0,16	69,9±0,14	72,9±0,20	77,4±0,28	81,9±0,51	82,2±1,46	90,9±2,47	-
Мін. – Макс., мм	27–34	31–49	26–74	41–85	46–89	51–98	54–100	61–99	66–105	77–108	86–103	-
Критерій Шапіро-Уїлка, р	-	0,36	0,17	0,262	0,38	0,23	0,206	0,299	0,094	0,24	0,29	-
Маса самок, г	8,5	16,5±0,92	30,6±1,05	40,6±0,41	50,6±0,35	65,2±0,37	73,6±0,59	87,2±1,04	102,6±2,43	106,7±7,95	130,7±7,96	-
Мін. – Макс., г	5,5–10,5	8,0–19,7	10,0–56,9	16,0–63,6	22,3–149,6	32,2–178,3	34,0–173,9	45,1–183,8	56,3–218,0	83,4–207,2	120,4–210,8	-
Критерій Шапіро-Уїлка, р	-	0,178	0,085	0,06	0,252	0,182	0,174	0,107	0,311	0,132	0,286	-
Кількість самок, екз.	3	20	143	730	1657	2184	1504	609	182	27	6	-

ДОДАТОК 5

Середні значення довжини та маси особин калкана в північно-західній частині Чорного моря згідно узагальненим даним за період 2017–2020 рр.

Вікові групи	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+	10+
Довжина самців, мм	40,4±1,01	46,6±0,59	49,7±0,39	51,3±0,42	53,3±0,63	59,0±1,41	62,5±1,29	-	-
Мін. – Макс., мм	36–44	38–56	39–58	41–61	44–66	51–68	56–70	-	-
Критерій Шапіро-Уїлка, р	0,817	0,696	0,071	0,453	0,458	0,754	0,639	-	-
Маса самців, кг	1,2±0,10	2,0±0,08	2,4±0,06	2,7±0,07	3,0±0,11	4,0±0,27	4,7±0,29	-	-
Мін. – Макс., кг	0,70–1,38	0,85–3,49	0,92–3,55	1,35–4,75	1,38–5,60	2,88–5,80	3,49–5,90	-	-
Критерій Шапіро-Уїлка, р	0,423	0,132	0,27	0,317	0,087	0,165	0,227	-	-
Кількість самців, екз.	7	61	125	124	69	17	10	-	-
Довжина самок, мм	-	51,0±0,80	53,9±0,40	55,3±0,38	58,2±0,48	62,6±0,54	64,7±0,57	70,9±0,99	73,9±0,70
Мін. – Макс., мм	-	41,0–56,0	43,0–58,0	45,0–63,0	47,5–66,0	54,0–68,0	58,0–75,0	67,0–78,0	71,0–80,0
Критерій Шапіро-Уїлка, р	-	0,128	0,094	0,19	0,176	0,202	0,097	0,173	0,066
Маса самок, кг	-	2,6±0,12	3,0±0,06	3,3±0,06	3,8±0,09	4,7±0,11	5,1±0,12	6,4±0,20	7,1±0,11
Мін. – Макс., кг	-	1,29–3,40	1,48–3,59	1,56–4,75	2,02–5,71	2,88–5,82	3,49–6,87	5,76–7,66	6,87–7,85
Критерій Шапіро-Уїлка, р	-	0,1126	0,673	0,082	0,207	0,112	0,062	0,085	0,155
Кількість самок, екз.	-	34	106	139	115	64	58	16	11