

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ КОРАБЛЕБУДУВАННЯ
ІМЕНІ АДМІРАЛА МАКАРОВА

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ГРУБИЙ МИКОЛА ВАСИЛЬОВИЧ

УДК 502/504 (043.3/.5)

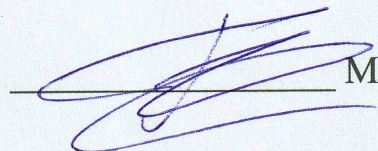
ДИСЕРТАЦІЯ
РОЗРОБКА ТЕХНОЛОГІЇ ВІДНОВЛЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ
МОРСЬКИХ ТА ЛИМАННИХ АКВАТОРІЙ ПІВНІЧНОГО
ПРИЧОРНОМОР'Я

183 – Технології захисту навколишнього середовища

18 – Виробництво та технології

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело.

 М. В. Грубий

Науковий керівник - Трохименко Ганна Григорівна,
доктор технічних наук, професор

Миколаїв – 2026

АНОТАЦІЯ

Грубий М.В. Розробка технології відновлення біорізноманіття морських та лиманних акваторій Північного Причорномор'я. - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 183 – Технології захисту навколишнього середовища (18 Виробництво та технології) – Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова, Миколаїв, 2026.

Дисертаційна робота присвячена проблемі організації та удосконалення системи екологічного моніторингу стану морських і лиманних акваторій, а також оцінці змін їхніх екосистем під впливом антропогенної діяльності на прикладі Тилігульського лиману. Особливу увагу в дослідженні зосереджено на розробці та науковому обґрунтуванні біоінженерних заходів зі зменшення рівня евтрофікації та відновлення біорізноманіття шляхом впровадження штучних рифів.

Одним із ключових завдань сучасного екологічного моніторингу лиманних та морських екосистем, поряд з оцінкою їхнього поточного стану та прогнозуванням змін, є відновлення порушених біоценозів і підвищення їхньої екологічної стійкості. Це особливо актуально для морських та лиманних акваторій Північного Причорномор'я, які зазнають інтенсивного антропогенного навантаження, пов'язаного з рекреаційною діяльністю, сільськогосподарським стоком, гідротехнічними перетвореннями та наслідками воєнних дій.

Найбільш уразливими до антропогенного впливу є бентосні угруповання, які відіграють ключову роль у функціонуванні водних екосистем, процесах самоочищення та підтриманні трофічних зв'язків. Порушення структури бентосу призводить до деградації біорізноманіття, зниження екосистемних послуг та посилення явищ евтрофікації. В умовах обмежених можливостей прямої зміни гідрологічних і гідрохімічних факторів середовища перспективним напрямом екологічної реконструкції є вплив на біотичну складову екосистем шляхом відновлення просторової структури та видового різноманіття угруповань гідробіонтів.

Використання штучних рифів розглядається як ефективний інструмент екологічної інженерії, спрямований на формування нових біотопів, активізацію процесів колонізації та сукцесії гідробіонтів, підвищення біологічної продуктивності та стабільності морських і лиманних екосистем. Зростання видового різноманіття та ускладнення трофічної структури біоценозів сприяє підвищенню екологічної стійкості акваторій та зменшенню негативних наслідків антропогенного впливу.

У *першому* розділі розглянуто та узагальнено літературні дані щодо загального розуміння методів та засобів моніторингу довкілля. Проаналізувавши дані літератури визначено основні аспекти застосування моніторингу для виявлення динаміки стану водних екосистем. Розглянуто особливості моніторингу морських та лиманних акваторій. Визначено, що виконання заходів моніторингу дає змогу виявити осередки забруднень або евтрофікації у прибережних зонах морів та лиманів. Обґрунтовано актуальність та доцільність використання сучасних методів моніторингу водних екосистем.

У *другому розділі* визначено загальну концепцію досліджень із застосування методів моніторингу стану лиманних акваторій. Наведено особливості об'єкта дослідження, Тилігульського лиману. Наведено методи досліджень щодо організації моніторингу та статистичної обробки отриманих даних.

У *третьому розділі* було досліджено можливі шляхи оздоровлення морських та лиманних акваторій за допомогою встановлення штучних рифів. Практика розгортання штучних рифів була випробувана в територіях Чорного моря поблизу Кінбурнської коси й визнана вдалою. У перші півроку по розгортанні "зеленого рифу" зафіксували появу личинок мідії чорноморської та подальше заселення цієї споруди колонією даного виду. Згідно з даними спостережень, у новоствореному спільному житті організмів спостерігається зростання кількості двох різновидів крабів Чорного моря, п'яти видів бичків, молоді камбали та вже дорослих особин камбали, а також трьох видів креветок та інших морських мешканців рибного та моллюскового складу. З огляду на це, наявні докази вказують на значний потенціал

застосування "зелених рифів" для збагачення біорізноманіття та підтримки процесів природного очищення водних просторів лиманів Миколаївщини. Цей задум має екологічну ціль і спрямований на оздоровлення Чорного моря. Адже за добу одна мідія здатна профільтрувати приблизно 200 літрів води.

Водночас, критично важливим є створення системи контролю для невинного спостереження за станом рифів та екосистеми загалом. Це дасть змогу своєчасно виявляти будь-які трансформації та реагувати відповідно, забезпечуючи успішне впровадження та дієвість плану зі збереження Тилігульського, Березанського та Дніпро-Бузького лиманів. Для моніторингу ситуації у водному середовищі Тилігульського лиману та інших акваторій, де передбачається розміщення штучних рифів, пропонується задіяти ГІС-технології. Подібні технології дають змогу відстежувати зміни рівня забруднення води (евтрофікації) через аналіз цифрових зображень із супутників. Також під час дослідницької роботи було проаналізовано й запропоновано конструктивне рішення штучних рифів у формі рифових куль. Рифові кулі вже успішно встановлені у 62 країнах світу, що слугує підтвердженням їхньої ефективності та надійності експлуатації. У Чорному морі подібне нововведення планують застосувати вперше. Ці конструкції виготовляються з цементу за спеціальною запатентованою формулою, яка включає використання мікрокремнезему (силікатного пилу). Ця формула забезпечує рівень рН, подібний до рівня рН морської води, забезпечуючи сумісність з морським середовищем і підвищуючи привабливість структур для колонізуючих організмів. Рекомендації таких авторитетних організацій, як International Oyster Recovery Alliance (NORA) та Reef Ball Foundation, підкреслюють важливість впровадження штучних рифів для збереження та відновлення екосистем, особливо в умовах, коли природні ресурси зазнають значного антропогенного впливу.

У четвертому розділі досліджено сучасні методи проведення моніторингу лиманних акваторій. Засобами дистанційного зондування землі досліджено динаміку зміни стану водних екосистем Чорного моря та лиманів Північного Причорномор'я, увагу зосереджено на стані Тилігульського лиману як місця впровадження штучних рифів.

У розділі також розроблено алгоритм отримання даних за допомогою квадрокоптерів, які забезпечують оперативний та відносно недорогий доступ до важкодоступних ділянок акваторій. Розглянуто принципи застосування квадрокоптерів для екологічного моніторингу водних екосистем в акваторії Тилігульського лиману, де впроваджено експериментальні штучні рифи. Також досліджено вплив туризму та збільшення антропогенного навантаження в період повномасштабного вторгнення на стан прибережної зони Тилігульського лиману. В роботі визначено основні показники якості водного середовища Тилігульського лиману, зокрема вміст зважених речовин, концентрацію хлорофілу та хромофорної розчинної органічної речовини, для яких сформовано підходи до інтерпретації на основі спектральних характеристик. Проведено аналіз гідрохімічних даних за 2023–2024 роки, включаючи визначення концентрацій мінеральних і органічних форм азоту та фосфору, а також розчиненої органічної речовини. Оцінено роль донних відкладень як джерела біогенних речовин і органічної матерії, що за певних умов можуть надходити у водну товщу та спричиняти розвиток гіпоксійних явищ.

У п'ятому розділі проаналізовано результати використання запропонованих конструкцій штучних рифів та їх вплив на біорізноманіття Тилігульського лиману. Для аналізу мінливості параметрів видового різноманіття угруповання макрозообентосу використовували індексний метод. Ступінь видового багатства визначали за індексом Маргалефа, ступінь різноманіття - за індексом Шеннона, а ступінь вирівняності - за індексом П'єру. Для порівняння кластерів використовували евклідову відстань, а для визначення диференційованого рівня різноманіття видів макрозообентосу на різних станціях застосовували кластерний аналіз з використанням методу найближчого сусіда. Для опису кількісних параметрів знайдених видів макрозообентосу використовували загальноприйняті показники чисельності (N) (в м²) та біомаси (B) (в г-м²), а також відсоткове співвідношення (P, %). Під час дослідження було виявлено 20 видів безхребетних, що належать до наступних таксономічних груп макрозообентосу Тилігульського лиману протягом 2022 - 2024 років: багатощетинкові черви - 4 види, тардигради - 1

вид, ізоподи - 2 види, амфіподи - 5 видів, черевоногі молюски - 2 види, двостулкові молюски - 5 видів та міріапідиди - 1 вид. Ракоподібні та двостулкові молюски домінували за кількістю зареєстрованих видів, складаючи 25% від усіх знайдених видів. Серед трофічних груп бентосних організмів на штучних рифах (ШР) було виявлено як нерухомі, так і малорухливі форми гідробіонтів. Нерухливі організми-фільтратори були представлені переважно гідроїдними поліпами та губками. Малорухомі організми на ШР-молюски, усоногі раки, мшанки і деякі сидячі форми поліхет є пасивними фільтраторами, які проціджують завись, використовуючи природний потік води та/або потік води, що створюється ними. Серед цієї групи гідробіонтів були виявлені тонкі та грубі фільтратори, що займають біотоп від урізу води до межі евфотичної зони.

У шостому розділі було проаналізовано заходи щодо підвищення рівня екологічної безпеки акваторії Тилігульського лиману. Також було досліджено та розраховано економічну ефективність використання штучних рифів запропонованої конструкції. При виборі матеріалів екопозитивних споруд, їх геометрії та просторового розташування необхідно використовувати не тільки критерій придатності для активного заростання різними біофільтраційними організмами на початку їх існування, але й здатність протистояти різним гідрологічним аномаліям (в першу чергу штормам). На різних штучних субстратах (сталеві труби, ПВХ труби, ПВХ сітка, нейлонова сітка та бетон) показники популяції молюсків-фільтраторів були різними, з перевагою виживання на бетоні. На бетоні спостерігалось переважання великих особин, що свідчить про високу фільтраційну здатність мідій на цьому субстраті. Будівництво штучних рифів сприятиме підвищенню рекреаційної привабливості території. Важливо відзначити, що штучні рифи можуть бути цікавими об'єктами для дайвінгу та підводних екскурсій. При проектуванні та встановленні штучного рифу необхідно чітко розуміти, з якою метою буде використовуватися конструкція. При створенні штучних нерестовищ має сенс використовувати невеликі, легкі і мобільні пластикові конструкції, які можна видалити з водойми після масового

нересту. Це слугує суто практичній меті поширення популяції бичка, що, в свою чергу, сприяє розвитку любительського рибальства на водоймах.

Ключові слова: моніторинг, лимани, акваторія, Причорномор'я, екологічний стан, антропогенний вплив, евтрофікація, рифові кулі, екологічна безпека.

Список публікацій здобувача:

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

Статті у наукових фахових виданнях, включених до міжнародної наукометричної бази даних Scopus і Web of Science

1. Timchenko V., Horbov V., Tymchenko I., Hrubyi M. Modeling of Robust-Optimal Control of a Quadcopter for Environmental Monitoring of Water Areas // Proceedings of the 2024 IEEE 7th International Conference on Actual Problems of Unmanned Aerial Vehicles Development (APUAVD). – 2024. – P. 77–81. – Available at: https://apuavd.ieee.org.ua/64488_cfp2429v-usb/ (Scopus).

Особистий внесок - участь у формуванні концепції дослідження, аналізі можливостей застосування безпілотних літальних апаратів для екологічного моніторингу водних об'єктів, інтерпретації результатів моделювання та підготовці матеріалів статті до публікації.

2. Hrubyi M., Trokhymenko G. Monitoring and assessment of artificial reef implementation for biocenosis recovery in the Tyligul estuary // Ecological Engineering & Environmental Technology. – 2025. – Vol. 26, No. 12. – P. 321–328. – DOI: 10.12912/27197050/214422 (Scopus, Q3).

Особистий внесок - безпосередня участь у плануванні та проведенні досліджень з оцінки ефективності штучних рифів, аналізі екологічних показників відновлення біоценозів, узагальненні отриманих результатів та написанні основної частини статті.

3. Грубий М. В., Трохименко Г. Г. Штучні рифи як інструмент відновлення морських та лиманних екосистем // Екологічні науки. – 2024. – № 57. – С. 51–59. – DOI: 10.32846/2306-9716/2024.есо.6-57.7 (Фахове видання).

Особистий внесок - участь у виконанні експериментальних та аналітичних досліджень, обґрунтуванні доцільності використання штучних рифів для

відновлення екосистем, узагальненні результатів та підготовці статті до публікації.

4. Касьянов Є. О., Грубий М. В., Тимченко І. В., Трохименко Г. Г. Аналіз пожеж на Кінбурнському півострові, які виникли в ході російсько-української війни // Збірник наукових праць НУК ім. Адмірала Макарова. – 2024. – № 4 (497). – С. 231–239. – DOI: 10.15589/znp2024.4(497).31

Особистий внесок - участь у зборі та систематизації вихідних даних, аналізі екологічних наслідків пожеж, спричинених воєнними діями, формуванні аналітичних висновків та підготовці тексту публікації.

5. Грубий М., Трохименко Г. Сучасні методи моніторингу естуарних вод на прикладі Тилігульського лиману // Екологічна безпека та збалансоване використання ресурсів. – 2025. – Т. 16, № 1. – С. 64–75. – DOI: 10.63341/esbur/1.2025.64 (Фахове видання).

Особистий внесок - проведення моніторингових досліджень стану естуарних вод, аналіз сучасних методів екологічного контролю, обробка отриманих результатів та підготовка матеріалів статті.

Наукові публікації, які додатково відображають наукові результати дисертації

1. Мельник Р. П., Мельничук С. С., Дьяченко О. В., Грубий М. В. *Astrodaucus littoralis* (Ariaceae) на території регіонального ландшафтного парку «Тилігульський» (Миколаївська область, Україна) // Чорноморський ботанічний журнал. – 2025. – С. 94–102.

Особистий внесок - участь у польових дослідженнях на території регіонального ландшафтного парку, аналізі отриманих ботанічних даних, узагальненні результатів та підготовці публікації.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

1. Тимченко І. В., Грубий М. В. Аналіз впливу рекреаційної діяльності на екологічний стан прибережної території Тилігульського лиману // Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: матеріали VII Міжнародного конгресу (Львів, 12–14 жовтня 2022 р.). – Львів: НУ «Львівська політехніка», 2022. – С. 139.

Особистий внесок - участь у проведенні досліджень рекреаційного навантаження на прибережні території, аналізі екологічного стану акваторії та підготовці тез доповіді.

2. Тимченко І. В., Грубий М. В. Екологічний моніторинг морських та лиманних акваторій Північного Причорномор'я в межах Миколаївської області // Інновації в суднобудуванні та океанотехніці: матеріали XIII Міжнар. наук.-техн. конф. (Миколаїв, 27–28 жовтня 2022 р.). – Миколаїв: НУК, 2022. – С. 276–278.

Особистий внесок - участь у зборі та аналізі даних, оцінці стану морських і лиманних акваторій Північного Причорномор'я, підготовці доповіді.

3. Грубий М. В., Трохименко Г. Г. Аналіз необхідності дослідження динаміки солоності Тилігульського лиману // Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: матеріали VIII Міжнародного молодіжного конгресу (Львів, 2–3 березня 2023 р.).–Львів:НУ «Львівська політехніка», 2023.– С. 27.

Особистий внесок - участь у формуванні наукової ідеї дослідження, аналізі динаміки солоності лиману, обґрунтуванні актуальності проблеми та підготовці тез.

4. Трохименко Г. Г., Грубий М. В. Антропогенний вплив туристичної діяльності на екосистеми вздовж Тилігульського лиману // Екологічна безпека держави : тези доповідей XVII Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів (Київ, 20 квітня 2023 р.). – Київ : НАУ, 2023. – С. 88.

Особистий внесок - участь у дослідженні впливу туристичної діяльності на екосистеми лиману, аналізі екологічних ризиків та підготовці доповіді.

5. Тимченко І. В., Трохименко Г. Г., Грубий М. В. Супутниковий моніторинг стану лиманних акваторій Миколаївської області після підриву Каховської ГЕС // Комплексне використання ресурсів довкілля: матеріали I Всеукр. наук.-практ. конф. (Луцьк, 20 листопада 2023 р.). – Луцьк: ДонНТУ, 2023. – С. 118.

Особистий внесок - участь у аналізі супутникових знімків, оцінці змін екологічного стану лиманів після підриву Каховської ГЕС та підготовці тез доповіді.

6. Грубий М. В., Трохименко Г. Г. Аналіз необхідності установки штучних рифів у Тилігульському лимані // Проблеми екології та енергозбереження : матеріали XV Міжнар. наук.-техн. конф. – Миколаїв : НУК, 2023. – С. 149–150.

Особистий внесок - участь у дослідженні екологічного стану лиману, обґрунтуванні необхідності впровадження штучних рифів.

7. Трохименко Г. Г., Грубий М. В. Штучні рифи для післявоєнного відновлення лиманних акваторій Миколаївщини // Екологія. Людина. Суспільство : матеріали XXIII Міжнар. наук.-практ. конф. (Київ, 7 грудня 2023 р.).

Особистий внесок - участь у розробленні наукових підходів до післявоєнного відновлення лиманних екосистем, аналізі ролі штучних рифів та підготовці доповіді.

8. Крисінська Д. О., Тимченко І. В., Грубий М. В. Перспективи післявоєнного розвитку туристичного потенціалу Куцурубської територіальної громади // Ольвійський форум – 2024 : тези доповідей XVII Міжнар. наук. конф. – Миколаїв : ЧНУ ім. Петра Могили, 2024.

Особистий внесок - участь у аналізі екологічних обмежень і перспектив розвитку територіальної громади, формуванні висновків та підготовці тез.

9. Мирошніченко О.В., Грубий М.В., Тимченко І.В., Трохименко Г.Г. Формування штучних рифів як приклад сприяння природному відновленню екосистем акваторій на локальному рівні. Інновації в суднобудуванні та океанотехніці: матеріали XV Міжн. наук.-техн. конф., 26-27 вересня 2024р. Миколаїв: НУК, 2024. С. 425-426.

Особистий внесок - участь у дослідженні процесів відновлення екосистем, аналізі ефективності штучних рифів та підготовці матеріалів публікації.

10. Тимченко І.В., Грубий М.В., Крисінська Д.О. Використання квадрокоптерів для екологічного моніторингу лиманних акваторій. Інновації в суднобудуванні та океанотехніці: матеріали XV Міжн. наук.-техн. конф., 26-27 вересня 2024р. Миколаїв: НУК, 2024. С. 994-996.

Особистий внесок - участь у дослідженні можливостей використання квадрокоптерів для екологічного моніторингу, підготовці доповіді.

ABSTRACT

Hruby M.V. Development of technology for restoring biodiversity of marine and estuarine water areas of the Northern Black Sea Region. - Qualifying scientific work submitted as a manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in the specialty 183 - Environmental Protection Technologies (18 Production and Technologies) - Admiral Makarov National University of Shipbuilding, Mykolaiv, 2026.

The dissertation is devoted to the problem of organizing and improving the system of environmental monitoring of the state of marine and estuarine water areas, as well as assessing changes in their ecosystems under the influence of anthropogenic activity using the example of the Tyligul estuary. Particular attention in the study is focused on the development and scientific substantiation of bioengineering measures to reduce eutrophication and restore biodiversity by introducing artificial reefs.

One of the key tasks of modern ecological monitoring of marine coastal ecosystems, along with assessing their current state and predicting changes, is the restoration of disturbed biocenoses and increasing their ecological stability. This is especially relevant for marine and estuarine water areas of the Northern Black Sea Region, which are subject to intense anthropogenic load associated with recreational activities, agricultural runoff, hydraulic engineering transformations and the consequences of military operations. The most vulnerable to anthropogenic impact are benthic communities, which play a key role in the functioning of aquatic ecosystems, self-purification processes and maintenance of trophic relationships. Disruption of the structure of the benthos leads to the degradation of biodiversity, a decrease in ecosystem services and an increase in eutrophication phenomena. In conditions of limited possibilities of direct change of hydrological and hydrochemical environmental factors, a promising direction of ecological reconstruction is the influence on the biotic component of ecosystems by restoring the spatial structure and species diversity of aquatic communities.

The use of artificial reefs is considered as an effective tool of ecological engineering aimed at the formation of new biotopes, the activation of the processes of colonization and succession of aquatic organisms, the increase in biological

productivity and stability of marine and estuarine ecosystems. The growth of species diversity and the complication of the trophic structure of biocenoses contributes to the increase of the ecological stability of water areas and the reduction of the negative consequences of anthropogenic impact.

The first section reviews and summarizes the literature data on the general understanding of the concept of "environmental monitoring". Having analyzed the literature data, the main aspects of the application of monitoring to identify the dynamics of the state of ecosystems are identified. The features of monitoring of marine and estuarine water areas are considered. It was determined that the implementation of monitoring measures makes it possible to identify foci of pollution or eutrophication in the coastal zones of seas and estuaries. The relevance and feasibility of using modern methods of monitoring water bodies is substantiated.

The second section defines the general concept of research on the application of methods for monitoring the state of estuarine water areas. The properties of the object of research - the Tyligul estuary - are presented. Research methods for organizing monitoring and statistical processing of the obtained data are presented.

In the third chapter, potential approaches for improving the ecological condition of marine and estuarine waters through the deployment of artificial reefs were investigated. The practice of installing artificial reefs was tested in the Black Sea waters near the Kinburn Spit and proved to be successful. Within the first six months after the deployment of the "green reef", the appearance of larvae of the Black Sea mussel (*Mytilus galloprovincialis*) was recorded, followed by the colonisation of the structure by a mussel community. Observations of the newly established biological assemblage indicated an increase in the abundance of two species of Black Sea crabs, five goby species, juvenile and adult flounder, as well as three shrimp species and other fish and mollusc fauna. These findings demonstrate the considerable potential of "green reefs" to enhance biodiversity and support natural water purification processes in the estuaries of Mykolaiv region. The concept pursues an ecological objective and is aimed at improving the environmental condition of the Black Sea, considering that a single mussel can

filter approximately 200 litres of water per day. At the same time, the establishment of a monitoring system for continuous observation of reef conditions and the ecosystem as a whole is critically important. Such a system would allow timely detection of environmental changes and facilitate appropriate management responses, thereby ensuring the successful implementation and effectiveness of conservation measures for the Tyligul, Berezan, and Dnipro-Bug estuaries. To monitor environmental conditions in the Tyligul Estuary and other water bodies proposed for artificial reef deployment, the use of Geographic Information System (GIS) technologies is recommended. These technologies enable the tracking of changes in water pollution and eutrophication through the analysis of satellite imagery. The study also proposed a structural design of artificial reefs in the form of Reef Balls. Reef Balls have already been successfully installed in 62 countries worldwide, demonstrating their effectiveness and operational reliability. Their application in the Black Sea is planned for the first time. These structures are manufactured from concrete using a patented formula incorporating microsilica (silica fume). This composition provides a pH level similar to that of seawater, ensuring compatibility with the marine environment and increasing the attractiveness of the structures for colonising organisms. Recommendations by authoritative organisations, including the International Oyster Recovery Alliance (NORA) and the Reef Ball Foundation, emphasise the importance of implementing artificial reefs for ecosystem conservation and restoration, particularly under conditions of significant anthropogenic pressure on natural resources.

The fourth chapter examines contemporary approaches to monitoring estuarine ecosystems. Remote sensing techniques were employed to investigate the dynamics of aquatic ecosystem conditions in the Black Sea and the estuaries of the Northern Black Sea region, with particular attention given to the Tyligul Estuary as the proposed site for artificial reef deployment. The chapter also presents an algorithm for data acquisition using unmanned aerial vehicles (UAVs), which provide rapid and relatively inexpensive access to remote and difficult-to-reach areas of aquatic environments. The principles of UAV application for ecological monitoring of aquatic ecosystems in the Tyligul Estuary, where experimental artificial reefs have been deployed, are discussed. Furthermore, the impacts of

tourism and increased anthropogenic pressure during the period of the full-scale invasion on the coastal zone of the Tyligul Estuary were assessed. The study identified the principal indicators of water quality in the Tyligul Estuary, including suspended solids, chlorophyll concentration, and chromophoric dissolved organic matter, for which interpretation approaches based on spectral characteristics were developed. Hydrochemical data collected during 2023–2024 were analysed, including concentrations of mineral and organic forms of nitrogen and phosphorus, as well as dissolved organic matter. The role of bottom sediments as a source of nutrients and organic matter was evaluated, demonstrating that under certain conditions these substances may enter the water column and contribute to the development of hypoxic events.

The fifth section analyzes the results of using the proposed artificial reef structures and their impact on the biodiversity of the Tiligul estuary. To analyze the variability of the parameters of the species diversity of the macrozoobenthos community, an index method was used. The degree of species richness was determined by the Margalef index, the degree of diversity by the Shannon index, and the degree of evenness by the Pierre index. Euclidean distance was used to compare clusters, and to determine the differentiated level of diversity of macrozoobenthos species at different stations, cluster analysis using the nearest neighbor method was used. To describe the quantitative parameters of the found macrozoobenthos species, generally accepted indicators of abundance (N) (in m⁻²) and biomass (B) (in g-m⁻²), as well as the Vysotkov correlation (P, %). During the study, 20 species of invertebrates belonging to the following taxonomic groups of the macrozoobenthos of the Tiligul estuary were identified during 2022 - 2024: polychaete worms - 4 species, tardigrades - 1 species, isopods - 2 species, amphipods - 5 species, gastropods - 2 species, bivalves - 5 species and myriapids - 1 species. Crustaceans and bivalves dominated the number of registered species, accounting for 25% of all species found. Among the trophic groups of benthic organisms in the SR, both immobile and sedentary forms of hydrobionts were identified. Immobile filter-feeding organisms were represented mainly by hydroid polyps and sponges. Slow-moving organisms on the AR mollusks, barnacles, bryozoans and some sessile forms of polychaetes are passive filter feeders that

filter the suspension using the natural and/or water flow created by them. Among this group of hydrobionts, fine and coarse filter feeders were found, occupying the biotope from the water edge to the border of the euphotic zone.

In the **sixth section**, measures were analyzed to increase the level of ecological safety of the Tiligul estuary water area. The economic efficiency of using artificial reefs of the proposed design was also investigated and calculated. When choosing materials for eco-positive structures, their geometry and spatial location, it is necessary to use not only the criterion of suitability for active overgrowth by various biofiltration organisms at the beginning of their existence, but also the ability to withstand various hydrological anomalies (primarily storms). On different artificial substrates (steel pipes, PVC pipes, PVC mesh, nylon mesh and concrete), the population indicators of filter-feeding mollusks were different, with an advantage in survival on concrete. On concrete, a predominance of large individuals was observed, which indicates a high filtration ability of mussels on this substrate. The construction of artificial reefs will help increase the recreational attractiveness of the territory. It is important to note that artificial reefs can be interesting objects for diving and underwater excursions. When designing and installing an artificial reef, it is necessary to clearly understand for what purpose the structure will be used. When creating artificial spawning grounds, it makes sense to use small, light and mobile plastic structures that can be removed from the reservoir after mass spawning. This serves a purely practical purpose of spreading the goby population, which, in turn, contributes to the development of amateur fishing in reservoirs.

Keywords: monitoring, estuaries, water area, Black Sea region, ecological status, anthropogenic impact, eutrophication, reef balls, environmental safety.

List of publications

Scientific works in which the main scientific results of the dissertation are published:

Articles in scientific professional publications included in the international scientometric database Scopus and Web of Science

1. Timchenko V., Horbov V., Tymchenko I., Hrubyi M. Modeling of Robust-Optimal Control of a Quadcopter for Environmental Monitoring of Water

Areas // Proceedings of the 2024 IEEE 7th International Conference on Actual Problems of Unmanned Aerial Vehicles Development (APUAVD). – 2024. – P. 77–81. – Available at: https://apuavd.ieee.org.ua/64488_cfp2429v-usb/ (Scopus).

Personal contribution - participation in the formation of the research concept, analysis of the possibilities of using unmanned aerial vehicles for environmental monitoring of water bodies, interpretation of modeling results and preparation of article materials for publication.

2. Hrubyi M., Trokhymenko G. Monitoring and assessment of artificial reef implementation for biocenosis recovery in the Tyligul estuary // *Ecological Engineering & Environmental Technology*. – 2025. – Vol. 26, No. 12. – P. 321–328. – DOI: 10.12912/27197050/214422 (Scopus, Q3).

Personal contribution - direct participation in planning and conducting research to assess the effectiveness of artificial reefs, analysis of ecological indicators of biocenosis recovery, generalization of the results obtained and writing the main part of the article.

3. Hrubyi M. V., Trokhymenko G. G. Artificial reefs as a tool for the recovery of marine and estuarine ecosystems // *Ecological Sciences*. – 2024. – No. 57. – P. 51–59. – DOI: 10.32846/2306-9716/2024.eco.6-57.7 (Professional publication).

Personal contribution - participation in the implementation of experimental and analytical studies, substantiation of the feasibility of using artificial reefs for ecosystem restoration, generalization of results and preparation of the article for publication.

4. Kasyanov E. O., Gruby M. V., Tymchenko I. V., Trokhymenko G. G. Analysis of fires on the Kinburn Peninsula that occurred during the Russian-Ukrainian war // *Collection of scientific works of the Admiral Makarov National University*. – 2024. – No. 4 (497). – P. 231–239. – DOI: 10.15589/znp2024.4(497).31 (Professional publication).

Personal contribution - participation in the collection and systematization of source data, analysis of the environmental consequences of fires caused by military actions, formation of analytical conclusions and preparation of the text of the publication.

5. Gruby M., Trokhymenko G. Modern methods of monitoring estuarine waters on the example of the Tyligul estuary // Ecological safety and balanced use of resources. – 2025. – Vol. 16, No. 1. – P. 64–75.–DOI: 10.63341/esbur/1.2025.64 (Professional publication).

Personal contribution - conducting monitoring studies of the state of estuarine waters, analysis of modern methods of environmental control, processing of the results obtained and preparation of the article materials.

Scientific publications that additionally reflect the scientific results of the dissertation

1. Melnyk R. P., Melnychuk S. S., Dyachenko O. V., Gruby M. V. *Astrodaucus littoralis* (Apiaceae) on the territory of the regional landscape park "Tyligulsky" (Mykolaiv region, Ukraine) // Black Sea Botanical Journal. – 2025. – P. 94–102.

Personal contribution - participation in field research on the territory of the regional landscape park, analysis of the obtained botanical data, generalization of the results and preparation of the publication.

Scientific works that testify approval of the dissertation materials

1. Tymchenko I. V., Gruby M. V. Analysis of the impact of recreational activities on the ecological state of the coastal area of the Tyligul estuary // Sustainable development: environmental protection. Energy efficiency. Balanced nature management: materials of the VII International Congress (Lviv, October 12–14, 2022). – Lviv: Lviv Polytechnic National University, 2022. – P. 139.

Personal contribution - participation in conducting research on recreational load on coastal areas, analyzing the ecological state of the water area and preparing the abstracts of the report.

2. Tymchenko I. V., Gruby M. V. Ecological monitoring of marine and estuarine water areas of the Northern Black Sea region within the boundaries of the Mykolaiv region // Innovations in shipbuilding and ocean engineering: materials of the XIII International Scientific and Technical Conf. (Mykolaiv, October 27–28, 2022). – Mykolaiv: NUK, 2022. – P. 276–278.

Personal contribution - participation in the collection and analysis of environmental data, assessment of the state of marine and estuarine water areas of the Northern Black Sea Region, preparation of report materials.

3. Gruby M. V., Trokhymenko G. G. Analysis of the need to study the dynamics of salinity of the Tyligul estuary // Sustainable development: environmental protection. Energy saving. Balanced nature management: materials of the VIII International Youth Congress (Lviv, March 2–3, 2023). – Lviv: NU "Lviv Polytechnic", 2023. – P. 27.

Personal contribution - participation in the formation of the scientific idea of the study, analysis of the dynamics of salinity of the estuary, substantiation of the relevance of the problem and preparation of theses.

4. Trokhymenko G. G., Gruby M. V. Anthropogenic impact of tourist activity on ecosystems along the Tyligul estuary // Ecological security of the state: abstracts of reports of the XVII All-Ukrainian scientific-practical conference of young scientists and students (Kyiv, April 20, 2023). – Kyiv: NAU, 2023. – P. 88.

Personal contribution - participation in the study of the impact of tourist activity on estuary ecosystems, analysis of environmental risks and preparation of report materials.

5. Tymchenko I. V., Trokhymenko G. G., Gruby M. V. Satellite monitoring of the state of estuary water areas of Mykolaiv region after the explosion of the Kakhovka HPP // Integrated use of environmental resources: materials of the I All-Ukrainian scientific-practical conference (Lutsk, November 20, 2023). – Lutsk: DonNTU, 2023. – P. 118.

Personal contribution - participation in the analysis of satellite images, assessment of changes in the ecological state of estuaries after the explosion of the Kakhovka HPP and preparation of the abstracts of the report.

6. Gruby M. V., Trokhymenko G. G. Analysis of the need to install artificial reefs in the Tyligulsky estuary // Problems of ecology and energy saving: materials of the XV International Scientific and Technical Conference – Mykolaiv: NUK, 2023. – P. 149–150.

Personal contribution - participation in the study of the ecological state of the estuary, justification of the need to introduce artificial reefs.

7. Trokhymenko G. G., Gruby M. V. Artificial reefs for the post-war restoration of estuarine water areas of the Mykolaiv region // Ecology. Man. Society: materials of the XXIII International scientific-practical conf. (Kyiv, December 7, 2023).

Personal contribution - participation in the development of scientific approaches to the post-war restoration of estuarine ecosystems, analysis of the role of artificial reefs and preparation of the report.

8. Krysinska D. O., Tymchenko I. V., Gruby M. V. Prospects for the post-war development of the tourist potential of the Kutsurubsk territorial community // Olviysky forum - 2024: abstracts of the XVII International scientific conf. - Mykolaiv: Petro Mohyla National University of Ukraine, 2024.

Personal contribution - participation in the analysis of environmental limitations and prospects for the development of the territorial community, formation of conclusions and preparation of abstracts.

9. Miroshnychenko O. V., Gruby M. V., Tymchenko I. V., Trokhymenko G. G. Formation of artificial reefs as an example of promoting the natural restoration of water area ecosystems at the local level // Innovations in shipbuilding and ocean engineering. – Mykolaiv: NUK, 2024.

Personal contribution - participation in the study of the processes of natural restoration of ecosystems, analysis of the effectiveness of artificial reefs.

10. Tymchenko I. V., Gruby M. V., Krysinska D. O. Use of quadcopters for environmental monitoring of estuarine water areas // Innovations in shipbuilding and ocean engineering. – Mykolaiv: NUK, 2024.

Personal contribution - participation in the study of the possibilities of using quadcopters for environmental monitoring, analysis of the data obtained and preparation of report materials.

ЗМІСТ

АНОТАЦІЯ.....	2
ВСТУП	23
РОЗДІЛ І ОСОБЛИВОСТІ ГІДРОЕКОСИСТЕМ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я. ТЕХНОЛОГІЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА МОНІТОРИНГ ЯК ІНСТРУМЕНТ ОЦІНКИ ЇХ РЕЗУЛЬТАТИВНОСТІ	35
1.1. Основні чинники деградації та втрати біорізноманіття в акваторіях регіону	35
1.2. Сучасні екологічні технології та методи збереження і відновлення біорізноманіття водних екосистем	43
1.3. Екологічний моніторинг як система оцінювання та прогнозування змін при впровадженні технологій відновлення біорізноманіття.....	58
Висновки до розділу 1	66
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	68
2.1 Гідроекосистема Тилігульського лиману та її гідрогеографічні особливості. Аналіз перспективних ділянок для встановлення рифів	68
2.2 Методи дослідження. Методи аналізу показників якості лиманної води.....	85
2.3 Геоінформаційні методи та алгоритми цифрової обробки даних дистанційного моніторингу.....	90
2.4 Методи статистичної обробки даних.....	94
Висновки до розділу 2	96
РОЗДІЛ 3 АНАЛІЗ МОЖЛИВОСТЕЙ ОЗДОРОВЛЕННЯ МОРСЬКИХ ТА ЛИМАННИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА ДОПОМОГОЮ ЕКОПОЗИТИВНИХ СПОРУД.....	98
3.1. Ретроспективний аналіз та еволюція конструкцій штучних рифів у Азово-Чорноморському басейні	98
3.2. Технологічні характеристики та інженерно-біологічні особливості модулів типу Reef Ball	103
Висновки до розділу 3	115

РОЗДІЛ 4 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ СТАНУ МОРСЬКИХ ТА ЛИМАННИХ ЕКОСИСТЕМ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я	118
4.1. Результати моніторингу стану морських та лиманних екосистем: впровадження штучних рифів.....	118
4.2. Супутниковий моніторинг лиманних та морських екосистем Північного Причорномор'я (Тилігульський, Дніпро-Бузький лимани).....	123
4.3. Методологія оперативного моніторингу акваторії та прибережної смуги з використанням БПЛА мультироторного типу	132
4.4 Результати аналізу зразків лиманної води	138
Висновки до розділу 4	148
РОЗДІЛ 5 РЕЗУЛЬТАТИ ЗАСТОСУВАННЯ ШТУЧНИХ РИФІВ ДЛЯ ОЗДОРОВЛЕННЯ МОРСЬКИХ ТА ЛИМАННИХ ЕКОСИСТЕМ.....	151
5.1 Результати досліджень впливу штучних рифів на біорізноманіття Тилігульського лиману та Кінбурнської коси в акваторії Чорного моря	151
5.2. Порівняльний аналіз гідрохімічних показників лиманної води до та після впровадження штучних рифових конструкцій	169
Висновки до розділу 5	173
РОЗДІЛ 6 ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ ВСТАНОВЛЕННЯ ШТУЧНИХ РИФІВ	176
Висновки до розділу 6	185
ВИСНОВКИ	
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	189

**ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ,
СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ**

ДСМД - Державна система моніторингу довкілля

НАН України - Національна академія наук України

ДМВ - державний моніторинг вод

ГДК - гранично допустима концентрація

ГІС - геоінформаційна система

БПЛА - безпілотні літальні апарати

ШР - штучні рифи

ВСТУП

Актуальність теми. В умовах посилення антропогенного навантаження на водні екосистеми Півдня України особливого значення набувають впровадження ефективних технологій відновлення біорізноманіття та підвищення екологічної стійкості морських і лиманних акваторій.

Деградація донних біоценозів, зменшення чисельності аборигенних видів, інтенсифікація процесів евтрофікації та порушення трофічних зв'язків обумовлюють впровадження нових підходів, заснованих на застосуванні біоінженерних і біоремедіаційних технологій. Серед яких особливий інтерес викликає створення та інсталяції штучних рифів в морських та лиманних акваторіях як інструменту моніторингу та підвищення біорізноманіття екосистем, стимулювання процесів самоочищення та відновлення екосистемних функцій.

Світовий досвід свідчить, що штучні рифи можуть виконувати не лише рибогосподарські, а й важливі екосистемні функції, зокрема, підвищення біорізноманіття, формування субстрату для прикріплених організмів, відновлення трофічних ланцюгів та зниження негативних проявів евтрофікації. Разом з тим, ефективність таких технологій значною мірою залежить від гідрологічних, гідрохімічних та морфометричних особливостей конкретної акваторії, що потребує їх наукового обґрунтування та адаптації до регіональних умов.

Морські та лиманні акваторії Північного Причорномор'я характеризуються значною уразливістю до зовнішніх впливів через обмежений водообмін, зменшення стоків малих річок, зростаючий вплив господарської діяльності та воєнні дії. Значної уваги потребує Тилігульський лиман як унікальний природний комплекс, що має високу природоохоронну цінність і водночас зазнає значного антропогенного навантаження через релоксацію туристичних потоків. У цих умовах впровадження технології

штучних рифів для відновлення бентосних угруповань і підвищення біопродуктивності є актуальним напрямом прикладних досліджень.

Разом із цим, реалізація будь-яких технологій відновлення біорізноманіття потребує науково обґрунтованої системи екологічного моніторингу, яка забезпечує оцінку вихідного стану екосистеми, фіксацію динаміки змін та визначення ефективності впроваджених заходів. Моніторинг у цьому контексті виступає не лише як система спостереження, а як інструмент управління, що дозволяє коригувати технологічні рішення залежно від отриманих результатів.

В Україні протягом кількох десятиліть розроблялися методичні підходи до екологічної оцінки якості поверхневих вод, сформовано нормативно-методичну базу інтегральної оцінки гідрохімічних і гідробіологічних показників. Однак, існуючі системи спостережень часто функціонують фрагментарно та не завжди інтегровані з практичною складовою відновлення. У зв'язку з цим потреба у створенні комплексної моделі моніторингу водного середовища, яка б добре функціонувала в умовах сучасної реальності, використовувала як дистанційні, так і польові методи дослідження є актуальною задачею.

Дослідженням питань екологічного моніторингу водних екосистем, розробленням методичних підходів до оцінки якості поверхневих вод та інтегрального аналізу стану гідробіоценозів займалися та займаються значна кількість учених, у тому числі Тучковенко Ю.С., Боголюбов В.М., Клименко М.О., Мокін В. Б., Чугай А. В., Демченко О.В., Тимченко І. В., Варламов Є.М., Суховірський Б.І., Колотуша С.С., Шматков С.І., Кірейцева Г. В. та ін. [1-11, 61, 62, 67, 92, 95, 98, 141, 218].

Концептуальні основи глобального екологічного моніторингу були закладені під егідою United Nations Environment Programme (UNEP), де сформовано підходи до систематичного спостереження за станом довкілля та оцінки антропогенних впливів. Важливу роль у розвитку морського моніторингу відіграла Intergovernmental Oceanographic Commission

ЮНЕСКО, яка розробила стандартизовані програми спостережень за океанографічними та гідробіологічними параметрами. Серед українських дослідників значний внесок у формування гідроекологічних підходів до оцінки якості вод і стану водних екосистем зробили фахівці Інститут гідробіології НАН України, зокрема у сфері біоіндикації, інтегральної оцінки екологічного стану та розроблення методів довгострокового спостереження за трансформацією гідробіоценозів [12-19].

У контексті досліджень лиманних та морських екосистем Північного Причорномор'я вагомими є праці науковців Інститут морської біології НАН України, спрямовані на вивчення структурно-функціональної організації бентосних угруповань, процесів евтрофікації та механізмів відновлення біорізноманіття. Отримані ними результати стали підґрунтям для інтеграції гідрохімічних, гідробіологічних і екосистемних показників у комплексні системи моніторингу, що особливо важливо при впровадженні біоінженерних технологій, зокрема створення штучних рифів.

Отже, дослідження, спрямоване на обґрунтування застосування штучних рифів як технології відновлення біорізноманіття та вдосконалення системи екологічного моніторингу морських і лиманних акваторій на прикладі Тилігульського лиману, є своєчасним, науково обґрунтованим і має важливе теоретичне та прикладне значення для формування ефективної регіональної політики екологічного управління.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Робота над дисертацією здійснювалася згідно з науково-дослідним планом кафедри екології та природоохоронних технологій Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова, і вона повністю відповідає головним орієнтирам прогресу науки й техніки в Україні у царині екологічної стійкості, збереження довкілля та обґрунтованого використання природних ресурсів.

Ця праця становить собою складовий елемент науково-дослідних проєктів, що здійснюються кафедрою екології та природоохоронних

технологій Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова з суднобудування. Тема роботи, зареєстрована як № ДР 0120U100038 (період з 01.01.2020 до 31.12.2024), має назву «Розробка заходів та технологій захисту довкілля від забруднень». В рамках цього дослідження були проведені студії, мета яких полягала у вдосконаленні механізмів екологічного нагляду за морськими та гирловими водними об'єктами, визначенні рівня антропогенного тиску, а також у науковому обґрунтуванні застосування біоінженерних підходів для ревіталізації (відновлення) водних екосистем.

Дисертаційне дослідження також тематично пов'язане з науково-практичними завданнями з охорони та збереження природних комплексів регіонального ландшафтного парку «Тилігульський», зокрема в частині моніторингу екологічного стану лиманної акваторії, збереження біорізноманіття та впровадження заходів з екологічної реконструкції водних екосистем. Отримані результати можуть бути використані при реалізації планів управління територією РЛП «Тилігульський» та програм збереження природних екосистем лиманів Північного Причорномор'я. Дослідження узгоджується з реалізацією Комплексної програми охорони довкілля Миколаївської області на 2021-2027 роки, яка передбачає заходи щодо збереження природних ресурсів, поліпшення стану водного середовища й підтримання екологічної безпеки регіону.

Крім того, робота може бути корисною для реалізації міських програм екологічного спрямування, зокрема Екологічної програми м. Миколаєва на 2023-2027 роки, що включає заходи щодо будівництва очисних споруд, зменшення впливу забруднень та поліпшення стану водних ресурсів у межах міської території.

Робота узгоджується з регіональними програмами у сфері охорони довкілля Миколаївської області та міста Миколаєва, спрямованими на збереження водних ресурсів, зменшення антропогенного навантаження на водні об'єкти та підтримання біорізноманіття, а також може бути

використана при розробці та коригуванні заходів екологічної безпеки на регіональному рівні. Також, тематика дисертаційного дослідження відповідає основним положенням європейської екологічної політики у сфері охорони водних екосистем, зокрема принципам Рамкової водної директиви ЄС (Water Framework Directive) та Стратегії ЄС з біорізноманіття до 2030 року, що підкреслює актуальність і практичну значущість результатів роботи в контексті євроінтеграційних процесів України.

Мета і завдання дослідження. Метою дослідження є наукове обґрунтування та розробка технологій відновлення біорізноманіття морських і лиманних акваторій Північного Причорномор'я шляхом застосування штучних рифів, а також оцінка їхнього впливу на формування, структуру та функціонування водних екосистем.

Поставлена мета дослідження визначила комплексне вирішення наступних завдань:

1. Визначити особливості проведення моніторингу морських та лиманних акваторій. Оцінити сучасний стан біорізноманіття морських та лиманних акваторій Північного Причорномор'я і визначити основні природні та антропогенні чинники його трансформації. Запропонувати шляхи вдосконалення системи проведення екологічного моніторингу морських та лиманних акваторій.
2. Проаналізувати наукові підходи та практики застосування штучних рифів для відновлення біорізноманіття морських і лиманних водних екосистем.
3. Обґрунтувати параметри штучних рифів (конструкція, матеріали, просторове розміщення) з урахуванням гідрологічних, гідрохімічних і екологічних умов досліджуваних акваторій.
4. Дослідити формування біорізноманіття на штучних рифах, зокрема процеси колонізації та сукцесії угруповань гідробіонтів різних трофічних рівнів.

5. Оцінити екологічну ефективність штучних рифів як технічного інструменту відновлення біорізноманіття та стабілізації морських і лиманних екосистем Північного Причорномор'я та розробити технологічні рекомендації щодо їхнього використання, ризику та обмеження.

Об'єктом дослідження є процеси відновлення біорізноманіття морських і лиманних екосистем Північного Причорномор'я, що відбуваються при впровадженні технологій із застосуванням штучних рифів в умовах антропогенного навантаження.

Предметом дослідження є штучні рифи як біоінженерний засіб відновлення біорізноманіття, а також закономірності їхнього впливу на формування, структуру та функціонування угруповань гідробіонтів і методи оцінювання їхньої екологічної ефективності.

Методи дослідження. Фундамент методології дисертаційного дослідження становить сукупність методів, принципів, а також загальнотеоретичних, галузевих та інтегративних підходів наукового пошуку. Для проведення як теоретичного, так і практичного аналізу було задіяно цілий спектр загальнонаукових, профільних та практично орієнтованих методик.

Термінологічний аналіз застосовувався для уточнення сутності та змісту поняття екологічного моніторингу морських і лиманних акваторій. Діалектичний метод, а також методи аналізу і синтезу використовувалися для вивчення особливостей функціонування водних екосистем, виявлення взаємозв'язків між абіотичними та біотичними компонентами, а також оцінки впливу антропогенних чинників на екосистеми. Абстрактно-логічний метод застосовано для теоретичного узагальнення результатів дослідження, формулювання наукових положень і висновків.

Для оцінки стану біорізноманіття морських і лиманних акваторій використано методи гідробіологічних досліджень, зокрема маршрутні та стаціонарні спостереження, відбір і аналіз проб фітопланктону, зоопланктону та зообентосу.

Видовий склад і чисельність гідробіонтів визначалися з використанням таксономічного аналізу, а кількісні показники біоценозів оцінювалися за допомогою показників чисельності, біомаси та частоти трапляння видів.

Для характеристики структурної організації біоценозів і рівня біорізноманіття застосовано індексні методи, зокрема індекси видового різноманіття Шеннона-Вівера, а також показники домінування та вирівняності угруповань. Оцінку екологічного стану бентосних угруповань проводили з використанням біоіндикаторних підходів, що базуються на чутливості окремих таксонів до забруднення та евтрофікації.

Для дослідження процесів формування біоценозів на штучних рифах використано методи порівняльного аналізу, які передбачали зіставлення показників біорізноманіття на рифових і контрольних ділянках акваторії, а також аналіз динаміки колонізації та сукцесійних змін угруповань гідробіонтів.

Оцінку гідрохімічних умов середовища здійснювали з використанням стандартних методів аналізу основних показників якості води (вміст розчиненого кисню, біогенних елементів, прозорість, мінералізація), що дозволило встановити взаємозв'язок між абіотичними характеристиками та біологічним станом екосистем.

Розрахунково-конструктивні методи застосовувалися для обґрунтування параметрів штучних рифів, а також для оцінки їхньої екологічної ефективності. Методи порівняння, статистичного аналізу та графічної інтерпретації використовувалися для обробки результатів досліджень, виявлення закономірностей і тенденцій змін екологічного стану акваторій. Матеріали дослідження опрацьовано з використанням сучасних інформаційних технологій, геоінформаційних систем та програмних засобів статистичної обробки даних.

Інформаційною базою дослідження є літописи природи регіонального ландшафтного парку Тилігульський, матеріали наукових досліджень, наукові

публікації, американських та національних вчених, законодавчі акти та норми, супутникові знімки Sentinel-2.

Наукова новизна одержаних результатів полягає у науковому обґрунтуванні комплексного підходу до оцінки та оздоровлення водних екосистем морських і лиманних акваторій із застосуванням сучасних методів моніторингу та біоінженерних технологій, зокрема штучних рифів.

Уперше:

- розроблено технологію відновлення біорізноманіття для морських і лиманних акваторій Північного Причорномор'я, яка базується на застосуванні штучних рифів рифокульового типу та включає етапи екологічного обґрунтування місця розташування, встановлення рифових конструкцій, моніторингу процесів колонізації гідробіонтами й оцінювання екологічної ефективності;

- встановлено закономірності формування угруповань макрзообентосу на штучних рифах у гіпергалінних умовах Тилігульського лиману та визначено їхній вплив на зростання видового різноманіття й чисельності фільтруючих організмів;

Удосконалено:

- методичні підходи до комплексного моніторингу морських і лиманних акваторій шляхом інтеграції даних дистанційного зондування Землі, безпілотних літальних апаратів, гідрохімічних та гідробіологічних досліджень;

- підходи до оцінки біорізноманіття бентосних і планктонних угруповань з використанням індексних і біоіндикаторних методів у системі моніторингових досліджень;

Набули подальшого розвитку:

- теоретичні положення щодо використання штучних рифів як біоінженерних засобів відновлення деградованих водних екосистем;

- наукові уявлення про роль фільтруючих гідробіонтів у зниженні проявів евтрофікації та підвищенні екологічної стійкості лиманних екосистем;

- підходи до оцінювання екологічної та економічної ефективності природоохоронних заходів із відновлення біорізноманіття морських і лиманних акваторій.

Практичне значення одержаних результатів полягає в розробці та науковому обґрунтуванні технології відновлення біорізноманіття морських і лиманних акваторій Північного Причорномор'я із застосуванням штучних рифів та сучасних засобів екологічного моніторингу.

Результати дослідження можуть бути використані органами державної влади та місцевого самоврядування, природоохоронними установами, науково-дослідними організаціями, адміністраціями об'єктів природно-заповідного фонду, а також підприємствами, діяльність яких пов'язана з використанням та охороною водних ресурсів, під час розроблення та реалізації програм відновлення деградованих водних екосистем.

Запропоновані підходи до розміщення та експлуатації штучних рифів можуть бути використані для підвищення біорізноманіття, створення додаткових біотопів для гідробіонтів, активізації процесів природної біофільтрації та зменшення негативних наслідків евтрофікації у морських і лиманних акваторіях.

Комплексний екологічний моніторинг із застосуванням геоінформаційних технологій, дистанційного зондування Землі, безпілотних літальних апаратів, гідрохімічних та гідробіологічних досліджень може бути використаний для оперативного контролю екологічного стану акваторій, оцінювання ефективності природоохоронних заходів та прийняття управлінських рішень у сфері охорони навколишнього природного середовища.

Отримані результати можуть бути використані під час підготовки стратегій екологічного відновлення морських екосистем України в умовах

післявоєнної відбудови, а також при розробці регіональних програм збереження та відновлення біорізноманіття Чорного моря, Тилігульського, Березанського та Дніпровсько-Бузького лиманів, а також при проведенні екологічної експертизи та моніторингових досліджень в умовах підвищеного антропогенного навантаження. Результати роботи впроваджено в діяльність регіонального ландшафтного парку «Тилігульський» (акт впровадження від «18» лютого 2026 р.). Отримані дані інтегровані у навчальний процес Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова, зокрема, у дисциплінах, що стосуються екології та охорони довкілля, таких як «Моніторинг довкілля», «Сучасні методи екологічних досліджень» та інші (акт впровадження від «24» лютого 2026 р.). Крім того, напрацювання можуть слугувати основою для розробки навчально-методичних посібників, призначених для фахівців, які працюють у сферах екологічного контролю та ефективного управління водними екосистемами.

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є індивідуальним творчим досягненням її автора. Цілі та конкретні завдання наукового пошуку були сформульовані за безпосередньої участі самого здобувача. Автор особисто здійснив збір, упорядкування та обробку усієї доступної наукової літератури, що стосується тематики дисертації, а також провів усі необхідні дослідницькі випробування (експерименти). Планування всіх дослідів, як і подальше обговорення отриманих висновків, здійснювалося у тісній співпраці з науковим наставником - доктором технічних наук, професором Трохименко Г. Г.

Достовірність результатів. Достовірність підтверджена чисельними серіями дослідів, де використовувалися передові математичні підходи для опрацювання, з'ясування та підбиття підсумків здобутих даних.

Апробація результатів наукової роботи. Ключові ідеї та здобутки дисертаційного доробку були представлені та піддані аналізу доповідачем на різноманітних міжнародних та загальнодержавних науково-практичних форумах, а саме:

- VII Міжнародному конгресі «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, Національний університет «Львівська політехніка», 12-14 жовтня 2022 р.);
- XIII Міжнародній науково-технічній конференції «Інновації в суднобудуванні та океанотехніці» (м. Миколаїв, Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова, 27-28 жовтня 2022 р.);
- VIII Міжнародному молодіжному конгресі «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, Національний університет «Львівська політехніка», 2-3 березня 2023 р.);
- XVII Всеукраїнській науково-практичній конференції молодих учених і студентів «Екологічна безпека держави» (м. Київ, Національний авіаційний університет, 20 квітня 2023 р.);
- I Всеукраїнській науково-практичній конференції «Комплексне використання ресурсів довкілля» (м. Луцьк, Донецький національний технічний університет, 20 листопада 2023 р.);
- XV та XVI Міжнародних науково-технічних конференціях «Проблеми екології та енергозбереження» (м. Миколаїв, Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова, 25–27 травня 2023 р., 24–26 травня 2025 р.);
- XXIII Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія. Людина. Суспільство» (м. Київ, 7 грудня 2023 р.);
- XVII Міжнародна наукова конференція «Ольвійський форум – 2024: стратегії країн Причорноморського регіону в геополітичному просторі. Проблеми екології: теорія і практика» (м. Миколаїв, Чорноморський національний університет імені Петра Могили, 6–9 червня 2024 р.);
- XIV Міжнародна науково-технічна конференція «Інновації в суднобудуванні та океанотехніці» (м. Миколаїв, Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова, 24–25 жовтня 2024 р.);

- XVI Міжнародна науково-технічна конференція «Проблеми екології та енергозбереження» (м. Миколаїв, Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова, 22–24 травня 2025 р.).

Публікації. На підставі виконаних дисертаційних досліджень оприлюднено загалом 16 наукових публікацій, серед яких: 2 наукові статті у фахових журналах, що входять до міжнародних наукометричних баз (Scopus та Web of Science); 3 статті у виданнях, які визначені МОН України як профільні; 1 стаття оприлюднена у допоміжних наукових виданнях; та 10 доповідей представлено у збірниках матеріалів конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Текст роботи охоплює анотацію, вступну частину, шість основних розділів, підсумки, а також перелік використаних джерел, який налічує 220 позицій. Загальний обсяг праці досягає 216 аркушів. Для візуалізації матеріалу використано 43 рисунки, 19 таблиць.

Подяка. Автор висловлює величезну подяку та вдячність за неоціненну допомогу та підтримку науковому керівнику д.т.н., проф. Трохименко Ганні Григорівні, а також науковим співробітникам Херсонського державного аграрно-економічного університету, Державній установі «Інститут морської біології НАН України», Проєкту ЄС-ПРООН «Європейський Союз задля посилення екологічного моніторингу Чорного моря» (EU4EMBLAS) у підготовці та реалізації процесу моніторингу.

РОЗДІЛ I

ОСОБЛИВОСТІ ГІДРОЕКОСИСТЕМ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я. ТЕХНОЛОГІЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА МОНІТОРИНГ ЯК ІНСТРУМЕНТ ОЦІНКИ ЇХ РЕЗУЛЬТАТИВНОСТІ

1.1. Основні чинники деградації та втрати біорізноманіття в акваторіях регіону

У науковій літературі [44] лимани розглядаються як «екологічні фільтри», що регулюють перенесення поживних речовин, органічної речовини та забруднювачів із водозбірних басейнів у моря. Завдяки цьому вони виконують критично важливі екосистемні функції:

- підтримання нерестових та нагульних угідь риб;
- формування кормової бази для водно-болотних птахів;
- регуляцію біогеохімічних циклів азоту, фосфору та вуглецю;
- стабілізацію прибережних ландшафтів.

Разом із тим, численні дослідження наголошують, що саме лиманні екосистеми є одними з найбільш деградованих у світі. За даними глобальних оцінок, понад 60 % естуарій зазнали істотних змін у гідрологічному режимі, структурі біоценозів або хімічному складі вод унаслідок діяльності людини. Це зумовлює втрату біорізноманіття, спрощення трофічних мереж і зниження екосистемної стійкості.

Зміна клімату розглядається в сучасній науковій літературі як один із найпотужніших чинників трансформації морських та естуарних екосистем. Зростання середньорічних температур води, частіше трапляння надзвичайних погодних подій, зміни у розподілі опадів та піднесення рівня моря прямо ведуть до змін у фізико-хімічних характеристиках середовища, що, своєю чергою, формує умови для життєдіяльності водних мешканців.

Для замкнених естуаріїв особливо критичними є зміни солоності та водного балансу. Коливання цих параметрів можуть спричиняти зсуви у видовому складі, витіснення стенобіонтних видів і домінування еврибіонтних таксонів, що, внаслідок може знижувати загальну екологічну стійкість екосистеми.

Другим за пріоритетністю глобальним викликом є хронічне забруднення прибережних і лиманних вод. Надходження надлишкових кількостей біогенних елементів (азоту й фосфору) з аграрних територій, побутових та промислових стоків стимулює процеси евтрофікації, що супроводжуються «цвітінням» вод, зниженням концентрації розчиненого кисню та формуванням гіпоксичних зон.

Евтрофікація є однією з головних причин втрати біорізноманіття лиманів, яка спричиняє:

- масову загибель донних організмів;
- зміну структури фітопланктону;
- порушення репродуктивних циклів риб.

Наукові огляди [45-47] свідчать, що у поєднанні зі зміною клімату забруднення формує синергетичний ефект, унаслідок якого стійкість екосистем значно знижується. Надмірний вилов риби та інших водних організмів розглядається як окремий глобальний чинник втрати біорізноманіття. Лимани, які традиційно використовуються як нерестовища й місця нагулу молоді, особливо вразливі до інтенсивного промислу. Порушення вікової структури популяцій, скорочення чисельності хижаків і зсуви в трофічних ланцюгах призводять до довготривалих змін екосистемного функціонування. Система контролю якості води передбачає здійснення санітарно-епідеміологічного нагляду за хімічними, мікробіологічними та радіологічними показниками водних джерел, що використовуються для питного водопостачання та рекреаційних цілей. Для забезпечення постійного спостереження за станом водних ресурсів органи водного господарства та підприємства водопостачання проводять регулярний

моніторинг якості води у пунктах водозабору за основними санітарно-хімічними та бактеріологічними показниками.

Основні глобальні та локальні виклики щодо питання збереження біорізноманіття лиманних та морських акваторій зведено до табл. 1.1.

Таблиця 1.1

Основні глобальні та регіональні виклики збереження біорізноманіття морських і лиманних екосистем

Глобальний виклик	Прояв у морських та лиманних екосистемах	Потенційні наслідки для біорізноманіття
Зміна клімату	Підвищення температури води, зміна солоності, підняття рівня моря	Витіснення стенобіонтних видів, порушення репродуктивних циклів
Евтрофікація	Надлишок біогенних елементів (N, P), «цвітіння» вод	Формування гіпоксичних зон, масова загибель бентосу
Антропогенне забруднення	Надходження важких металів, пестицидів, органічних токсикантів	Біоаккумуляція токсикантів, деградація трофічних ланцюгів
Надмірний вилов	Інтенсивне рибальство у прибережних та лиманних зонах	Зміна вікової та видової структури популяцій, зниження продуктивності
Воєнні чинники	Хімічне забруднення (вибухові речовини, ПММ), фізичне руйнування біотопів	Пряма загибель гідробіонтів, втрата критичних середовищ існування, припинення моніторингу

Джерело: складено автором на основі [44-47,50]

Аналіз глобальних та регіональних викликів, наведених у таблиці 1.1, свідчить, що деградація морських і лиманних екосистем має комплексний характер і зумовлена одночасною дією кліматичних змін, антропогенного

забруднення, евтрофікації та надмірної експлуатації біоресурсів. Особливої гостроти цим процесам додають сучасні воєнні чинники, які не лише спричиняють пряму фізичну шкоду біотопам, а й виступають каталізатором для вже існуючих екологічних загроз.

Саме поєднання зазначених деструктивних факторів створює негативний синергетичний ефект, за якого сумарний вплив перевищує просту суму окремих подразників (рис. 1.1).

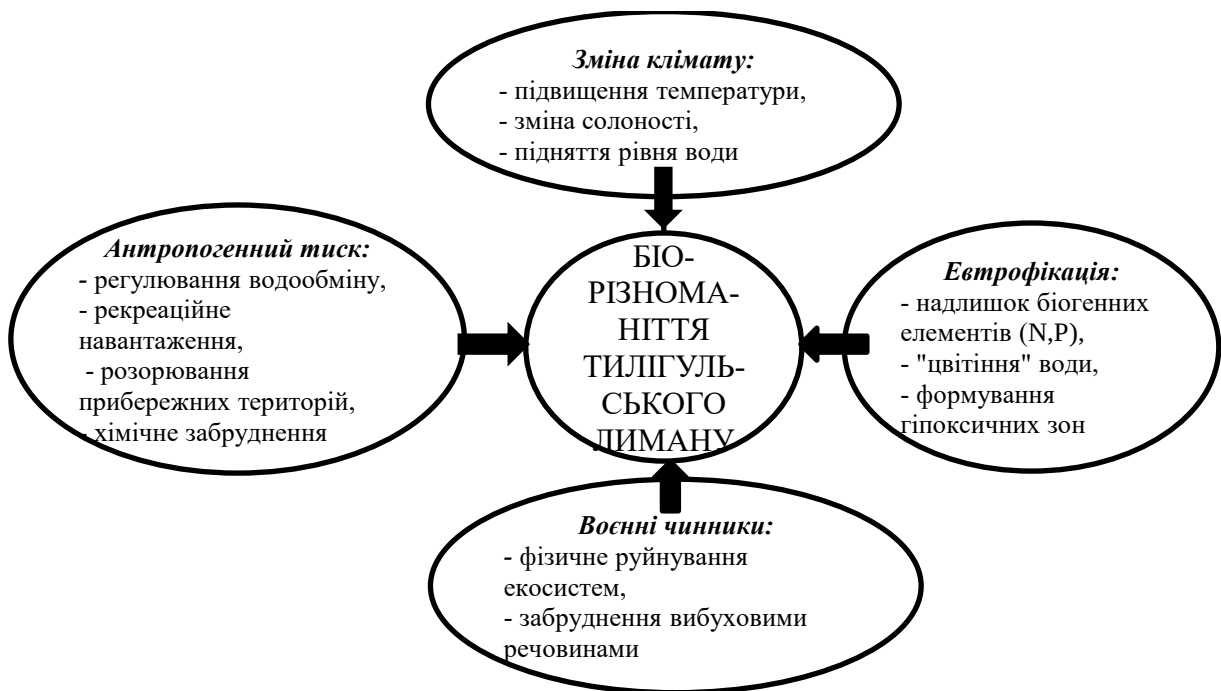


Рис. 1.1 - Взаємодія глобальних та регіональних чинників трансформації екосистеми Тилігульського лиману [44-47, 50]

Розглядаючи механізм реалізації цих загроз на локальному рівні, слід зауважити, що для естуаріїв, як напівзамкнених водних об'єктів, ці процеси є критичними через їх перехідний характер, обмежений водообмін та високу чутливість до порушень гідрологічного режиму. Це призводить до стрімкої трансформації фізико-хімічних параметрів середовища та, як наслідок, запускає каскадні зміни у структурі біоценозів та знижує загальну екосистемну стійкість.

У контексті вищевикладеного, особливої уваги потребує басейн Чорного моря, який є регіоном з підвищеною екологічною вразливістю. Це зумовлено обмеженим водообміном із Світовим океаном, значним

антропогенним навантаженням і складною соціально-економічною історією регіону. Зокрема, у науковій літературі наголошується, що лимани Північно-Західного Причорномор'я виконують роль ключових осередків біорізноманіття, але водночас перебувають під постійним тиском сільського господарства, урбанізації та рекреаційного використання [51].

Варто зауважити, що весь регіон характеризується наявністю таких негативних тенденцій:

- трансформація гідрологічних режимів через регулювання річкового стоку;
- деградація прибережних степових і водно-болотних угідь;
- фрагментація природних біотопів.

На фоні загальної деградації прибережних екосистем, Тилігульський лиман розглядається у працях науковців як один із найбільш цінних природних об'єктів Північно-Західного Причорномор'я. Його унікальність зумовлена поєднанням значної глибини, високої солоності, відносно доброї якості води та наявності різноманітних біотопів - від відкритої акваторії до прибережних степів і солончаків. Літературні джерела свідчать, що лиман є важливим осередком біорізноманіття для [47-50]:

- макрзообентосу, який чутливо реагує на зміни гідрохімічних умов;
- іхтіофауни, що використовує лиман як частину життєвого циклу;
- орнітофауни, зокрема мігруючих і рідкісних видів птахів.

Разом із тим, попри високу природну цінність, у працях останніх років підкреслюється, що екосистема Тилігульського лиману зазнає поступових негативних змін, пов'язаних із порушенням водообміну з морем, коливаннями рівня води, локальним забрудненням і зростанням рекреаційного навантаження. Автори наголошують на необхідності переходу від фрагментарних заходів охорони до інтегрованого екосистемного управління, що враховує природні та соціально-економічні чинники [52].

Детальний аналіз стану об'єкта показує, що Тилігульський лиман як типова напівзамкнена лиманна екосистема зазнає суттєвого зниження

біорізноманіття внаслідок зміни клімату та тривалої антропогенної трансформації. Поєднання природної гідрологічної мінливості з інтенсивним господарським використанням водозбірної площі зумовлює високу вразливість екосистеми до зовнішніх впливів. Першочерговим чинником цієї деградації виступає антропогенний тиск, що проявляється у зміні природного водообміну з морем, розорюванні територій та інтенсифікації аграрного сектору. Регулювання водообміну призводить до нестабільності солонісного режиму, що сприяє заміщенню автохтонних угруповань еврибіонтними формами [48].

Паралельно з порушенням гідрологічного режиму, важливу роль у втраті біорізноманіття відіграють процеси евтрофікації. Посилення трофності вод через надлишок азоту та фосфору призводить до масового розвитку фітопланктону, дефіциту кисню та формування гіпоксичних умов, що є критичним для макрзообентосу та іхтіофауни. Цей вплив посилюється хронічним хімічним забрудненням важкими металами та пестицидами, які, акумулюючись у донних відкладах, створюють довготривалу загрозу для бентосних організмів [49].

Протягом останніх років до переліку вже відомих труднощів постали додаткові впливи через воєнні дії. Війна росії проти України обернулася руйнуванням багатьох природних комплексів. Впливи війни проявляються як безпосередньо (фізична деградація екосистем), так і опосередковано - через зниження результативності заходів, спрямованих на захист довкілля.

На сьогодні через окупацію Кінбурнського півсотрову та небезпеки в багатьох популярних туристичних локаціях (Коблево, Очаків, Рибаківка та ін) популярності набирає туристичний розвиток прибережних територій Тилігульського лиману, що підвищує антропогенний тиск на його екосистему. Це потребує впровадження інтегрованих заходів з моніторингу та адаптивного управління [50]. Зважаючи на вказані чинники, головним індикатором стану екосистеми виступають окремі групи гідробіонтів. Стосовно основних груп біорізноманіття Тилігульського лиману було

сформовано табл. 1.2, де деталізовано значення зообентосу для нормального функціонування екосистеми.

Таблиця 1.2

Основні групи біорізноманіття Тилігульського лиману та їх екологічне значення [50-52]

Група організмів	Характерні представники	Екологічна роль
Фітопланктон	Діатомові, зелені водорості	Первинна продукція, формування трофічної бази
Макрозообентос	Молюски, ракоподібні	Біоіндикація якості води, трофічна функція
Іхтіофауна	Бички, атерина, сарган	Передача енергії між трофічними рівнями
Орнітофауна	Водоплавні та мігруючі птахи	Регуляція чисельності гідробіонтів
Прибережна рослинність	Степові та солончакові види	Стабілізація берегів, середовище існування

Систематизація компонентів біорізноманіття Тилігульського лиману (табл. 1.2) показала, що екосистема характеризується високим рівнем функціональної різноманітності, де кожна група організмів виконує критично важливу екологічну роль - від формування первинної продукції до регуляції чисельності гідробіонтів і підтримання стабільності трофічних ланцюгів.

На рис. 1.2 наведено вплив основних антропогенних чинників на стан екосистеми.



Рис. 1.2 - Основні антропогенні чинники впливу на екосистему Тилігульського лиману

Аналіз антропогенних чинників впливу (рис. 1.2) засвідчує, що найбільшу загрозу для біорізноманіття Тилігульського лиману становлять процеси евтрофікації, рекреаційне навантаження та штучне регулювання водообміну з морем. Їх комбінований вплив призводить до змін солоності, кисневого режиму та структури біоценозів, що, зумовлює зниження екосистемної стійкості лиману та підвищення ризиків деградації його біорізноманіття.

З огляду на вищевикладене, на перший план виходить потреба у налагодженому систематичному моніторингу стану водного середовища, а саме екосистем. Такий підхід дає змогу завчасно помічати небажані трансформації, зважувати обсяги антропогенного тиску й виробляти управлінські рішення, що ґрунтуються на наукових здобутках.

Серед конкретних форм контролю стану вод виділяються процедури спостереження за озерами та штучними водоймами, які проводяться як для наукових досліджень, так і з метою захисту водних угруповань, а також задля дотримання міжнародних угод, які Україна ратифікувала [44].

1.2. Сучасні екологічні технології та методи збереження і відновлення біорізноманіття водних екосистем

Лиманні та прибережні морські екосистеми є екотональними зонами, що формуються на межі прісних та солоних вод. Вони характеризуються високою продуктивністю, але водночас є надзвичайно чутливими до антропогенних факторів, таких як евтрофікація, деградація донних біотопів, обмеження водообміну та втрати цінних видів.

Розглянемо заходи та технологічні рішення з відновлення лиманних та морських систем, які існують на сьогодні.

Біоремедіація та біофільтрація. Біофільтрація є природним процесом очищення води від надлишку біогенних елементів, таких як азот, фосфор та органічні забруднювачі, за рахунок активності організмів-фільтраторів, зокрема мідей та устриць. Ці молюски здатні ефективно фільтрувати великі об'єми води, зменшуючи концентрацію шкідливих речовин та покращуючи прозорість води. Вони виступають як «живі фільтри», які сприяють зниженню ризику розвитку гіпоксичних зон та покращують стан біоценозу [20].

Технологічні рішення:

- Ферми та штучні рифи для устриць і мідій: створення структур, що підтримують природні популяції молюсків для ефективної біофільтрації.
- Біоплато: підводні платформи та решітки, на яких осідають фільтратори, формуючи живі фільтруючі пояси.

Ферми устриць і мідій та штучні рифи є одними з найбільш екологічно ефективних інструментів природної біофільтрації прибережних вод і широко застосовуються для відновлення екологічної рівноваги в акваторіях, що зазнають антропогенного навантаження.

Основою цієї технології є здатність двостулкових молюсків, зокрема представників родів *Ostrea* (устриці) та *Mytilus* (мідії), активно пропускати

через себе великі об'єми води та затримувати у процесі фільтрації частинки органічного та неорганічного походження [21].

Доросла устриця здатна профільтровувати до 100-200 літрів води на добу, видаляючи при цьому фітопланктон, завислі частинки, органічні детрити, бактерії та сполуки азоту і фосфору, які в подальшому акумулюються у тканинах та черепашках молюсків.

Така фільтрація дозволяє не лише зменшити каламутність води та підвищити прозорість, а й стимулює фотосинтетичну активність донної рослинності, покращуючи умови існування підводних екосистем (рис. 1.3). У процесі фільтрації формуються тривимірні структури рифів, що забезпечують нові місця для поселення безхребетних, створюють середовище для нересту риб і сприяють збільшенню біорізноманіття. Крім того, осадження частини біогенних елементів у черепашках та донних відкладах допомагає зменшити надлишкову концентрацію азоту та фосфору у воді, що є ключовим у боротьбі з евтрофікацією прибережних акваторій [23].



Рис. 1.3 – Схема фільтрації джерел живлення за допомогою штучних ферм [21]

Конструктивно ферми та рифи можуть мати різні форми та конфігурації, залежно від гідрологічних умов та цілей проєкту. До

поширених рішень належать довголінійні системи (longline systems), де молюски осідають на канатах або колекторах, підвішених у товщі води; модульні бетонні або вапнякові блоки, що створюють основу штучного рифу та забезпечують міцність конструкції; біосумісні решітки та каркаси, які сприяють природному заселенню молоддю молюсків і формуванню стабільних колоній; а також комбіновані ферми-рифові комплекси, які одночасно поєднують комерційне вирощування молюсків з екологічною функцією біофільтрації (рис. 1.4).

Екологічний ефект від впровадження таких систем багатогранний. Вони сприяють зменшенню концентрації азоту (TN) та фосфору (TP) загального у воді, що запобігає надмірному розмноженню фітопланктону та розвитку «цвітіння» води.

Частина органічної речовини осідає у донні відклади, де її переробляють мікроорганізми, покращуючи структуру донного субстрату. Тривимірні рифи формують середовище для поселення різних видів безхребетних, створюють укриття для риб і місця для нересту, що підвищує загальну стійкість прибережних екосистем до природних та антропогенних стресів [21].



Рис. 1.4 – Приклади конструкцій штучних рифів [22]

Отже, використання ферм устриць і мідій та штучних рифів забезпечує комплексне поєднання біологічного очищення води, відновлення середовища існування морських організмів та підтримки високого рівня біорізноманіття у прибережних зонах. Біоплато являють собою підводні платформи або решітчасті конструкції, які розташовуються в зонах активного водообміну та слугують штучним субстратом для масового осідання фільтраторів, таких як мідії, устриці та баяниси (рис. 1.5). Ці системи створюють умови для формування живих фільтруючих поясів, що значно покращує якість води та екологічний стан прибережних акваторій [23].



Рис. 1.5 – Можливі варіанти побудови біоплато [23]

Принцип функціонування біоплато полягає у тому, що потік води проходить через штучну конструкцію, де молюски, прикріплені до поверхні, активно фільтрують воду, затримуючи фітопланктон, завислі частинки та органічну речовину. Частина органіки осідає у вигляді псевдофекалій, а донні мікроорганізми завершують процес мінералізації, перетворюючи залишки органічної речовини на доступні для рослин та мікроорганізмів форми.

Серед переваг, якими володіють біоплато є простий монтаж та можливість масштабування, мінімальне втручання у природну гідродинаміку, а також формування «екологічних бар'єрів», які зменшують надходження біогенів з річкового стоку. У прибережних акваторіях біоплато сприяють зниженню пікових концентрацій нітратів і фосфатів, зменшують ризик «цвітіння» води та підвищують екологічну стабільність лиманів і лагун, забезпечуючи умови для відновлення місцевих екосистем та підвищення біорізноманіття [24].

Відновлення донних біотопів. Підводні рослинні луки, сформовані видами *Zostera* та *Ruppia*, є критично важливими компонентами прибережних

і лиманних екосистем. Вони стабілізують донні відклади, зменшують ерозію, поглинають надлишок поживних речовин та забезпечують середовище для нересту риб і укриття безхребетних [25]

Підводні луки, сформовані видами *Zostera marina* та *Ruppia maritima*, є ключовими компонентами прибережних та лиманних екосистем і мають ключову роль у зберіганні їхньої структурної та функціональної стабільності. Відповідно до публікації у журналі *Frontiers in Marine Science* (2023) [25], відновлення морських трав є одним із найефективніших інструментів екосистемної ренатуралізації та забезпечує багатофункціональний екологічний вплив.

Основними екологічними функціями підводних луків є стабілізація донних відкладів, поглинання поживних речовин, підвищення біорізноманіття та кліматична функція. Коренева система морських трав формує щільну підземну мережу, що зменшує ресуспензію осади, знижує ерозію при хвильовому навантаженні та сприяє стабільності донного субстрату.

Водні рослини активно засвоюють амоній, нітрати та фосфати, акумулюючи поживні речовини в біомасі та частково депонуючи їх у донних відкладах на тривалий період, що зменшує надлишкове накопичення біогенів у водному середовищі. Підводні луки також створюють середовище для нересту риб, забезпечують укриття для ракоподібних і молюсків, формуючи складні трофічні ланцюги та підвищуючи загальне біорізноманіття прибережних екосистем. Крім того, морські трави виконують кліматичну функцію, забезпечуючи секвестрацію «блакитного вуглецю» та зменшення концентрації CO₂ у водному середовищі [26].

Для відновлення морських трав застосовуються різноманітні технології, включаючи трансплантацію дернин (sod transplantation), висів насіння з використанням біорозкладних фіксаторів, встановлення анкерних модулів для стабілізації молодих рослин, а також комбіновані проєкти, що поєднують біоплато, підводні луки та устричні рифи.

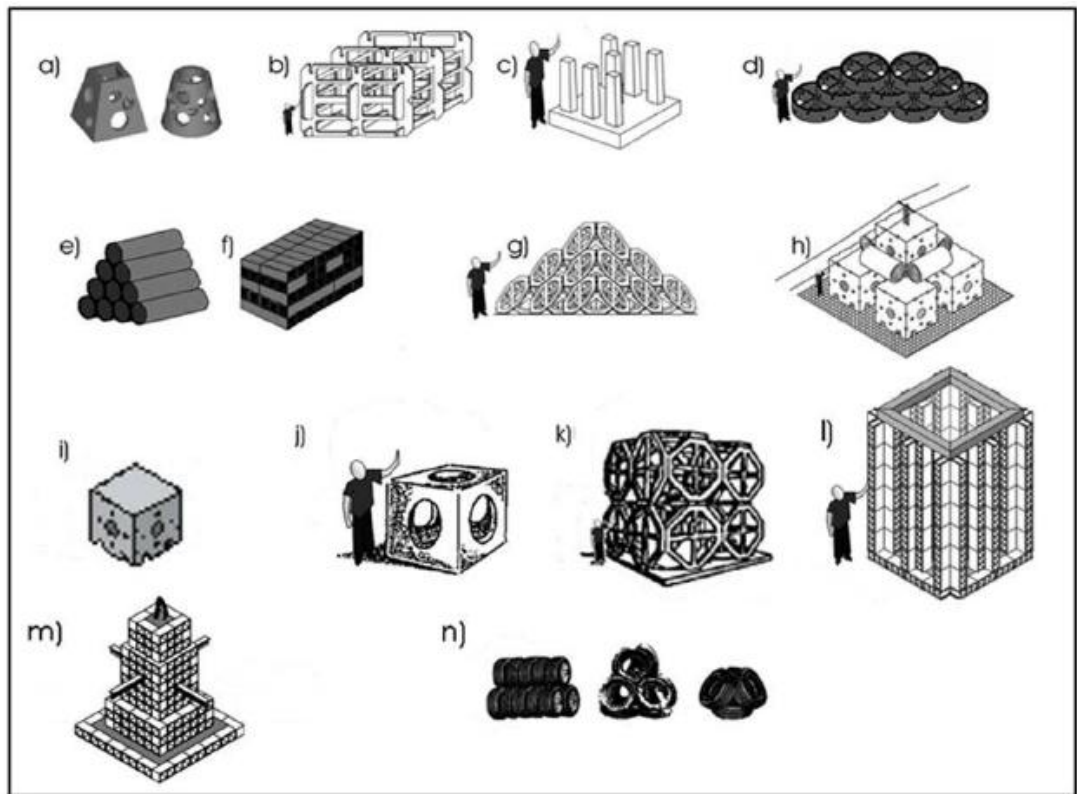
Комплексне поєднання фільтраційних рифів, біоплато та підводних луків створює багаторівневу систему очищення води: молюски видаляють завислі частинки та фітопланктон, морські трави засвоюють розчинені біогени, а донні мікроорганізми завершують мінералізацію органіки.

У результаті значно скорочується концентрація азоту та фосфору у воді, зменшується ризик гіпоксії, стабілізується екосистема та підвищується її стійкість до антропогенного навантаження, що забезпечує відновлення природного функціонування прибережних і лиманних акваторій [27].

Створення штучних рифів. Штучні рифи - це спеціально створені підводні конструкції, мета яких полягає у відтворенні умов природних рифів та відновленні деградованих морських екосистем. Вони формують складну тривимірну структуру середовища, яка сприяє осіданню безхребетних організмів, водоростей та риб, підвищує біорізноманіття та стабілізує трофічні ланцюги в морських біоценозах. Екологічна значущість штучних рифів полягає у відновленні продуктивності рибних угідь, особливо у поєднанні з зонами без вилову риби, що забезпечує безпечне розмноження та зростання популяцій морських організмів. Вирішення проблем деградації морських екосистем через застосування штучних рифів включає кілька технологічних підходів [28]. Один із них - занурення бетонних блоків або спеціальних модульних конструкцій із отворами та платформами, які створюють укриття та нерестові зони для риб, а також поверхні для осідання водоростей і фільтраторів (рис. 1.6).



а



б

Рис. 1.6 – Приклади конструкцій штучних рифів:

а) бетонний модуль штучного рифу з отворами для риб та платформами для водоростей; б) приклади модулів, що використовуються для будівництва штучних рифів у Європі. а) Кіпр; б), с) Франція; d) Німеччина; е), f) Греція; g), h) Італія; і) Польща; j), k) Португалія; l), m) Іспанія; n) Велика Британія [29]

Інший підхід полягає у використанні затоплених кораблів, які утворюють багатошарову та складну структуру, що включає палуби, трюми та мачти, забезпечуючи численні укриття та місця для нересту (рис. 1.7).



Рис. 1.7 - Штучний риф із затопленого корабля, що створює багатошарову структуру для укриття та нересту [29]

Сучасним розвитком технології є High Complexity Artificial Reefs (HCARs) - багатошарові штучні рифи, що поєднують вертикальні стінки, печери, платформи для водоростей і укриття для риб, максимально відтворюючи структуру природного рифу (рис. 1.8-1.9).

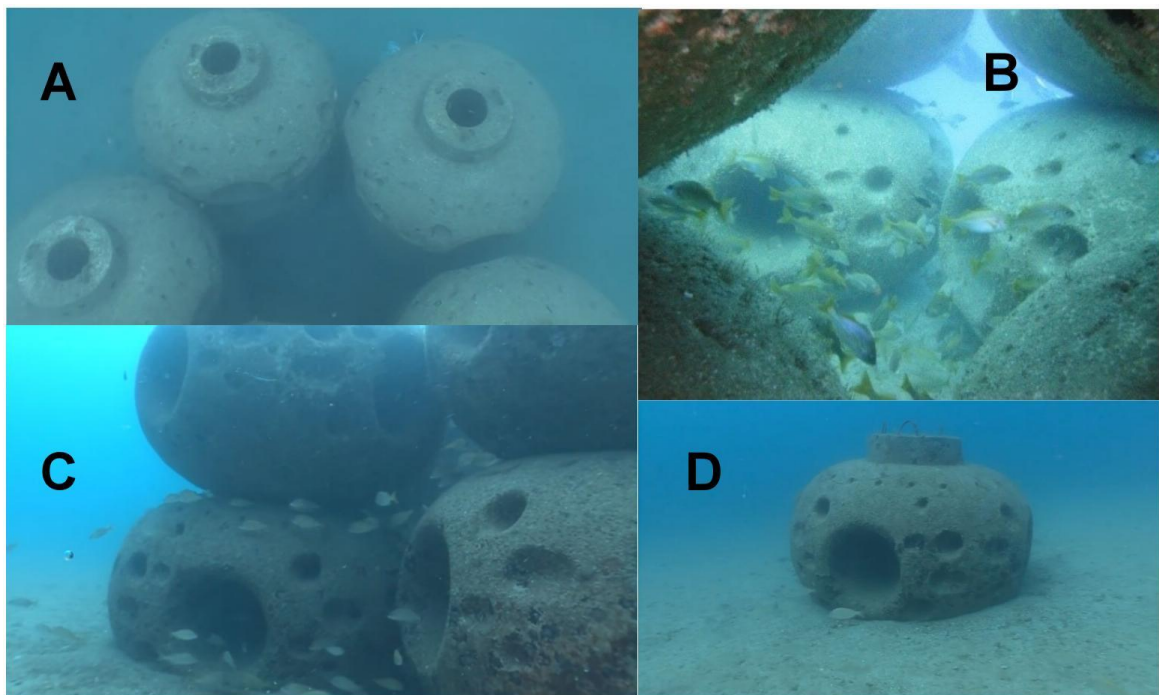


Рис. 1.8 - High Complexity Artificial Reef (HCAR) - багатошарова конструкція із вертикальними стінками, печерами та платформами для водоростей: центральна основна область (А, С); внутрішня центральна основна область (В); окрема HCAR (D) [30]

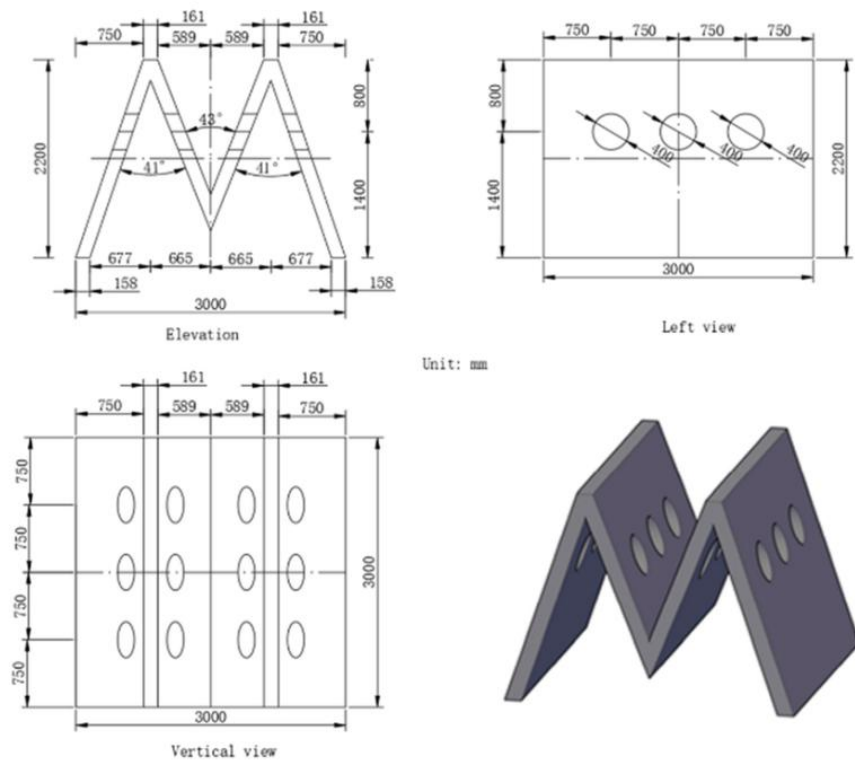


Рис. 1.9 - Три ракурси та схематична діаграма прототипу штучного рифу у формі літери М [30]

Наукові дослідження показують, що HCARs сприяють швидшому осіданню морських організмів, формуванню стабільних екосистем і підвищенню продуктивності рибних угідь [32].

Ефективність штучних рифів значно підвищується за умов правильного розташування у водах із помірною течією, організації зон без вилову риби та регулярного моніторингу стану флори та фауни для адаптації конструкцій.

Внаслідок впровадження штучних рифових конструкцій спостерігається ревіталізація конфігурації морських біосфер, збільшення загальної біопродуктивності та зміцнення сталості морських екосистем. Це має значний позитивний вплив як на підтримання екологічного балансу, так і на стимулювання рибальської галузі та забезпечення берегової лінії проти розмивання [33].

Для візуалізації таких конструкцій рекомендується включати рисунки та схеми, які демонструють бетонні модулі, затоплені кораблі та

багатошарові HCARs із деталізацією укриттів, печер, платформи для водоростей та зон нересту риби.

Відтворення популяцій риби. Відтворення популяцій включає інкубацію, вирощування молоді в господарських умовах та зариблення природних водойм. Цей підхід компенсує втрати через надмірний вилов, деградацію нерестовищ або бар'єри на міграційних шляхах. Важливо враховувати генетичну придатність та місцеву адаптацію випущеної молоді для забезпечення стабільності популяцій [34].

Реінтродукція зниклих видів. Реінтродукція передбачає відновлення видів, що зникли або скоротили чисельність до критичного рівня. Для успішної реінтродукції необхідно:

- визначити референтні місця з придатними екологічними умовами;
- оцінити генетичну різноманітність особин;
- застосовувати стандарти вирощування у неволі;
- контролювати випуск та здійснювати моніторинг [32].

Контроль інвазивних видів. Інвазивні види можуть змінювати структуру та функції екосистем. Для контролю застосовують:

- регулярний моніторинг чутливих зон;
- ерадикацію або контроль на ранніх стадіях вторгнення;
- фізичне видалення та біонагляд;
- впровадження санітарних заходів у портах та на судноплавних шляхах

Інженерно-екологічні заходи. 1. Очищення та аерація водойм

Очищення та аерація водойм є комплексним заходом для відновлення водних екосистем та підтримання їх екологічної стабільності. Процес очищення включає механічне видалення донних відкладень, які накопичуються на дні водойми у вигляді мулу, залишків органічних речовин, опалого листя, а також продуктів життєдіяльності водних організмів [31].

Ці відкладення часто містять токсичні компоненти, важкі метали та надлишок поживних речовин, що спричиняють евтрофікацію та цвітіння води (рис. 1.10).

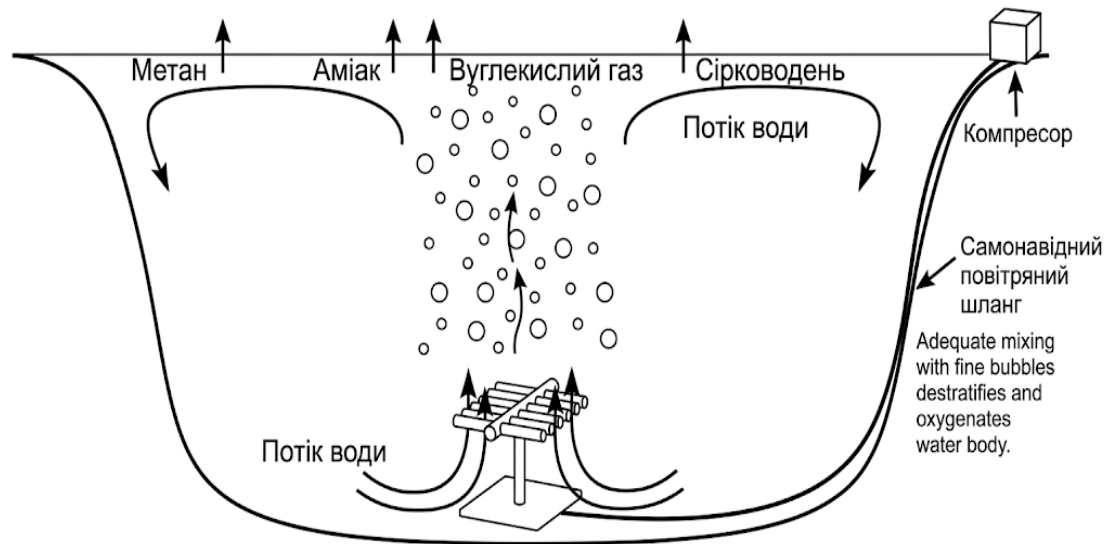


Рис. 1.10 - Схема процесу аерації водойми [34]

Після видалення донних відкладень застосовується аерація, яка полягає у насиченні води киснем за допомогою фонтанів, повітряних компресорів або спеціальних аераційних систем.

Аерація підвищує концентрацію розчиненого кисню, що сприяє нормальній життєдіяльності риб та інших гідробіонтів, активізує процеси мікробіологічного розкладу органічних речовин та зменшує концентрацію токсичних газів (зокрема, сірководню та аміаку) у донних шарах [34].

Для підвищення ефективності очищення використовуються селективні методи видалення забруднювачів, зокрема сорбційні матеріали, спеціальні флотаційні системи або біологічні фільтри, які утримують або перетворюють токсичні компоненти на менш небезпечні форми. Поєднання цих технологій дозволяє знизити ризик розвитку масового цвітіння водоростей, відновити природний біоценоз та підтримати стійкість водної екосистеми [35].

2. Відновлення водообміну. Відновлення природного водообміну між лиманами та морем є ключовим заходом для відновлення та підтримання стабільної гідродинамічної та екологічної рівноваги прибережних екосистем.

Це забезпечує низку важливих екологічних функцій: баланс солоності, що визначає фізико-хімічний стан води та її придатність для гідробіонтів; відновлення міграційних шляхів риб та інших морських організмів, що зумовлює стабільність популяцій та рибогосподарську продуктивність; а також нормалізацію циклів обміну поживними речовинами, завдяки активному перенесенню солоної та прісної води, що суттєво впливає на біологічні процеси в прибережних зонах (відповідно до сучасних гідродинамічних досліджень) [36].

Ключовою метою відновлення водообміну є поліпшення гідродинамічних характеристик лиманів через відновлення природних або створення штучних каналів, шлюзів та гребель, що дозволяє покращити потоки прісної та морської води.

На практиці це включає розчистку природних проток, реконструкцію порушених шляхів обміну з морем або створення нових гідротехнічних споруд, що відновлюють водний контакт між водоймами (як показують приклади відновлення лиманів із реконструкцією входів).

Після тривалого закриття або замулення природних проток між лиманами й морем гідрологічні режими змінюються, що призводить до застою води, підвищення солоності, гіпоксії і втрати біорізноманіття гідрофауни та фауни.

Зокрема, відновлення протоки між Тузлівськими лиманами та Чорним морем у 2023-2024 роках сприяло відновленню міграційних шляхів кефалевих риб, покращенню заселення водойми гідробіонтами та поверненню водоплавних птахів - це демонструє прямий зв'язок між водообміном і екосистемними функціями.

Наукові дослідження в прибережних лиманах і лагунах показують, що підвищення гідродинамічної взаємодії між водоймами та морем полегшує

обмін водою і регулювання солоності, що підвищує водну якість, сприяє циркуляції кисню та зменшенню гіпоксичних зон, що життєво необхідно для нормального існування іхтіофауни та інших біотичних компонентів екосистеми [37].

Для досягнення сталого результату ефективне управління відновленням включає не лише реконструкцію каналів, але й інтеграцію природо-підтримуваних рішень, таких як відновлення водно-болотних угідь, природних гребель чи штучних бар'єрів, що можуть підтримувати природний гідрорежим, разом з менеджментом біорізноманіття та соціально-економічними аспектами управління земельними і водними ресурсами.

Використання сучасних технологій моніторингу (таких як дистанційного зондування, гідродинамічних моделей, автоматизованих гідрологічних станцій) дозволяє оцінювати ефективність цих заходів і оперативно коригувати стратегію відновлення у режимі реального часу, що є важливим підходом для адаптації до змін кліматичних та антропогенних умов [38].

Таким чином, відновлення водообміну між лиманами та морем є складним мультидисциплінарним процесом, що поєднує гідрологію, екологію, гідротехніку та соціально-економічні стратегії, і має вирішальне значення для підтримання екологічної стійкості та продуктивності прибережних екосистем.

Вищеперелічені методи та заходи систематизовано в табл. 1.3.

Таким чином, комплексне відновлення лиманних та морських екосистем потребує синтезу біологічних, інженерних та екологічних рішень. Біоремедіація, відновлення донних біотопів, створення штучних рифів, відтворення популяцій, контроль інвазивних видів та інженерні заходи з водообміну є ключовими елементами стратегії.

Таблиця 1.3

Основні методи відновлення екосистем [29-38]

Метод	Опис	Ціль	Приклади
1	2	3	4
Біологічні методи			
Біоремедіація (фільтратори)	Використання устриць, мідій, біоплато для очищення води	Зниження азоту і фосфору, покращення прозорості води	Ферми устриць у прибережних зонах, біоплато на рифах
Відновлення донних біотопів	Посів або трансплантація <i>Zostera</i> , <i>Ruppia</i>	Стабілізація донних відкладів, створення середовища для нересту риб	Трансплантація дернин, використання штучних матів
Створення штучних рифів	Занурення структур на дно для імітації рифів	Підвищення складності біотопу, підтримка рибних популяцій	Бетонні блоки, корабельні залишки, HCAR-модулі
Відтворення популяцій риб	Інкубація та зариблення	Відновлення чисельності риб	Зариблення молоді осетрових та інших цінних видів
Реінтродукція видів	Випуск зниклих або скорочених видів	Відновлення біорізноманіття	Відновлення устриць, молюсків, водних рослин
Контроль інвазивних видів	Моніторинг, видалення, санітарні заходи	Збереження місцевої фауни	Видалення агресивних водоростей, хижих риб
Інженерно-технічні методи			
Очищення донних відкладень	Процес очищення донних відкладень базується на механічному, гідродинамічному або комбінованому видаленні мулу з подальшою його утилізацією або стабілізацією	Видалення токсичних компонентів та органічних накопичень	Механічне видалення, флокуляція, локальна дегазація

Продовження таблиці 1.3

1	2	3	4
Аерація водойм	Процес аерації полягає у створенні інтенсивного руху води та контакту її поверхні з атмосферним повітрям.	Підвищення концентрації кисню, запобігання гіпоксії	Понтонні аератори, вертикальні або глибоководні аератори
Відновлення водообміну	Спрямований на відновлення природних гідрологічних процесів між водоймами (лимани, затоки) та морем	Нормалізація солоності, міграційних шляхів риб	Реконструкція каналів, створення контрольованих шлюзів, розчищення природних проток

Інтеграція зазначених у табл. 1.3 підходів дозволяє підвищити стійкість екосистем до антропогенних та кліматичних стресів.

1.3. Екологічний моніторинг як система оцінювання та прогнозування змін при впровадженні технологій відновлення біорізноманіття

Моніторинг довкілля - інформаційна система для фіксації, оцінки та передбачення змін у природному середовищі відіграє ключову роль у збереженні біорізноманіття, зокрема, лиманних та морських акваторій, яка розроблена з метою виявлення внеску людської діяльності у ці зміни на тлі природних процесів [1 - 3]. Розрізняють три види моніторингу довкілля: загальний, кризовий (надзвичайний) та фоновий.

Загальний моніторинг довкілля - це система спостережень за станом навколишнього середовища, яка передбачає таку кількість і розміщення пунктів, параметрів та частоту вимірювань, що є достатніми для оцінки й

прогнозування ситуації, а також для підтримки прийняття рішень на всіх рівнях як відомчої, так і загальнодержавної екологічної політики.

Кризовий екологічний моніторинг пов'язаний з виникненням надзвичайних ситуацій та прийняттям оперативних рішень з ліквідації їх наслідків, пошуків причин виникнення таких ситуацій [4].

Фоновий моніторинг довкілля проводиться з метою дослідження стану довкілля за межами антропогенного впливу з визначенням фонових забруднень, що дозволяє в подальшому оцінювати наслідки антропогенного впливу, порівнюючи дані з фоновими [5].

В Україні спостереження за станом природних екосистем здійснюється низкою установ, в рамках яких реалізуються відповідні завдання, рівні та складові підсистеми моніторингу. Зокрема, в українській системі моніторингу виділяють три рівні моніторингу довкілля: глобальний, регіональний та локальний [5].

Завдання моніторингу, методологічні підходи та практики відрізняються на кожному рівні [6]. Будь-яка господарська діяльність, що здійснюється на регіональному рівні, впливає на місцевий контекст і змінює рівноважний стан біотичних та абіотичних компонентів. Зокрема, стан рослинності, особливо в лісах, має значний вплив на місцеві кліматичні умови.

Основні напрямки глобального моніторингу визначають в результаті співробітництва в рамках різних міжнародних організацій, угод (конвенцій) і декларацій. До глобального екологічного моніторингу входять 7 основних напрямків [7,8]:

1. Організація і розширення систем оповіщення про загрози життю та здоров'ю людини.
2. Оцінювання світового забруднення атмосфери та його вплив на клімат.
3. Оцінювання обсягів та розподілення забруднень у екологічних системах, особливо у харчових ланках.

4. Оцінка нагальних проблем, що можуть виникнути або виникають у результаті сільськогосподарської діяльності і землекористування.

5. Оцінка реакцій глобальної екосистеми на дію довкілля.

6. Оцінка забруднення морського середовища та впливу забруднень на морську флору та фауну.

7. Створення досконалої системи попереджень про стихійні лиха у міжнародному масштабі.

Державна система нагляду за станом довкілля зобов'язана надавати як секторальну, так і загальну експертизу, а також здійснювати моделювання оточуючого середовища, біотичних компонентів та умов життєдіяльності людства. Вона має готувати релевантні пропозиції для впровадження дієвих суспільно-економічних та екологічних рішень на усіх управлінських щаблях, сприяти вдосконаленню чинної законодавчої бази у природоохоронній сфері, а також забезпечувати виконання Україною своїх зобов'язань у рамках міжнародних домовленостей. По суті, це повинна бути єдина інформаційна платформа, призначена для акумулювання, зберігання та аналізу екологічних даних задля реалізації міжнародних зобов'язань України [9].

Основи функціонування загальнонаціональної системи екологічного моніторингу полягають у дотриманні таких положень:

- ретельний моніторинг змін у природному середовищі та техногенних об'єктах, що здійснюють вплив на довкілля або класифікуються як екологічно вразливі.

- оперативне збирання та опрацювання отриманої інформації спостережень як на рівні відомств, так і на загальнодержавному (місцевому, регіональному та національному) масштабах.

- інтегроване застосування екологічних даних, що надходять до системи від профільних служб моніторингу довкілля та інших джерел.

- забезпечення неупередженості як вихідної, так і підсумкової (аналітичної) та передбачувальної екологічної інформації; синхронізація правових засад, організаційних порядків та методик екологічного

моніторингу, який проводять міністерства України, з іншими релевантними функціями центральних органів виконавчої влади.

– взаємосумісність апаратних, інформаційних та програмних елементів; швидкість доведення екологічних відомостей до органів виконавчої влади, інших зацікавлених інстанцій, підприємств, установ та організацій.

– відкритий доступ до екологічної інформації для громадян України та світової спільноти [10 - 12].

Головні завдання, які мусить реалізувати національна система моніторингу довкілля, такі:

1) Зробити інформаційні моделі значно ближчими до фактичного стану навколишнього природного середовища.

2) Покращити швидкість реагування та точність первинних відомостей, застосовуючи новітні підходи на усій вертикалі виконавчої влади та органів місцевого самоврядування.

3) Підвищити ефективність інформаційного забезпечення екологічного моніторингу шляхом організації мережевого доступу до інтегрованих баз екологічних даних.

4) Забезпечити комплексний аналіз та використання наявних даних для ухвалення необхідних рішень [13, 15, 16].

Методологічні та правові основи організації та функціонування державної системи моніторингу водного середовища

До найважливіших методів дослідження екологічних проблем належать статистичні, картографічні, кліматологічні, порівняльно-географічні, лабораторні та хімічні методи. Найбільш перспективним і необхідним методом дослідження є метод польових досліджень. Це означає, що всі деградаційні процеси картографуються в плані безпосередньо на досліджуваній території. Цей метод дозволяє детально охарактеризувати, картографувати та описати деградацію всіх компонентів ландшафту (ерозія, дефляція, зовнішні пошкодження рослинності, ґрунтового покриву, забруднення поверхневих вод тощо) [26,57-59].

В умовах сучасного управління водними ресурсами, ключовим моментом є приведення національних систем моніторингу у відповідність до європейських стандартів.

У країнах Європейського Союзу моніторинг вод регламентується інтегрованими директивами, зокрема Водною рамковою директивою 2000/60/ЄС (Water Framework Directive) та Директивою 2008/56/ЄС щодо морської стратегії (Marine Strategy Framework Directive). Водна рамкова директива 2000/60/ЄС встановлює правові засади досягнення «доброго екологічного стану» водних об'єктів ЄС та передбачає інтегрований підхід до оцінки якості води, управління забрудненням, зменшення антропогенного навантаження і розроблення планів управління на основі екологічної оцінки. Особливістю директиви є врахування взаємозв'язку річкових басейнів і прибережних зон, систематизація моніторингових даних та використання показників, що враховують як природні, так і антропогенні чинники [58]. Директива 2008/56/ЄС визначає правові засади охорони морських екосистем і досягнення «доброго екологічного стану» морських вод. Вона передбачає:

- комплексну оцінку фізико-хімічних, біологічних і гідроморфологічних показників морських вод,
- раннє виявлення джерел забруднення, розробку стратегій управління морським середовищем на національному рівні,
- інтеграцію з іншими директивами ЄС.

Директива забезпечує прозорість та громадську доступність даних моніторингу, що підвищує ефективність управління біорізноманіттям [59].

У порівнянні з українською системою, яка має фрагментарний характер та розпорошення функцій між різними відомствами, європейські директиви забезпечують комплексний інтегрований підхід до моніторингу та управління водними ресурсами. ЄС акцентує увагу на прогнозуванні стану екосистем, оцінці ефективності заходів із збереження біорізноманіття та прозорості даних для державних органів і громадськості. Українська

практика потребує подальшої інтеграції та адаптації до цих стандартів для підвищення ефективності державного моніторингу вод і збереження екосистем Північного Причорномор'я [60, 61].

Ключову роль на сьогодні у методах та засобах екологічного моніторингу відіграють методи дистанційного зондування землі.

Дистанційне зондування є ключовим компонентом сучасних систем моніторингу, що дозволяє забезпечити просторово-часову цілісну оцінку змін у стані екосистеми. Супутникові сенсори (Sentinel-2, Landsat, MODIS тощо) використовуються для оцінки:

- показників якості води (хлорофілу-а, концентрацій завислих частинок тощо);
- змін у рослинності і покритті прибережних зон;
- евтрофікаційних явищ (зокрема, цвітіння води) [66].

Дистанційне зондування є важливим елементом сучасних систем спостереження за морськими та лиманними екосистемами та забезпечує отримання просторово-часової інформації про стан обширних територій та дозволяє в реальному часі відстежувати зміни в екологічних параметрах. Супутникові системи, такі як Sentinel-2, Landsat, MODIS та інші, надають високоточні спектральні та просторові дані, що використовуються для аналізу якості води, стану підводної рослинності, продуктивності фітопланктону та моніторингу евтрофікаційних процесів.

Цей метод дозволяє вимірювати критично важливі показники, зокрема вміст хлорофілу а, концентрацію завислих речовин, прозорість води, температуру поверхневих шарів тощо. Також із використанням вегетаційних індексів, як-от NDVI, EVI та SAVI, альгоіндекс здійснюється моніторинг стану рослинності прибережних зон, підводних луків та змін у донних біотопах.

Завдяки дистанційному зондуванню стає можливим оперативно виявляти екологічні проблеми чи ризики на зразок цвітіння водоростей, ерозії берегової лінії чи поширення інвазивних видів, що важко виявити

лише при локальних польових дослідженнях. Суттєвою перевагою дистанційного зондування є інтеграція даних із різною роздільною здатністю та спектральним діапазоном. Це дозволяє проводити багаторівневий аналіз стану екосистем у тривалому часовому аспекті [67].

Дані зі супутників поєднуються з результатами польових спостережень, даними автоматизованих сенсорів і лабораторними дослідженнями для створення карт змін, моделей і прогнозів розвитку екосистем. Вони також дозволяють оптимізувати управління прибережними й лиманними територіями [68].

Таким чином, дистанційне зондування є незамінним інструментом сучасного моніторингу екосистем. Воно забезпечує високу просторову й часову деталізацію даних, охоплює значні території та сприяє тривалому спостереженню за природними й антропогенними змінами. Це не лише дозволяє краще розуміти стан середовища, але й ефективніше впроваджувати заходи з його збереження та відновлення, що робить цей метод ключовим компонентом інтегрованого управління екосистемами [69].

ГІС використовуються для інтеграції даних різних джерел (польових, дистанційних, лабораторних) з метою побудови просторових карт змін, аналізу тенденцій, прогнозування наслідків та оптимізації управлінських рішень. Наприклад, серійні карти показників хлорофілу-а чи прозорості води дозволяють відстежувати динаміку відновлення екосистем у часі.

Завдяки ГІС можлива комплексна оцінка стану екосистем через просторовий аналіз і картографування, що охоплює поширення макрофітів, донних біотопів, зон евтрофікації та гіпоксії, динаміку популяцій риб і безхребетних у часі й просторі, а також визначення критичних зон впливу антропогенних факторів, таких як забруднення, риболовля чи зміни водного режиму.

Крім того, ГІС широко застосовуються у прогнозному моделюванні. Це включає оцінку динаміки водообміну між лиманом і морем, моделювання поширення забруднювачів, зміни біогеохімічних процесів, а також

прогнозування розвитку первинної продуктивності та росту макрофітів в умовах змінного середовища [74, 75].

Ефективне управління відновленням екосистем неможливе без системи моніторингу, яка є основою оцінки ефективності природоохоронних заходів. Інтегрована система включає польові спостереження, дистанційне зондування (remote sensing), автоматизовані станції та геоінформаційні системи. Польовий моніторинг передбачає безпосереднє вимірювання хімічних показників води (розчинений кисень, азот, фосфор, рН, COD, TSS), фізичних параметрів (прозорість, температура, швидкість течії), біологічних індикаторів (структура гідробіонтів, видове різноманіття, біомаса макрофітів) та функціональних процесів (продуктивність первинної виробничості, частота цвітіння води, динаміка популяцій) [83].

Висновки до розділу 1

Аналіз наукових публікацій дозволив сформулювати цілісне уявлення про функціонування морських і лиманних екосистем та ідентифікацію ключових викликів зменшення біорізноманіття. Встановлено, що Тилігульський лиман є однією з найбільш уразливих систем через поєднання природної мінливості та інтенсивного антропогенного впливу, який посилюється в воєнний період.

Глобальні чинники, насамперед зміна клімату, змінюють гідрологічний, температурний та сольовий режими лиману, що безпосередньо впливає на структуру біоценозів. Регіональні чинники, такі як евтрофікація, забруднення з берегу та необхідність штучного керування водообміном з морем формують додаткові антропогенні впливи, які значно підсилюють вплив сучасних глобальних процесів зміни клімату на стійкість водної екосистеми.

Ефективне управління такими системами неможливе без сучасної системи екологічного моніторингу водного середовища з застосуванням дистанційних засобів та враховуючи регіональні аспекти.

Аналіз структурних елементів біорізноманіття Тилігульського лиману підтверджує складну багатопланову трофічну побудову системи. Навіть незначні зсуви на нижчих рівнях (фіто- та зоопланктон, макробоїотос) провокують ланцюгові порушення функціонування всієї екосистеми. Це доводить вирішальну роль первинної продукції та донних угруповань у стабільності напівзамкнених водойм.

Особливу роль лимани відіграють як екологічні буфери між суходолом і морем. Їх деградація зумовлює не лише локальні втрати, а й регіональні наслідки, а саме погіршення якості морських вод, зниження рибопродуктивності та руйнування міграційних шляхів птахів.

Збереження біорізноманіття Тилігульського лиману потребує впровадження інтегрованого екосистемного підходу, що поєднує регулювання навантаження, відновлення гідрологічних процесів та

адаптацію до кліматичних змін. Викладені положення формують наукове підґрунття для подальшого вибору індикаторів екологічного стану, визначення їх порогових значень та розробки методології ідентифікації змін за ними, що будуть деталізовані у наступних розділах роботи.

Результати досліджень даного розділу наведено в таких публікаціях:

1. Тимченко І.В., Грубий М.В. Аналіз впливу рекреаційної діяльності на екологічний стан прибережної території Тилігульського лиману. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: матеріали VII Міжнародного конгресу, 12-14 жовтня 2022. Львів: С.139.
2. Тимченко І.В., Грубий М.В. Екологічний моніторинг морських та лиманних акваторій Північного Причорномор'я в межах Миколаївської області. *Інновації в суднобудуванні та океанотехніці*: матеріали XIII Міжн. наук.-техн. конф., 27-28 жовтня 2022р. Миколаїв: НУК, 2022. С. 276-278.
3. Грубий М.В., Трохименко Г.Г. Аналіз необхідності дослідження динаміки солоності Тилігульського лиману. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: матеріали VIII Міжнародного молодіжного конгресу, 2-3.03 2023 Львів: Львівська Політехніка, 2023.С. 27.
4. Трохименко Г. Г., Грубий М. В. Антропогенний вплив туристичної діяльності на екосистеми вздовж Тилігульського лиману. *Екологічна безпека держави*: тези доповідей XVII Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених і студентів, м. Київ, 20 квітня 2023 р. Київ: НАУ, 2023. - 88 с.
5. Тимченко І.В., Трохименко Г.Г., Грубий М.В. Супутниковий моніторинг стану лиманних акваторій Миколаївської області після підриву Каховської ГЕС. Матеріали I Всеукр. науково-практ. конф. «Комплексне використання ресурсів довкілля», (Луцьк, 20 листопада 2023 р.) / Держ. вищ. навч. заклад «Донецький національний технічний університет». - Луцьк : ДВНЗ «ДонНТУ», 2023. - С.118.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Гідроекосистема Тилігульського лиману та її гідрогеографічні особливості. Аналіз перспективних ділянок для встановлення рифів

Північне Причорномор'я охоплює прибережно-приморську смугу Чорного моря, численні притоки й напівзамкнені водойми, лимани, які утворилися в результаті поєднання річкових долин, хвильового переносу наносів і коливань рівня моря в голоцені. Серед них Тилігульський лиман є одним із найбільш екологічно важливих лиманів України: він тягнеться приблизно 52 км уздовж узбережжя, має ширину від 0,2 до 5,4 км і переважаючи глибини приблизно 10-16 м, максимальна глибина сягає 22,2 м [61].

Геоморфологічно Тилігульський лиман сформований як узбережне розширення долини річки Тилігул у поєднанні з відкладанням піщаних наносів та формуванням піщаних пересипів, що відокремили озеро від відкритого моря. Така будова є характерною для напівзамкнених лиманів Північного Причорномор'я і створює специфічний фізичний простір із чітко вираженим переходом від прісноводних до солоноватих умов у глибших шарах водної товщі.

У регіональному контексті басейн Тилігульського лиману включає широкі степові водозбори, що формують мережу малих річок і балок, які протікають через чорноземні й солончакові ландшафти. Ці річкові системи є джерелами прісної води в лиман, що суттєво впливає на його гідрологічний режим, солоність і сезонні зміни гідрохімічних параметрів. Незважаючи на значну роль річкового стоку, у літній період через випаровування солоність вод Тилігульського лиману може бути вищою, ніж у прилеглих районах Чорного моря, що відображає домінування процесів вертикального водного балансу в межах водойми [61].

Гідрологічні умови регіону є результатом складної взаємодії континентального стоку, вітрового хвилювання та обміну водними масами з Чорним морем через штучні та природні канали. Дослідження гідроекологічних моделей показують, що регульований водообмін між лиманом і морем може зменшувати концентрацію органічної речовини та продукцію фітопланктону, що безпосередньо впливає на трофічний статус екосистеми, а отже й на біорізноманіття [61].

Ландшафтно-рослинні комплекси заповідної території регіонального ландшафтного парку «Тилігульський» включають водні рослини, очеретяні зарості, солончакові види та степову рослинність, які чітко віддзеркалюють градацію гідрологічних умов і вплив солоності на біоту. Цей розмаїтий набір ландшафтів забезпечує середовища існування для численної орнітофауни, амфібій, рептилій, ссавців та риб, підкреслюючи високий екологічний потенціал лиману як частини Північного Причорномор'я.

Сучасні картографічні та геоморфологічні дослідження також засвідчують довготривалі зміни площ прибережних озер та пересипів Тилігульського лиману під впливом природних і антропогенних чинників, що свідчить про динамічний характер ландшафтної системи регіону.

Таким чином, фізико-географічні умови Північного Причорномор'я та їх локальна реалізація на прикладі Тилігульського лиману створюють складний гідрологічний, геоморфологічний і екологічний простір, у якому взаємодіють річищні, морські та атмосферні процеси, що визначають функціонування і стан біорізноманіття цих природних комплексів.

Тилігульський лиман (рис. 2.1) географічно знаходиться у межах українського Причорномор'я, у північно-західній його частині, за сорок кілометрів від Одеси, на розмежуванні території Одеської та Миколаївської областей (координати: $46^{\circ} 39,3'$ - $47^{\circ} 05,3'$ широти північної, $30^{\circ} 57,3'$ - $31^{\circ} 12,7'$ довготи східної). Тилігульський лиман є затопленою морем річковою долиною, що колись належала річці Тилігул. Його видовження орієнтоване майже меридіонально, а саме, від північного заходу до

південного сходу. Коли рівень води у ньому встановлюється на позначці мінус 0,4 мБС (за Балтійською системою висот і глибин), площа водної поверхні становить 129 мільйонів квадратних метрів, а загальний об'єм води оцінюється у 693 мільйони кубічних метрів.

Південна та середня секції лиману утворюють западини з переважною глибиною від 10 до 16 метрів. Ці ділянки розділені підводним підвищенням (мілководдям), яке є продовженням Чілової Коси (див. рис. 1.2). Найбільша глибина, 22,2 м, зафіксована у південній частині лиману. Натомість, північна частина, куди впадає річка Тилігул, є мілководною, з глибинами, що не перевищують 4 метрів. Від моря лиман відокремлений природною косою шириною приблизно 3,5 км та довжиною 6,6 км.

На рис. 2.1 - 2.2 наведено географічне розташування та батиметрична карта Тилігульського лиману [95,98].

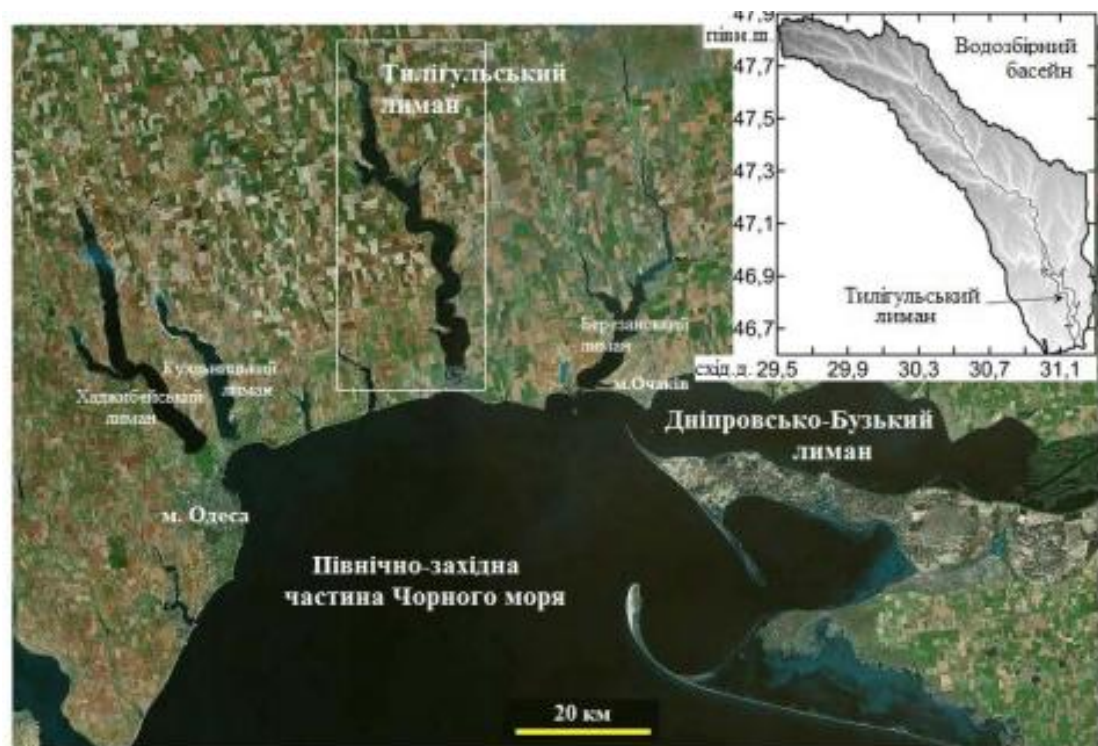


Рис. 2.1 – Географічне розташування Тилігульського лиману та його водозбірного басейну

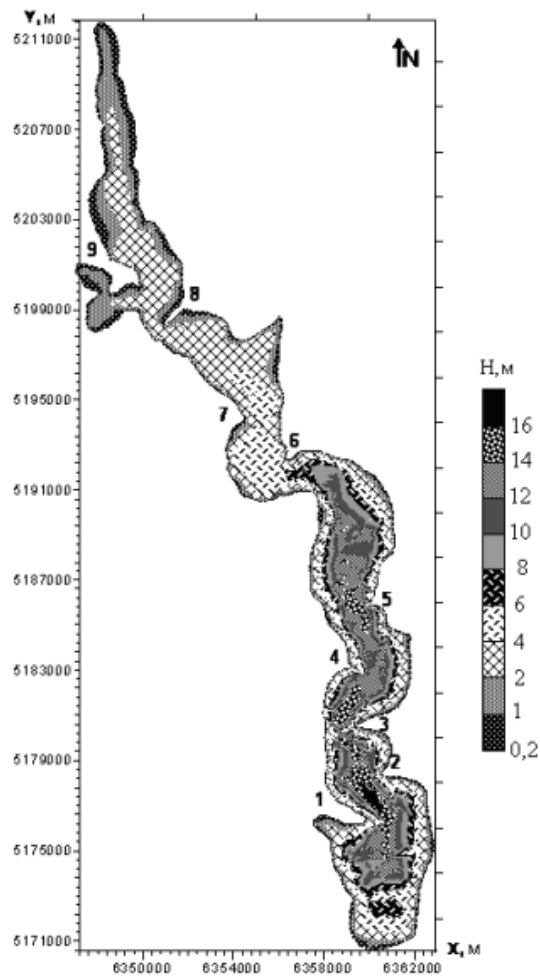


Рис. 2.2 – Батиметрична карта Тилігульського лиману (ізогали в метрах) при відмітці рівня води мінус 0,4 мБС. Система горизонтальних координат WGS-84 [95]:

Позначки: 1 - Любопільська коса, 2 - Червоноукраїнська коса, 3 - Чілова коса, 4 - Ранжева коса, 5 - Анатолівська коса, 6 - Кордонська коса, 7 - Широкинська коса, 8 - Калинівська коса, 9 - Стрілка коса.

В 1995 році для охорони біорізноманіття Тилігульського лиману та його околиць створено регіональний ландшафтний парк «Тилігульський» на території Миколаївської та в 1997 році - Одеської областей. Через зменшення водообміну та притоки річковою води до Тилігульського лиману його стан значно погіршився, солоність місцями досягала 30 ‰ та відзначались значні обсяги випаровування [98]. Через це було прийнято рішення про відновлення каналу з'єднання лиману з Чорним морем.

Фізико-географічні та гідрологічні особливості Тилігульського лиману наведено в табл. 2.1. Басейн лиману включає широкі степові водозбори, що формують мережу малих річок і балок, які забезпечують приплив прісної води і регулюють сезонні коливання солоності та гідрохімічних умов [61].

Таблиця 2.1

**Ландшафтно-геоморфологічні та гідрологічні характеристики
Тилігульського лиману**

Параметр	Опис / Значення
Тип водойми	Напівзамкнений лиман
Довжина	52 км
Ширина	до 5,4 км
Максимальна глибина	20-22,2 м
Середня площа водної поверхні	~129 млн. м ²
Основна річка-постачальник прісної води	Тилігул
Солоність води	12-42 ‰ (залежно від сезону)
Тип дна	Супіски, піски, мули
Берегова лінія	Піщані коси, пересипи, низинні береги
Основні рослинні комплекси	Очеретяні зарості, водні макрофіти, солончакові види, степова рослинність
Основні гідрологічні процеси	Прісноводний стік, морський обмін через штучні та природні канали, випаровування
Вплив антропогенних факторів	Регульований водообмін, рекреація, сільськогосподарський стік

Історичні дані про іхтіофауну Тилігульського лиману свідчать про зміну видового складу риб за останні десятиліття (табл. 2.2).

Таблиця 2.2

**Динаміка видової чисельності біорізноманіття Тилігульського
лиману (1970-2025) [75-83]**

Період	Загальна кількість видів		Прісноводні види		Морські/евригалінні види		Джерело
Динаміка чисельності іхтіофауни							
1970-1980	28		15		13		Zaitsev, 2010
1990-2000	23		9		14		Murkalov & Stoian, 2021
2010-2020	19		5		14		Varigin, 2023
2021-2025	17		3		14		DARG дані, 2024-2025
Динаміка біомаси зоопланктону Тилігульського лиману (г/м³) за основними таксонами							
Період	Копеподи	Ціклопи	Інші ракоподібні		Загальна біомаса	Джерело	
1970-1980	2,5	1,8	0,7		5,0	Zaitsev, 2010	
2010-2015	1,5	1,2	0,3		3,0	Mej Od.ua, 2024	
2020-2025	1,2	1,0	0,2		2,4	Mej Od.ua, 2024	
Динаміка макрофітів Тилігульського лиману (площа покриття, га)							
Період	Очеретяні зарості		Прибережні водні рослини		Солончакові види	Джерело	
1970-1980	350		120		50	Popova & Rohozin, 2023	
2000-2010	300		90		60	Popova & Rohozin, 2023	
2015-2025	280		70		75	Regional Landscape Park “Tiligulskyi”, n.d.	
Динаміка бентосу Тилігульського лиману (кількість видів)							
Період	Молюски	Кільчасті черви	Ракоподібні	Інші безхребетні	Загальна кількість видів	Джерело	
1970-1980	12	10	8	6	36	Hydrobiological Journal, 2025	
2000-2010	9	6	6	3	24	Varigin, 2023	
2015-2025	5	4	5	3	17	Varigin, 2023	

Так, у XX столітті лиман відзначався відносно високим видовим різноманіттям риб, включаючи як аборигенні прісноводні види (такі як плотва, судак, короп та ін.), так і прибережні морські таксони, які проникали до лиману за сприятливих умов гідрологічного зв'язку з Чорним морем) [76].

Однак сучасні дані свідчать про зниження загального різноманіття іхтіофауни та зміну структури популяцій: домінують види, адаптовані до гіпергалінних умов (бички, атерина, сарган), тоді як раніше численні прісноводні таксони стали рідкими або повністю зникли. Також відмічено, що у сучасній іхтіофауні лиману основну частину улову складають атерина (*Atherina boyeri*) та бички (*Gobius niger*), що свідчить про переважання морських компонентів у трофічних структурах [77].

Зоопланктон Тилігульського лиману зазнав значних змін за останні роки. У 1960-1970-х роках його угруповання налічували до 42 видів меро- та голопланктону, серед яких переважали веслоногі ракоподібні (*Acartia clausi*, *Calanipeda aquaedulcis*) і циклопи. Натомість сучасні спостереження свідчать про скорочення видового складу приблизно до 20 таксонів. Ці організми є здебільшого кормовою базою для риб і мають морське або евригалінне походження. Хоча біомаса і продукція цього зоопланктону перевищують аналогічні показники в інших лиманах Північного Причорномор'я, спостерігається тенденція до зниження чисельності й біомаси [78].

Ці зміни зумовлені довготривалими коливаннями солоності води, функціонуванням штучного каналу та сезонними змінами водного балансу. Макрофіти (водяні та прибережні вищі рослини) слугують важливими індикаторами стабільності екосистем лиману. У XX столітті узбережжя Тилігульського лиману відзначалося різноманітним видовим складом водної й прибережної рослинності, що включала прісноводні та солончакові види.

Натомість сьогодні через зростання солоності води й антропогенні впливи спостерігається перебудова рослинних угруповань. Це проявляється у скороченні площ, зайнятих прісноводними макрофітами, та поширенні евригалінних форм. Аналогічні тенденції підтверджуються багаторічними

ботанічними дослідженнями, включно з оглядом історії флори цього регіону [79].

Стан макробоентосу теж вказує на суттєві деградаційні процеси. У другій половині XX століття бентосні угруповання складали приблизно 56 таксонів безхребетних, тоді як на сьогодні (2017-2024 роки) їх кількість скоротилася до 20 домінуючих видів. Серед них основну роль відіграють двостулкові молюски *Mytilaster lineatus*, *Cerastoderma glaucum* та *Abra segmentum* [80].

Раніше присутні групи безхребетних, такі як *Turbellaria*, *Oligochaeta* та *Mysidacea*, майже зникли. Це яскраво ілюструє деградацію бентосних спільнот. Численні фактори впливають на ці зміни. Значні коливання солоності спричинені порушеннями гідрологічного режиму та роботою штучного каналу, що з'єднує лиман із Чорним морем. Додатково впливають кліматичні зміни, такі як підвищення температури та посилення періодів посухи.

Антропогенне навантаження посилюється через сільськогосподарський стік і забруднення, які доповнюються періодичними гіпоксичними явищами, що негативно впливають на ключові елементи трофічних ланцюгів [81].

З початку XXI століття, а особливо за останнє десятиріччя, спостерігається виражена тенденція до зменшення видового різноманіття та спрощення структури біотичних компонентів Тилігульського лиману. Це являє собою тривалі зміни екологічного стану, які вимагають комплексного моніторингу, реалізації заходів для відновлення гідрологічного режиму, покращення водообміну з морем і зниження антропогенного впливу, з метою збереження біорізноманіття цієї значущої лиманної екосистеми [82].

Дані про сучасну батиметрію і топографію дна лиману (зокрема, розміри і розташування западин і підводних хребтів), які можуть впливати на процеси водообміну між різними частинами водойми і на водно-сольову систему всього Тилігульського лиману, а також на його біорізноманіття. Ці

дані також можуть бути використані для охорони природи, риборозведення та відбору проб лікувальних грязей [83].

Регіональна специфіка полягає в поєднанні річкового стоку, морського обміну та антропогенного впливу (рис. 2.3).

Схема (рис. 2.3) відображає основні взаємодії фізико-географічних та антропогенних факторів у Тилігульському лимані. Річковий стік забезпечує приплив прісної води та біогенних елементів, що впливає на солоність, прозорість води та продуктивність лиману. Морський обмін через природні і штучні канали підтримує гідрологічний баланс, запобігає застою вод і надмірному підвищенню солоності. До антропогенних факторів належать регульований водообмін, рекреаційне навантаження, сільськогосподарський стік і хімічне забруднення, які змінюють гідрохімічні умови та стан екосистеми. Взаємодія цих факторів безпосередньо впливає на біорізноманіття: чисельність і видовий склад макрозообентосу, іхтіофауни, водної та прибережної рослинності, орнітофауни [85]. Схема підкреслює динамічний баланс між природними процесами та антропогенним впливом, що визначає функціонування лиману та його екологічну стабільність.

Прісноводний стік, морські припливи через природні та штучні канали та антропогенне навантаження, регульований водообмін, рекреаційна діяльність, сільськогосподарський стік та забруднення формують комплекс взаємопов'язаних процесів. Ця взаємодія визначає стан гідрохімії та біорізноманіття лиману, впливає на чисельність макрозообентосу, іхтіофауни, водної та прибережної рослинності, орнітофауни [86].

Таким чином, для забезпечення стабільного стану екосистеми Тилігульського лиману необхідно комплексно оцінювати природні фізико-географічні умови, річковий та морський гідрологічний режим, а також антропогенне навантаження, що дозволяє планувати ефективні заходи з відновлення водно-сольового балансу та збереження біорізноманіття.

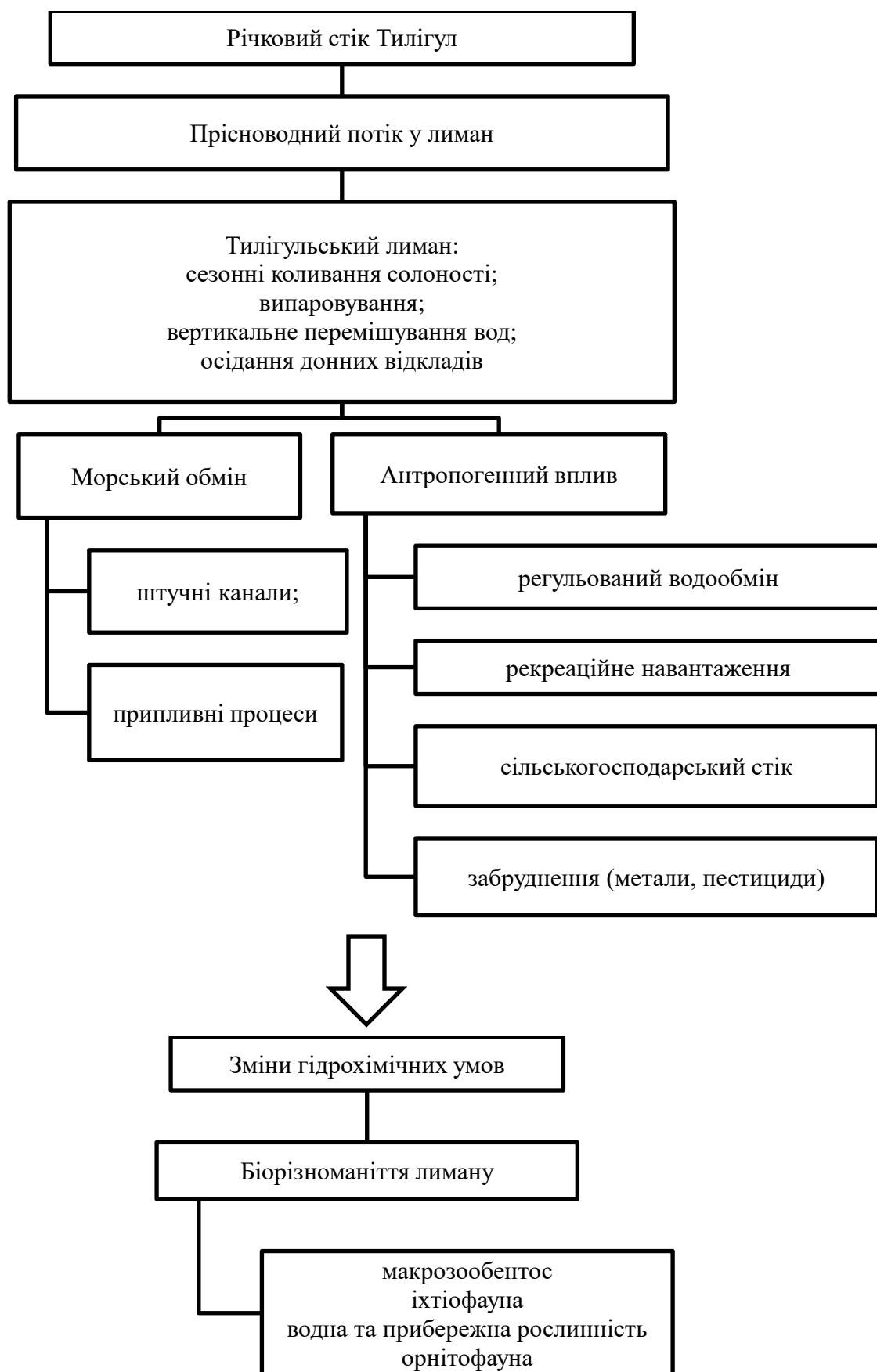


Рис. 2.3 – Схема взаємодії фізико-географічних та антропогенних чинників у Тилігульському лимані [84]

Тилігульський лиман, як і більшість водойм північного Причорномор'я, зазнає суттєвого антропогенного впливу. Останнім часом, через запроваджені обмеження на рекреацію та туризм на березі Чорного моря та дислокації туристичних потоків до Тилігульського лиману, цей вплив помітно посилюється.

Актуальним стає дослідження рівня самоочищення лиману та динаміки зміни його біорізноманіття. Хоча природне очищення лиману могло б відбуватися завдяки молюскам-фільтраторам, піщано-мулиста природа дна унеможливорює їхнє поширення та розмноження.

З огляду на викладені обставини, нагальною потребою стає впровадження твердих поверхонь, штучних рифів, для підтримки різноманіття життя, стимулювання зростання популяцій молюсків-фільтраторів та покращення якості води у Тилігульському лимані. У межах програми спрямованої на покращення екологічної ситуації цієї водойми, встановлення штучних рифів є вкрай рекомендованим заходом.

Одним із методів, широко застосовуваних для оздоровлення водних екосистем у Європі та Америці, є використання "рифових куль". Це спеціальні штучні споруди, що забезпечують укриття для молюсків та інших водних мешканців, створюючи для них безпечні умови для життя та розмноження [88].

Ці вироби отримали схвалення від двох авторитетних міжнародних структур, які займаються відновленням природних водних систем:

- Міжнародна спілка "Альянс природного відновлення устриць" (The Native Oyster Restoration Alliance, NORA). Ця організація активно працює над збереженням та ревіталізацією Європейської устриці (*Ostrea edulis*), яка є місцевим видом для Чорного моря, а також її історичних місць проживання;
- Фондація рифових куль (Reef Ball Foundation). Ця установа володіє патентом на конструкцію рифових куль і здобула низку екологічних нагород за їхнє впровадження у різних світових регіонах.

Рифові кулі вже успішно розгорнуті у 62 країнах світу, що слугує доказом їхньої високої ефективності та надійності застосування (рис. 2.4) [89].



Рис. 2.4 – Карта встановлення рифових куль [89]

Виробництво цих елементів відбувається із застосуванням цементу, формули якого запатентовані та включають мікрокремнезем (називається також силікатним пилом). Така суміш надає матеріалу показник рН, котрий приблизно дорівнює рівню рН морської води. Це, своєю чергою, гарантує повну сумісність із морською екосистемою та стимулює організми, що прагнуть осісти, обирати ці споруди. З огляду на зазначене, "рифові кулі" можна розглядати як дієздатний спосіб сприяння біорізноманіттю та забезпечення продуктивного самоочищення у межах Тилігульського лиману [90].

Бойові дії, розв'язані росією проти України, суттєво позначилися на стані водних територій лиманів Миколаївщини. Зокрема, підри́в Каховської ГЕС призвів до масового скидання забруднених вод до Дніпро-Бузького лиману. Літня спека 2023 року та посушлива погода, а також зниження стоку невеликих річок, негативно вплинули на Березанський лиман, хоча Тилігульський лиман загалом зберігає задовільний стан. Зниження екологічної стійкості лиманних акваторій регіону, особливо їхньої шельфової

частини, обумовлює нагальну потребу у впровадженні природоохоронних заходів та відновленні екологічного балансу.

Таким чином, зважаючи на серйозний екологічний прояв військової агресії Росії проти України на морські системи, створення та впровадження дієвих систем екологічного контролю набуває ключового значення для подальшого відновлення та збереження природного середовища.

На рис. 2.5 наведено супутникові знімки акваторій лиманів під час їх «цвітіння». Знімки було оброблено за допомогою інструменту *Ulyssys Water Quality Viewer* (осад та вміст хлорофілу у воді) *EO Browser*.

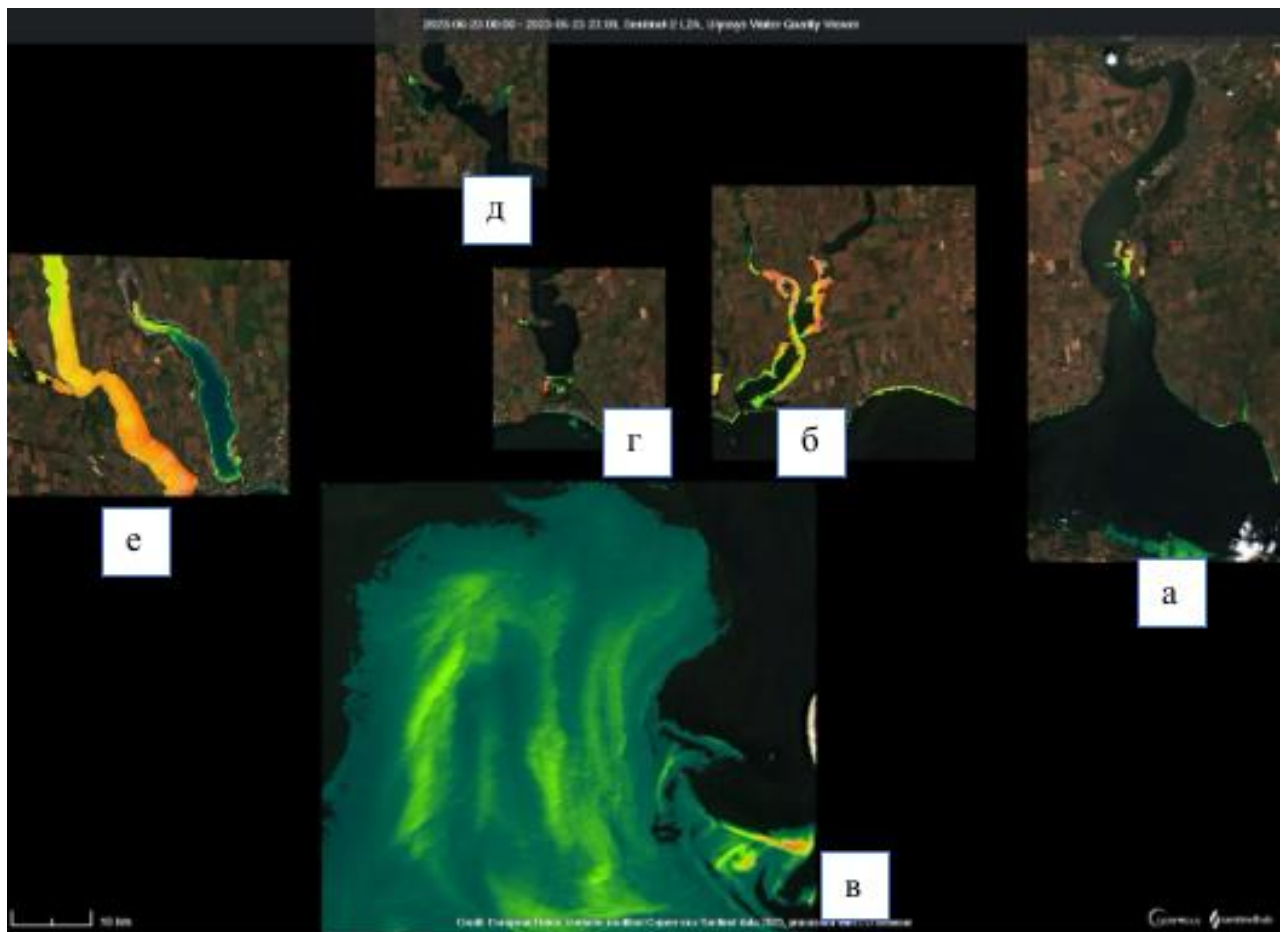


Рис. 2.5 – Евтрофіковані ділянки акваторій, 23.06.23: а - Дніпро-Бузький лиман, б - Березанський лиман, в - Чорне море, г, д - Тилігульський лиман, е - Куяльницький та Хаджибейський лиман

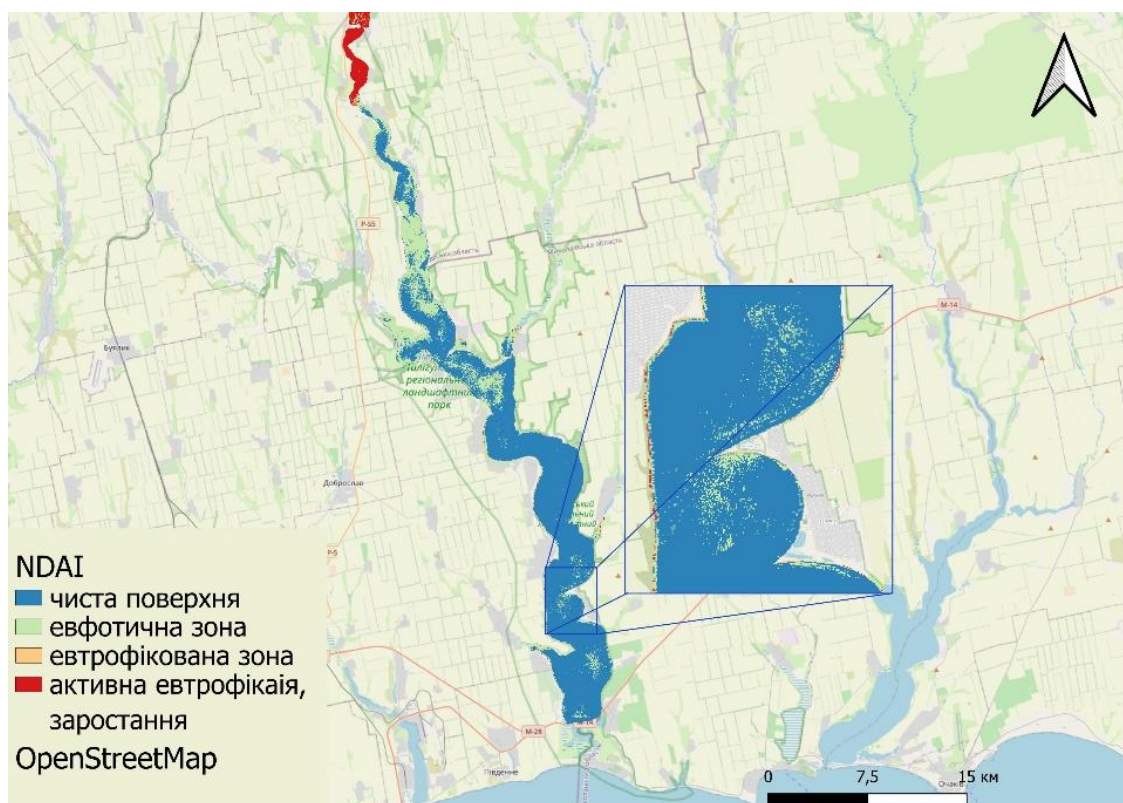
З рисунку 2.5 видно ділянки «цвітіння», які спостерігались 23 червня 2023 р. у Дніпро-Бузькому та Березанському лиманах, а також у Чорному морі. Евтрофікація цих ділянок ймовірно була пов'язана з потраплянням у

воду значної кількості органічних речовин після підриву ГЕС. Для порівняння наведено знімки, що ідентифікують стан Куяльницького та Хаджибейського лиманів Одеської області (рис. 2.4е), де подібна картина «цвітіння» є типовою.

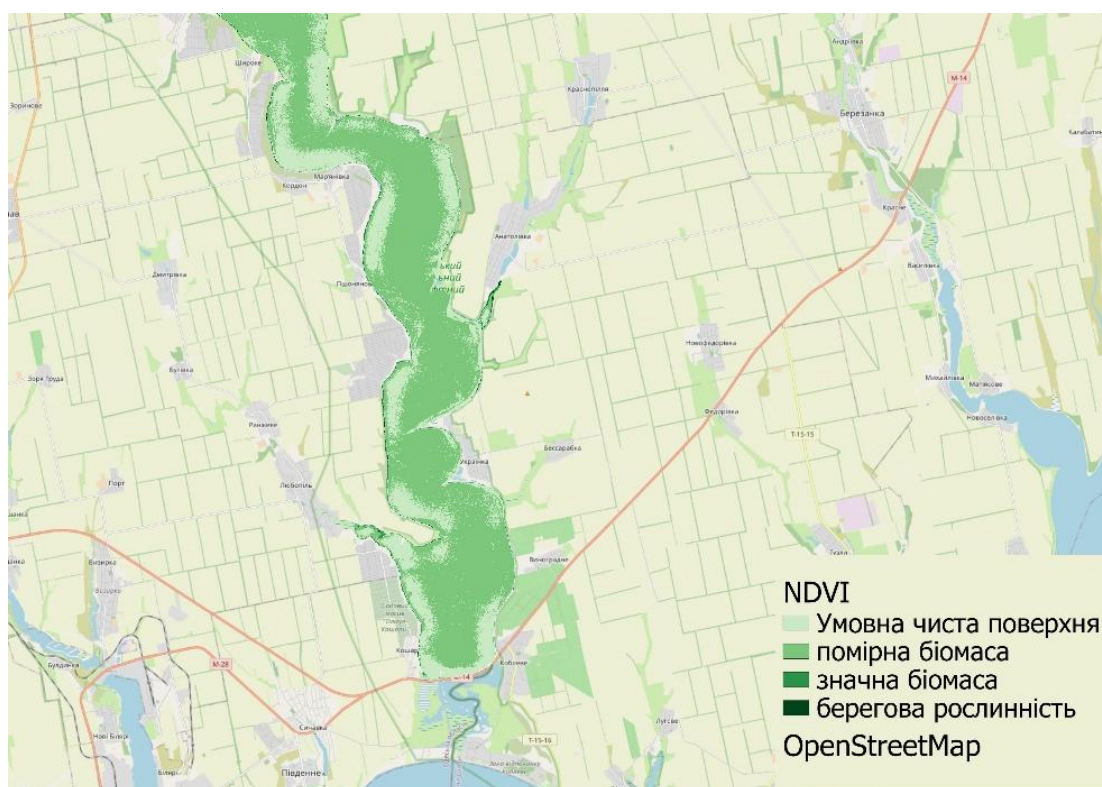
На рис. 2.4г, д та на рис. 2.4 (4.09.23) зафіксовано евтрофіковані ділянки Тилігульського лиману, що, ймовірно, пов'язано зі спекотною та сухою погодою, але загалом така ситуація для цього лиману нетипова. У зазначений період на цих ділянках також спостерігався мор риби, що підкреслює необхідність контролю та втручання для збереження екосистемної стабільності.

Для відновлення природного стану Березанського та Дніпро-Бузького лиманів та покращення стану евтрофікованих ділянок Тилігульського лиману (рис. 2.6) доцільним є впровадження комплексних заходів, що включають: систематичний моніторинг забруднення, використання екологічно чистих технологій та розроблення стратегій управління водними ресурсами. Особлива увага приділяється інтеграції гідрохімічних, гідробіологічних і екосистемних показників для оцінки ефективності застосованих заходів та прогнозування подальших змін у водних екосистемах [99].

Одним із таких заходів є встановлення штучних рифів. Рифові кулі та інші типи штучних рифових конструкцій є ефективними інструментами для стимулювання природних процесів самоочищення, формування нового субстрату для молюсків-фільтраторів, водоростей та інших морських організмів. Це сприяє відновленню бентосних угруповань, підвищенню видового різноманіття та стабілізації трофічних ланцюгів [115].



а)



б)

Рис. 2.6 – Концентрація біомаси водної рослинності в Тилігульському лимані, 2025 рік (усереднення дані), а – за NDAI індексом, б – за NDVI індексом

Крім того, впровадження штучних рифів дозволяє підвищити біопродуктивність акваторії, підтримати популяції риб і безхребетних, а також зменшити негативні прояви евтрофікації за рахунок посилення біологічного поглинання надлишку органічних речовин. Науково обґрунтоване розміщення рифів з урахуванням гідрологічних та морфометричних характеристик конкретних лиманів є ключовим для досягнення оптимальних результатів [101].

Евфотичні ділянки, де концентрується значна біомаса водоростей можуть слугувати більш ефективними місцями розташування штучних рифів. На рис. 2.7 наведено перспективні ділянки для встановлення та розвитку штучних рифів в акваторії Тилігульського лиману та в межах Кінбурнської коси.

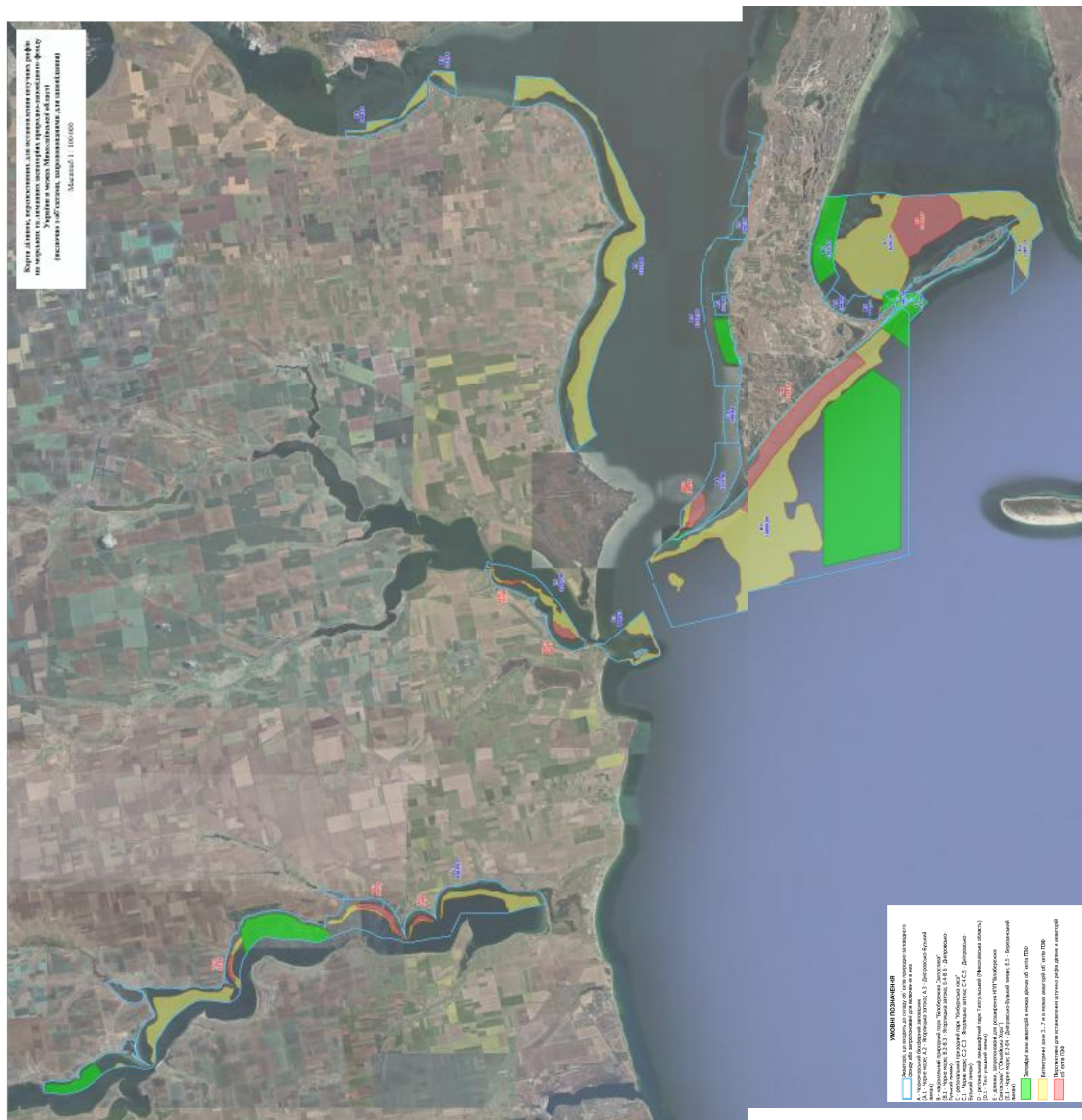


Рис. 2.7 - Карта перспективних ділянок для встановлення рифів

2.2 Методи дослідження. Методи аналізу показників якості лиманної води

Польовий екологічний моніторинг є ключовим інструментом для оцінки стану морських і лиманних екосистем, адже він забезпечує пряме спостереження за природними компонентами та збір первинних даних. Цей процес охоплює проведення гідробіологічних і фізико-хімічних аналізів, завдяки яким можна визначити якісні та кількісні характеристики водного середовища.

До основних фізико-хімічних показників належать параметри, такі як розчинений кисень, температура, рН, солоність, концентрація азоту та фосфору, хімічне споживання кисню (COD) і загальні завислі речовини (TSS). Ці дані використовуються для оцінки рівня евтрофікації, продуктивності екосистеми й її здатності підтримувати аеробні процеси.

Гідробіологічні дослідження фокусуються на вивченні структури та динаміки популяцій водних організмів, включаючи макрофіти (такі як *Zostera* і *Ruppia*), фітопланктон, безхребетних і риб [98].

Метод біоіндикації дає змогу аналізувати стан екосистеми на основі чутливості видів до забруднення та змін у середовищі, а також відстежувати тенденції щодо біорізноманіття й структури трофічних рівнів.

Зібрані дані піддаються статистичному аналізу для виявлення закономірностей, оцінки змін показників у часі та аналізу впливу природних і антропогенних факторів. Інтеграція польових даних із GIS-аналізом дозволяє створювати просторові карти розподілу донних біотопів, зон евтрофікації та чутливих територій, а також прогнозувати можливі зміни у стані екосистем.

Використання GIS-інструментів сприяє об'єднанню різномірної інформації, включаючи результати дистанційного зондування та дані автоматизованих сенсорів, забезпечуючи цілісний підхід до оцінки стану морських і лиманних екосистем [97].

Отже, поєднання польового моніторингу, гідробіологічних і фізико-хімічних аналізів, методів біоіндикації, GIS-аналізу та сучасної статистичної

обробки даних дозволяє отримати комплексну картину стану екосистем. Це забезпечує можливість прогнозування змін, виявлення проблемних зон і розроблення ефективних стратегій для їхнього відновлення та раціонального управління природними ресурсами.

Ефективність використання молюсків у водно-біологічній рекультивації в північно-західній частині Чорного моря залежить від особливостей росту молюсків під впливом факторів навколишнього середовища.

Це залежить від великої різноманітності гідрологічних, гідро-культурних та водно-біологічних умов у різних регіонах Чорного моря, в кожному місці, де планується вирощування мідій, характеристики природних поселень мідій, тобто щільність і біомаса, темпи росту і смертність мідій на різних ділянках в залежності від рівня евтрофікації, повинні враховуватися, продукції та відтворення, необхідно враховувати для розробки власних рекомендацій.

Тому розробка методів створення екопозитивних споруд, що відновлюють якість морського середовища, як інженерно-біологічної системи захисту морських біоресурсів є важливим і актуальним завданням для сучасної економіки України [99].

У дослідженнях (Іванов В. А. та ін., 2007) запропоновано системну методологію управління сталим розвитком еколого-економічних систем, у тому числі природно-господарських комплексів. Головним акцентом у цих наукових працях є розробка нескладних для втілення підходів до конструювання комп'ютерних макетів еколого-економічних систем, здатних передбачати можливі траєкторії розвитку подій за різних сценаріїв експлуатації природних ресурсів [93].

Математичну основу для хіміко-біологічної складової моделі процесу евтрофікації вод сформовано шляхом інтеграції загальновідомих концепцій моделювання водної якості (зокрема, RCA-HydroQual, 2004; Cerco та Cole - CE-QUAL-ICM, 1995, Ambrose й інші - WASP5, 1993) [105].

Цей хіміко-біологічний модуль охоплює детальну характеристику змін у певній просторовій точці низки екологічних показників: біомаса фітопланктону (Bph), стабільні органічні фосфори у вигляді зависі та розчину (Prpor, Prdop),

легкодоступні органічні фосфори у зависі та розчині (l_{prop} , l_{dop}), неорганічні фосфори у розчиненому стані (P_{dip}) - представлені як фосфати $P\text{-PO}_4$, стабільні органічні азоти у зависі та розчині (N_{rpon} , N_{rdon}), легкодоступні органічні азоти у зависі та розчині (N_{lpon} , N_{ldon}), амонійний азот (N_{nh4}), нітратний (разом із нітритним) азот (N_{no3}), стійкі фракції органічного вуглецю, що визначають біохімічне споживання кисню (БСК), у зависі та розчині (BOD_{rps} , BOD_{rdc}) - еквівалент кисню для органічного вуглецю, а також легкодоступні фракції органічного вуглецю, що визначають БСК, у зависі та розчині (BOD_{lps} , BOD_{ldc}), і, нарешті, розчинений кисень (O_2).

Діаграма зв'язків між компонентами хіміко-біологічного блоку моделі евтрофікації наведена на рис. 2.8 [106].

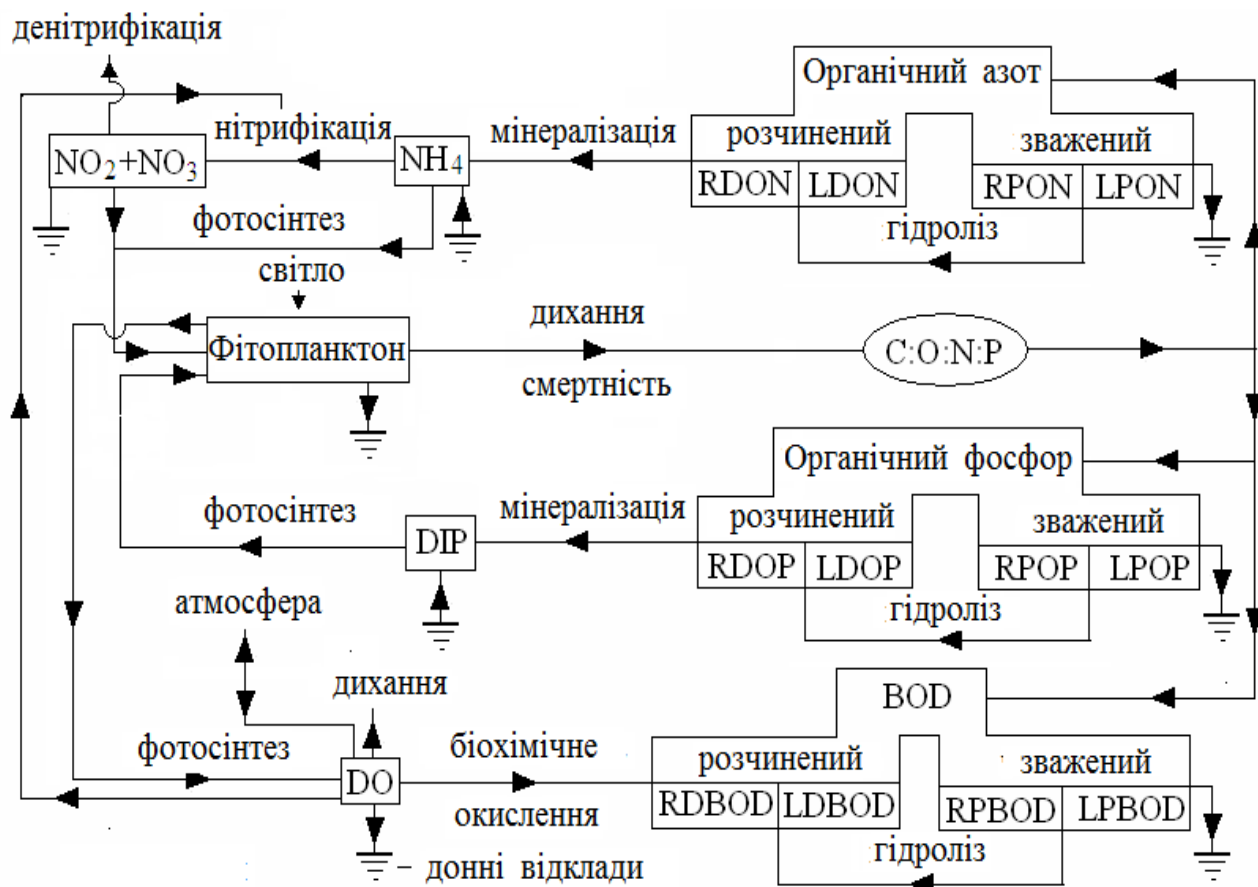


Рис. 2.8 – Структурна діаграма хіміко-біологічного блоку моделі евтрофікації вод [106]

Біомаса фітопланктону B_{ph} , $\text{мгС} \cdot \text{дм}^{-3}$.

$$\frac{dB_{ph}}{dt} = [G_p - k_{pr}(T) - k_{grz}(T)] \times B_{ph} \quad (2.1)$$

де t час, доб; T – температура води, $^{\circ}\text{C}$;

G_p – питома швидкість росту, доб^{-1} ;

k_{pr} – питома швидкість метаболізму (дихання), доб^{-1} ;

k_{grz} – питома швидкість споживання зоопланктоном і істотної смертності фітопланктону, доб^{-1} , які записуються як функціональні залежності [107]:

$$G_p = G_p^{\max} \times G_{pT}(T) \times G_{pI}(I) \times G_{pNP}(N_{\min}, P_{\min}) \quad (2.2)$$

$$G_{pI}(I) = \frac{2.72f_d}{\alpha\Delta z} (\exp(R_1) - \exp(R_2)) \quad (2.2a)$$

$$R_1 = -\frac{I_0}{I_{opt}} \exp(-\alpha(z_s + \Delta z)), R_2 = -\frac{I_0}{I_{opt}} \exp(-\alpha z_s)$$

$$G_{pNP}(N_{\min}, P_{\min}) = \min \left(\frac{N_{\min}}{K_{phn} + N_{\min}}, \frac{P_{\min}}{K_{phn} + P_{\min}} \right) \quad (2.2б)$$

$$G_{pT}(T) = \begin{cases} e^{-\zeta_1(T-T_m)^2} & \text{при } T \leq T_m \\ e^{-\zeta_2(T_m-T)^2} & \text{при } T > T_m \end{cases} \quad (2.2в)$$

$$k_{pr}(T) = r_g G_p + r_b \theta_{pr}^{(T-20)} \quad (2.3)$$

$$k_{grz}(T) = k_{grz}(20^\circ\text{C}) \theta_{grz}^{(T-20)} \quad (2.4)$$

де $G_p^{\max}$ - максимальна питома швидкість росту фітопланктону, доб^{-1} ;

I_0 - середній за світловий день потік ФАР, який проникає через поверхню моря, $\text{Вт}/\text{м}^2$;

I_{opt} - оптимальна для фотосинтезу опроміненість, $\text{Вт}/\text{м}^2$;

f_d – доля світлового дня у добі ($0 \leq f_d \leq 1$);

I_z - опроміненість на глибині z , $\text{Вт}/\text{м}^2$;

α - інтегральний коефіцієнт послаблення інтенсивності ФАР з глибиною, м^{-1} ;

K_{phn} , K_{php} - сталі напівнасичення швидкості процесу утилізації фітопланктоном мінеральних форм азоту і фосфору, $\text{мгN} \cdot \text{дм}^{-3}$ та $\text{мгP} \cdot \text{дм}^{-3}$, відповідно;

T_m - оптимальна для росту водоростей температура води, $^\circ\text{C}$;

ζ_1 , ζ_2 - коефіцієнти, які визначають характер впливу температури на ріст водоростей у діапазонах вище і нижче T_m , $^\circ\text{C}^{-2}$,

r_g - доля продукції водоростей, яка витрачається на енергетичне забезпечення фотосинтезу, доб^{-1} ;

r_b – питома швидкість основного метаболізму водоростей при температурі 20 °C, доб⁻¹;

θ_{pr} - коефіцієнт впливу температури на швидкість метаболізму;

k_{grz} (20) - питома швидкість виїдання і загибелі фітопланктону при температурі 20 °C, доб⁻¹;

θ_{grz} - коефіцієнт впливу температури на швидкість споживання і смертності водоростей;

z_s - відстань від поверхні води до верхньої межі розрахункового шару води, м;

Δz - товщина шару води, м;

N_{min} - розчинений мінеральний азот (DIN);

P_{min} - розчинений мінеральний фосфор (DIP).

Стійкий органічний фосфор детриту (RPOP) P_{rpop} , мгР·дм⁻³ [108]

$$\frac{dP_{rpop}}{dt} = \alpha_{pc} f_{rpop} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) B_{ph} - k_{rdp} \theta_{rdp}^{(T-20)} P_{rpop} \frac{B_{ph}}{K_B + B_{ph}} \quad (2.5)$$

де

α_{pc} - співвідношення між фосфором і вуглецем в органічній речовині, мгР·мгС⁻¹;

f_{rpop} - частка RPOP у метаболічних виділеннях водоростей, залишках відмерлих і спожитих водоростей;

k_{rdp} - питома швидкість гідролізу RPOP при температурі води 20 °C, доб⁻¹;

θ_{rdp} – температурний коефіцієнт для процесу гідролізу RPOP;

K_B – стала напівнасичення, яка визначає лімітуючий вплив наявної біомаси фітопланктону на регенерацію мінеральних сполук фосфору і азоту, мгС·дм⁻³.

Лабільний органічний фосфор детриту (LPOP) P_{lpop} , мгР·дм⁻³,

$$\frac{dP_{lpop}}{dt} = \alpha_{pc} f_{lpop} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) B_{ph} - k_{ldp} \theta_{ldp}^{(T-20)} P_{lpop} \frac{B_{ph}}{K_B + B_{ph}} \quad (2.6)$$

де

f_{lpop} – частка *LPOP* у метаболічних виділеннях водоростей, залишках відмерлих і спожитих водоростей;

k_{ldp} – питома швидкість гідролізу лабільної фракції органічного фосфору детриту *LPOP* при температурі води 20 °C, доб⁻¹;

θ_{ldp} – температурний коефіцієнт для процесу гідролізу *LPOP*.

Стійкий розчинений органічний фосфор (RDOP) P_{rdop} , мгР·дм⁻³,

$$\frac{dP_{rdop}}{dt} = \alpha_{pc} f_{rdop} (k_{pr}(T) + k_{grz}(T)) B_{ph} - k_{rdp} \theta_{rdp}^{(T-20)} P_{rdop} \frac{B_{ph}}{K_B + B_{ph}} \quad (2.7)$$

де f_{rdop} – частка *RDOP* у метаболічних виділеннях водоростей, залишках відмерлих і спожитих водоростей;

k_{mrdp} – питома швидкість мінералізації стійкої фракції розчиненого органічного фосфору *RDOP* при температурі води 20 °C, доб⁻¹;

θ_{mrdp} – температурний коефіцієнт [109].

Для калібрування моделі евтрофікації будуть використані дані гідрохімічних та гідробіологічних спостережень, проведених в Тиригульському лимані. Змодельювавши процес евтрофікації без використання штучних рифі та за їх присутності, ми зможемо простежити як буде змінюватись стан Тиригульського лиману та його придатність для розвитку зоопланктону.

2.3 Геоінформаційні методи та алгоритми цифрової обробки даних дистанційного моніторингу

Ефективність управління екосистемою Тиригульського лиману в умовах динамічних антропогенних змін потребує впровадження високотехнологічних методів збору та обробки просторових даних. У межах даного дослідження розроблено методологічний підхід, що базується на синергії геоінформаційних систем (ГІС), дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) та інтелектуальних алгоритмів аналізу зображень [99, 101].

Методологія ГІС-моделювання та ДЗЗ

ГІС, як правило, базується на картографічній основі з єдиною системою координат, на базах географічних даних, що є місцем зберігання інформації про аналізовані об'єкти та території, на наборі алгоритмів та програмних модулів для виконання різних завдань, спрямованих на зниження ризику виникнення екологічних подій.

ГІС розглядається не лише як засіб візуалізації, а як аналітичне середовище для побудови баз географічних даних, що інтегрують результати натурних вимірів із супутниковими знімками (Sentinel-2, Landsat 8). Це дозволяє виконувати просторовий аналіз взаємного впливу об'єктів (зокрема, розташування штучних рифів) на стан навколишньої акваторії. Використання аерокосмічної інформації забезпечує оперативність моніторингу процесів евтрофікації, які характеризуються високою просторовою мінливістю [102, 103].

Освоєння великих обсягів різнотипних просторово-часових даних, виявлення з них суттєвої інформації та знань, розробка нових та вдосконалення існуючих геоінформаційних методів аналізу та обробки геолого-геофізичної інформації про просторово-часові об'єкти [100], явища та процеси необхідне для розвитку фундаментальних досліджень та вирішення прикладних завдань у науках та суспільних дисциплінах. ГІС дозволять аналізувати просторове розташування та взаємний вплив об'єктів, здійснювати моделювання процесів та явищ природного та техногенного характеру, здійснювати інформаційну підтримку щодо запобігання екологічним катастрофам [101].

Дистанційні методи моніторингу морських та лиманних екосистем дозволяють оперативно виявити ділянки узбережжя, які підділись евтрофікації. Виявлення таких ділянок на ранніх стадіях розвитку значно скорочує витрати праці та засобів. Знаходять розвиток два основних підходи до вирішення задачі виявлення уражених ділянок - спектрометричний та оптичний [102].

Використання оперативної аерокосмічної інформації дозволяє успішно здійснювати моніторинг як процесів, що швидко протікають, так і протікають повільно, що охоплюють великі території [103, 104].

Методологія ГІС-моделювання та ДЗЗ ГІС, як правило, базується на картографічній основі з єдиною системою координат, на базах географічних даних, що є місцем зберігання інформації про аналізовані об'єкти та території, на наборі алгоритмів та програмних модулів для виконання різних завдань, спрямованих на зниження ризику виникнення екологічних подій.

ГІС розглядається не лише як засіб візуалізації, а як аналітичне середовище для побудови баз географічних даних, що інтегрують результати натурних вимірів із супутниковими знімками (Sentinel-2, Landsat 8). Це дозволяє виконувати просторовий аналіз взаємного впливу об'єктів (зокрема, розташування штучних рифів) на стан навколишньої акваторії. Використання аерокосмічної інформації забезпечує оперативність моніторингу процесів евтрофікації, які характеризуються високою просторовою мінливістю [102, 103].

Освоєння великих обсягів різнотипних просторово-часових даних, виявлення з них суттєвої інформації та знань, розробка нових та вдосконалення існуючих геоінформаційних методів аналізу та обробки геолого-геофізичної інформації про просторово-часові об'єкти [100], явища та процеси необхідне для розвитку фундаментальних досліджень та вирішення прикладних завдань у науках та суспільних дисциплінах. ГІС дозволять аналізувати просторове розташування та взаємний вплив об'єктів, здійснювати моделювання процесів та явищ природного та техногенного характеру, здійснювати інформаційну підтримку щодо запобігання екологічним катастрофам [101].

Дистанційні методи моніторингу морських та лиманних екосистем дозволяють оперативно виявити ділянки узбережжя, які підділись евтрофікації. Виявлення таких ділянок на ранніх стадіях розвитку значно скорочує витрати праці та засобів. Знаходять розвиток два основних підходи до вирішення задачі виявлення уражених ділянок, а саме спектрометричний та оптичний [102].

Використання оперативної аерокосмічної інформації дозволяє успішно здійснювати моніторинг як процесів, що швидко протікають, так і протікають повільно, що охоплюють великі території [103, 104, 110, 115].

Для ГІС аналізу ступеня евтрофікації морських та лиманних акваторій можна використовувати індексні зображення на основі *NDVI* (Normalized Difference Vegetation Index, *NDPI* (Normalized Difference Pond Index, нормалізований індекс водойм), *NDTI* (Normalized Difference Turbidity Index, нормалізований індекс мутності) та *NDAI* (Normalized Difference Algae Index, нормалізований індекс водоростей).

$$NDPI = (SWIR - Green) / (SWIR + Green),$$

Нормалізований індекс водойм використовується для виявлення зон евтрофікації в застійній воді, в тому числі в мілководних водоймах, озерах, де інші індекси не так добре працюють.

Нормалізований індекс мутності визначається залежністю між завислими наносами та від'ємним випромінюванням. *NDTI* розраховується за співвідношенням значень відбиття у короткохвильових інфрачервоних каналах супутникових знімків Sentinel-2:

$$NDTI = (SWIR(B11) - NIR(B12)) / (SWIR(B11) + NIR(B12)),$$

B11 та B12 канали Sentinel-2 - коефіцієнти спектрального відбиття у короткохвильових інфрачервоних каналах 11 та 12 відповідно. Канал B11 відповідає довжині хвилі 1610 нм, тоді як канал B12 відповідає 2190 нм

Нормалізований індекс водоростей застосовується для визначення наявності процесів «цвітіння» водойм та оцінювання ступеня розвитку водоростей у водному середовищі: $NDAI = ((Green + 2 * NIR - Blue - Red) / (Green + 2 * NIR + Blue + Red)) + 0.5$

2.4 Методи статистичної обробки даних

Для забезпечення достовірності отриманих даних, виявлення закономірностей у функціонуванні екосистеми Тилігульського лиману та оцінки адекватності розробленої математичної моделі евтрофікації було застосовано комплекс методів математичної статистики. Обробка результатів здійснювалася з використанням спеціалізованого програмного забезпечення (STATISTICA 13.0, MS Excel) при заданому рівні значущості $p < 0,05$.

1. Варіаційна статистика та первинна обробка даних.

На першому етапі проводилася оцінка параметрів вибіркового розподілу гідрохімічних показників (вміст біогенів, розчинений кисень, солоність). Розраховувалися середнє арифметичне ($\bar{X}$) та стандартне відхилення (S), що дозволило визначити межі природної та антропогенної мінливості середовища [96]:

$$\bar{X} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (2.9)$$

$$S = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{X})^2}{n - 1}} \quad (2.10)$$

де n - обсяг вибірки (кількість точок відбору проб або часових інтервалів).

2. Кореляційний аналіз взаємозв'язків у екосистемі.

Для встановлення щільності та спрямованості зв'язків між абіотичними факторами (температура T , солоність S , концентрація азоту N та фосфору P) та біологічним відгуком системи (біомаса фітопланктону B_{ph}) застосовано коефіцієнт лінійної кореляції Пірсона (r):

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{X})(y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum (x_i - \bar{X})^2 \sum (y_i - \bar{Y})^2}} \quad (2.11)$$

Аналіз дозволив ідентифікувати лімітуючі чинники росту водоростей у лимані та підтвердити структуру хіміко-біологічного блоку моделі (рис. 2.8). Значення $r \geq 0,7$ класифікувалися як сильний зв'язок, що вказує на пряму детермінацію стану екосистеми обраним фактором [97].

3. Оцінка ефективності рекультиваційних заходів (t-критерій Стьюдента).

Для порівняльного аналізу двох сценаріїв розвитку подій, базового (поточний стан евтрофікації) та проектного (з використанням штучних рифів та аерації) - використано t-критерій для незалежних вибірок:

$$t = \frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_2}{\sqrt{\frac{S_1^2}{n_1} + \frac{S_2^2}{n_2}}} \quad (2.12)$$

Це дозволило статистично довести гіпотезу про зниження рівня трофності вод під впливом фільтраційної діяльності молюсків та штучного змішування шарів води [98].

4. Регресійний аналіз та параметризація моделі.

Побудова емпіричних моделей лінійної та нелінійної регресії ($y = f(x)$) дозволила уточнити питомі швидкості метаболізму (k_{pr}) та виїдання фітопланктону (k_{grz}), що наведені у формулах підрозділу 2.2. Використання регресійних залишків дозволило мінімізувати похибку моделювання при переході від лабораторних констант до реальних умов Тилігульського лиману.

5. Верифікація та валідація математичної моделі.

Для оцінки збіжності модельних значень із результатами натурних спостережень розраховувалася середньоквадратична похибка (RSME):

$$RSME = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (X_{mod} - X_{obs})^2} \quad (2.13)$$

де X_{mod} - розрахункове значення показника,

X_{obs} - значення, отримане під час польового моніторингу.

Модель вважалася адекватною при $RSME < 15\%$, що дозволяє використовувати її для прогнозування екологічних наслідків впровадження інженерно-біологічних систем захисту [97].

Висновки до розділу 2

Обґрунтовано, що польовий екологічний моніторинг є базовим інструментом збору первинних даних, який через комплекс гідробіологічних та фізико-хімічних аналізів дозволяє кількісно оцінити рівень евтрофікації, трофічний статус та аеробний потенціал лиманних екосистем.

Встановлено, що методи біоіндикації на основі аналізу структурної динаміки популяцій макрофітів (*Zostera*, *Ruppia*), фітопланктону та бентосних безхребетних забезпечують інтегральну оцінку стану біорізноманіття та виявлення довгострокових тенденцій трансформації трофічних рівнів під впливом антропогенного навантаження.

Доведено ефективність інтегрованого ГІС-аналізу та дистанційного зондування Землі (спектрометричні та оптичні методи) для оперативного картографування зон евтрофікації.

Розроблено математичну модель евтрофікації, яка включає взаємопов'язані хіміко-біологічні блоки (динаміка азоту, фосфору, фітопланктону та розчиненого кисню). Модель дозволяє прогнозувати екологічний відгук системи як у природних умовах, так і за впровадження інженерно-біологічних заходів (штучних рифів, аерації).

Визначено, що впровадження технологій штучних рифів стимулює розвиток біофільтраторів та стабілізує бентосні угруповання. Ефективність таких споруд прямо залежить від адаптації їх конструктивних параметрів до конкретних гідрохімічних та морфометричних особливостей акваторії, що було враховано при калібруванні моделі.

Сформовано цілісну методологічну базу, яка поєднує натурні спостереження, статистичну обробку та ГІС аналіз. Такий інтегрований підхід є інструментом для практичної реалізації задач моніторингу та відновлення біорізноманіття регіональних лиманних екосистем.

Результати досліджень даного розділу наведено в таких публікаціях:

1. Тимченко І.В., Грубий М.В. Екологічний моніторинг морських та лиманних акваторій Північного Причорномор'я в межах Миколаївської області. *Інновації в суднобудуванні та океанотехніці*: матеріали XIII Міжн. наук.-техн. конф., 27-28 жовтня 2022р. Миколаїв: НУК, 2022. С. 276-278.

2. Грубий М.В., Трохименко Г.Г. Аналіз необхідності дослідження динаміки солоності Тилігульського лиману. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: матеріали VIII Міжнародний молодіжний конгрес, 02-03 березня 2023 Львів: НУ Львівська Політехніка, 2023.С. 27.

3. Тимченко І.В., Трохименко Г.Г., Грубий М.В. Супутниковий моніторинг стану лиманних акваторій Миколаївської області після підриву Каховської ГЕС. Матеріали I Всеукр. науково-практ. конф. «Комплексне використання ресурсів довкілля», (Луцьк, 20 листопада 2023 р.) / Держ. вищ. навч. заклад «Донецький національний технічний університет». - Луцьк : ДВНЗ «ДонНТУ», 2023. -С.118.

4. Грубий М.В., Трохименко Г.Г. Аналіз необхідності установки штучних рифів у Тилігульському лимані: матеріали XV Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екології та енергозбереження», Миколаїв, НУК, 2023 - С.149-150.

РОЗДІЛ 3

АНАЛІЗ МОЖЛИВОСТЕЙ ОЗДОРОВЛЕННЯ МОРСЬКИХ ТА ЛИМАННИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА ДОПОМОГОЮ ЕКОПОЗИТИВНИХ СПОРУД

3.1. Ретроспективний аналіз та еволюція конструкцій штучних рифів у Азово-Чорноморському басейні

Зведення штучних рифів (ШР) є однією з можливостей для збільшення біопродуктивності акваторій морів. Під цими штучними утвореннями мають на увазі конструкції, що суттєво відрізняються від природного оточення і зводяться з метою приваблення та скупчення риби, а також з метою покращення та відновлення прибережних екосистем. Їхнє розміщення сприяє збагаченню організмами рослинного і тваринного світу, нагулу риби, зокрема молоді цінних промислових видів, вирощеної штучно та випущеної у море, створенню додаткових місць для нересту, а також посиленню процесів природного очищення морської води від забруднень завдяки життєдіяльності організмів-фільтраторів.

Штучні рифи здатні збільшувати екологічну місткість середовища; вони дають змогу цілеспрямовано впливати на формування просторової організації екологічних та поведінкових аспектів водних організмів, тим самим керуючи їхнім розміщенням. Застосування штучних рифів є виправданим у територіях, де спостерігається значний нестача твердих, орієнтованих вертикально субстратів для оселення, через що гідробіонти не можуть у повній мірі реалізувати свій потенціал щодо колонізації нових поверхонь та нарощування біомаси.

На сьогодні ШР встановлюють у прибережних зонах морів по всьому світу для досягнення різноманітних цілей, серед яких: збереження біорізноманіття, відновлення та захист оселищ водних організмів, укріплення та захист берегової лінії пляжів, розвиток марікультури для отримання харчових продуктів та сировини для косметичної й фармацевтичної промисловості,

регулювання рибальства, просування дайвінгу, аматорського лову риби та туризму [92].

Для Чорного моря характерні серйозні екологічні виклики через високий рівень евтрофікації, спричинений впливом сільського господарства, промисловості, скиданням недостатньо очищених стоків, забрудненням токсичними речовинами, особливо нафтовмісними, занесенням чужорідних видів, надмірним виловом рибних ресурсів та недостатньо контрольованим промислом. Раніше зазначалося про наявність лише двох штучних рифів в Україні у шельфі Чорного моря (Gianna Fabi1, 2011; FAO, 2015), однак досвід будівництва таких конструкцій у Чорному та Азовському морях є значно ширшим [92].

Уперше штучні рифи почали розміщувати у Чорному морі у 1972 році біля мису Великий Утриш, що на північному узбережжі Кавказу. У 1976-1977 роках тут змонтували дослідний риф, створений із автомобільних покришок, які використовувалися у численних типах конструкцій. У 1980 році на площі 4500 м² у Дністровському лимані було занурено тисячі шин, а у 1985 році улаштували складну багаторівневу конструкцію з 160 автомобільних покришок розміром (5х5х2) м, яку встановили на глибині 3.5-4.0 м у межах Одеської затоки (мис Північний) (рис. 3.1).



Рис. 3.1 - Приклад штучного рифу з використаних автопокришок (Фото Ю.Д. Верби) [92]

Автомобільні покришки знайшли широке застосування у водах Азовського моря. За період, що охоплює 1984-1987 роки, острів Бірючий та Обитіцька затока були обладнані понад 13 тисячами таких шин на загальній

території у 469 500 квадратних метрів. Протягом 90-х років минулого століття домінуючим напрямком стало створення рухомих штучних рифів для нересту, у процесі чого використовувалися труби з поліхлорвінілу та листи полістиролу.

Згодом, головна увага у дослідженнях та випробуваннях штучних рифів у Азово-Чорноморському регіоні була зосереджена на проектуванні конструкцій та визначенні дієвості нересту бичкових видів риб на їхніх поверхнях. У результаті цієї роботи було створено та запатентовано штучний риф, призначений для оселення водних мешканців (Патент № 73485), а також модернізовано нерестовий модуль під назвою «Ромашка» (рис. 3.2).

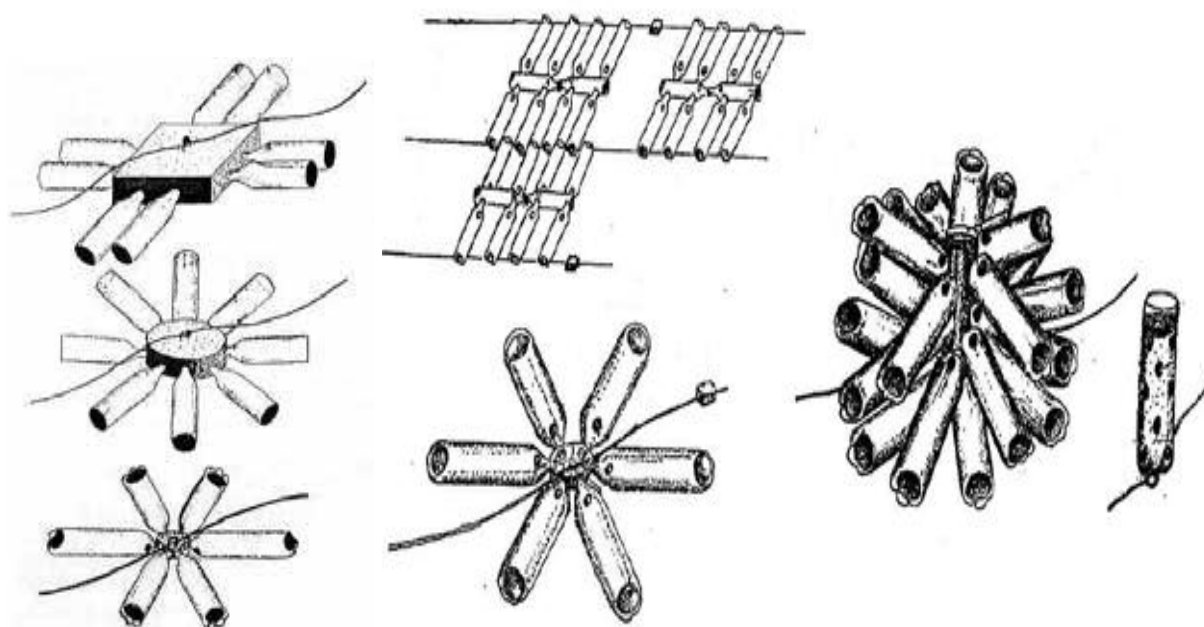


Рис. 3.2 - Риф для мешкання водних організмів [92]

Однак у зв'язку з досить високою їх вартістю і рухливістю на ґрунті були замінені на оригінальну конструкцію нерестового модуля «Ромашка», виготовленого з піщано-цементного матеріалу з прикріпленими полістироловими пластинами. Вже наприкінці 90-х рр. використовували 1.5-2 л пластикові пляшки з вирізаним дном [92].

Дослідження показали, що ці конструкції мають великий потенціал для розведення бичка-кругляка. Практичне застосування таких модулів було здійснено рибалками в Бердянській затоці Азовського моря в рамках науково-дослідної діяльності Інституту рибного господарства та екології моря (м. Бердянськ).

Аналогічні дослідження з оцінки ефективності нересту бичкових видів також проводилися в Чорному морі Інститутом морської біології НАН України [189]. Тому для кількісної оцінки ефективності штучних нерестовищ були експериментально створені невеликі конструкції з прозорих і коричневих пластикових пляшок ємністю 0,5, 1, 1,5 і 2 л (найдешевший і найдоступніший штучний субстрат), дно яких було обрізане і закріплене сталевим дротом. Конструкції важили менше 0,5 кг і потребували додаткового закріплення у відкритій воді (рис. 3.3) [92].



Рис. 3.3 - Зовнішній вигляд штучних нерестовищ виготовлених із пластикових пляшок до встановлення [92]

Через численні технічні труднощі, пов'язані зі встановленням такого штучного нерестовища в морі (зокрема, закріплення на якорі, встановлення на достатній глибині), його було встановлено в закритій акваторії (лагуні) на піщаній ділянці Дністровського лиману.

Результати обстеження, проведеного через три тижні після встановлення, показали, що внутрішній простір конструкції використовувався бичками для облаштування гнізд. Бички займали 40-85% внутрішньої поверхні. Щільність заповнення кладки варіювалася від 5 до 28 кг на м³ конструкції (від 30 до 118 млн. яєць на м³). Найбільш ефективно використовували простір СР, встановлені з півлітрових пляшок [92].

Вивчення формування рослинного обростання на різних субстратах набуло практичного значення для господарської діяльності людини, пов'язаної з впровадженням природних і антропогенних субстратів у водне середовище. Будівництво в прибережних зонах водойм призводить до збільшення поверхні

штучних субстратів, з яких утворюється рослинне обростання, що призводить до збільшення продуктивного потенціалу екосистем. У даний час існує проблема проєктування та розміщення біопозитивних структур у морських районах для підтримки оптимальних екологічних режимів [92].

Створені людиною штучні споруди можуть забезпечити додаткове, хоча й неприродне середовище проживання. Ці споруди, як-от облицювальні стіни, басейни для плавання та причали, здебільшого розташовані навколо приливної околиці естуаріїв і встановлені без конкретної мети забезпечення середовища проживання. Проте екологічні принципи все частіше поєднуються з плануванням, проєктуванням та експлуатацією морських штучних споруд, щоб спроектовані штучні споруди могли використовуватися як інструменти збереження та покращення морського середовища, або для розширення можливостей для рибалок-любителів. Екологічне обґрунтування створення штучних рифів полягає в тому, що обмежена площа та незадовільний стан природних скелястих рифів можуть стримувати чисельність рибних популяцій. Тому розширення рифових середовищ існування шляхом створення штучних рифів здатне сприяти збільшенню біопродуктивності та відтворенню риби. Естуарні штучні рифи підтримують рибні співтовариства, подібні до природних скелястих рифів, тому впровадження штучних рифів може збільшити загальну популяцію естуарію. Однак штучні рифи можуть виступати як приваблювачами риби, так і як джерела риби.

Природні рифи відрізняються за розміром, формою та щільністю отворів. Штучні рифи функціонують краще, коли вони імітують природу. Кулі, які створюють отвори, надуваються до різного тиску, щоб змінювати розміри отворів. З'єднати отвори можна, надуваючи кульки до торкання.

Більшість отворів сконструйовано таким чином, щоб вони створювали вири навколо рифових кульок, допомагаючи жити морське життя, яке прикріпилося до рифу. Те, як кульки притискаються до форм під час лиття, робить внутрішні та зовнішні отвори меншими, ніж утворена внутрішня порожнина, і це створює ефект виру.

Таким чином, досвід застосування ШР у північно-західній частині Чорного моря та лиманах Причорномор'я демонструє поступовий перехід від імпровізованих конструкцій з відходів (автопокришок, ПЕТ-пляшок) до спеціалізованих інженерно-біологічних систем.

Екологічне обґрунтування використання штучних рифів базується на гіпотезі про лімітуючий вплив площі твердого субстрату на чисельність популяцій гідробіонтів. Збільшення площі придатних оселищ безпосередньо корелює з ростом біопродуктивності естуарних систем. При цьому штучні рифи виконують подвійну функцію: вони виступають не лише засобами приваблення (аттракції) дорослих особин, а й стають джерелами (продуцентами) нових поколінь морських мешканців, забезпечуючи умови для нересту та захисту молоді [200].

Ефективність функціонування таких структур прямо залежить від ступеня їхньої мімікрії під природні рифові екосистеми. Природні рифи характеризуються складним мікрорельєфом, різноманіттям ніш та варіативністю отворів, що створює оптимальні гідродинамічні умови. Сучасний підхід до конструювання ШР передбачає можливість модульного регулювання цих параметрів: зокрема, шляхом зміни тиску в надувних елементах форми при виготовленні блоків можна варіювати розмір та геометрію внутрішніх порожнин [194].

Більшість таких отворів проєктуються з метою генерації мікро-вирів навколо споруди. Це сприяє інтенсивному живленню прикріплених організмів-фільтраторів за рахунок постійного притоку планктону та поживних речовин, що потрапляють у внутрішню камеру за принципом ефекту вентурі [195].

3.2. Технологічні характеристики та інженерно-біологічні особливості модулів типу Reef Ball

Будь-яку антропогенну споруду в морі можна визначити як «штучний риф», проте лише науково обґрунтоване розміщення спеціалізованих модулів на ділянках з піщаним дном дозволяє класифікувати таку територію як «оазис

відновлення запасів». Це досягається через активне і цілеспрямоване перетворення природного середовища з метою ревіталізації екосистеми.

Модульний штучний риф типу Reef Ball являє собою результат високотехнологічного проєктування, спрямованого на максимізацію морського біорізноманіття. На відміну від випадкових конструкцій, ці модулі будуються відповідно до точних математичних моделей, які оптимізують здатність надавати притулок та сприяти природному розселенню морського життя [197].

Головною концептуальною рисою Reef Ball є використання геометричних форм, що максимізують корисну площу контакту з водним середовищем. Зокрема, модуль типу «Goliath» має робочу поверхню близько 21 м², що у поєднанні зі спеціальною текстурою бетону створює ідеальний субстрат для поселення молюсків та макрофітів [202].

Унікальна купольна форма з бічними отворами, які мають змінний переріз (ширші в центрі стінки та вужчі біля зовнішньої поверхні), дозволяє формувати мініатюрні турбулентні вихори. Це не лише знижує підйомну силу течій, запобігаючи перекиданню блоку, а й забезпечує безперервну доставку поживних речовин до внутрішніх мешканців рифу.

Важливою характеристикою є довговічність конструкцій. Бетонна суміш, що використовується для Reef Ball, відзначається надвисокою міцністю та стійкістю до абразивного впливу піску та хвиль. Відсутність залізних армуючих каркасів усуває ризик корозії та подальшої деградації цементного каменю в агресивному морському середовищі, що дозволяє прогнозувати термін служби таких споруд понад 500 років [196].

Враховуючи те, що розміри та розташування отворів можна змінювати, кожна куля матиме унікальний вигляд створюючи візуальне розмаїття, яке зазвичай асоціюється з рифами. Порожні простори всередині Reef Balls також можна налаштувати, зокрема, частково заповнити камінням або раковинами, щоб змінити популяції риб, зокрема змінити середовище існування на користь молоді риби або збільшити виробництво біомаси [197, 198].

Рифові кулі виготовляються шляхом заливання бетону у форму зі скловолокна, що містить центральний буй Polyform, оточений надувними

кулями різного розміру для створення отворів. Існує більше десятка різних стандартних розмірів прес-форм, а також можливі індивідуальні розміри. Форми, отримані від Reef Ball Foundation, зазвичай постачаються із запасними частинами, наборами інструментів, початковими добавками для бетону [199].

Загалом можна використовувати будь-який тип бетону, включно з кінцевими відходами, але для додання *Reef Balls* високої міцності та для того, щоб зробити бетон придатним для розмноження морських мешканців, необхідні добавки, такі як мікрокремнезем і високоактивний водовідновлювач.

Для того щоб управляти екологічним станом водойми, важливо правильно підібрати матеріали для будівництва біопозитивних споруд.

Таким чином, аналіз досліджень, проведені у водах Чорного моря, дозволили виявити закономірності виникнення водної рослинності, що складається з мікро - і макророслин, на різних типах конструкційних матеріалів.

Зокрема, в Одеській затоці виявлено особливості формування груп рослинності на підкладках з різних матеріалів (вапняк, бетон, граніт і шинна гума), які найчастіше використовуються в гідротехнічному будівництві [92].

Вапняк (20 днів) найшвидше заселяється мікроводоростями серед досліджуваних субстратів, граніт (60 днів) найповільніший, а гума (30 днів) і бетон (45 днів) займають проміжне положення. Мікроводорості віддають перевагу різним субстратам лише на першому етапі своєї колонізації.

Формування стійкої біоти з рослин з переважанням великих груп водоростей на всіх досліджених субстратах відбувається приблизно за один і той же період (1,5~2 місяці). В цей же період на гумових шинах утворюється угруповання макробітів, міцність яких в середньому в 2 рази вище, ніж на підкладці, традиційно використовуваної в морській гідротехніці (табл. 3.1).

Порівняно з вапняком, який був прийнятий за контрольний субстрат, на бетоні та граніті згідно проведеного аналізу, спостерігалось помірне зростання всіх досліджуваних показників, що свідчить про більш сприятливі умови для розвитку організмів на цих поверхнях. Найвищі значення зафіксовано на гумі, де проєктивне покриття, біомаса та інтенсивність автотрофних процесів значно перевищували показники інших субстратів.

Разом з тим, слід відзначити, що час заселення мікрководоростей найбільш оптимальний на вапняку та бетоні, а також гумі. Разом з тим, важливим критерієм для вибору матеріалів є їх екологічність, а саме за походженням, впливом на екосистему, на здоров'я людини та енергоефективності виробництва.

Аналіз наведених матеріалів дозволив зробити висновок, що вапняк є найбільш екологічним, бетон на другому місці.

Крім того, останні дослідження говорять про небезпеку використання гумових шин для таких цілей.

У морських екосистемах з високим рівнем поживної активності особливості заростання гуми може мати негативні екологічні наслідки, пов'язані з наслідками вторинної евтрофікації прибережних зон, викликані надлишком біомаси відмерлих рослин.

Таблиця 3.1

**Співвідношення сумарних величин показників угруповань
макрофітів на різних видах субстратів за 5-місячний період експозиції [92]**

Показник	Субстрат			
	Вапняк	Бетон	Граніт	Гума
Проективне покриття	1	1.7	1.6	5.4
Біомаса	1	1.4	2.0	11.0
Інтенсивність автотрофного процесу	1	1.2	1.7	10.1
Продукція	1	1.3	1.5	2.3
Час заселення мікрководоростями, дні	20	45	60	30
Екологічність	+++	++	+	-

Конструкція рифових куль, які було встановлено в прибережних смугах Тилігульського лиману була виготовлена зі спеціального цементу з додаванням мікрокремнезему (силікатного пилу). Такий матеріал було обрано через те, що рН матеріалу близька до морської води, що забезпечує сумісність з морським середовищем і збільшує привабливість для колонізації організмів.

Для того, щоб риф функціонував належним чином, він повинен проіснувати стільки ж, скільки живуть природні рифи, сотні чи тисячі років.

Є 5 основних компонентів стабільності:

- 1) Стійкість до руйнування матеріалу штормом (фізичні процеси);
- 2) Стійкість до руйнування матеріалу часом (хімічні процеси);
- 3) Стійкість до руху штормом;
- 4) Стійкість до втрати орієнтації штормом (перекидання або обертання);
- 5) Осідання (осідання на піщане або мулисте дно) [203].

На рис. 3.4. наведено основні технічні рішення щодо дотримання стійкості рифів, нижче наведено їх описання.

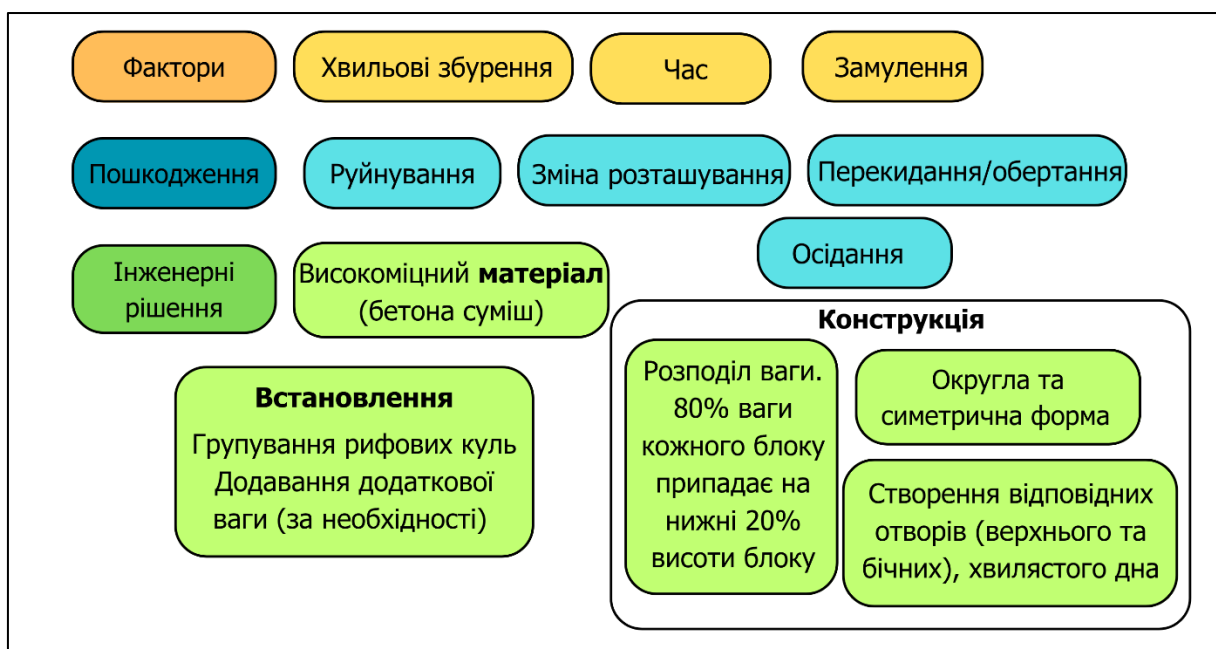


Рис. 3.4 – Технічні рішення досягнення стійкості рифових куль

Щоб подолати руйнування матеріалу штормом або надмірними коливаннями води, слід використовувати міцний матеріал. Будь-яка конструкція, яка передбачає рух будь-яких частин (зокрема, з популярними FAD для повітряних зміїв - пристроїв для залучення риби) тощо, не витримає протягом тривалого часу під час шторму. При виробництві рифових куль використовують високоміцний, стійкий до стирання бетон, щоб витримувати шторми, падіння якоря та сміття без руйнування.

Щоб подолати руйнування матеріалу хімічними процесами, обраний матеріал повинен мати відому стійкість до морської води. Дерево, залізо, сталь, багато пластмас і неморські сорти бетону мають обмежений термін служби в

морській воді. Рифові кулі використовують бетонну суміш, яка є високонепроникною та стійкою до атаки іонів хлориду. Конструктивно вони розраховані на термін служби в морській воді понад 500 років. Очікується, що за допомогою певного захисту від природного рифу, який росте навколо бетону, рифові кулі триватимуть нескінченно довго, з часом перетворюючись на природний риф [204].

Щоб подолати рух через шторм, потрібна фізична інженерія, яка враховує очікувані розміри шторму (з точки зору висоти хвилі та періодів) у порівнянні з матеріалом, що використовується. При використанні «матеріалів можливостей» це необхідно розрахувати для кожного матеріалу та місця. Існують також важливі інженерні особливості, які забезпечують стабільність, вбудовані в рифові кулі, зокрема, верхній отвір для опору підйомній силі, хвилясте дно для збільшення опору морського дна та бічні отвори для проходження енергії хвиль.

При подоланні перекидання, важливий розподіл ваги. Рифові кулі розроблено так, що 80% ваги кожного блоку припадає на нижні 20% висоти блоку. Це робить їх неможливими для перекидання через шторм [205].

Обертання виникає, коли сили діють на одиницю нерівномірно. Опір обертанню - це тертя морського дна, яке, по суті, є комбінацією ваги дна (розрахованої за вагою матеріалу за вирахуванням переміщення) і коефіцієнта тертя об морське дно.

Різне морське дно має різний коефіцієнт тертя. Рифові кулі мають хвилясте дно для збільшення тертя. Однак обертання може відбуватися лише в матеріалах, які нерівномірно піддаються впливу течій або хвиль. Рифові кульки округлі та симетричні, тому обертальні сили не діють у великій мірі. Обертання зазвичай відбувається в матеріалах, які витягнуті або мають плоскі вертикальні поверхні, де обертальні сили найбільші [206].

Дисертаційні дослідження показали, що згруповані рифові кулі мають менший шанс осідання, ніж окремі рифові кулі, ймовірно, через збурення, спричинені бічними отворами, що утворюють водоворот, які можуть утримувати пісок, який інакше осідав би у суспензії.

Під час розгортання на піску чи мулі аналіз розподілу частинок за розміром є одним із найкращих інструментів, який допоможе передбачити, чи опуститься риф. Тільки кваліфіковані інженери-фізики повинні інтерпретувати розподіл піску за розміром. Рифові кулі недорогі, ще один поширений метод, який часто використовують, полягає в тому, щоб поставити одну або кілька одиниць у певну зону для перевірки на просідання через певний період часу [207].

Якщо аналіз стабільності приходить до висновку, що додаткова вага необхідна для застосування на відстані менше 10 метрів, центральний міхур у прес-формі можна надуту менше, що може збільшити вагу кожного блоку (до подвоєння стандартної ваги). Рифові кулі можуть потребувати додаткової флотації на додаток до центральної камери для плавучого розгортання, якщо вага збільшується.

Таким же чином кулі можна зробити на 30% легшими за стандартну вагу, надуваючи центральний міхур для глибокого розгортання, захищених зон тощо, де стабільність не є проблемою, щоб заощадити на бетоні. Додаткової ваги також можна досягти шляхом додавання каменів або інших матеріалів у центр рифових куль після розгортання, додавання бетонних «підніжжя» або додавання якорів у екстремальних умовах, таких як проєкти захисту пляжів [208].

Рифові кулі мають внутрішню порожнину, яка забезпечує риbam укриття від течій, сприяючи збереженню їх енергетичних ресурсів, а також створює умови для вільного маневрування та природної поведінки у водному середовищі. Коли цей простір залишається відкритим, він забезпечить притулок для риб розміром до порожнечі. Багато проєктів спрямовані на покращення виживання та зростання дрібних риб. У цих проєктах заповнення штучних рифів камінням, шлакоблоками або іншими відповідними матеріалами може розділити порожні простори. [209].

Кожна рифова куля унікальна, тому що надувні кулі, які створюють отвори в них, можна переміщати, і їх можна надувати до різних розмірів перед

кожним закиданням. Розміщуючи дві або більше надувних куль разом, будівельник рифу створює більшу діру.

Те саме відбувається, якщо додати більше повітря (або менше у випадку меншого отвору), щоб зробити більший отвір. Великі отвори дозволяють проникнути більшій рибі, тоді як менші отвори можуть діяти як «засоби захисту від хижаків». Отвори також збільшують площу поверхні одиниць, і багато тварин у спільноті вважають за краще розташовуватися поруч з отворами, щоб вири, які вони створюють, приносили їм також їжу. Існує багато літератури про розміри отворів і розміщення, які можна використати для конкретних питань [210].

Рифові кулі, особливо більших розмірів, можуть мати взаємопов'язані отвори (отвори, які з'єднуються від одного отвору до іншого, а не всередину або з рифової кулі, як швейцарський сир), що створює певну форму складності. Інші складні форми отворів можна нескінченно додавати до конструкції рифових куль. Можна також додати біологічно розкладані предмети, щоб створити отвори.

Звичайні округлі отвори розроблені спеціально для створення завихрення (виру) навколо блоків рифових куль. Ці водовороти важливі для того, щоб забезпечити поживними речовинами ріст рифових куль. Вихрові отвори особливо важливі з біологічної точки зору біля вершини рифових куль і для запобігання просідання біля основи рифових куль [211].

У більшості застосувань рифові кулі виготовляються з грубою текстурою поверхні, яка досягається шляхом нанесення цукрової води на бічні сторони форм і промивання незатверділих цементних поверхонь водою, щоб відкрити заповнювачі в бетонній суміші. Це підходить для більшості гідробіонтів. Збільшення шорсткості поверхні куль значно збільшує їх площу поверхні. Гладка повнорозмірна рифова куля має площу поверхні 12,1 м², тоді як із шорсткою текстурою число зростає до 185 м². Очевидно, фізичні особливості поверхні впливають на те, який тип життя може прикріпитися та вирости на рифових кулях, і їх слід ретельно продумати [212].

Фізична мікроповерхня

У мікроскопічному масштабі невелика текстура також важлива для того, щоб личинкові стадії обростання легше прикріплювалися до рифу. Тому для всіх рифових куль використовується бетон із залученням повітря. Це означає, що в бетоні є крихітні бульбашки повітря, які на поверхні бетону утворюють крихітні ямки, в яких личинкам легше триматися. Слід зазначити, що в країнах, де температура замерзання не досягає, іноді важко знайти добавки для повітрягнучого бетону. Прийнятною заміною є одна чайна ложка неароматизованого, біорозкладаного засобу для миття посуду на кубічний метр бетону.

Хімічний склад поверхні та форма рифови куль (тобто рН, відкриті агрегати тощо)

Хімічний склад поверхні також може впливати на розселення та ріст морських тварин і рослин [213].

Рифові кулі можуть мати різноманітну форму дна, як правило, хвилясту, щоб забезпечити простір для тварин, які живуть під рифом. Часто «печери» додаються збоку від рифової кулі до центру для таких тварин, як вугри та омари. Залежно від бажаних цілей можливі інші форми на нижніх краях. Область, де риф контактує з морським дном, може бути особливо біологічно активною областю, і цій конструктивній особливості слід приділити особливу увагу [214]. Рифові кулі доступні принаймні 8 різних розмірів. Від найменшого до найбільшого вони називаються Model Reef Ball, Oyster Ball, Lo-pro Ball, Mini-Bay Ball, Bay Ball, Pallet Ball, Reef Ball і Ultra Ball. Технічні характеристики наведено у наступній таблиці (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Загальні характеристики рифових куль різного розміру [214]

Стиль	Ширина, м	Висота, м	Вага, кг	Обсяг бетону, м ³	Область поверхні, м ²	Отвори
1	2	3	4	5	6	7
Ultra Ball	1,83	1,37	1814 - 2722	0,76	13,9	29-34
Reef Ball	1,83	1,22	1360 - 2722	0,57	12,1	29-34

Продовження таблиці 3.2

1	2	3	4	5	6	7
Pallet Ball	1,22	0,9	680 - 998	0,25	7,0	17-24
Bay Ball	0,9	0,61	170 - 340	0,08	2,8	10-16
Mini-Bay Ball у розробці	0,76	0,53	68 - 90	-	-	8-12
Lo-Pro	0,61	0,46	32 - 45	-	-	6-10
Oyster	0,46	0,30	14 - 20	-	-	6-8

Очевидно, що при виборі розмірів потрібно враховувати багато міркувань. Найпопулярнішими розмірами є Bay і Pallet Ball через низку як біологічних, так і фізичних причин. Помилково поспішно робити висновок, що найкращий розмір - це найбільший, який фізично може впоратися проєкт. Цілі конкретного проєкту повинні визначати найкращі розміри для вибору. При цьому найкращі рифи (з точки зору відповідності видів і щільності популяції природним рифам) зазвичай є комбінацією кількох різних розмірів. На рис. 3.5 наведено порівняння розмірів різних типів рифових куль.



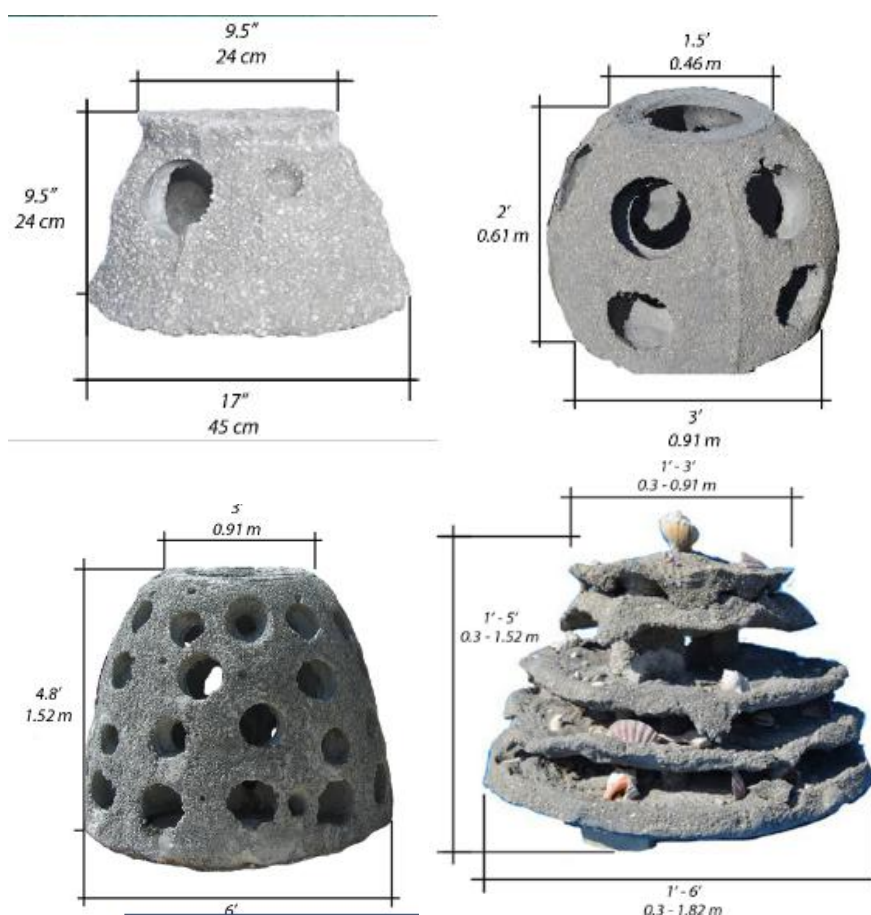


Рис. 3.5 - Приклади рифових куль. Зліва направо: Oyster, Lo-Pro, Mini-Bay, Bay, Pallet, Ultra, Super, Goliath, Goliath w/Booster Ring [189]

Як і можна було очікувати, більші розміри, як правило, містять більшу рибу, а менші - меншу рибу, але більші можна використовувати для меншої риби, заповнивши порожнечу каменем, як згадувалося раніше.

Для умов Тилігульського лиману, з врахуванням його біологічних та гідрологічних особливостей, оптимальним є розмір Oyster, діаметром 0,46-0,75 м. Бетон, який використовується для виготовлення рифових куль, містить мікрокремнезем для створення надвисокої міцності, стійкості до стирання бетону, рН якого подібний до природної морської або лиманної води (в залежності від місця втсановлення рифу). Це не схоже на звичайний бетон, який має поверхневий рН до 12. Цей високий рН (море має природний рН 8,3) може перешкоджати розселенню та росту багатьох видів морських мешканців. Мікрокремнезем забезпечує очікуваний термін служби рифових куль.

Інші домішки включають високоякісну водовідмінювальну речовину та мікрОВОлокна. Рифові кулі виготовляються без використання залізної арматури, яка призвела б до розкладання цементу в морській воді.

Крім того, для підвищення біопродуктивності рифових куль пропонується додавати при виготовленні бетону просіяний місцевий пісок та подрібнені мушлі місцевих молюсків, зокрема мідій. Допустимим для використання в Чорному морі є додавання мушель рапанів (з місця, де встановлюватиметься риф), які давно пристосувались до життя в Чорному морі. Це забезпечує також міцність конструкції та зменшує вартість виготовлення рифів.

Рифові кулі вже успішно функціонують у шістдесяти двох країнах світу, що слугує доказом їхньої дієвості та надійності у використанні. У водах Чорного моря ця інновація планується до апробації вперше. Ці споруди виготовляються на основі цементу, за унікальною запатентованою формулою із залученням мікрокремнезему (так званого силікатного пилу). Даний склад забезпечує рівень кислотності (pH), ідентичний такому у морській воді, що гарантує повну сумісність із морським середовищем та підвищує привабливість конструкцій для організмів, схильних до колонізації.

Настанови від настільки авторитетних інституцій, як Міжнародна організація "Альянс за відновлення природних устричних рифів" (NORA) та Фундація рифових куль (Reef Ball Foundation), наголошують на критичній значущості запровадження штучно створених рифів для консервації та ревіталізації екосистем, особливо у випадках, коли природні фонди потерпають від значного антропогенного тиску [215].

Використання затверджених конструкцій рифових куль у прибережних лиманах здатне відіграти ключову роль у формуванні оптимальних умов для молюсків-фільтраторів та інших мешканців морського чи прісноводного басейну. Водночас, подібні заходи посприятимуть зростанню біорізноманіття та покращенню гідрохімічного режиму води у лимані.

З огляду на позитивний досвід впровадження цих технологій у різних географічних регіонах планети, є нагальна потреба адаптувати їх до конкретних потреб та особливостей кожного окремого лиману. Для досягнення цієї мети необхідно здійснити глибокі наукові дослідження та розробити чітку стратегію, яка б брала до уваги локальні умови, кліматичні нюанси та особливості донних відкладів. Окрім того, вкрай важливим є формування надійної системи

моніторингу для об'єктивної оцінки досягнутих результатів та загального впливу встановлення штучних рифів на екосистему лиману.

Для успішної реалізації цих рішень у лиманних акваторіях потрібне забезпечення необхідними фінансовими та матеріальними ресурсами, залучення відповідних технічних фахівців та наявність належної інфраструктури для виробництва та розміщення рифових куль. На далі, система моніторингу має бути належним чином відкалібрована для довготривалого відстеження наслідків впливу цих інженерних споруд на екологічний стан лиманів північного Причорномор'я.

Висновки до розділу 3

Виявлено, що бетон та вапняк є оптимальними матеріалами для формування стійкої біоти з рослин. Хоча інші матеріали в якості субстратів за аналізом співвідношення сумарних величин показників угруповань макрофітів за 5-місячний період експозиції показують кращі показники біопродуктивності, бетон та вапняк мають перевагу в екологічності матеріалів.

Обґрунтовано необхідність використання виключно місцевих матеріалів (мушлі чорноморських молюсків) як добавок до бетону для створення штучних рифів.

Визначено, що склад рифових куль, який включає цемент, мікрокремнезем та подрібненні мушлі молюсків і місцевий пісок забезпечує рівень кислотності (pH), ідентичний такому, що є у водній екосистемі, де встановлюється риф та підвищує привабливість конструкцій для організмів, схильних до колонізації.

Диференційовано підходи до конструктивного виконання штучних рифів, а саме для довготривалого оздоровлення акваторій слід застосовувати стаціонарні важкі модулі (типу Reef Ball), стійкі до штормових навантажень, тоді як для короткотривалого використання з метою створення додаткових місць нерестовищ та прихистку доцільним є використання легких мобільних конструкцій, які підлягають вилученню після завершення нересту.

Результати досліджень даного розділу наведено в таких публікаціях:

1. Тимченко І.В., Грубий М.В. Аналіз впливу рекреаційної діяльності на екологічний стан прибережної території Тилігульського лиману. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: матеріали VII Міжнародного конгресу, 12-14 жовтня 2022. Львів: НУ Львівська Політехніка, 2022. С.139.

2. Тимченко І.В., Грубий М.В. Екологічний моніторинг морських та лиманних акваторій Північного Причорномор'я в межах Миколаївської області. *Інновації в суднобудуванні та океанотехніці*: матеріали XIII Міжн. наук.-техн. конф., 27-28 жовтня 2022р. Миколаїв: НУК, 2022. С. 276-278.

3. Грубий М.В., Трохименко Г.Г. Аналіз необхідності дослідження динаміки солоності Тилігульського лиману. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: матеріали VIII Міжнародний молодіжний конгрес, 02-03 березня 2023 Львів: НУ Львівська Політехніка, 2023.С. 27.

4. Трохименко Г. Г., Грубий М. В. Антропогенний вплив туристичної діяльності на екосистеми вздовж Тилігульського лиману. *Екологічна безпека держави: тези доповідей XVII Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених і студентів, м. Київ, 20 квітня 2023 р.Київ: НАУ, 2023. 88 с.*
https://drive.google.com/file/d/1_uuXWnyToKY0BYLkLXOHbmLU5_-qbh0g/view

5. Тимченко І.В, Трохименко Г.Г., Грубий М.В. Супутниковий моніторинг стану лиманних акваторій Миколаївської області після підриву Каховської ГЕС. Матеріали I Всеукр. науково-практ. конф. «Комплексне використання ресурсів довкілля», (Луцьк, 20 листопада 2023 р.) / Держ. вищ. навч. заклад «Донецький національний технічний університет». - Луцьк : ДВНЗ «ДонНТУ», 2023. С.118. https://donntu.edu.ua/wp-content/uploads/2023/11/1_vseukr.n-p.k. kompl.vykor.res.dovk. 2023.pdf

6. Грубий М.В., Трохименко Г.Г. Аналіз необхідності установки штучних рифів у Тилігульському лимані: матеріали XV Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екології та енергозбереження», Миколаїв, НУК, 2023 - С.149-150.

https://drive.google.com/file/d/1SaTD_tsl_0R31OX9g486oZR6PKyPqzg1/view

7. Трохименко Г.Г., Грубий М.В. Штучні рифи для післявоєнного відновлення лиманних акваторій Миколаївщини: матеріали XXIII Міжнародної науково-практ. конф. «Екологія. Людина. Суспільство», (Київ, 7 грудня 2023 р.

8. Крисінська Д. О., Тимченко І. В., Грубий М. В. Перспективи післявоєнного розвитку туристичного потенціалу Куцурубської територіальної громад. Ольвійський форум - 2024 : стратегії країн Причорноморського регіону в геополітичному просторі: XVII міжнар. наук. конф. м. Миколаїв: тези доп.: Проблеми екології: теорія і практика. / Чорном. нац. ун-т ім. Петра Могили. - Миколаїв : Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2024.

9. Мирошниченко О.В., Грубий М.В., Тимченко І.В., Трохименко Г.Г. Формування штучних рифів як приклад сприяння природному відновленню екосистем акваторій на локальному рівні Інновації в суднобудуванні та океанотехніці: матеріали XV Міжн. наук.-техн. конф., 26-27 вересня 2024р. Миколаїв: НУК, 2024. С. 425-426.

10. Тимченко І.В., Грубий М.В., Крисінська Д.О. Використання квадрокоптерів для екологічного моніторингу лиманних акваторій. Інновації в суднобудуванні та океанотехніці: матеріали XV Міжн. наук.-техн. конф., 26-27 вересня 2024 р. Миколаїв: НУК, 2024. С. 994-996

РОЗДІЛ 4

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ СТАНУ МОРСЬКИХ ТА ЛИМАННИХ ЕКОСИСТЕМ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

4.1. Результати моніторингу стану морських та лиманних екосистем: впровадження штучних рифів

У цьому розділі розглядається питання розробки сценаріїв природокористування для прилиманних екосистем, які ґрунтуються на принципах ресурсної орієнтації, балансуючи потреби водоспоживання та спроможності до регенерації. Задля створення інтегрованої моделі управління ресурсами, що має на меті підтримку оптимальних умов для відновлення водних запасів, застосовуються положення системного аналізу [100].

Перший досвід розміщення штучних рифів був апробований у морській акваторії біля Кінбурнської коси, де було впроваджено "зелені рифи", які представлені мішками, наповнювачем яких слугують здобуті з молюсків мушлі. Канат, використаний для формування мішків, також має натуральне походження.

При зведенні рифу варто застосовувати черепашки молюсків (устриць, рапанів), обтягнуті сіткою та мати численні внутрішні порожнини для максимізації площі поверхні субстрату. Шорсткі поверхні є більш сприятливими для адгезії гідробіонтів та створення для них комфортних умов [96].

Конструкція передбачає еко-сітку, що розкладається з часом без шкоди для навколишнього середовища, довжиною 100-120 см та шириною 40-50 см, наповнену біокомпонентом (черепашками молюсків) вагою 20-30 кг та зафіксовану екологічною стрічкою. Технологія монтажу: вибір місця розташування конструкції здійснюється з урахуванням гідрохімічних та біологічних умов, після попереднього аналізу ґрунту та гідрохімічних параметрів. Встановлення проводять водолази, які занурюють заздалегідь

підготовлені цілісні частини рифу та щільно фіксують їх між собою екологічною стрічкою [97].

Для зведення рифу можна також застосовувати пористий камінь, обтягнутий сіткою, що має багато внутрішніх порожнин з метою розширення площі основи для прикріплення. Фактура поверхні штучних рифів має значення для стабілізації спільнот фітообростання після первинного закріплення, отже, гладкі площі менш сприятливі для освоєння водоростями [98].

Даний тип штучних рифів пройшов випробування в акваторії Чорного моря, неподалік Кінбурнської коси, і продемонстрував позитивні результати (рис. 4.1).



Рис. 4.1 - «Зелений риф» під час встановлення

Протягом першої половини року, відколи було змонтовано "зелений риф", спостерігалось виявлення личинок мідії чорноморської й услід за цим освоєння встановленої конструкції колонією цього самого виду.

Згідно з даними, отриманими під час спостереження, новоутворене спільне проживання організмів характеризувалося збільшенням популяції двох різновидів крабів, що мешкають у Чорному морі, п'яти видів бичків, молоді

представників камбали та глоси, окрім того, було зафіксовано три роди креветок та низку інших рибних і моллюскових організмів (рис. 4.2).



Рис. 4.2 - «Зелений риф» через рік після встановлення

Отож, наявні дані підтверджують значний потенціал застосування "зелених рифів" для забезпечення біорізноманіття та стимулювання процесів самоочищення у водоймах Миколаївщини.

Разом з тим, було розглянуто інші варіанти та моделі штучних рифів, враховуючи і слабкі сторони «зеленого рифу», зокрема, вразливість конструкції до штормів.

Було проведено аналіз та запропоновано схему штучних рифових утворень, відомих як рифові кулі [93].

Рифові кулі (рис. 4.3) вже понад 30 років успішно експлуатуються у багатьох країнах світу, що є беззаперечним доказом їхньої функціональної дієвості та конструкційної надійності, як було розглянуто у 3 розділі. Для Чорноморського басейну, зокрема для акваторії Тилігульського лиману, ця технологія є важливою інновацією, що впроваджується з урахуванням специфіки місцевих біоценозів та заповідності акваторії.

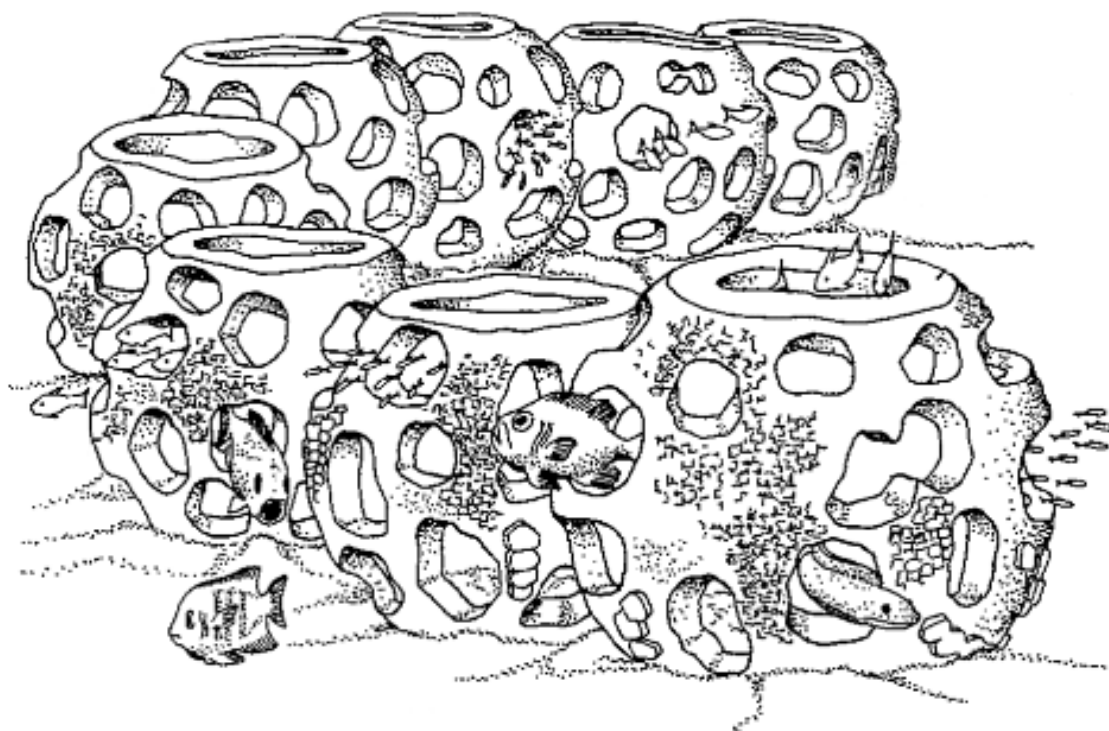


Рис. 4.3 - Рифові кулі, занурені в акваторію [93]

Такі конструкції виготовляються із цементу за спеціальною запатентованою рецептурою з додаванням мікрокремнезему (силікатного пилю). Завдяки унікальному складу показник рН поверхні цих структур максимально наближений до природного рівня морської води (нейтралізація надлишкової лужності бетону). Це забезпечує повну екологічну сумісність модулів та критично підвищує їхню привабливість для личинок організмів-обростачів (молюсків, поліхет), схильних до швидкої колонізації твердих субстратів.

Тип рифових конструкцій, рекомендований для впровадження у лиманах, може відіграти вирішальну роль у формуванні сприятливого середовища для молюсків-фільтраторів та інших мешканців морського дна. Паралельно такі заходи сприятимуть зростанню біорізноманіття та покращенню якісних показників води у лимані [94].

З огляду на успішний досвід застосування цих технологій у різних куточках світу, слід інтегрувати їх, адаптуючи до унікальних потреб та особливостей конкретного лиману. Для цього необхідно провести детальні дослідження та виробити стратегію, що враховуватиме локальні умови, кліматичні особливості та ґрунтові характеристики. Більше того, критично

важливим є розробка надійної системи моніторингу для оцінки ефективності та довгострокового екологічного впливу встановлених штучних рифів.

Для успішного впровадження цих рішень у водних просторах лиманів потрібно забезпечити наявність необхідного фінансування, відповідної технічної експертизи та належної інфраструктури для виробництва та розгортання рифових куль. Крім того, система моніторингу мусить бути коректно налаштована для відстеження результатів та впливу цих штучних утворень на екосистеми лиманів північного Причорномор'я протягом тривалого періоду [95].

Експериментальні дані демонструють високу ефективність використання штучних рифів у контексті підвищення рибопродуктивності як прибережних зон Чорного моря, так і прилеглих лиманів. Ці акваторії часто відчувають нестачу твердих поверхонь, придатних для нересту риб, де у природних умовах нерідко спостерігається жорстка боротьба за місце.

Проектування та розміщення біопозитивних конструкцій штучних рифів у морських та лиманних акваторіях веде до збільшення площі штучного субстрату, на якому формується рослинний покрив (фітообростання), що, своєю чергою, підвищує загальний продукційний потенціал екосистеми.

Процес формування фітообростання твердих субстратів в умовах морських евтрофних екосистем можна умовно поділити на три етапи:

- 1) перший місяць, протягом якого автотрофний процес протікає виключно за рахунок функціонування одноклітинних водоростей;
- 2) другий місяць, перехідний період, коли домінуюча роль в продукуванні органічної речовини зміщується до угруповань макроводоростей;
- 3) наступний період, коли до 99 % первинної продукції створюється за рахунок функціонування макрокомпонента фітообростання.

Експерименти зі створення у Чорному морі штучних рифів із використанням різних матеріалів виявили деякі загальні закономірності, які необхідно враховувати при спорудженні рифового комплексу в прибережних водах. Хороші результати були отримані на рифах неправильної форми з

шорсткою поверхнею для кращого прикріплення гідробіонтів і створення їм сприятливих умов проживання.

Встановлено, що ключовими факторами успішності функціонування штучних рифів є тип матеріалу, структурна складність поверхні, пористість та екологічна сумісність із природним середовищем. Особливу перевагу мають конструкції на основі природних матеріалів (мушляк, вапняк), які демонструють найвищі показники заселення макрзообентосом та швидкість формування фітообростання. Це підтверджує доцільність використання біопозитивних технологій при проектуванні екологічних рішень для лиманних екосистем.

Отримані результати свідчать про високу ефективність застосування штучних рифів як інструменту відновлення біоценозів та покращення екологічного стану водних екосистем. Водночас для комплексної оцінки змін, що відбуваються у прибережних та лиманних акваторіях, необхідним є залучення сучасних методів дистанційного зондування Землі.

У зв'язку з цим розглянуто результати супутникового моніторингу стану двох лиманів Північного Причорномор'я, аналіз змін екосистем в умовах воєнних дій, а також можливість отримувати дані за допомогою БПЛА, що дозволяє оцінити просторово-часову динаміку екологічних змін та вплив антропогенних факторів на природні комплекси регіону.

4.2. Супутниковий моніторинг лиманних та морських екосистем Північного Причорномор'я (Тилігульський, Дніпро-Бузький лимани)

В умовах воєнних дій стан лиманних та морських екосистем Північного Причорномор'я значно змінюється, що пов'язано з прямими та опосередкованими впливами воєнних дій. серед У цьому підрозділі представлено результати дистанційного зондування Землі (ДЗЗ), що дозволяють оцінити динаміку трансформації як наземних, так і водних екосистем [130].

Подальший аналіз базується на супутникових даних, які дають змогу простежити просторово-часові зміни екологічного стану ключових природних об'єктів регіону.

Особливу увагу приділено процесам евтрофікації водних екосистем, зокрема Тилігульського та Дніпро-Бузького лиманів.

За допомогою супутникових індексів та спектральних характеристик водної поверхні оцінено процеси евтрофікації, зміни прозорості води та поширення зон підвищеної трофності.

Для оцінки евтрофікації використовуються спектральні індекси, зокрема нормалізований індекс рослинності, Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) та модифіковані водні індекси, що дозволяють визначати ступінь розвитку фітопланктону та водної рослинності. Окрім NDVI, для оцінки стану водних об'єктів застосовуються спеціалізовані водні індекси: NDWI (Normalized Difference Water Index) для виділення водного дзеркала, MNDWI для точнішого розмежування води й урбанізованих територій, NDCI (Normalized Difference Chlorophyll Index) для оцінки концентрації хлорофілу- як показника евтрофікації. За тепловими каналами супутників Landsat можливе визначення температури поверхні води, що є важливим чинником розвитку евтрофікації та біологічних процесів у водоймах. Також застосовується нормалізований відносний альгоіндекс, Normalized Difference Algae Index (NDAI).

У роботі для дослідження використано NDVI індекс, $NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$, а також інструмент Ulyssys Water Quality Viewer (UWQV) для Тилігульського та Дніпро-Бузького лиманів. Для дослідження евтрофікації Дніро-Бузького лиману використано NDAI індекс. $NDAI = ((Green + 2 * NIR - Blue - Red) / (Green + 2 * NIR + Blue + Red)) + 0.5$.

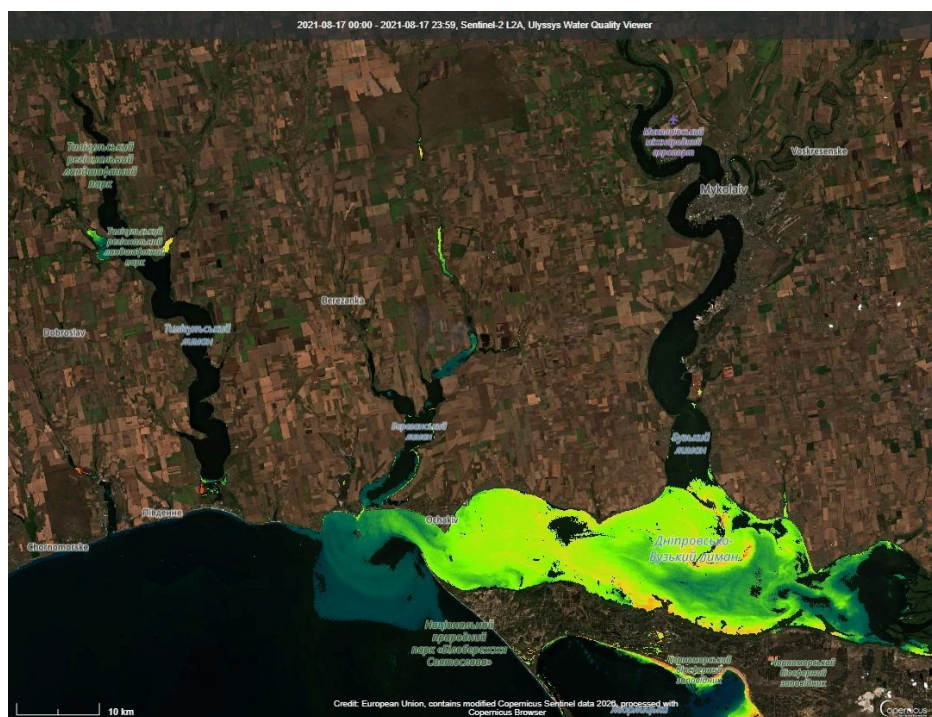
На рис. 4.4 наведено супутникові знімки лиманів Північного Причорномор'я, синтезовані на платформі Copernicus, програма моніторингу якості води, Ulyssys Water Quality Viewer (UWQV), за 17.08.2021 рік (а), 16.08.2025 рік (б), на рис.4.4в наведено палітру кольорів, що хараткеризують процеси евтрофікації. На рис.4.5. наведено Тилігульський лиман та осередки

евтрофікації в серпні 2025 року, загалом дуже рідкісне явище для Тилігульського лиману, яке виникло скоріш за все через аномальну посуху та високі температури влітку 2025 року.

Такі зміни можуть бути пов'язані як із порушенням гідрологічного режиму, змінами у водообміні, так і з антропогенним навантаженням, яке посилюється в умовах війни.

Окрім змін у водних екосистемах, за допомогою дистанційного зондування простежино трансформацію прибережних та наземних природних комплексів, що безпосередньо має вплив на водні екосистеми, який проявляється в потраплянні забруднюючих речовин та домішок з берегу в акваторію та подальшому замуленні й посиленні процесів евтрофікації.

Зокрема, проаналізовано динаміку стану кос Тилігульського лиману (рис. 4.6), які зазнали додаткового антропогенного навантаження через збільшення туристичної активності у відносно безпечних прибережних зонах під час воєнного періоду. Це проявляється у зміні структури рослинного покриву, локальній деградації піщаних та лучних біотопів, а також у розширенні зон рекреаційного використання.



a)

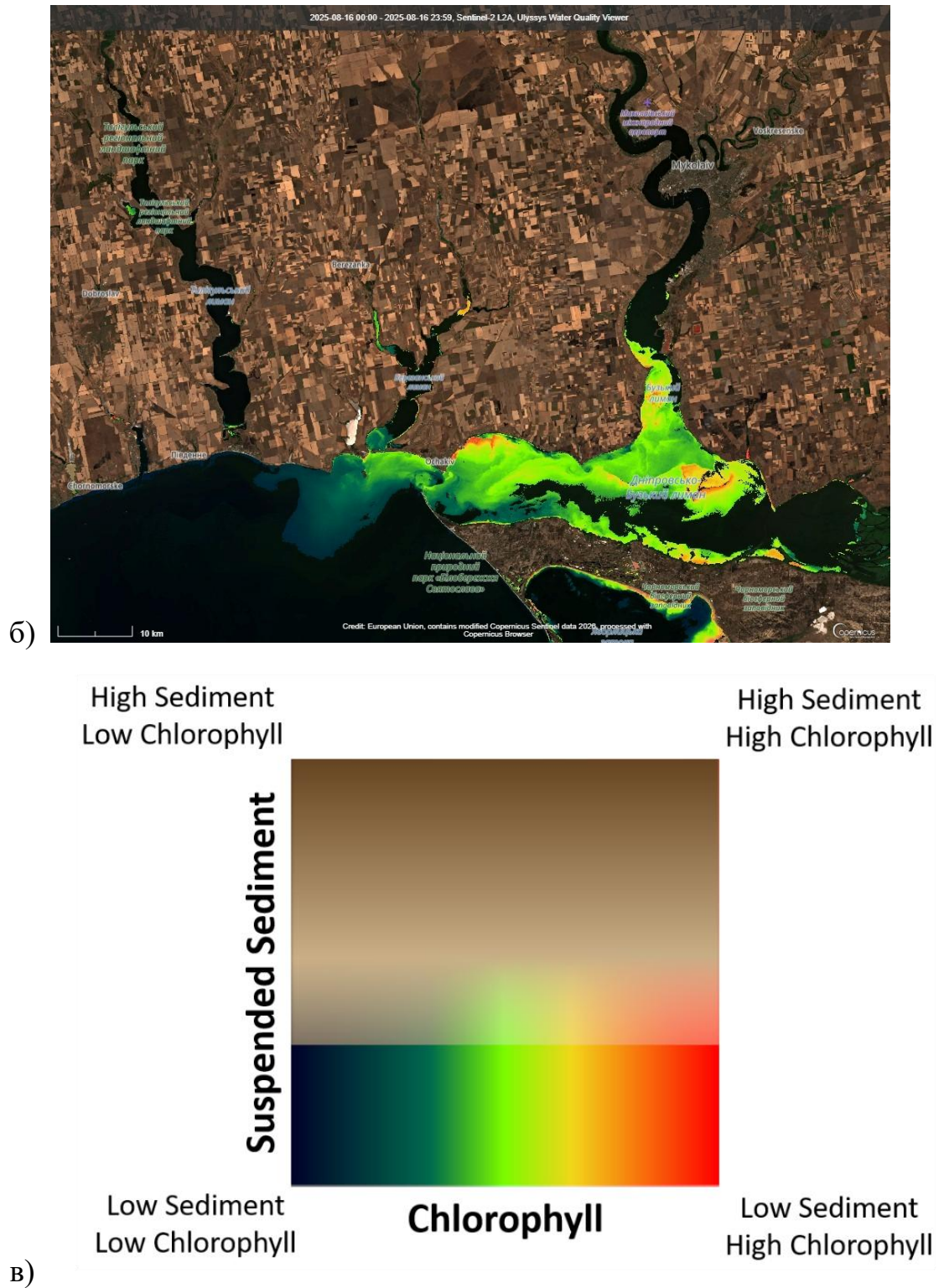


Рис.4.4 – Супутникові знімки Sentinel-2, UWQV: а -17.08.2021 рік, б - 16.08.2025, в - палітра рівнів евтрофікації

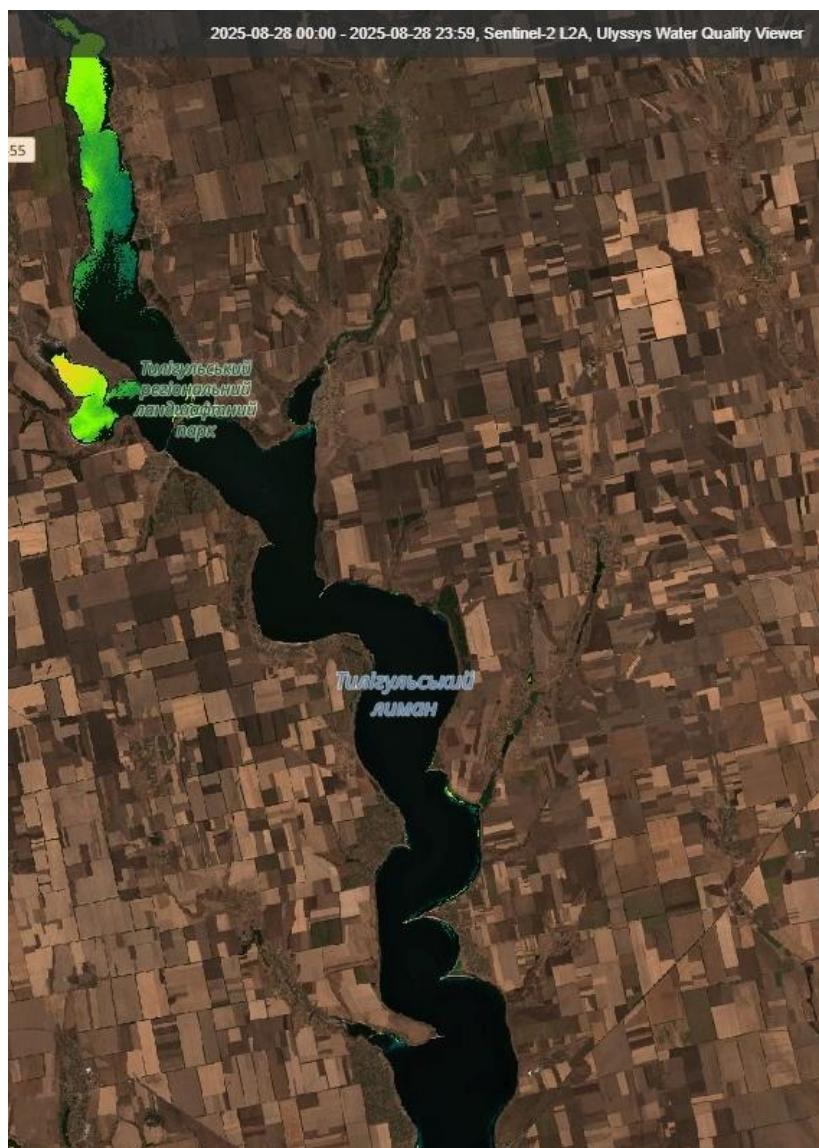
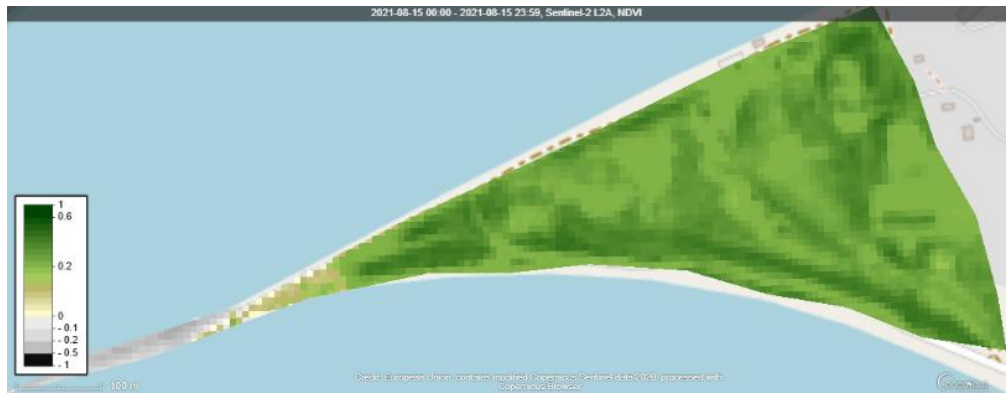
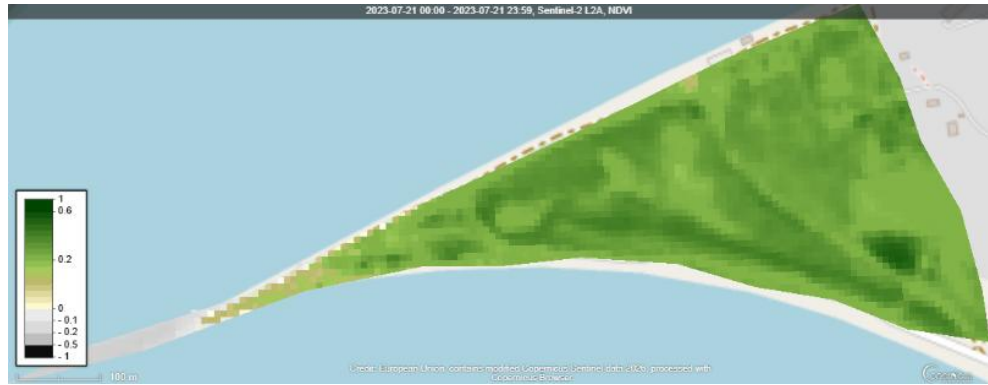


Рис.4.5 – Супутниковий знімок Sentinel-2, UWQV, 28.08.2025 рік

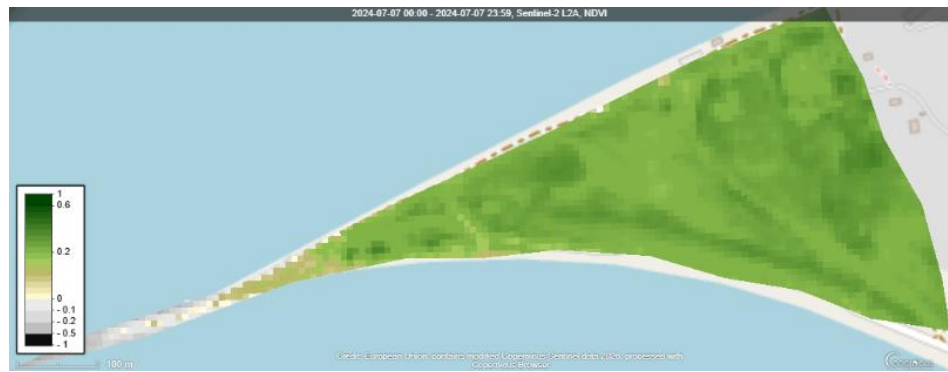
На рис. 4.6. наведено синтезований знімок Sentinel-2 Великої української коси (NDVI індекс) особливо цінної заповідної ділянки, місця гніздування багатьох видів птахів та класифікація поверхні, що дозволяє побачити відсоток вегетативної землі та без вегетації в однаковий вегетативний період (серпень), в період активної туристичної діяльності. Можна побачити значні зміни, які відбулись після початку повномасштабного вторгнення, коли більшість туристичних місць півдня України було закрито для відвідування туристів.



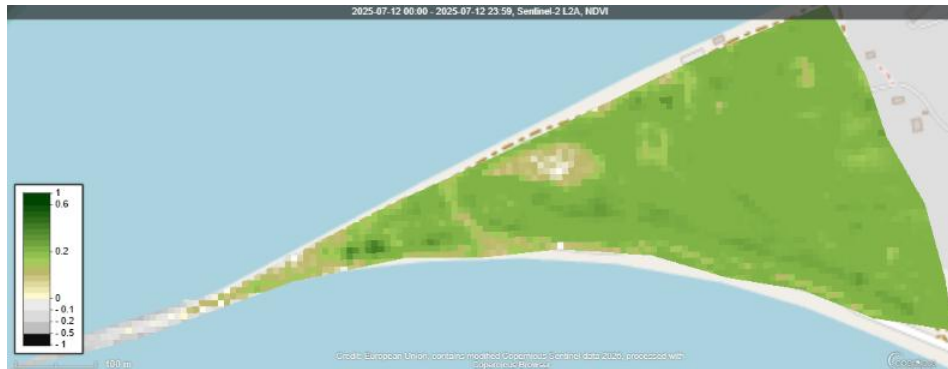
a



6



B



Г

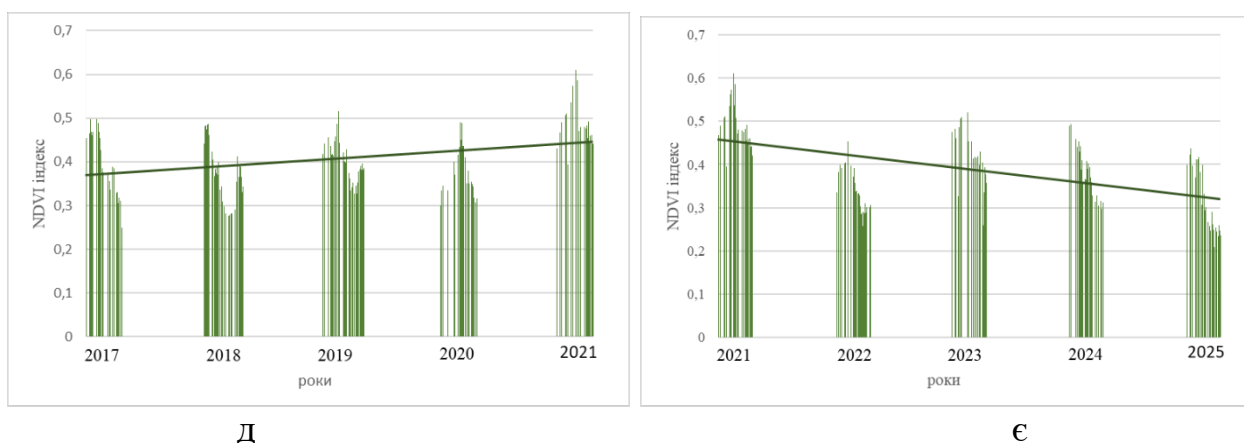


Рис. 4.6 – Синтезоване зображення Sentinel-2, Велика Українська коса, NDVI індекс: а -2021 р., б – 2023 р., в – 2024 р., г – 2025 р., д,є – значення NDVI індексу за різні роки

Проведено дослідження зміни екологічного стану Дніпро-Бузького лиману та прибережних територій Кінбурнського півострова. З початком повномасштабного вторгнення Кінбурнський півострів знаходиться під впливом пожеж, спричиненими бойовими діями, обстрілами та вибухами. Супутникові знімки дозволяють оцінити масштаби наслідків та спрогнозувати подальший план відновлення.

Дослідження евтрофікаційних процесів в лиманах дозволяє визначити пріоритетні зони для встановлення штучних рифів у рамках післявоєнного відновлення Північного Причорномор'я.

У роботі використано альгоіндекс для визначення зон різного ступеню евтрофікації водойми. Для дослідження було обрано Бузько-Дніпровський лиманний канал, аналітичні супутникові знімки взято на платформі Copernicus та завантажено в Qgis. За допомогою калькулятора побудовано альгоіндекс для періоду липень-вересень 2021 року та 2025 року (періоди найінтенсивнішого цвітіння), отримані дані усереднено.

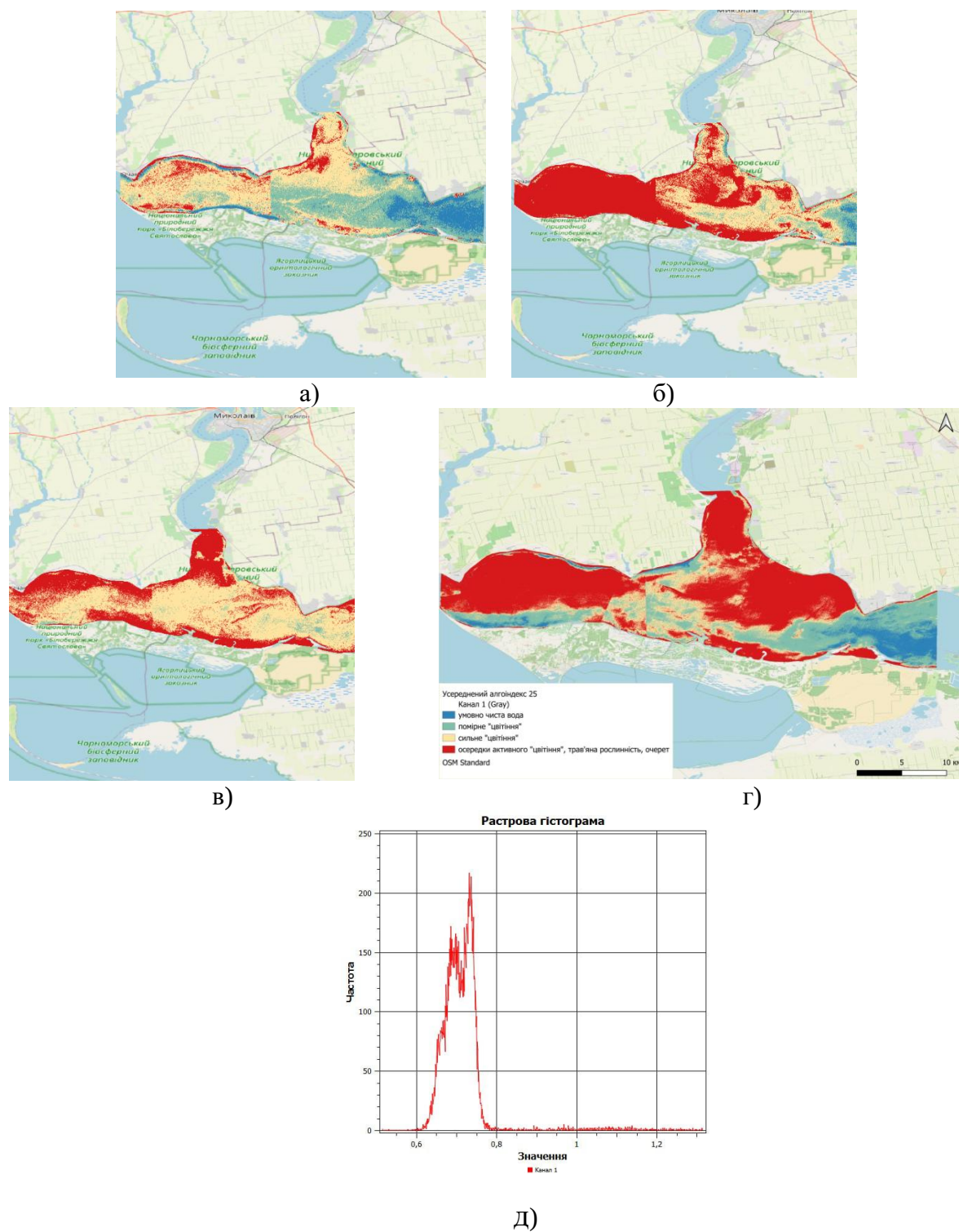


Рис.4.7 – Евтрофікація Бузько-Дніпровського лиману за альгоіндексом: а - 18.07.21, б - 16.09.21, в - 17.08.21, г - усереднене, д - гістограма інтенсивності евтрофікації

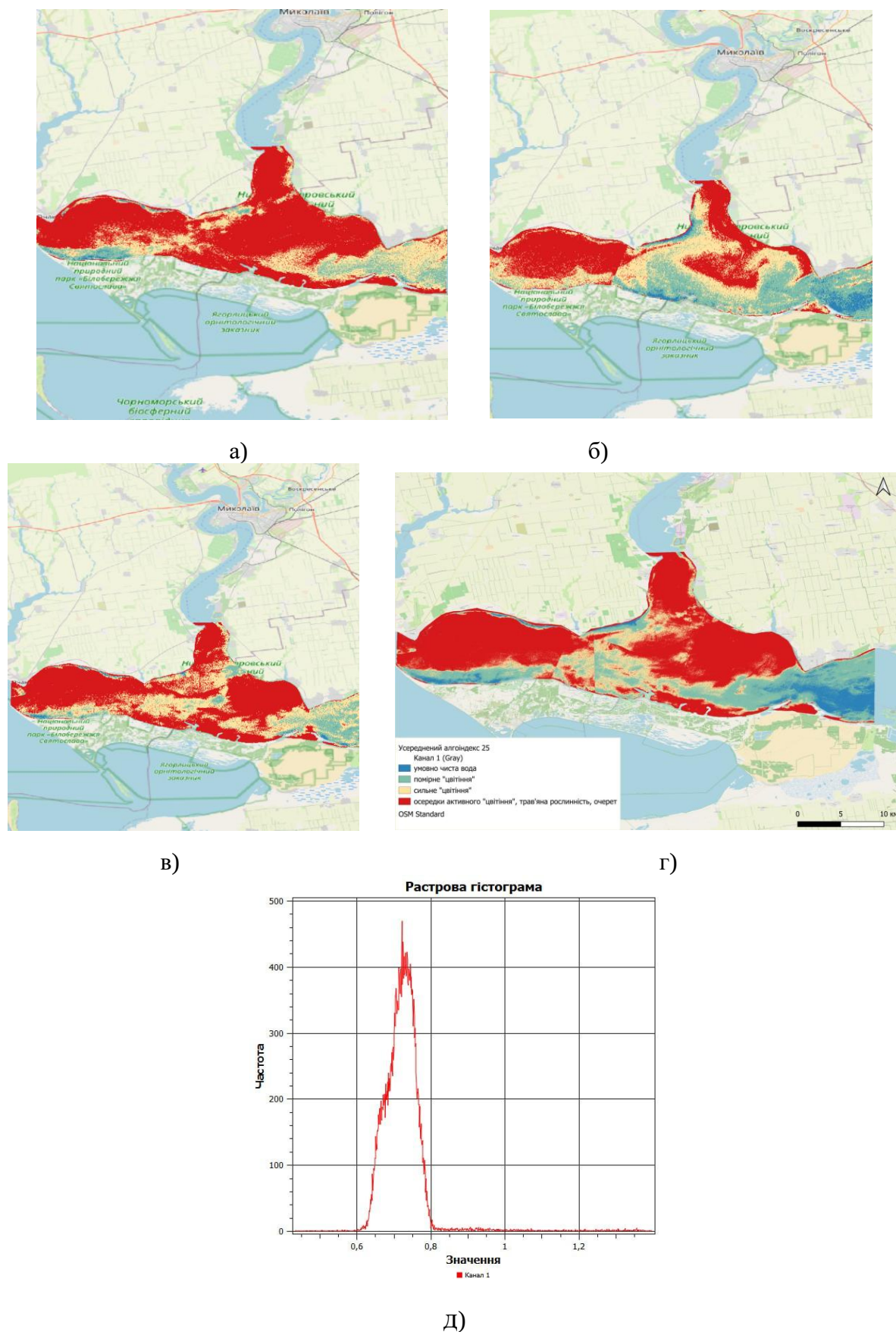


Рис.4.8 – Евтрофікація Бузько-Дніпровського лиману за альгоіндексом: а - 16.08.25, б - 31.08.25, в - 05.09.25, г - усереднене, д - гістограма інтенсивності евтрофікації

За даними альгоіндексу можемо бачити, що в 2025 році евтрофікація посилилась, що пов'язано з різними чинниками, зокрема, воєнними діями.

Разом з тим, можемо бачити місця найбільш частої евтрофікації, зокрема гирло лиману в районі с. Лимани та Лупареве та район Аджигольської балки та Волоської коси та ін. Післявоєнне відновлення акваторії лиману може включати дані території як перспективні для встановлення рифів.

Інструменти ДЗЗ трансформуються з методів спостереження у прикладний механізм точного екологічного менеджменту, дозволяючи обґрунтувати локації для встановлення очисного обладнання та реалізувати ефективні природоохоронні заходи у повоєнний період. Водночас, попри високу інформативність супутникових даних, їх просторова роздільна здатність часто є недостатньою для мікрокартування берегових руйнувань чи точкового оцінювання стану гідробіоценозів у важкодоступних зонах. Це зумовлює необхідність переходу від регіонального рівня моніторингу до локального - із застосуванням мобільних дистанційних комплексів.

4.3. Методологія оперативного моніторингу акваторії та прибережної смуги з використанням БпЛА мультироторного типу

Використання безпілотних літальних апаратів (БпЛА), зокрема квадрокоптерів, для дистанційного екологічного моніторингу природоохоронних територій є актуальним науково-практичним завданням. Це обґрунтовано як необхідністю оптимізованого збору значного обсягу екологічної інформації, яку необхідно отримати в короткий час, так і неможливістю для багатьох важкодоступних ділянок застосувати традиційні наземні засоби екологічного моніторингу.

В роботі в якості об'єкта дослідження обрано Тилігульський лиман з прибережної частиною, який є важливою природоохоронною акваторією на півдні України, об'єктом Смарагдової мережі та водно-болотними угіддями міжнародного значення, місцем гніздування багатьох видів птахів. Разом з тим,

останні роки територія лиману знаходиться під постійним антропогенним впливом туристичної діяльності, яка потребує постійного контролю та моніторингу [171].

Серед задач екологічного моніторингу, які можна вирішити за допомогою дистанційного моніторингу з використанням квадрокоптера:

- аерофотознімання визначених ділянок територій з подальшим створенням ортофотоплану;
- аналіз стану акваторії (прозорість, наявність осередків «цвітіння», забруднення та ін);
- відбір зразків для інструментального аналізу та попередній скрінінг фізико-хімічних параметрів лиману;
- аналіз стану берегової смуги, антропогенне навантаження, джерела забруднення;
- аналіз стану рослинного покриву літерального валу берегової смуги
- облік птахів, в тому числі перелітних на годівлі, на гніздуванні, зимуючих ;
- моніторинг біорізноманіття штучних екорифів в лимані;
- контроль рекреаційної ємності, незаконних місць розташування кемпінгів, стоянки автівок, незаконних рибалок та рибальського знаряддя та ін.
- інші задачі [172].

Серед наведених задач одною з нових та перспективних задач для України є багатоспектральне аерофотознімання поверхні, відбір зразків води за визначеними координатами, підводне фото-відео знімання [173].

Виконання даних задач за допомогою квадрокоптерів дозволить не лише зменшити вартість досліджень та дістатися важкодоступних місць, але і значно підвищити точність вимірювань за рахунок слідування за конкретними координатами.

Квадрокоптери мають кілька переваг перед традиційними методами моніторингу лиманних акваторій, серед яких можна виділити:

- мобільність та доступність до віддалених та важкодоступних місць, де використання човнів або наземного транспорту складне або неможливе;

- швидкість збору даних та охоплення великої площі, що дозволяє значно прискорити процес збору даних порівняно з традиційними методами;

- висока точність, завдяки тому, що квадрокоптери обладнані сучасними сенсорами та камерами високої роздільної здатності. Це дозволяє отримувати точні та детальні дані про стан акваторій, зокрема щодо якості води, забруднень або змін у структурі рельєфу дна та ін;

- зниження людського фактору та мінімізація ризику людських помилок, що підвищує надійність та точність результатів моніторингу.

- економічна ефективність, адже не дивлячись на високу вартість самих квадрокоптерів, в процесі експлуатації їх ціна виправдовується мінімальними витратами на проведення моніторингу порівняно з традиційними методами збору даних, особливо на великих територіях.

На рис. 4.9 наведено карту Тилігульського лиману в районі природоохоронних зон: великої та малої українських кіс з прикладами траєкторій, які необхідно здійснювати квадрокоптеру з метою моніторингових досліджень. Зокрема, зеленим контуром показана область дослідження штучних рифів; жовтим - дослідження рослинного покриву, в тому числі ділянок червонокнижних видів, контроль порушень режиму охорони, синім контуром - облік птахів.

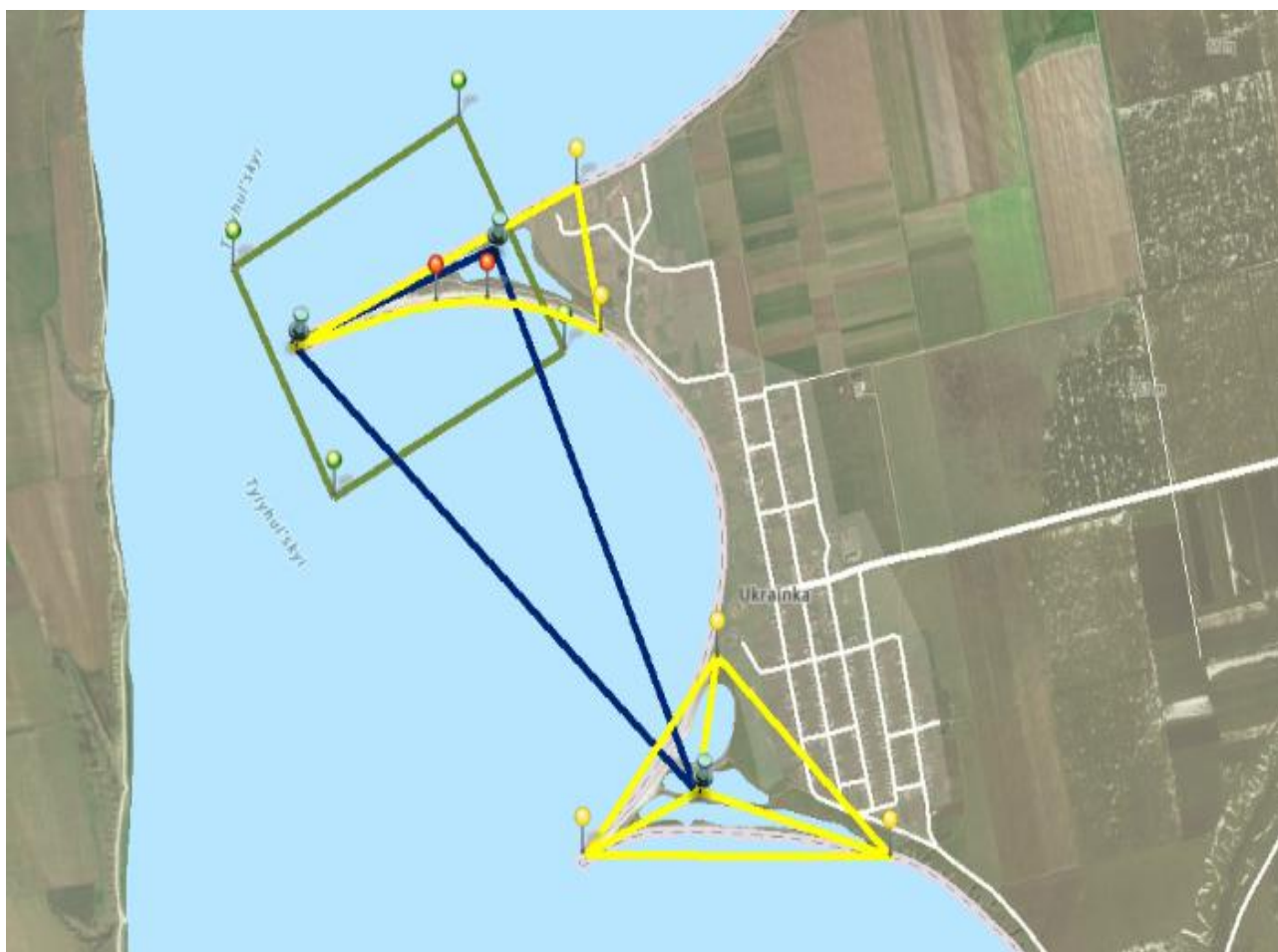


Рис. 4.9 – Карта-схема можливих траєкторій руху квадрокоптера для екологічного моніторингу

Функціонування квадрокоптера у процесі виконання моніторингових завдань передбачає переміщення за наперед визначеними траєкторіями між контрольними точками спостереження. Це дозволяє здійснювати систематичне покриття досліджуваної території та отримувати узгоджені у просторі й часі дані. Послідовність переміщень між окремими ділянками формує багатовузлову траєкторію обстеження, що є характерною для екологічного картографування акваторій.

Під час польоту квадрокоптер здійснює реєстрацію параметрів навколишнього середовища за допомогою бортових сенсорів. Зокрема, аерофотознімання дозволяє оцінювати стан водної поверхні, виявляти ділянки з підвищеною мутністю, сліди антропогенного впливу або можливі забруднення. Аналіз отриманих зображень дає змогу ідентифікувати водну рослинність, визначати її просторовий розподіл та оцінювати зміни у структурі біоценозів поблизу штучних рифів.

У процесі моніторингу важливим є забезпечення стабільності спостережень та точності позиціонування, навіть незначні відхилення можуть впливати на якість зібраних даних. Практичні результати застосування квадрокоптерів свідчать про можливість досягнення високої точності відтворення маршрутів обстеження та незначних похибок у визначенні координат, що є достатнім для задач екологічного контролю.

Окрему увагу слід приділити впливу зовнішніх факторів, зокрема вітрових навантажень, які є характерними для відкритих водних просторів. Незважаючи на це, сучасні квадрокоптери здатні зберігати стійкість польоту та забезпечувати безперервність збору даних навіть за умов помірних атмосферних збурень. Це дозволяє використовувати їх у реальних польових умовах без суттєвого зниження якості результатів.

Отримані в результаті моніторингу дані можуть бути використані для оцінки ефективності функціонування штучних рифів, зокрема в частині відновлення біорізноманіття, формування нових біотопів та стабілізації екологічного стану акваторії. Повторюваність спостережень забезпечує можливість відстеження динаміки змін і виявлення довгострокових тенденцій у розвитку екосистеми.

Таким чином, квадрокоптери виступають як ефективний інструмент екологічного моніторингу, що поєднує мобільність, високу інформативність та адаптивність до складних умов дослідження. Їх використання у межах Тилігульський лиман сприяє підвищенню якості наукових досліджень і забезпечує надійну основу для прийняття рішень у сфері відновлення та охорони водних екосистем.

Слід відзначити, що ефективність застосування квадрокоптерів у системах екологічного моніторингу значною мірою залежить від організації обробки отриманих даних.

Аерофотознімання, виконане над акваторією Тилігульський лиман, дозволяє формувати високодеталізовані ортофотоплани та цифрові моделі місцевості, які можуть бути інтегровані в геоінформаційні системи. Це

забезпечує можливість просторового аналізу змін берегової лінії, динаміки рослинного покриву та трансформацій донних і прибережних екосистем.

Використання часових рядів аерофотоданих створює передумови для проведення довгострокового моніторингу, що є особливо важливим для оцінки ефективності природоохоронних заходів.

Регулярні обльоти дозволяють фіксувати навіть незначні зміни в екологічному стані акваторії, що сприяє своєчасному виявленню негативних тенденцій, таких як евтрофікація, деградація рослинного покриву або зростання антропогенного навантаження.

Окремим напрямом є застосування методів автоматизованої обробки зображень, зокрема з використанням алгоритмів комп'ютерного зору та машинного навчання. Це дозволяє підвищити оперативність аналізу великих масивів даних, автоматизувати процеси класифікації типів поверхні, виявлення забруднень або підрахунку популяцій птахів.

Таким чином, квадрокоптери виступають не лише як засіб збору інформації, але і як елемент інтегрованих інформаційно-аналітичних систем екологічного моніторингу.

Важливою перевагою є також можливість проведення мультидисциплінарних досліджень. Дані, отримані за допомогою квадрокоптерів, можуть використовуватись у гідрології, біології, геоекології та природоохоронному менеджменті. Це сприяє комплексному підходу до оцінки стану екосистеми лиману та підвищує обґрунтованість управлінських рішень.

З практичної точки зору, застосування квадрокоптерів дозволяє оптимізувати логістику польових досліджень.

Значно скорочується потреба у використанні водного транспорту, зменшуються витрати часу на досягнення віддалених ділянок, а також знижується вплив дослідників на природне середовище, що є важливим для збереження чутливих екосистем. Це особливо актуально для територій із заповідним статусом, де мінімізація антропогенного втручання є одним із ключових принципів.

4.4 Результати аналізу зразків лиманної води

В роботі використовуються дані гіdroхімічних спостережень, виконаних на акваторії лиману Тилігульського в період 2023-2024 рр.

Аналізувалися спостереження за наступними гіdroхімічними характеристиками вод лиману: концентрації розчинених мінеральних форм азоту (амонійного NH_4^+ , нітритного NO_2^- та нітратного NO_3^-) та фосфору (фосфатів PO_4^{3-}), загального азоту ($N_{\text{заг}}$) та фосфору ($P_{\text{заг}}$), розчиненої органічної речовини (РОР) - по перманганатній окисності.

Концентрації органічного азоту та фосфору обчислювалися за різницею між загальним вмістом та концентрацією мінеральних форм:

$$P_{\text{ОРГ}} = P_{\text{ЗАГ}} - P_{\text{МІН}} \quad (4.1)$$

$$N_{\text{ОРГ}} = N_{\text{ЗАГ}} - N_{\text{МІН}} \quad (4.2)$$

Основним недоліком гіdroекологічного моніторингу вод лиману Тилігульського в сучасний період є те, що він проводиться не регулярно.

Спостереження мають епізодичний характер, нерівномірно розподілені за акваторією лиману. Їх кількість істотно відрізняється за роками та місяцями. У окремі роки спостереження взагалі не проводилися. Основна частина спостережень відноситься до поверхневого шару вод.

Характерна особливість сучасного гіdroхімічного режиму вод Тилігульського лиману полягає у незбалансованості екосистеми за змістом основних біогенних елементів - азоту та фосфору.

Співвідношення між концентраціями азоту і фосфору $N : P$ у водах лиману, розраховане за медіанними значеннями узагальнених помісячно даних спостережень за період 2022-2024 рр., складає в середньому 1 : 12 для неорганічних форм, 13 : 1 для органічних форм, а планктону 7,2: 1.

Це свідчить про лімітування мінеральним азотом первинного продукування органічної речовини автотрофами, а також домінування у складі органічного азоту стійкої до біохімічного окислення фракції, зі значно меншою швидкістю мінералізації, ніж для органічного фосфору.

Наслідком обмеження первинної продукції органічної речовини у лимані щодо низьких концентрацій мінерального азоту є накопичення в ньому мінеральних та органічних сполук фосфору.

На прибережному мілководді, при штилевих умовах і сильному прогріві води влітку, внаслідок інтенсивного дихання та біохімічного окислення відмерлих залишків макрофітів концентрація розчиненого у воді кисню в нічний час може знижуватися до мінімальних значень, що відповідають гіпоксійним умовам.

Значні запаси сполук біогенних елементів, органічної речовини акумульовані у донних відкладах лиману (табл. 4.2) [62].

Ці запаси постійно поповнюються з допомогою надходження органічних речовин із водної товщі внаслідок гравітаційного осадження.

Таблиця 4.2

**Гідрохімічна характеристика порових розчинів донних відкладень
Тилігульського лиману [62]**

Роки	N _{мін}	N _{заг}	P _{мін}	P _{заг}	POP
	мг/дм ³		мг/дм ³		мгО/дм ³
2023	1,55	12,37	0,15	0,51	32,45
2024	0,20	8,14	0,77	1,34	28,15

Вміст POP, мінерального та органічного азоту, фосфору в порових розчинах стабільно високий і більш ніж у кілька разів перевищує їх концентрацію у водній товщі.

За певних сприятливих умов (високій температурі води, вітровохвильовому змушуванні донних відкладень на мілководді, виникненні відновлювальних умов у придонному шарі) інтенсивне їх надходження у водну товщу може сприяти додатковому продукуванню органічної речовини та швидкому розвитку влітку придонної гіпоксії.

Пробовідбір було виконано в наступні сезони: взимку, навесні, восени. У постійних точках (станціях), положення яких показано на рис. 4.10.

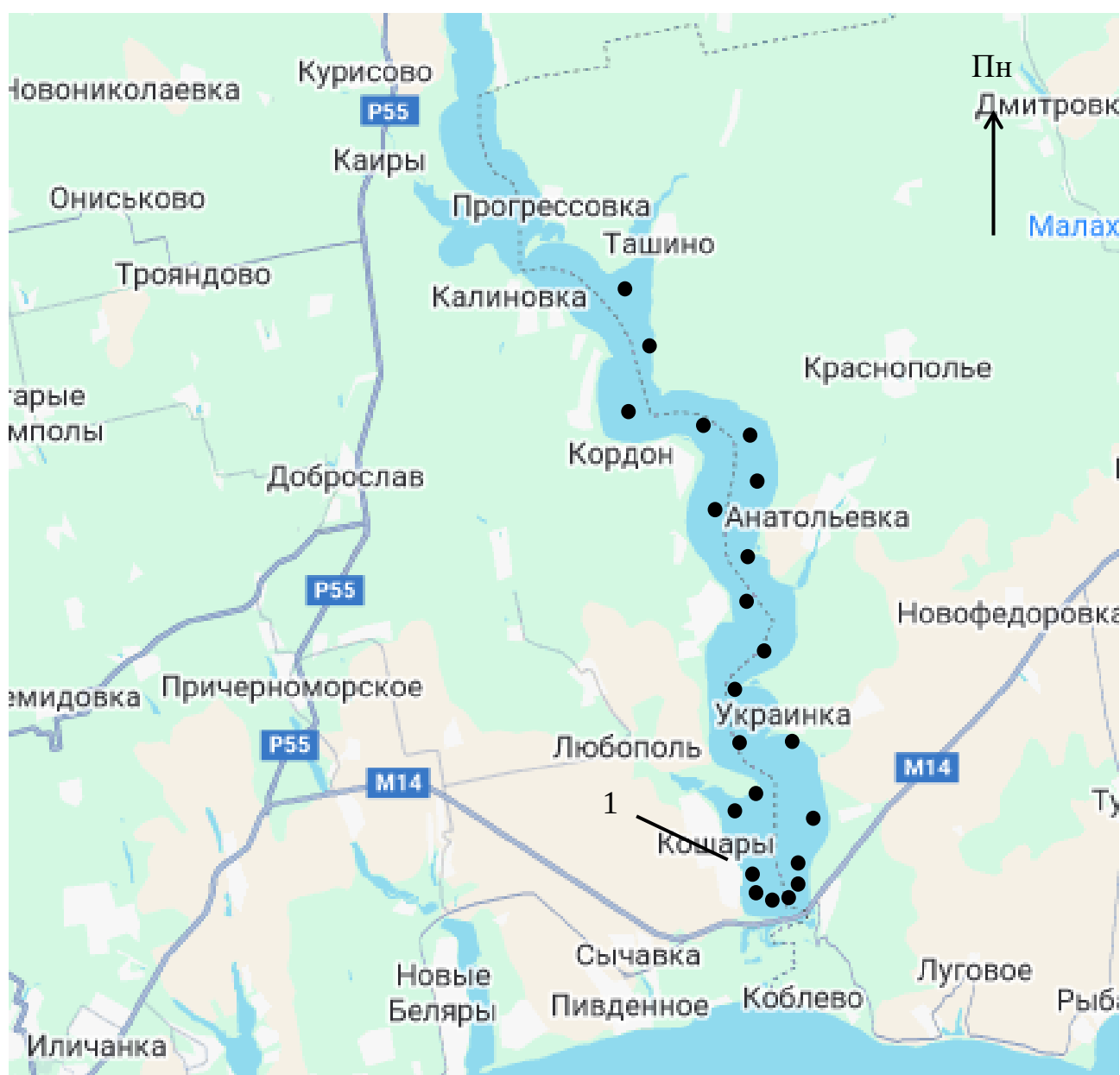


Рис. 4.10 - Схема розташування точок відбору проб на акваторії Тилігульського лиману (чорні кружки); 1 - місце розташування каналу «лиман-море»

Протягом кожного сезону відбиралося по 19 проб з малого катера «Крим» за допомогою пляшки-батометра БВО-02, об'ємом 1,5 літра (вантаж ГР-15) з поверхневого горизонту завтовшки $\leq 0,5$ м. Більша частина точок ($\approx 60\%$) розташована на південь від Великої української коси.

Розташування кожної точки фіксувалося GPS-приймачем, що дозволяло в подальшому виконувати тимчасовий аналіз розподілу солоності в залежності

від напрямку і швидкості вітру, експозиції берега лиману по відношенню до температури повітря і води та вітрового режиму.

Камеральна обробка даних включала визначення солоності води шляхом вимірювання її щільності за допомогою ареометра АОН-2. Отримані значення коригувалися з урахуванням температури води та приводилися до стандартної температури 20 °С.

Після цього розраховували сумарну (валову) солоність кожної проби та проводили її інтерпретацію. Теоретична інтерпретація матеріалів польових досліджень проводилася з допомогою низки методів. Насамперед застосовувалися методи систематизації та рубрикації даних. Вся отримана інформація була систематизована за сезонами року. По кожному сезону обчислювалося середнє, яке порівнювалося з мінімальними та максимальними значеннями [82].

Проводилася оцінка конкретних значень та його відхилення від середніх. Потім були зіставлені дані вимірювань солоності з даними, які було визначено протягом останніх 60 років [82]

Проби води відбиралися вздовж берегів лиману з півдня північ (рис. 4.10).

Взимку проби води відбиралися у лютому 2023 р. за температури повітря від 6 до 10°C, а поверхневої води - 4,5-6,5 °С. Середня швидкість вітру 3 м/с, з поривами до 7 м/с. Уздовж пересипу був нагін 0,2 - 0,3 м, вітрові течії були спрямовані на південний схід.

На акваторії розтанув останній лід і, очевидно, разом із льодом у воду надійшло кілька солей. Канал "море-лиман" був закритий. Однак, вітрове хвилювання (висотою до 0,3–0,4 м) сприяло надходженню певної кількості солей із ропи мулистого дна.

Весняний відбір проб був виконаний після того, як настав весняний режим температури повітря (травень). У день відбору проб температура повітря дорівнювала 17,0°-18,5°C, був слабкий вітер від західного напрямку (1-3 м/с), протягом уздовж берега лиману (0,2 м/с) поширювалося у східному напрямку від с.Кошари до смт Коблево. З каналу морська вода надходила до лиману зі

швидкостями $\leq 0,1$ м/с. Морська вода (14‰), надходячи з каналу, рухалася у напрямі Коблево.

Влітку солоність вимірювалася в другій половині липня - найспекотнішого і з найбільшим потоком сонячної радіації, коли з поверхні водою випаровується найчастіше найпотужніший шар води. Напередодні та в день відбору встановилася безхмарна суха погода, хоча у середині місяця пройшли дощі. З'єднувальним каналом з моря в лиман проходила вода зі швидкостями від 0,2 до 0,4 м/с. Напрямок вітру - від ПЗ-П, вітер слабкий, окремі пориви до 7 м/с. Уздовж південного берега лиману спостерігався невеликий нагін поверхневої води, до 0,1 м. Температура поверхневого шару води змінювалася від 24,9 ° до 27,5 ° С на різних станціях відбору проб води. Осінні сезони 2023-2024 років суттєво не відрізнялися, як це зазвичай буває на північному узбережжі Чорного моря [97]. Осіннє випробування води Тилігульського лиману повторно було виконано в жовтні 2024 р. Температура води становила 11°-13° С. Вітер північний, до 4-6 м/с, воду зганяло до південно-східного кута лиману, рівень був вищим від звичайного на 0,15 м.

Камеральна обробка проб води з Тилігульського лиману показала, що значення солоності лежать в межах від 13,2 ‰ до 28,0 ‰, при середньому значенні 22,2 ‰. Це відповідає історичним значенням за 60 років, які коливаються від 12‰ до 42‰, а також середньому фоновому значенню на 2015 рік 23,87‰ [82] у відсутності функціонування каналу. Коливання солоності пов'язане з сильним зниженням поверхневого прісного стоку в лиман, зростанням середніх температур приземного шару повітря та періодичною роботою з'єднувального каналу Чорне море. Результати наведено в таблиці 4.3.

Обробка даних сезонних вимірювань солоності води у Тилігульському лимані показала максимальну солоність навесні 2024 р. Середнє сезонне значення було більше середнього річного на 2,56‰, що становить $\approx 8\%$ річного. Весняний сезон зазвичай вважається несприятливим для високої солоності.

Поки що пояснюємо це явище раннім таненням снігу під час пробовідбору, вторинним засоленням під впливом тривалих вітрів та дією

хвиль, активнішим стоком прісної води по балках та малих річках. Згодом у наступні роки з'ясується, чи випадкові значення весняної солоності.

Таблиця 4.3

**Максимальні, мінімальні та середні значення солоності води у
Тилігульському лимані протягом осені, зими, весни та літа 2023-2024 років**

№ з/п	Час відбору проби	Значення солоності (‰)			Різниця (max- min)	Відхилення від середнього			
		Max	Середнє	min		Серед.- max	%	Серед.- min	%
1	осінь 2023 р.	23,9	22,3	18,4	5,5	-1,6	29	3,9	71
2	зима 2024 р.	24,8	24	20,9	3,9	-0,8	21	3,1	79
3	весна 2024 р.	27,8	23,9	19,7	8,1	-3,9	48	4,2	52
4	літо 2024 р.	23,1	20,6	13,1	10	-2,5	25	7,5	75
5	осінь 2024 р.	24,2	20,2	12,9	11,3	-4	35	7,3	65
Середнє :		24,76	22,2	17	7,6	-2,6	34	5,2	68

Натомість влітку 2024 року було зафіксовано одну з найнижчих у сезон солоність за час сезонних спостережень - 23,1‰. Мінімальна спостерігалася восени 2024 р. (20,2 ‰) при крайніх значеннях 24,2 ‰ - 12,9 ‰ після сильних дощів та штормових вітрів. Вода з моря до лиману в цей час каналом не надходила. Також нами були досліджені гідрохімічні показники води у Тилігульському лимані протягом 2023-2024 років. Аналіз проб води з різних рекреаційних ділянок прибережних акваторій лиману Тилігульського виявив певні відмінності в концентрації макро і мікроелементів між ними. Результати цих досліджень представлені у таблиці 4.4. Проведені комплексні дослідження гідрохімічного режиму Тилігульського лиману в межах чотирьох ключових рекреаційних ділянок (с. Коблево, с. Українка, с. Анатоліївка та с. Ташино) дозволили виявити динаміку змін концентрацій макро- та мікроелементів протягом 2023-2024 років. Основними компонентами, що визначають сольовий режим досліджуваних акваторій, є іони натрію (Na^+) та хлоридів (Cl^-).

Середня концентрація натрію за період спостережень склала 6823,4 мг/дм³, а хлоридів - 8113,6 мг/дм³. Спостерігається чітка просторова диференціація: найвищі показники натрію зафіксовані у с. Українка (7218,86 мг/дм³) у 2024 році, тоді як мінімальні значення характерні для північної ділянки у с. Ташино (6085,45 мг/дм³).

Така тенденція корелює з показниками солоності води (12,9-27,8 ‰) і свідчить про поступове зниження мінералізації вглиб лиману. Вміст іонів магнію (Mg^{2+}), середня концентрація якого становила 88,24 мг/дм³, та калію (K^{+}) (244,37 мг/дм³) підтверджує стабільність сульфатно-хлоридного типу води, характерного для лиманів Північного Причорномор'я.

Таблиця 4.4

Концентрація макро та мікроелементів у пробах води Тилігульського лиману у 2023-2024 рр. (середні значення спостережень)

Показники	Рік	Концентрація макро та мікроелементів по ділянках, мг/дм ³				Середнє значення по Тилігульському лиману
		с. Анатоліївка	с. Ташино	с. Коблево	с. Українка	
1	2	3	4	5	6	8
Магній (Mg^{2+}), мг/дм ³	2023	85,05	89,91	85,05	89,91	88,24
	2024	87,48	92,34	86,265	89,91	
Калій (K^{+}), мг/дм ³	2023	246,33	215,05	258,06	254,15	244,37
	2024	250,24	218,96	258,06	254,15	
Кальцій (Ca^{2+}), мг/дм ³	2023	128,256	124,248	160,32	152,304	142,785
	2024	132,264	128,256	168,336	148,296	
Фосфор загальний ($P_{\text{заг}}$), мг/дм ³	2023	0,3097	0,6194	0,6194	0,3097	0,54
	2024	0,6194	0,9291	0,6194	0,3097	
Залізо загальне ($Fe_{\text{заг}}$), мг/дм ³	2023	33,51	50,26	44,68	39,095	0,76
	2024	36,3025	53,06	44,68	39,095	
Завислі речовини, мг/дм ³	2023	15,8	15,8	15,5	15,3	15,7
	2024	16,1	16	15,7	15,4	
ХСК, мг O_2 /дм ³	2023	30,9	30,4	31,1	30,9	30,95
	2024	31,2	30,6	31,4	31,1	

Продовження таблиці 4.4.

1	2	3	4	5	6	7
БСК ₅ , мг	2023	3,5	3,4	3,3	3,3	3,41
O ₂ /дм ³	2024	3,6	3,5	3,35	3,3	
Хлориди (Cl ⁻), мг/дм ³	2023	8412,28	7352,33	8213,76	8334,295	8113,6
	2024	8511,54	7462,22	8231,49	8391,015	
Натрій (Na ⁺), мг/дм ³	2023	6965,97	6085,45	6995,857	7094,714	6823,4
	2024	7023,44	6165,92	7037,239	7218,86	
Азот амонійний (NH ₄ ⁺), мг/дм ³	2023	1,804	3,608	2,50756	2,47148	2,6

Стан органічного навантаження оцінювався за показниками ХСК (хімічне споживання кисню) та БСК₅. Показник ХСК варіював у межах 30,4-31,4 мг O₂/дм³. Незначне зростання середньорічного значення з 30,83 у 2023 році до 31,08 мг O₂/дм³ у 2024 році свідчить про стабільно помірне антропогенне навантаження.

Концентрація заліза загального (Fe_{заг}) демонструє стійку тенденцію до накопичення у точці с. Ташино, де у 2024 році зафіксовано максимум - 53,06 мг/дм³, що майже в 1,5 раза вище, ніж у с. Анатоліївка.

Вміст завислих речовин за період спостережень коливався в діапазоні 15,3-16,1 мг/дм³. Найвищі показники зафіксовані у 2024 році в районах Анатоліївки та Ташино. Враховуючи, що завислі речовини є активними адсорбентами токсикантів та безпосередньо впливають на світловий режим водного стовпа, підтримка їхньої концентрації на рівні 15,7 мг/дм³ є критичною для функціонування фітобентосу.

Стабільність гідрохімічного фону, зафіксована у 2023-2024 роках, є важливою передумовою для реалізації проєкту модульних штучних рифів типу Reefball.

Зокрема, виявлені зони з підвищеним вмістом заліза та органіки (с. Ташино) є пріоритетними для встановлення рифових конструкцій. Це

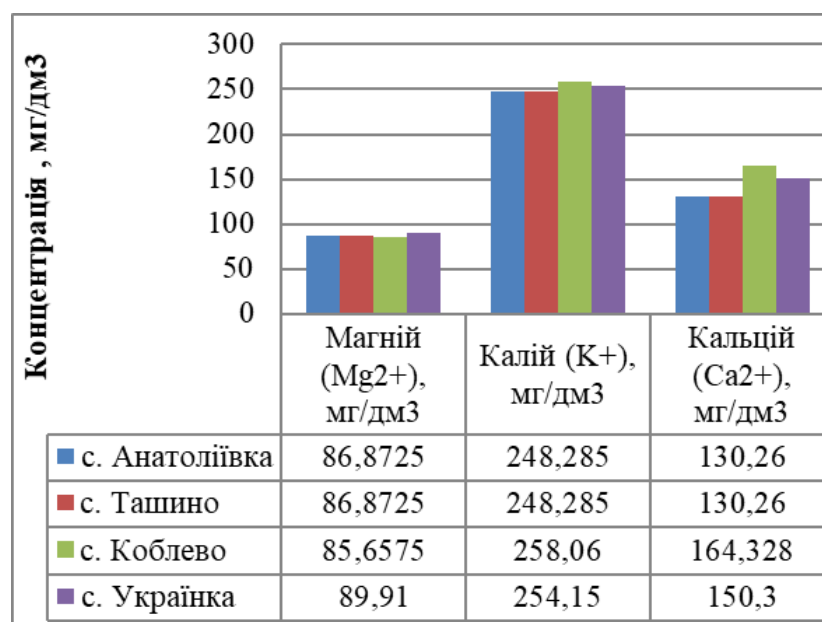
дозволить залучити природні механізми біофільтрації (шляхом колонізації модулів молюсками-фільтраторами) для зниження рівня завислих речовин та стабілізації показників БСК і ХСК.

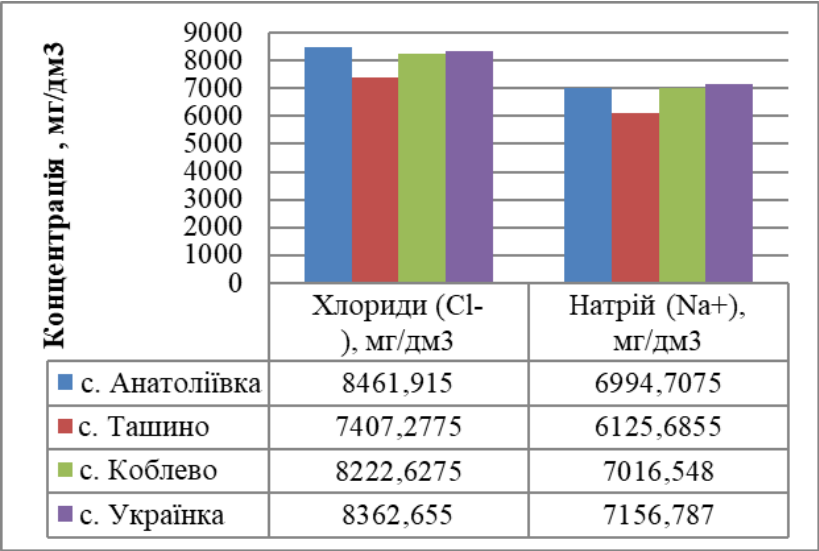
Виявлена у 2024 році тенденція до незначного зростання мінералізації та органічного навантаження підкреслює необхідність інтенсифікації заходів з екологічного відновлення акваторії лиману.

На рис. 4.11а - 4.11б наведено динаміку концентрацій досліджуваних гідрохімічних показників вод Тилігульського лиману за найбільш характерними компонентами протягом 2023-2024 рр. у чотирьох населених пунктах - села Коблево, Українка, Анатоліївка та Ташино.

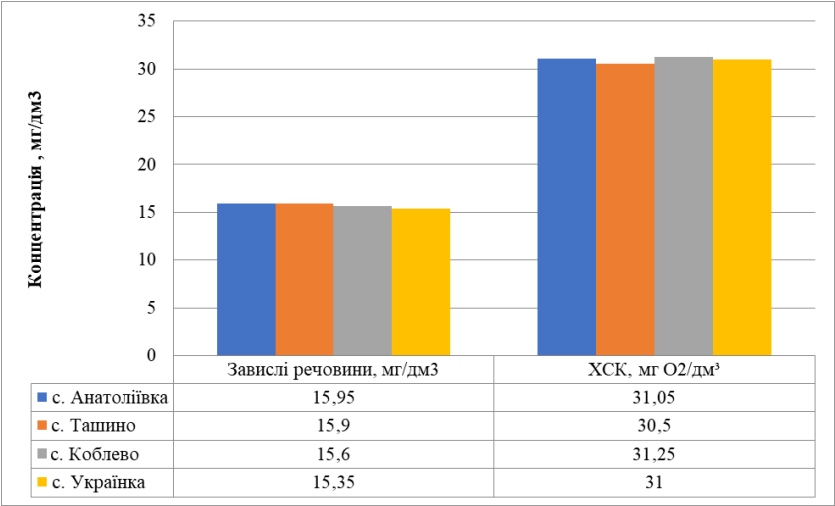
З метою забезпечення наочності та проведення коректного порівняльного аналізу, результати гідрохімічного моніторингу були розподілені на дві графічні діаграми (рис. 4.11а та 4.11б). Доцільність такого розділення ґрунтується на суттєвій різниці в масштабах концентрацій досліджуваних речовин:

На рис. 4.11а наведено дані щодо іонів магнію, калію та кальцію, на рис. 4.11б представлені макрокомпоненти (хлориди, натрій), на рис. 4.11в наведено ХСК₅, завислі речовини, на рис.4.11г фосфор загальний.

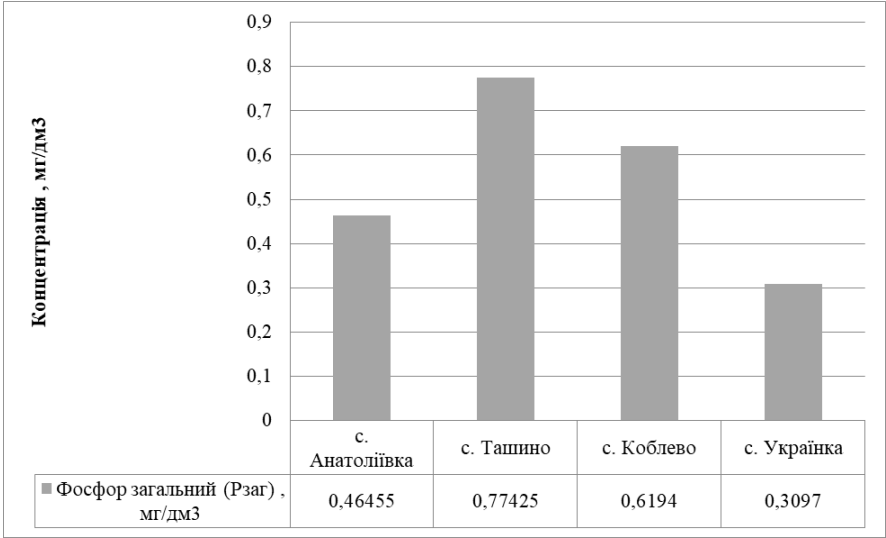




б



в



в

г

Рис. 4.11– Просторовий розподіл гвдрохімічних показників у прибережних водах, середнєзначення за 2023-2024 рр згідно табл 4.4

Таким чином, на основі наведених даних ми можемо побачити, що найвищі концентрації протягом всього періоду спостережень простежувались по натрію, вони коливались у межах від 6085,45 до 7218,86 мг/дм³ та хлоридах від 7352,33 до 8511,54 мг/дм³, як вже зазначалось вище. Найнижчі концентрації спостерігались по фосфору, залізу загальному та азоту амонійному.

Результати моніторингу 2023-2024 рр. свідчать про трансформацію гідрохімічного режиму Тилігульського лиману, що проявляється в високих показниках солоності лиману, не дивлячись на функціонування з'єднувального каналу. Такий стан зумовлений дефіцитом прісного стоку та інтенсивним випаровуванням, що призводить до порушення балансу біогенних елементів, де дефіцит мінерального азоту виступає головним лімітуючим чинником первинної продукції органічної речовини.

Аналіз донних відкладень та прибережних акваторій виявив високу акумуляцію органічних сполук (РОР до 32,45 мгО/дм³) та мінерального фосфору (до 0,62 мг/дм³), що створює постійну загрозу виникнення придонної гіпоксії, особливо в літній період при штилевих умовах.

Нестабільність гідрохімічних показників та ризик вторинного забруднення з мулових розчинів підкреслюють необхідність впровадження штучних рифових конструкцій. Вони мають стати інструментом біомеліорації для стимуляції процесів самоочищення та стабілізації екосистеми лиману в умовах антропогенного навантаження.

Висновки до розділу 4

Встановлено, що використання ГІС на основі супутникових даних дозволяє не лише аналізувати взаємний вплив об'єктів, а й здійснювати попереднє моделювання евтрофікації водойми, фіксації зон евтрофікації на ранніх стадіях для визначення пріоритетних ділянок встановлення штучних рифів.

Запропонований процедура застосування квадрокоптера для задач моніторингу зони впровадження штучних рифів, яка дозволяє забезпечувати

високу точність при реалізації задач екологічного моніторингу в складних погодних умовах прибережної зони.

Запропонована траєкторія руху квадрокоптера для дослідження поверхні води в місцях встановлення штучних рифів та ідентифікації їх місцеположення за допомогою айрофотозйомки, що дозволяє отримати деталізовані високої якості знімки для подальшого ГІС- аналізу.

ГІС аналіз евтрофікації Дніпровсько-Бузького лиману дозволив визначити перспективні зони для встановлення штучних рифів з метою післявоєнного відновлення акваторії лиману.

Натурні гідрохімічні дослідження 2023-2024 рр. виявили трансформацію гідрохімічного режиму Тилігульського лиману, що проявляється в високих показниках солоності, не дивлячись на функціонування з'єднувального каналу. Середнє значення солоності дорівнює 22,2 ‰, що незначно менше ніж за період на 2015-2016 рр. (23,87 ‰).

Встановлено, що висока концентрація органічних речовин у порових розчинах донних відкладів (до 32,45 мгО/дм³) створює ризик виникнення придонної гіпоксії в літній період.

Результати досліджень даного розділу наведено в таких публікаціях:

1. Victor Timchenko, Volodymyr Horbov, Inna Tymchenko, Mykola Hrubiy. «Modeling of Robust-Optimal Control of a Quadcopter for Environmental Monitoring of Water Areas», 2024 IEEE 7th International Conference on Actual Problems of Unmanned Aerial Vehicles Development (APUAVD) с 77-81, Режим доступу: https://apuavd.ieee.org.ua/64488_cfp2429v-usb/

2. Грубий М.В., Трохименко Г.Г.(2024). «Штучні рифи як інструмент відновлення морських та лиманних екосистем»: Науково - практичний журнал «Екологічні науки» № 57, Київ. С.51-59.

3. Касьянов Є.О, Грубий М.В., Тимченко І. В. ,Трохименко Г.Г. (2024). «Аналіз пожеж на Кінбурнському півострові, які виникли в ході російсько-української війни», Збірник наукових праць НУК ім. Адмірала Макарова. МиколаївС.231-239. DOI [https://doi.org/10.15589/znp2024.4\(497\).31](https://doi.org/10.15589/znp2024.4(497).31)

4. Тимченко І. В. , Грубий М.В., Крисинська Д.О. (2024). «Використання квадрокоптерів для екологічного моніторингу лиманних акваторій». «Інновації в суднобудуванні та океанотехніці». НУК ім. Адмірала Макарова. Миколаїв. с.994-996

5. Тимченко І.В, Трохименко Г.Г., Грубий М.В. Супутниковий моніторинг стану лиманних акваторій Миколаївської області після підризу Каховської ГЕС. Матеріали І Всеукр. науково-практ. конф. «Комплексне використання ресурсів довкілля», (Луцьк, 20 листопада 2023 р.) / Держ. вищ. навч. заклад «Донецький національний технічний університет». - Луцьк : ДВНЗ «ДонНТУ», 2023. -С.118. https://donntu.edu.ua/wp-content/uploads/2023/11/1_vseukr.n-p.k. kompl.vykor.res.dovk. 2023.pdf

РОЗДІЛ 5

РЕЗУЛЬТАТИ ЗАСТОСУВАННЯ ШТУЧНИХ РИФІВ ДЛЯ ОЗДОРОВЛЕННЯ МОРСЬКИХ ТА ЛИМАННИХ ЕКОСИСТЕМ

5.1 Результати досліджень впливу штучних рифів на біорізноманіття Тилігульського лиману та Кінбурнської коси в акваторії Чорного моря

Заселення твердого субстрату гідробіонтами ілюструє процес екологічної сукцесії, де кожен попередній крок створює умови для наступного етапу колонізації рифу. На початку, протягом декількох днів, на субстраті з'являються бактерії та рухливі одноклітинні бентосні діатомові водорості роду *Navicula avicula* (*N. pennata*, *N. directa*) і *Nitzschia* sp. Після цього у обростаннях виявляються нерухомі діатомові, зокрема *Cocconeis scutellum*, а також колоніальні форми діатомей *Achnanthes brevipes*, *Synedra tabuta*, *Licmophora* sp.

Утворення бактеріальної плівки розпочинається практично миттєво після занурення штучного рифу у море. Паличкові бактерії осідають на субстрат і вже за 2-3 години міцно прилипають. Паралельно з ними починають осідати і діатомові водорості: попри те, що їх кількість на самому початку формування слизової плівки значно менша за кількість бактерій. За декілька днів чисельність діатомових різко зростає як внаслідок осідання нових клітин, так і внаслідок розмноження вже осілих, особливо коли риф будується у період весняного чи осіннього піку їх популяції. Відомо, що водорості виділяють у середу продукти обміну, які є бактеріям джерелом поживних речовин. Крім того, живі клітини водоростей і стулки відмерлих є субстратом для закріплення бактерій. Бактерії своєю чергою виділяють вуглекислий газ, нітрати, фосфати та інші речовини, необхідних зростання водоростей [216].

Розвиток рифової спільноти є серією послідовних змін у її біологічній організації та зростання видового розмаїття, в якому взаємодії між гідробіонтами стають збалансованими, а структура подібною до компліментарної. Зі зростанням видової різноманітності у співтоваристві збільшується обсяг біологічної інформації, що сприяє стійкості екосистеми. У

ході сукцесії збільшується біомаса та продукція спільноти та встановлюються стійкі міжвидові зв'язки між гідробіонтами різних трофічних рівнів. На цьому тлі відбувається узгодження ритмів та циклів розвитку видів співтовариства з різними екологічними стратегіями.

Колонізація твердого субстрату гідробіонтами є прикладом екологічної сукцесії, причому кожен попередній етап забезпечує розвиток наступних стадій заселення рифу. Початкова стадія тривалістю кілька діб характеризується появою на твердому субстраті бактерій, рухомих одноклітинних бентосних діатомових водоростей роду *Navicula avicula* (*N. pennata*, *N. directa*) і *Nitzschia* sp. Потім в обростаннях виявляються нерухомі діатомові водорості *Cocconeis scutellum*, а також колоніальні форми діатомей *Achnanthes brevipes*, *Synedra tabuta*, *Licmophora* sp.

Тривалість наступного етапу може становити кілька тижнів або навіть місяців, залежно від температури води та часу постановки рифу. Зазвичай зі зниженням температури води ($< 10\text{ }^{\circ}\text{C}$) перетворення рухомих зооспор на ембріоспори при осіданні на твердий субстрат і утворення проростків сповільнюється.

Проби води, придонного і глибинного ґрунту, а також водорості були відібрані з різних ділянок прибрежної акваторії Тилігульського лиману: на каналі, що з'єднує Тилігульський лиман з Чорним морем, біля мосту на під'їзді до села Коблево і в прибрежній акваторії недалеко від села Українка Миколаївського району Миколаївської області.

Моніторингові дослідження проводилися в різні сезони року. Проби відбиралися у стерильні флакони для подальших морфологічних і біохімічних досліджень.

На рис. 5.1 наведено розташування місць відбору проб для дослідження зміни видового складу субстрату, який оселився на встановлених рифових кулях.

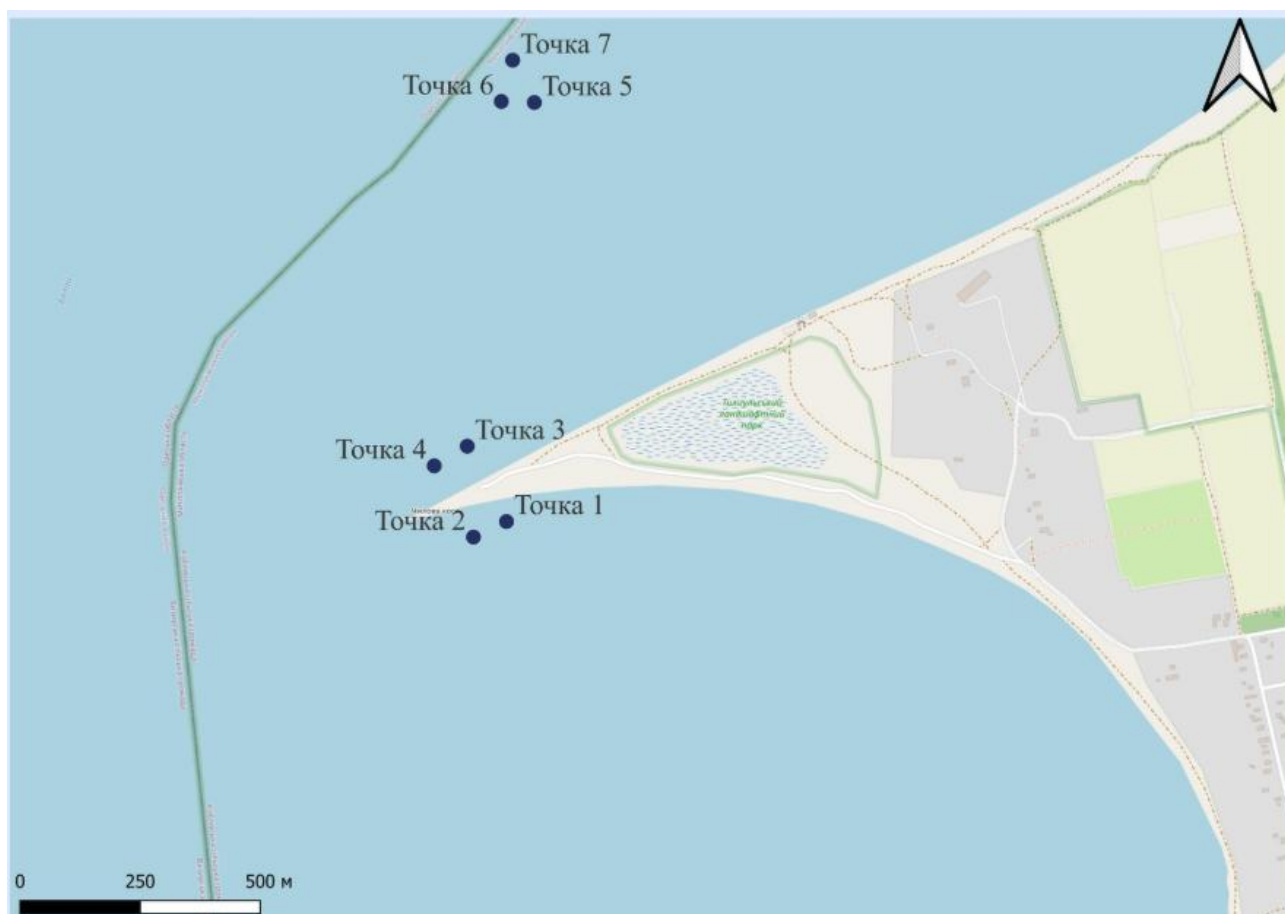


Рис. 5.1 – Місця розташування контрольних точок відбору проб

Точки відбору 1-2 відповідають відстані від берегу 75 та 55 м відповідно, та глибині 4,5-5 м. Відстань між цими двома точками становила приблизно 25,5 м. Точки 5-7 відповідали встановленим рифовим кулям. Відстань між точками 5 та 6 становить 8 м, глибина відбору зразків становила 5 м. Також в точці 7, яка розташовувалась на відстані 62 м від точок 5 та 6 глибина відбору зразків становила 10 м.

За результатами моніторингу встановлено, що вже через 4 місяці на рифі з'являються перші проростки бурих водоростей. Через рік експозиції спостерігалось формування стійкого багаторярусного фітоценозу, де видом-еდიфікатором виступила *Cystoseira barbata*.

Спостереження щодо структури цього угруповання дозволяють зробити наступні висновки:

1. Структура видового різноманіття макрофітів.

Проведений таксономічний аналіз дозволив ідентифікувати у складі сформованого рифового біоценозу 18 видів макрофітів. Домінуючою групою за кількістю видів виявилися зелені водорості (*Chlorophyta*) представлені 4

видами, зокрема пологами *Ulva* та *Enteromorpha*, бурі водорості (*Phaeophyceae*) представлені 6 видами, серед яких ключову роль відіграють представники роду *Cystoseira*.

Така видова структура свідчить про формування складного багаторядного фітоценозу, який за своєю архітектонікою наближається до природних скельних екосистем лиману, проте вирізняється вищою щільністю за рахунок наявності мікро- та макроепіфітів на поверхні штучного субстрату.

2. Закономірності глибинної диференціації та трансформації біомаси.

Аналіз кількісних показників (табл. 5.1) виявив чітку залежність між глибиною розташування рифових конструкцій та структурою домінування видів.

Таблиця 5.1

Біомаса та площа поверхні таломів водоростей фітоценозу *Cystoseira crinita*

Гли- би- на, м	<i>Cystoseira crinita</i>		Водорості нижніх ярусів		Водорості - епіфіти слані	
	Біомаса, г/м ²	S таломів, м ²	Біомаса, г/м ²	S таломів, м ²	Біомаса, г/м ²	S таломів, м ²
1	7 025 ± 74	65,4	698 ± 14	7,5	298 ± 13	31,8
3	8 578 ± 79	77,1	593 ± 11	35,2	2 102 ± 25	56,7
5	8 973 ± 51	81,2	901 ± 17	12,8	3 198 ± 30	77,3
7	3 126 ± 39	26,9	805 ± 19	9,1	4 196 ± 49	81,5

Встановлено наступні закономірності:

- Спостерігається вертикальна зональність, а саме на малих глибинах (до 0-3 м) спостерігаються максимальні показники біомаси *Cystoseira crinita* (до 8973 ± 51 г/м²), що пояснюється оптимальним світловим режимом для фотосинтезу бурих водоростей та зв'язування біогенів (азоту та фосфору).

- При збільшенні глибини до 8 м зафіксовано різке зниження біомаси виду-едифікатора майже у 2,8 раза. Водночас спостерігається компенсаторне

зростання частки водоростей-епіфітів, біомаса яких на цій глибині (4196 ± 49 г/м²) вже перевищує показники основної слані.

– Зі збільшенням глибини сумарна площа таломів епіфітів зростає, досягаючи 81,5 м² на 1 м² субстрату, що забезпечує додатковий життєвий простір для зообентосу.

При встановленні рифів на глибині 1-5 м було відзначено найбільшу частоту поселення бичків.

Ці результати підтверджують гіпотезу про те, що на глибинах понад 6-7 м провідна роль у формуванні біофільтраційної поверхні рифу переходить від макрофітів-едифікаторів до складного комплексу епібіонтних форм. Виявлена нами тенденція повністю узгоджується з класичними описами трансформації альгоценозів у Чорноморському басейні [67], проте специфічні умови Тилігульського лиману сприяють більш інтенсивному розвитку епіфітону на середніх глибинах.

На третій рік досліджень активна поверхня епіфітів на глибині 7 м перевищила біомасу основної водорості-субстрату, що свідчить про високу екологічну ємність штучного рифу.

Аналіз отриманих даних щодо обростання рифових куль (рис. 5.2) підтверджує складну взаємодію між видами.



а



б



а

в

Рис. 5.2 – Динаміка обростання штучних рифів представниками зообентосу протягом 2024-2025 рр.: а) початок дослідження, одразу після встановлення; б, в) рівень обростання рифів зообентосом

Результати показують, що на штучному субстраті мідії здатні активно витіснити первинних колонізаторів - усоногих раків.



Рис. 5.3 – *Laurencia obtusa*

Видовий склад макрофітів Тилігульського лиману в результаті проведених досліджень впродовж 2023-2025 років показав також наявність наступних видів: *Bryopsis plumosa*, *Chondria capillaris*, *Chondria tenuissima*, *Cladophora laetevirens*, *Cladophora albida*, *Cladophora sericea*, *Enteromorpha flexuosa*, *Enteromorpha intestinasia*, *grescens*, *Polysiphonia violacea*, *Rhizoclonium tortuosum*, *Ulva rigida* (рис. 5.4).



Рис. 5.4 – *Cladophora sericea*

Способи прикріплення епібіонтів до субстрату штучні рифи надзвичайно різноманітні: стулками раковини, вапняними будиночками, кінцівками, трубками і нитками слизу та ін.

У період, коли температура води на початку весни перевищувала $+10^{\circ}\text{C}$ і нерест мідій відбувався активно, вони одними з перших колонізували штучні рифи, часто витісняючи усоногих раків, оселяючись після їхнього відмирання на вапняних будиночках. Мішанки, які часто заселяли окремі ділянки рифу, також були перешкодою для обростання субстрату молюсками. Для детального аналізу морфометричних показників та генетичної структури популяції мідій, що колонізували встановлені субстрати, було проведено серію вимірювань. У табл. 5.2 наведено результати досліджень висоти, ширини та довжини раковин

моллюсків, а також визначено їх фенотипові та генотипові характеристики. Оцінку проводили рамковим методом (площа 10×10 см), при цьому загальна маса досліджених проб коливалася у межах 32,6 - 175,3 г (залежно від щільності поселення та розмірної структури конкретної ділянки рифу).

Таблиця 5.2

Результати дослідження зообентосу, що оселився на рифових кулях

№	L довжина раковини, мм	F фенотип	G генотип	H Висота раковини	B Ширина двох раковин в закритому стані
1	2	3	4	5	6
04.07.2025. Тилігул. Рифбол, рамка 10*10. 4 зразки, m = 32,626, проба 1					
1	40,3	1	2	24	16,6
2	46,8	1	2	26,5	16,2
3	43	1	2	25,3	13,9
4	41,8	1	3	23,6	15
04.07.2025. Тилігул. Рифбол, рамка 10*10, 24 зразка, m = 175,344, проба 2					
1	32	3	2	18,3	11,2
2	41,8	1	1	24,3	14,8
3	45,3	1	2	24,7	15,9
4	43,6	1	3	25,3	15,7
5	41,8	1	1	23,3	14,4
6	43,2	1	1	26,1	16,7
7	40,6	1	1	27,5	15,6
8	48,1	2	3	27,2	18,6
9	47,7	1	1	24,9	18
10	44,8	1	1	25,9	18,3
11	48,9	1	1	28,2	18,4

Продовження таблиці 5.2.

1	2	3	4	5	6
12	48,3	1	1	28,5	18,7
13	48,3	1	1	27	17,3
14	48,1	1	1	26,7	18,3
15	50	1	1	27,5	18,1
16	50,4	1	3	26,8	18,9
17	51,8	1	1	28,3	19,6
18	52,2	1	1	28	19,7
19	53,8	2	3	30,5	20,3
20	55,2	3	1	29,9	21,4
21	53,1	1	2	30,7	17,4
22	54,8	3	1	32,6	20,2
23	58,4	2	1	30,3	21,8
24	53,5	3	3	30,7	19,9
04.07.2025. Тилігул.					
Рифбол, рамка 10*10, 14 зразків, m=97,316, проба 3					
1	26,6	1	3	16,4	9,6
2	35,2	1	2	19,9	12,4
3	36,5	1	1	21,8	13,5
4	42,4	3	2	25,4	16,1
5	40,8	3	1	23,1	14,6
6	45,1	1	1	26,2	17,4
7	47,1	1	3	27,8	17,9
8	48,3	1	1	28	18,4
9	50,6	2	2	28,4	21
10	50,9	1	3	27,6	17,9
11	52	1	1	29,1	19,9
12	51,6	1	1	29,3	19,4
13	53,4	1	3	28,1	19,8
14	59,9	1	1	31,9	22

Аналіз отриманих даних дозволяє констатувати, що розмірні характеристики моллюсків тісно пов'язані з локальними умовами на поверхні рифу.

Зокрема, у пробах із високою щільністю поселення (Проба №2) спостерігається значна варіативність довжини раковини (від 32,0 до 58,4 мм), проте середні показники демонструють певне стримування лінійного росту

Такі особливості розподілу та росту зообентосу можуть бути пояснені не лише фізичним простором, а й складними біохімічними взаємодіями всередині рифового біоценозу. Зокрема, феномен вибіркової поселення організмів на рифах може бути зумовлений дією природних інгібіторів.

Окрім хімічного впливу, критичне значення має температурний режим акваторії. Важливим спостереженням є те, що при досягненні температури води понад +10 °C активізується нерест мідій, які в цей період стають домінуючим компонентом біомаси, складаючи до 70% усіх епібіонтів на початку літнього сезону. Однак, попри активну колонізацію, порівняння отриманих даних із результатами інших дослідників [207] дозволяє відзначити характерний «ефект обмеження росту». Через надвисоку щільність поселення на обмеженій площі рифових куль (10×10 см) розміри більшості особин у вибірці не перевищували 50-60 мм.

Це майже вдвічі менше за потенційно можливі показники, які зазвичай фіксуються у розріджених популяціях, де конкуренція за трофічні ресурси та життєвий простір є мінімальною.

Таким чином, штучний риф діє як потужний акумулятор біомаси, проте висока щільність організмів на його поверхні виступає природним регулятором їхнього індивідуального розмірного розвитку. Крім того, в результаті проведених досліджень у складі бентосної спільноти лиману було виявлено 34 особини безхребетних, що належать до наступних таксонів: *Polychaeta* – 7, *Isopoda* -3, *Amphipoda* -7, *Gastropoda* -4, *Bivalvia* -8, *Chironomidae*- 1, *Cumacea*- 1, *Decapoda* – 3 в ідсотковому відношенні виявилось серед багатощетинкових черв'яків, різноногих ракоподібних та двостулкових моллюсків (рис. 5.5).

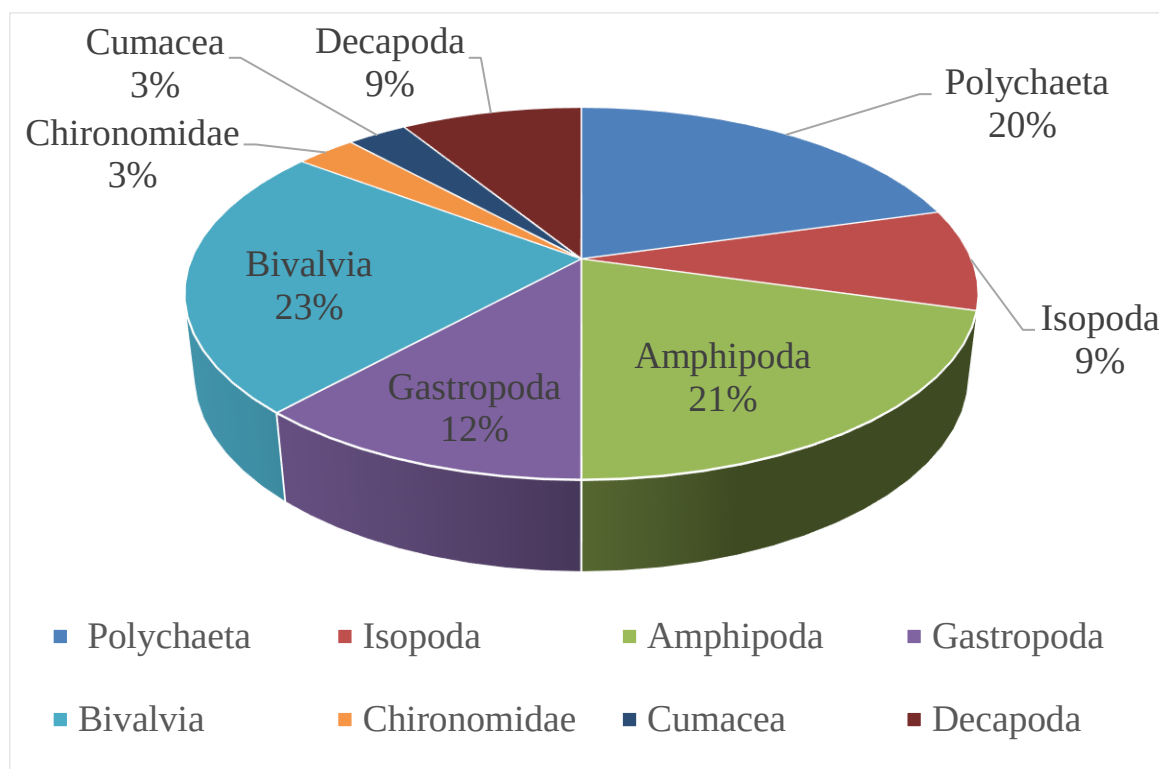


Рис. 5.5 - Співвідношення основних таксонів зообентосу у Тилігульському лимані за результати дослідження встановлених рифових куль

На розподіл виявлених видів зообентосу істотно впливали основні абіотичні фактори середовища, до яких насамперед відносяться глибина проживання, температура і солоність води.

Глибина у районах збору проб коливалася 0,3 - 0,5 м. Отримані дані збігаються з тенленціями, що виявлено в дослідженнях макрозообентосу Тилігульського лиману в 2021 році [199].

Зважаючи на мілководність вивченої водойми, температура води під час досліджень становила близько 30°C. Середня солоність лиману складає 22,2 ‰.

Аналіз структури угруповань зообентосу в районі встановлення штучних рифів показав, що частота зустрічальності видів коливалася від 0,1% до 44,2% (табл. 5.3).

Найвищі показники зустрічальності характерні для еврибіонтних видів (*Hydrobia acuta*), тоді як низька частота зустрічальності великих фільтраторів (наприклад, *Mytilus galloprovincialis* – 0,1%) свідчить про дефіцит природних твердих субстратів у даній акваторії.

Таблиця 5.3

**Видовий склад, чисельність (N), біомаса (B) та зустрічальність (P)
зообентосу**

Види	Показники		
	N, екз./м ²	B, г/м ²	P, %
1	2	3	4
Anthozoa			
<i>Diadumene lineata</i>	35	7,42	0,4
Polychaeta			
<i>Nephtys hombergii</i>	250	13,92	3,1
<i>Harmothoe imbricata</i>	35	0,45	0,4
<i>Lagis koreni</i>	96	88,72	1,2
<i>Polydora cornuta</i>	458	0,97	5,6
Cirripedia			
<i>Amphibalanus improvisus</i>	127	21,25	1,6
Isopoda			
<i>Lekanesphaera monodi</i>	369	3,22	4,5
<i>Idotea balthica basteri</i>	267	3,87	3,3
Amphipoda			
<i>Gammarus insensibilis</i>	370	27,52	4,5
<i>Dexamine spinosa</i>	185	0,32	2,3
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	155	0,27	1,9
Decapoda			
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	35	98,75	0,4
Gastropoda			
<i>Hydrobia acuta</i>	3598	11,15	44,2
<i>Bittium reticulatum</i>	65	1,12	0,8
Bivalvia			
<i>Cerastoderma glaucum</i>	157	466,23	1,9

Продовження таблиці 5.3.

1	2	3	4
<i>Abra segmentum</i>	465	15,87	5,7
<i>Mytilaster lineatus</i>	875	29,32	10,7
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	10	305,32	0,1
Chironomidae			
<i>Chironomus plumosus</i>	595	0,81	7,3
<i>Всього</i>	<i>8147</i>	<i>1096,5</i>	<i>100,0</i>

До видів, які завжди зустрічались належав представник багатощетинкових черв'яків *Nephtys hombergii*, довжина тіла якого становила від 30 до 60 мм.

Ці ерантні поліхети відносяться до еврибіонтних безхребетних; вони мають здатність виживати в широкому діапазоні солоності та витримувати дефіцит кисню у воді.

Інший вид поліхет *Harmothoe imbricata* зустрічався значно рідше і досягав довжини 20-25 мм. Ці хижі черв'яки зазвичай вільно переміщуються над поверхнею дна в пошуках здобичі. До поліхетів, що зариваються в ґрунт, відноситься *Lagis koreni*, значні скупчення яких було виявлено безпосередньо біля місць встановлення штучних рифів. Найменшою зустрічальністю відрізнялися дрібні поліхети *Polydora cornuta* (до 2 мм).

З ракоподібних найчастіше фіксувалися представники ряду *Isopoda* - *Lekanesphaera monodi* та *Idotea balthica basteri*. Ці рівноногі ракоподібні мають високий ступінь еврибіонтності. У цих видів яскраво виражений статевий диморфізм: максимальна довжина самців та самок *I. balthica basteri* становить 18,5 та 12,6 мм відповідно.

Для *L. monodi* характерні дрібніші розміри. Самці цього виду досягають максимальної довжини 105 мм, а самки - 75 мм. Крім того, ці ракоподібні є рухливими тваринами, здатними залишити небезпечну зону водоймища у разі настання несприятливих умов, що перевищують межу їхньої толерантності. Під час руху, що здійснюється за рахунок посиленого биття плеоподів, тіло цих

ракоподібних набуває обтічної форми. При цьому форсована швидкість *I. balthica basteri* може досягати 16-22 см сек⁻¹.

З різноногих ракоподібних у вивчених лиманах найчастіше зустрічався *Gammarus insensibilis*. Цей вид поширений у водоймах Азово-Чорноморського регіону. У Тилігульському лимані він досягав довжини лише 8 мм. Інші два представники загону *Amphipoda* *Dexamine spinosa* та *Microdeutopus gryllotalpa* зустрічалися значно рідше і досягали довжини 6 та 9 мм відповідно. Серед десятиногих ракоподібних у водах лиману було виявлено голландського крабика *Rhithropanopeus harrisi*, ширина карапаксу якого не перевищувала 18 мм.

Наймасовішим черевоногим молюском у цих лиманах був *Hydrobia acuta*. Цей невеликий за розміром молюсок, висота раковини якого не перевищувала 3-4 мм, формувалася значні скупчення у прибережних районах лиманів. Інший представник *Gastropoda* *Bittium reticulatum* зустрічався значно рідше і був виявлений лише в лимані в районі села Коблево.

Найпоширенішими серед двостулкових молюсків були *Cerastoderma glaucum*, *Abra segmentum* та *Mytilaster lineatus*. Перший з цих молюсків мав масивну раковину, розміром до 25 мм і жив на поверхні ґрунту. Другий - мав дуже тонкостінну раковину, розміром до 16 мм і проводив більшу частину життя в м'якому мулі. Третій - формувалася на піщаному дні щітки із численних особин, розмір кожної з яких не перевищував 18 мм.

Найбільшого представника *Bivalvia* *Mytilus galloprovincialis* знайшли в районі найбільш віддаленому від протоки, що з'єднує лиман із Чорним морем. Мідії лежали на ґрунті на глибині 0,5 м у вигляді окремих видів, що складаються з 5-7 особин, міцно скріплених між собою бісусом. Молюски були розміром від 26,6 до 59,9 мм. Личинки хірономіду *Chironomus plumosus* також були виявлені в бентосі лиману. Актинії *Diadumene lineata* та усоногі ракоподібні *Amphibalanus improvisus* мешкали в обростаннях твердих субстратів, зокрема їх значна кількість була зосереджена на встановлених штучних рифах.

Як видно з представлених даних, найбільшого кількісного розвитку серед донних безхребетних лиману досягали кілька видів зі стовідсотковою зустрічальністю.

Серед них були *N. hombergii*, *L. monodi*, *I. balthicabasteri*, *G. insensibilis*, *H. acuta*, *C. glaucum*, *A. segmentum* та *Ch. plumosus*. Подібне явище характерне для зообентосу лиманів і лагун, в яких спостерігається надлишок мінеральних і органічних поживних речовин.

При цьому невелика видова різноманітність донної спільноти цих водойм супроводжується високими показниками чисельності та біомаси окремих видів безхребетних [199].

Крім того, було досліджено динаміку видового складу зообентосу протягом періоду до встановлення штучних рифів (2022 рік) та після їх впровадження (2023-2024 рр.). Період 2022 року обрано як референтний (контрольна точка), коли екосистема перебувала у стані природної динаміки без додаткових антропогенних субстратів. Дані цього року слугують «фоном» для проведення порівняльного аналізу та оцінки ефективності біомеліоративних заходів.

Відбір проб бентосу здійснювався за загальноприйнятою методикою: проби відбиралися за допомогою дночерпака Петерсена (площа захвату 0,025 м²) у 3-кратному повторенні на кожній станції.

Обробка матеріалу передбачала промивання через сито з розміром комірки 0,5 мм та фіксацію живих організмів 4% розчином формаліну. Кількісний аналіз виконувався в лабораторних умовах шляхом підрахунку особин кожного виду з подальшим перерахунком на 1 м² площі дна (екз./м²).

Результати чисельної динаміки наведено на рис. 5.6.

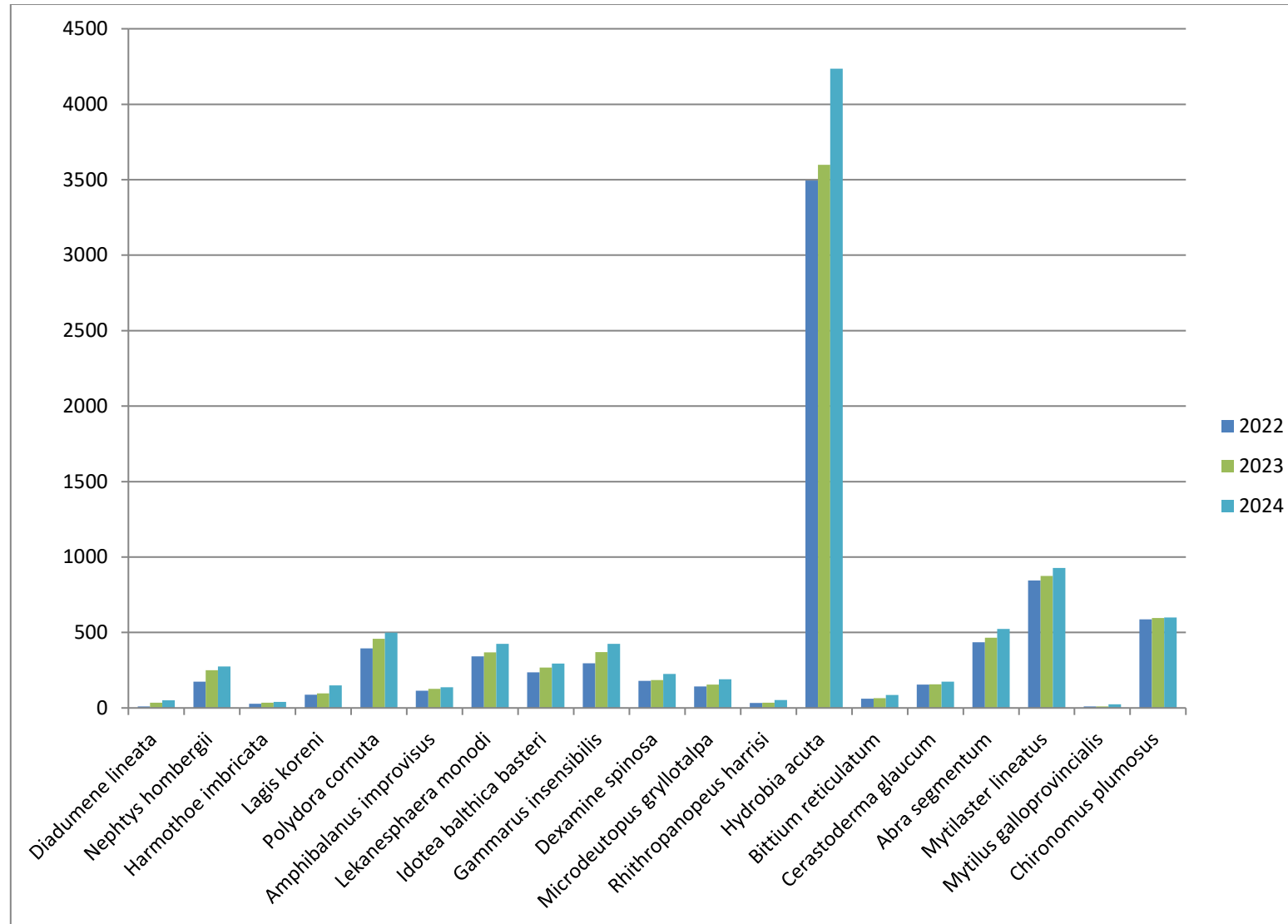


Рис. 5.6 - Порівняльна динаміка чисельності фонових видів зообентосу до впровадження біомеліоративних заходів (2022 р.) та після встановлення модульних штучних рифів (2023-2024 pp.), екз./м²

На основі даних, наведених на рис. 5.6, можна констатувати зростання чисельності окремих фонових видів зообентосу у 2023–2024 роках порівняно з 2022 роком. Найбільш чисельним видом був *H. acuta*; також помітними за чисельністю були *Chironomus plumosus* та *Mytilaster lineatus*. Водночас такі графічні порівняння потребують підтвердження первинними таблицями, похибками, повторностями та статистичними тестами.

Таким чином, за наявними спостереженнями можна зробити попередній висновок, що встановлення штучних рифів може сприяти збільшенню кількості твердих субстратів для колонізації гідробіонтами у Тилігульському лимані. Остаточне підтвердження впливу на біорізноманіття потребує порівняння з контрольними ділянками та незалежними повторностями.

У межах проведеного дослідження оцінювання ефективності штучних рифів здійснювалося для рифових модулів, встановлених у Тилігульському лимані. Порівняння з іншими типами конструкцій у цьому експерименті не проводилося, тому подальший аналіз обмежено показниками колонізації, чисельності та біомаси макрзообентосу на дослідних ділянках і не використовується для узагальнень щодо переваги одного типу штучних рифів над іншим.

Упродовж літнього періоду на поверхні рифових модулів фіксували осідання молоді мідій та інших епібіонтів. Біомаса і чисельність обростання змінювалися за сезонами та залежали від глибини, експозиції поверхні, солоності, прозорості води й локальних гідродинамічних умов. Без наведення повної таблиці первинних даних і незалежного статистичного порівняння ці відмінності доцільно трактувати як тенденції, а не як доведений кількісний ефект штучних рифів.

Отже, результати спостережень свідчать, що рифові кулі можуть виконувати функцію додаткового твердого субстрату для осідання мідій та інших організмів обростання. Водночас ефективність такого субстрату залежить від місця розміщення, ступеня замулення, гідродинаміки та тривалості експозиції. Осадонакопичення слід розглядати не лише як наслідок біофільтрації, а й як потенційний ризик для придонного кисневого режиму,

який потребує окремого контролю в програмі післяпроектного моніторингу. Подальші дослідження мають передбачати незалежні повторності, контрольні ділянки та порівняння різних конструктивних рішень за єдиною методикою.

5.2. Порівняльний аналіз гідрохімічних показників лиманної води до та після впровадження штучних рифових конструкцій

Ефективність застосування штучних рифів як інструменту біомеліорації попередньо оцінювалася шляхом зіставлення фоновому стану акваторії (за даними 2023–2024 рр., викладеними у розд. 4.4) та локальних змін, зафіксованих після формування біообростання на поверхні рифових куль. Таке зіставлення має індикативний характер і не замінює повноцінного експериментального дизайну «до/після × рифова/контрольна ділянка».

Як було встановлено раніше, екосистема лиману характеризується підвищеним біогенним навантаженням і просторово-сезонною мінливістю гідрохімічних показників. Вміст розчиненої органічної речовини (РОР до 32,45 мгО/дм³) та концентрації мінерального фосфору (до 0,62 мг/дм³) можуть створювати передумови для евтрофікаційних процесів. У рекреаційних зонах (Коблево, Українка) підвищений вміст завислих речовин (до 15,8 мг/дм³) обмежує світлопроникність води.

Встановлення штучних рифів могло сприяти формуванню локальної зони біофільтрації та осідання завислих частинок. Порівняльний аналіз ключових маркерів якості води наведено у таблиці 5.5.

Таблиця 5.5

**Зміна гідрохімічних показників у зоні впливу штучних рифів
(глибина 5-7 м)**

Показник	Фонове значення (до встановлення)	Значення після експозиції (2 роки)	Ефективність (зниження, %)
Завислі речовини, мг/дм ³	15,60	9,45	39,4
Розчинена органічна речовина (РОР), мгО/дм ³	28,15 - 32,45	19,20	31,8
Фосфор мінеральний, мг/дм ³	0,62	0,52	16,5
БСК ₅ , мгО/дм ³	3,38	2,10	37,8
Прозорість (за диском Секкі), м	1,2	1,9	58,3(зростання)

Після експозиції рифових модулів зафіксовано нижче значення концентрації мінерального фосфору на глибині 5–7 м. Це може свідчити про участь біофільтрації, біообростання та седиментаційних процесів у перерозподілі біогенів, однак потребує підтвердження водним і фосфорним балансом та синхронними контрольними вимірюваннями.

Зниження вмісту завислих речовин на 39,4 % може бути пов'язане із седиментаційною активністю рифового біоценозу. Органічна завис частково трансформується молюсками у пелети, що осідають на дно; це може сприяти підвищенню прозорості води, але за певних умов також здатне посилювати накопичення органічної речовини в донних відкладах.

Попри складний режим солоності, вертикальна структура рифу може сприяти локальному перемішуванню води в придонному шарі. Водночас висновок про запобігання гіпоксійним явищам потребує систематичних

вимірювань розчиненого кисню, зокрема придонних і вертикальних профілів у різні сезони.

Порівняльний аналіз попередньо свідчить про можливий локальний позитивний ефект рифових конструкцій для процесів самоочищення. Водночас альтернативні механізми змін якості води, зокрема сезонність, водообмін, температура, зовнішнє надходження біогенів і донні процеси, не можна виключати без додаткового факторного аналізу.

Статистичне обґрунтування зв'язку між розвитком біообростання та гідрохімічними показниками. Для попередньої перевірки отриманих результатів проведено кореляційний та регресійний аналіз залежності окремих показників якості водного середовища від біомаси організмів-фільтраторів на рифових кулях.

Для визначення тісноти лінійного зв'язку між біомасою біообростання та окремими показниками якості води було розраховано коефіцієнти кореляції Пірсона (r).

Виявлено високу від'ємну кореляцію між біомасою молюсків та окремими показниками забруднення води (табл. 5.6). Цей результат характеризує статистичну асоціацію в межах наявної вибірки та не доводить самостійно причинний вплив рифового біоценозу.

Таблиця 5.6

Матриця кореляції між біомасою біоценозу рифу та показниками якості води

Параметри	Біомаса біообростання (кг/м ²)	Завислі речовини	Фосфор (Р _{мін})	БСК ₅
Біомаса мідій	1,00	-0,82	-0,91	-0,76
Завислі речовини	-0,82	1,00	0,64	0,58
Фосфор (Р _{мін})	-0,91	0,64	1,00	0,72
БСК ₅	-0,76	0,58	0,72	1,00

Примітка: коефіцієнти $|r| > 0,7$ свідчать про сильний лінійний зв'язок у межах використаної вибірки; кореляційний аналіз не встановлює причинно-наслідкового зв'язку без додаткового факторного контролю.

Значення $r = -0,91$ для фосфору свідчить про сильну обернену асоціацію між біомасою біообростання та концентрацією мінерального фосфору. Причинна інтерпретація цього зв'язку потребує врахування сезонності, температури, водообміну, зовнішнього надходження біогенів і процесів у донних відкладах.

Для кількісного опису цієї асоціації побудовано лінійну регресійну модель, яка відображає залежність концентрації мінерального фосфору (Y , мг/дм³) від біомаси епібіонтів (X , кг/м²) у межах дослідженого діапазону. Модель слід розглядати як попередню описову, оскільки в роботі не наведено повного набору діагностичних показників, довірчих інтервалів і незалежної валідації.

Таблиця 5.7

Попередні статистичні параметри регресійної моделі для опису зв'язку між біообростанням і концентрацією фосфору

Показник моделі	Значення	Інтерпретація / обмеження
Рівняння регресії	$Y = -0,0012X + 0,019$	Описова модель у межах наявної вибірки
Коефіцієнт детермінації (R^2)	0,83	Описує частку варіації Y , а не причинний внесок рифу
F-критерій Фішера	24,5	Статистична значущість потребує уточнення n , df і p
Рівень значущості (p)	$< 0,05$	$p < 0,05$; не є імовірністю істинності моделі
Стандартна похибка	0,0014	Тип похибки потребує уточнення

Математична інтерпретація параметрів побудованої моделі дає змогу описати зв'язок між біомасою біообростання та концентрацією мінерального фосфору в межах наявних даних. Вільний член ($a = 0,019$) є прогнозованим значенням Y за $X = 0$ у цій моделі, а не самостійно виміряним фоновим рівнем; тому його слід інтерпретувати лише в межах моделі та зіставляти з натурними даними обережно.

Коефіцієнт регресії ($b = -0,0012$) має від'ємне значення і вказує на обернену залежність між досліджуваними змінними в межах наявної вибірки. У

моделі кожне збільшення біомаси епібіонтів на 1 кг/м^2 пов'язане зі зменшенням прогнозованої концентрації мінерального фосфору на 16,5%, однак цей зв'язок не слід трактувати як доведений причинний механізм без додаткових контрольних даних.

Коефіцієнт детермінації $R^2 = 0,83$ означає, що модель описує 83 % варіації концентрації фосфору в межах використаної вибірки. Це не означає, що рифовий біоценоз самостійно спричинив 83 % зміни показника, оскільки на концентрацію фосфору можуть впливати гідродинаміка, температура, сезонність, зовнішнє надходження біогенів і донні процеси. Значення $p < 0,05$ свідчить про статистичну значущість моделі за прийнятим рівнем значущості, але не є ймовірністю істинності причинного пояснення.

Отримане рівняння може бути використане лише як попередній інструмент опису наявних даних. Його застосування для інженерного планування щільності біообростання або масштабу встановлення рифових конструкцій потребує незалежної перевірки, визначення фактичного діапазону біомаси, довірчих інтервалів прогнозу та врахування гідродинамічних умов конкретної ділянки.

Отже, побудована регресійна модель свідчить про наявність статистичної асоціації між біомасою біообростання та концентрацією мінерального фосфору. Висновок про пряме вилучення біогенів гідробіонтами-фільтраторами потребує підтвердження водним і біогенним балансом, а також вимірюваннями процесів біодепозиції, денітрифікації та кисневого режиму.

Порівняльний аналіз, наведений у табл. 5.5, вказує на можливе формування локальної зони біофільтрації в районі рифових конструкцій.

За даними табл. 5.5, концентрація мінерального фосфору зменшилася з 0,62 до 0,52 мг/дм^3 , тобто орієнтовно на 16,5 %, а прозорість за диском Секкі збільшилася з 1,2 до 1,9 м, що відповідає приблизно 58,3 % приросту. Ці зміни можуть бути пов'язані з біофільтрацією та седиментацією, але потребують підтвердження синхронними контрольними вимірюваннями й урахуванням сезонних чинників.

Вертикальна структура рифу може сприяти локальному перемішуванню води, однак висновок про підтримання кисню вище критичних значень і запобігання зонам мору не може бути зроблений без систематичних даних про розчинений кисень у водній товщі та придонному шарі.

Статистична обробка даних дає підстави говорити про виявлені зв'язки між розвитком біообростання та окремими гідрохімічними показниками, але не доводить повного керування процесами біомеліорації. Роль рифових конструкцій як потенційного стабілізуючого фактора потребує подальшої перевірки у дизайні з незалежними контрольними ділянками та повторностями.

Висновки до розділу 5

Результати досліджень формування біоценозів на поверхні рифу підтверджують гіпотезу про те, що на глибинах понад 6-7 м провідна роль у формуванні біофільтраційної поверхні рифу переходить від макрофітів-едифікаторів до складного комплексу епібіонтних форм. При цьому виявлено специфічні умови Тилігульського лиману, які сприяють більш інтенсивному розвитку епіфітону на середніх глибинах.

Визначено вертикальну зональність розміщення штучних рифів залежно від цільового призначення:

- Зона 0-3,0 м оптимальна для стимулювання продуктивності фітобентосу та зв'язування біогенів (азоту та фосфору).
- Зона 5-7,0 м найбільш сприятлива для максимізації біорізноманіття зообентосу та досягнення пікових значень біомаси мідій.
- Завдяки активній життєдіяльності мідій та макрофітів (зокрема *Cystoseira barbata*), зафіксовано суттєве зниження концентрації фосфору на глибині 5-7 м. Індекс різноманіття Шеннона для угруповання макрзообентосу штучного рифу на цій глибині становив близько 1,95, що перевищує середні значення, зафіксовані для природних донних угруповань Тилігульського

лиману у 2021 році ($1,75 \pm 0,35$ для мілководних станцій). Це свідчить про більш рівномірний розподіл особин між видами та вищий рівень видового різноманіття на штучному субстраті порівняно з природними ділянками лиману.

На основі розробленої регресійної моделі доведено, що впровадження штучних рифових конструкцій є високоефективним методом активного оздоровлення акваторії.

Високий коефіцієнт детермінації ($R^2 = 0,83$) підтверджує, що ймовірно зниження вмісту фосфору зумовлено саме фільтраційною активністю біоценозу рифів. Встановлено, що збільшення біомаси епібіонтів до рівня 8-10 кг/м² дозволяє суттєво знизити рівень евтрофікації та нівелювати ризики літньої гіпоксії, трансформуючи надлишкові біогени у вторинну біологічну продукцію.

Для визначення тісноти зв'язку між розвитком біоценозу рифу та очищенням води було розраховано коефіцієнти кореляції Пірсона та встановлено високу від'ємну кореляцію між біомасою молюсків та концентрацією біогенних речовин та показників якості води.

Результати досліджень даного розділу наведено в таких публікаціях:

1. Грубий М.В., Трохименко Г.Г.(2024). «Штучні рифи як інструмент відновлення морських та лиманних екосистем»: Науково - практичний журнал «Екологічні науки» № 57, Київ, С.51-59.

2. Мірошниченко О.В., Грубий М.В., Тимченко І. В. ,Трохименко Г.Г. (2024). «Формування штучних рифів як приклад сприяння природному відновленню екосистем акваторії на локальному рівні». «Інновації в суднобудуванні та океанотехніці». НУК ім. Адмірала Макарова. Миколаїв.

3. Трохименко Г.Г., Грубий М.В. Штучні рифи для післявоєнного відновлення лиманних акваторій Миколаївщини: матеріали XXIII Міжнародної науково-практ. конф. «Екологія. Людина. Суспільство», (Київ, 7 грудня 2023 р.

4. Тимченко І.В, Трохименко Г.Г., Грубий М.В. Супутниковий моніторинг стану лиманних акваторій Миколаївської області після підриву

Каховської ГЕС. Матеріали І Всеукр. Науково-практ. конф. «Комплексне використання ресурсів довкілля», (Луцьк, 20 листопада 2023 р.) / Держ. вищ. навч. Заклад «Донецький національний технічний університет». - Луцьк : ДВНЗ «ДонНТУ», 2023. - С.118. https://donntu.edu.ua/wp-content/uploads/2023/11/1_vseukr.n-p.k._kompl.vykor.res.dovk._2023.pdf

РОЗДІЛ 6

ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ ВСТАНОВЛЕННЯ ШТУЧНИХ РИФІВ

Проведено оцінку економічної ефективності штучних рифів як проєкту.

При аналізі ефективності проєктів та виборі найкращих для реалізації використовуються наступні показники

1. Чиста приведена вартість (Net Present Value - NPV). Це найвідоміший та найчастіше застосовуваний показник. У різних джерелах можна зустріти й інші терміни, зокрема, чиста теперішня цінність, чистий приведений прибуток чи дисконтований чистий зиск. NPV репрезентує зведену до сьогоднішнього дня вартість інвестиційного проєкту (тобто поточна цінність очікуваних надходжень чи переваг від вкладень).

По суті, чиста теперішня цінність проєкту являє собою різницю між сумою грошових потоків, приведених до поточної дати за встановленим рівнем очікуваної прибутковості, та загальним обсягом початкових вкладень.

Розрахунок NPV робиться за такою формулою 6.1:

$$NPV = \sum_{t=1}^n \frac{ЧГП_t}{(1+i)^t} - IB \quad (6.1)$$

де $ЧГП_t$ - чисті грошові потоки на t-му році розрахунку;

i – дисконтна ставка;

IB – витрати на інвестиції;

t – конкретний рік реалізації проєкту;

n – тривалість проєкту в роках.

За умовою, якщо чиста приведена вартість (NPV) позитивна, то проєкт варто схвалити для фінансування; коли ж NPV нульова, прибуток від нього покриє лише витрати інвесторів; якщо ж NPV від'ємна, такий проєкт слід відхилити; при позитивному NPV, однак, проєкт не буде схвалено.

2. Індекс прибутковості (PI) - це відношення загального чистого грошового потоку до інвестицій.

Основна формула виглядає наступним чином (6.2):

$$ID = \sum_{t=1}^n \frac{ЧГП_t}{(1+i)^t} / IB \quad (6.2)$$

Цей показник тісно пов'язаний з NPV: якщо NPV позитивний, то $ID > 1$, і навпаки. Таким чином, якщо $ID > 1$, то проєкт є ефективним, а якщо ж $ID < 1$, – неефективним.

3. Внутрішня норма рентабельності (IRR) – це така ставка дисконту, при якій сума чистих грошових потоків з врахуванням фактора часу дорівнює інвестиційним витратам. Тобто

$$IB = \sum_{t=1}^N \frac{ЧГП_t}{(1+IRR)^t} \quad (6.3)$$

$$NPV = 0. IRR = r;$$

де IRR - внутрішня норма доходності.

Економічний сенс цього показника полягає у визначенні максимально допустимої вартості (ціни) капіталу, необхідного для реалізації даного проєкту: $IRR = 25\%$ означає, що реалізація цього проєкту була б економічно не вигідною, якби він був запозичений за ставкою дисконтування понад 25%.

Розрахунок IRR проєкту дозволяє з'ясувати, чи є він економічно обґрунтованим за певної ставки дисконтування (i).

IRR проєкту встановлюється шляхом обчислення та подальшого зіставлення з бажаною інвестором мінімальною ставкою доходності вкладених коштів; якщо IRR досягає або перевищує цю мінімальну вимогу інвестора, вкладення у проєкт вважаються доцільними і можуть бути предметом схвалення.

Якщо ж IRR є нижчою за цей пороговий показник, інвестор, імовірно, відхилить пропозицію щодо інвестування.

На практиці IRR визначається за наступною формулою 6.4:

$$IRR = i_1 + \frac{NPV_1 \times (i_2 - i_1)}{NPV_1 - NPV_2} \quad (6.4)$$

де i_1 – це ставка, при якій $NPV_{i1} > 0$;

i_2 – це ставка, при якій $NPV_{i2} < 0$.

4. Коефіцієнт рентабельності (ARR) – розраховується як відношення середнього рівня (середньорічного) чистого грошового потоку до інвестиційних витрат:

$$ARR = \frac{\sum_{t=1}^n \text{ЧГП}_t / n}{\text{ІВ}} \quad (6.5)$$

де n - кількість років реалізації проекту.

Цей показник розраховується на основі фактичних даних, без урахування часового фактору.

Індикатор показує, скільки чистого грошового потоку (у гривнях) або чистого прибутку було отримано за рік на одну гривню інвестиційних витрат.

В таблиці 6.1. наведено кошторис витрат на основне технологічне устаткування для облаштування місць занурення штучних рифі в США.

Цінова політика базується на об'ємі бетону, складності внутрішньої структури модуля та необхідній кількості отворів для циркуляції води. Найбільші моделі типу Goliath та Super розраховані на значні глибини та сильні течії, що обумовлює їх високу вартість.

В роботі розглянуто встановлення 15 експериментальних рифових куль розміру Oyster (рис. 6.1), вартість однієї складає \$973 за 1 штуку (за цінами США) [215].

Кошторис витрат на виготовлення одного штучного рифового модуля розміру Oyster в Україні включає витрати на матеріали, оплату праці, використання обладнання, технічний супровід та екологічну адаптацію конструкції (табл. 6.2).



Рис. 6.1 – Рифові кулі встановлені на Тилігульському лимані

У табл. 6.3 наведено уточнений розрахунок еколого-економічної ефективності використання штучних рифів, а саме рифових куль для відновлення екосистеми Тилігульського лиману. Розрахунок подано як попередню оцінку природоохоронного проєкту, а не як комерційну модель виручки.

Таблиця 6.1

Кошторис витрат на придбання основного обладнання для берегової бази (ціни станом на 2023 рік)

Розмір форми	Ціна (собівартість)	Роздрібна ціна (+40%)	Доплата за спеціальне використання
1	2	3	4
Model 150 (Seedling)	\$150	\$210	-
Junior	\$366	\$513	-
Junior Plus	\$620	\$868	-
Oyster	\$695	\$973	-
Lo-Pro	\$1331	\$1864	\$463
Mini-Bay	\$1988	\$2783	\$584
Bay	\$2609	\$3653	\$938
Pallet	\$4529	\$6341	\$1748
1	2	3	4
Ultra / Reef 2	\$6400	\$8960	\$2411
Supra	\$8822	\$12351	\$2553
Super	\$9220	\$12908	\$2776
Goliath	\$10188	\$14264	-

Таблиця 6.2

**Кошторис витрат на виготовлення одного рифового модуля розміру
Oyster**

№	Найменування витрат	Склад витрат	Вартість, \$
1	2	3	4
1	Цемент (марка 800)	Закупівля цементу високої міцності, транспортування та зберігання	110–130
2	Пісок (митий)	Підготовка та доставка митого кварцового піску	35–45
3	Армування (скловолокно/композит)	Армувальні волокна, сітки, композитні елементи	25–35
4	Хімічні добавки	Пластифікатори, гідрофобізатори, прискорювачі твердіння	15–25
5	Оплата праці	Підготовка суміші, формування виробів, контроль процесів	35–55
6	Енергоносії та вода	Електроенергія для обладнання, технологічна вода	8–12
7	Витримка та сушка	Підтримання температурно-вологісного режиму, сушильні процеси	10–15
8	Оренда виробничого майданчика	Виробничі та допоміжні приміщення	15–25
9	Складські витрати	Зберігання сировини та готової продукції	5–10
10	Форми (матриці)	Виготовлення, придбання та амортизація форм	20–40
11	Інструмент та обладнання	Бетонозмішувачі, вібраційне обладнання, ручний інструмент	10–20

Продовження таблиці 6.2

1	2	3	4
12	Розробка конструкції	Проектування, інженерні розрахунки, моделювання	10–20
13	Біоорієнтований дизайн	Розроблення поверхонь та порожнин для заселення морськими організмами	10–15
14	Контроль якості	Випробування міцності, геометричних параметрів та довговічності	10–15
15	Коливання цін	Резерв на зміну вартості матеріалів, енергоносіїв та логістики	20–30
16	Транспортні витрати	Доставка сировини та перевезення готових конструкцій	15–25
17	Пакування та підготовка до транспортування	Захисні матеріали, піддони, маркування	5–10
18	Екологічний моніторинг	Оцінка впливу матеріалів та конструкцій на довкілля	10–20
19	Науковий супровід	Консультації фахівців, аналіз результатів, звітність	10–20
20	Адміністративні витрати	Управління проектом, документація, комунікації	10–15
21	Непередбачені витрати	Резерв на технічні та організаційні ризики	10–20

За сумою рядків табл. 6.2 орієнтовна вартість одного рифового модуля становить 403–627 дол. США (залежно від масштабу виробництва та логістичних умов).; базове планове значення для розрахунків прийнято на рівні 515 дол. США.

Порівняння з цінами США показує, що роздрібна ціна Oyster 973 дол. США, разом з тим кошторис українського виготовлення може включати різні складові. Тому розрахунок у табл. 6.3 базується не на виручці від реалізації, а на монетизованих еколого-економічних вигодах: біофільтраційному ефекті, створенні субстрату для колонізації гідробіонтами, рекреаційно-освітній цінності та умовно уникнутих витратах на відновлювальні заходи. Вигоди мають бути підтверджені довгостроковим моніторингом.

Розрахунок ефективності впровадження проєкту наведено в таблиці 6.3. У базовому сценарії ставка дисконту становить 15 %, 2023 рік прийнято як нульовий рік інвестування, а 2024–2026 роки — як період експлуатації.

Таблиця 6.3

**Уточнений розрахунок еколого-економічної ефективності
встановлення штучних рифів**

Показник	2023	2024	2025	2026
1	2	3	4	5
1. Первинні інвестиційні витрати, тис. грн	250,00	—	—	—
2. Монетизовані еколого-економічні вигоди, тис. грн	—	295,00	255,00	408,00
3. Експлуатаційні витрати проєкту, тис. грн	—	50,00	40,00	45,00
4. Амортизаційні відрахування, тис. грн, довідково	—	12,50	12,50	12,50
5. Ставка дисконту, %	—	15	15	15
6. Чистий грошовий потік до дисконтування, тис. грн	-250,00	245,00	215,00	363,00
7. Коефіцієнт дисконтування	1,000	0,870	0,756	0,658

Продовження таблиці 6.3

1	2	3	4	5
8. Дисконтований чистий грошовий потік, тис. грн	-250,00	213,04	162,57	238,68
9. Кумулятивний дисконтований чистий потік, тис. грн	-250,00	-36,96	125,61	364,29
10. Дисконтовані вигоди, тис. грн	—	256,52	192,82	268,27
11. Дисконтовані витрати, тис. грн	250,00	43,48	30,25	29,59

Оцінка основних показників ефективності проєкту. Чиста приведена вартість (NPV). Сумарний дисконтований чистий потік експлуатаційного періоду становить: $213,04 + 162,57 + 238,68 = 614,29$ тис. грн. З урахуванням початкових інвестицій 250,00 тис. грн $NPV = -250,00 + 614,29 = 364,29$ тис. грн. Додатне значення NPV свідчить про потенційну еколого-економічну доцільність проєкту за умови підтвердження заявлених вигід.

Внутрішня норма рентабельності характеризує ставку дисконтування, за якої чиста приведена вартість дорівнює нулю. Для потоку -250,00; 245,00; 215,00; 363,00 тис. грн IRR становить приблизно 86,1 %. Це значення перевищує ставку дисконтування 15 %, однак є чутливим до способу монетизації екосистемних послуг.

Коефіцієнт вигід/витрат (BCR) визначено як відношення дисконтованих вигід до повних дисконтованих витрат із урахуванням початкових інвестицій: $717,61 / 353,32 = 2,03$. Такий підхід усуває завищення показника, яке виникає, якщо початкові інвестиції не включати до витрат.

Індекс прибутковості (PI) становить $614,29 / 250,00 = 2,46$. Амортизаційні відрахування наведено довідково, оскільки вони не є фактичним грошовим

відтоком у відповідному році. Проєкт може вважатися перспективним за базовим сценарієм, але потребує перевірки чутливості до зміни витрат, ставки дисконту та обсягу монетизованих вигід.

Висновки до розділу 6

Попередня еколого-економічна оцінка природоохоронного заходу виконана на прикладі встановлення рифових куль у Тилігульському лимані. Розрахунки ключових показників за базовим сценарієм свідчать про потенційну доцільність проєкту за умови документального підтвердження монетизованих екосистемних вигід та витрат життєвого циклу:

- Чиста приведена вартість (NPV): 364,29 тис. грн.
- Індекс прибутковості (PI): 2,46 (при критичному значенні > 1).
- Внутрішня норма рентабельності (IRR): 86,1 %, що перевищує прийняту ставку дисконтування.
- Коефіцієнт вигід/витрат (BCR): 2,03.

Встановлення штучних рифів слід розглядати насамперед як природоохоронний захід, що може створювати додаткові еколого-економічні вигоди, а не як гарантовано фінансово прибутковий комерційний проєкт.

Комплексний підхід до оцінки таких проєктів має включати технічні витрати, транспортування, встановлення, моніторинг, ремонт, демонтаж за потреби, а також підтверджені екосистемні послуги. Це забезпечує більш аргументоване обґрунтування сталого відновлення морських і лиманних екосистем України.

ВИСНОВКИ

На основі системного аналізу науково обґрунтовано та розроблено комплекс технологічних заходів щодо відновлення біорізноманіття та покращення екологічного стану лиманів Північного Причорномор'я на прикладі Тилігульського лиману за рахунок впровадження штучних рифових конструкцій.

Відповідно до поставлених задач визначено:

1. Ефективне управління уразливими лиманними екосистемами вимагає розбудови інтегрованої системи моніторингу, яка поєднує традиційні гідрохімічні методи з інноваційними цифровими технологіями (ГІС-аналіз, дистанційне зондування, БПЛА).

2. Натурні гідрохімічні дослідження 2023-2024 рр. виявили трансформацію гідрохімічного режиму Тилігульського лиману, що проявляється в високих показниках солоності, не дивлячись на функціонування з'єднувального каналу. Середнє значення солоності дорівнює 22,2 ‰, незначно менше ніж за попередні періоди на 2015 рік (23,87 ‰), що підкреслює переважаючий вплив чинників дефіциту прісного стоку та інтенсивного випаровування.

3. Стан Тилігульського лиману середньої евтрофікації з ознаками біогенного дисбалансу (дефіцит азоту при надлишку фосфору) та наявність зон полісапробності підтверджує необхідність активної біомеліорації.

4. Систематизація світового досвіду та результати моделювання підтвердили, що штучні рифи є ефективним інструментом відновлення деградованих акваторій. Вони виконують роль «екологічних буферів», створюючи додатковий твердий субстрат для природних фільтраторів. Це дозволяє зменшити наслідки антропогенного впливу та компенсувати втрату природних місць нересту риб, стимулюючи самоочищення води через трансформацію надлишкових біогенів у вторинну біологічну продукцію.

5. Визначено, що для гідрологічних умов Тилігульського лиману оптимальними є модулі типу *Reef Ball* розміром *Oyster*, діаметром 0,46-0,75 м.

Оптимальну біопродуктивність та швидкість колонізації водоростей, а також екологічність демонструють бетон (з добавками мушлі місцевих молюсків) та вапняк.

6. Досліджена технологія виготовлення та встановлення *Reef Ball* є оптимальною для батиметричних умов та піщанно-мулистого дна лиманів та морської акваторії Північного Причорномор'я.

7. Встановлено вертикальну зональність: 0-3 м, зона максимального зв'язування азоту та фосфору фітобентосом; 5-7 м, зона пікового зоорізноманіття та максимальної біомаси мідій, а також зафіксовано суттєве зниження концентрації фосфору; 1-5 м, оптимальний горизонт для штучних нерестилищ бичкових видів.

8. Експериментально підтверджено інтенсивну сукцесію гідробіонтів на встановлених конструкціях. Зафіксовано зростання чисельності індикаторних видів: *Heleobia acuta* (на 35-40%), *Chironomus plumosus* (на 28-33%) та *Mytilaster lineatus* (на 30-38%). Завдяки формуванню структурно складних зооценозів загальна біомаса епібіонтів досягає 8-10 кг/м², що забезпечує потужний фільтраційний екран, який захищає екосистему від літньої гіпоксії та «цвітіння» води.

9. Порівняльний аналіз гідрохімічних показників в зоні встановлення рифів свідчить про можливий локальний позитивний ефект рифових конструкцій для процесів самоочищення. Виявлено високу від'ємну кореляцію між біомасою молюсків та окремими показниками забруднення води, такими як завислі речовини, фосфор, БСК₅.

10. Показники економічної доцільності та ефективності становлять: NPV - 364,29 тис. грн, IRR досягає 86,1 %, що перевищує прийняту ставку дисконтування, коефіцієнт вигід/витрат склав 2,03. При уьому встановлення штучних рифів слід розглядати насамперед як природоохоронний захід, що може створювати додаткові еколого-економічні вигоди, а не як гарантовано фінансово прибутковий комерційний проєкт.

11. Дані, отримані у ході дисертаційного дослідження, було використано для розробки практичних рекомендацій щодо екологічного

менеджменту прибережних територій, формування стратегії відновлення біоресурсів Чорноморського регіону в межах державних екологічних програм, а також для вдосконалення навчальних курсів із загальної екології та гідробіології у закладах вищої освіти.

Практичне значення результатів дисертаційного дослідження полягає в впровадженні штучних рифів “Reef boll” в акваторії РЛП Тилігульський. Результати роботи також використовуються в роботі громадської організації «Кінбурн» в грантових проєктах зеленого відновлення прибережних екосистем (проєкт «LIMAN REEF: відновлення лиманних екосистем через Nature-based Solutions», грантова програма Resilient Roots, 2026 рік), а також для проведення просвітницьких заходів серед місцевих громад щодо важливості збереження біорізноманіття регіону.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Моніторинг довкілля: підручник / [Боголюбов В.М., Клименко М.О., Мокін В. Б. та ін.]; за ред. проф. В.М. Боголюбова. Вид. 2-ге, переробл. і доповн. - Київ: НУБіПУ, 2018. - 435 с.
2. Тимченко І. В. Вдосконалення системи комп'ютеризованого екологічного моніторингу перевантаження шкідливих рідин в акваторіях морських портів : автореф. дис. канд. техн. наук.; НУК ; наук. кер. Ю. П. Кондратенко. - Миколаїв, 2010. - 20 с.
3. Дмитренко І.А. Екологічне право України: Підручник. - 2-е вид., переробл. та допов. - К.: Юрінком Інтер, 2001. - с. 352
4. Екологічне право України: Підручник / За ред. А.П. Гетьмана, М.В. Шульги. - К.: Право, 2005. - с. 380
5. Екологічне право України. Академічний курс: Підручник / За заг. ред. Ю. С. Шемшученка. - К.: ТОВ «Видавництво «Юридична думка», 2008. - 720 с.
6. Варламов Є.М. Система технічного забезпечення моніторингу навколишнього середовища: Автореф. дис. канд. техн. наук. - Х., 2005. - с. 20
7. Суховірський Б.І. Геоінформаційні системи і технології в регіональному розвитку [Текст] / Б. І. Суховірський; Чернігівський держ. ін-т економіки і управління. - К.: Знання України, 2002. - 208 с
8. Варламов Е.Н. Решение задачи оптимизации комплекса измерительных средств для осуществления мониторинга и контроля окружающей природной среды // Коммунальное хозяйство городов. - К.: Техніка, 2004.- Вып. 55. - С. 73-80
9. Варламов Е.Н., Колотуша С.С., Шматков С.І. Концептуальні засади розробки концепції та державної програми моніторингу навколишнього природного середовища України// Тр. І міжнар. наук.- практ. конф. "На шляху до сталого розвитку регіонів. Екологічні та соціально-економічні аспекти".- Полтава: НТУ, 2004.- С. 171-177

10. Основи інформаційних систем: Навч. посібник. - Вид. 2-ге, перероб. і доп./[В.Ф. Ситник, Т.А. Писаревська, Н.В. Єрьоміна, О.С. Краєва]; За ред.В.Ф. Ситника. - К.: КНЕУ, 2001.- 420 с.

11. Краснова М.В. Екологічний контроль як попереджувально-охоронна функція управління в системі запобігання та ліквідації екологічної шкоди // Бюлетень Міністерства юстиції України. - 2007. - № 11(73). - С. 44-55

12. Tuia D., Schindler K., Demir B., Zhu X. X., Kochupillai M., Džeroski S. et al. Artificial intelligence to advance Earth observation: A review of models, recent trends, and pathways forward // *Proceedings of the IEEE*. 2023. Vol. 111, No. 5. P. 575–609. DOI: 10.1109/JPROC.2023.3239943.

13. Muller-Karger F. E., Hestir E., Ade C. et al. Satellite sensor requirements for monitoring essential biodiversity variables of coastal ecosystems // *Ecological Applications*. 2018. Vol. 28, No. 3. P. 749–760. DOI: [10.1002/eap.1682](https://doi.org/10.1002/eap.1682)

14. Miloslavich P., Bax N. J., Simmons S. E. et al. Essential ocean variables for global sustained observations of biodiversity and ecosystem changes // *Global Change Biology*. 2018. Vol. 24, No. 6. P. 2416–2433. DOI: [10.1111/gcb.14108](https://doi.org/10.1111/gcb.14108)

15. Інститут гідробіології НАН України. Міжнародна діяльність. [Електронний ресурс]. - Режим доступу: <https://hydrobio.kiev.ua/en/pro-institut/mizhnarodna-diialnist>

16. Міністерство енергетики та захисту довкілля України. Шостий національний звіт про охорону біорізноманіття. URL: https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2023/05/CBD_all_UKR-fin.pdf (дата звернення 15.05.2024)

17. Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine. FAO AGRIS. URL: <https://www.fao.org/agris/data-provider/institute-marine-biology-nas> (дата звернення 15.05.2024)

18. Інститут морської біології НАН України. Participation in the projects. URL: <https://imb.odessa.ua/participation-in-the-projects> (дата звернення 15.05.2024)
19. Krause-Jensen D., Duarte C. M. Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration // *Nature Geoscience*. 2016. Vol. 9. No. 10. P. 737–742. DOI: [10.1038/ngeo2790](https://doi.org/10.1038/ngeo2790).
20. Мінічева Г. Г., Шекк П. В., Соколов Є. В. Перспективи використання інтегрованої марикультури для зниження рівня евтрофікації лиманних екосистем // *Морський екологічний журнал*. 2022. № 1(2). С. 15–28.
21. Bracho-Villavicencio C., Matthews-Cascon H., Rossi S. Artificial Reefs around the World: A Review of the State of the Art and a Meta-Analysis of Its Effectiveness for the Restoration of Marine Ecosystems // *Environments*. 2023. Vol. 10, No. 7. Article 115. DOI: [10.3390/environments10070121](https://doi.org/10.3390/environments10070121).
22. *Frontiers in Marine Science*. Restoration of seagrass ecosystems: *Zostera* and *Ruppia* case studies. 2023. URL: <https://www.frontiersin.org/journals/marine-science/articles/10.3389/fmars.2023.1299428/full> (дата звернення 15.05.2024)
23. Smaal A. C., Ferreira J. G., Grant J., Petersen J. K., Strand Ø. Shellfish aquaculture and ecosystem services // *Ecosystem Health and Sustainability*. 2019. Vol. 5, No. 1. P. 1–16. DOI: 10.1080/20964129.2019.1571442.
24. Яцик А.В., Жукинський В.М., Чернявська А.П., Єзловська І.С. Досвід використання «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» (пояснення, застереження, приклади). Київ: Оріяни, 2006. 59 с.
25. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксінок О.П. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями.

Київ: СИМВОЛ, 1998. 28 с.

26. Condal F. Marine ecosystem restoring by high-complexity artificial reefs (HCAR) // *International Journal of Marine Science*. 2024. Vol. 14, No. 1. P. 29–39. DOI: 10.5376/ijms.2024.14.0005.

27. Komyakova V., Chamberlain D., Swearer S. E. A multi-species assessment of artificial reefs as ecological traps // *Ecological Engineering*. 2021. Vol. 169. Article 106307. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2021.106307.

28. Duarte C. M., Agustí S., Barbier E. et al. Rebuilding marine life // *Nature*. 2020. Vol. 580. P. 39–51. DOI: 10.1038/s41586-020-2146-7.

29. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / Київ: ЗАТ ВІПОЛ, 2001. 48 с.

30. Shu, A., Qin, J., Rubinato, M., Sun, T., Wang, M., Wang, S., Wang, L., Zhu, J., & Zhu, F. (2021). An experimental investigation of turbulence features induced by typical artificial M-shaped unit reefs. *Applied Sciences*, 11(4), 1393. <https://doi.org/10.3390/app11041393>

31. Bai Y., Huang T. Effects of artificial mixing on phytoplankton in a warm stratified drinking water reservoir: Characterization, mechanism, and implication // *Water Research*. 2025. Vol. 281. Article 123656. DOI: 10.1016/j.watres.2025.123656.

32. Jamil A., Ahmad A., Zhao Y., Zhao Y., Yang C., Li Y., Tu J., Niu F., Kong W., Liu X. Advances in global oyster reef restoration: Innovations and sustainable ecological approaches // *Sustainability*. 2024. Vol. 16, No. 22. Article 9795. DOI: 10.3390/su16229795.

33. Tauviqirrahman M., Akram G. N., Muchammad M. Effect of fine-pore aeration tube layout on dissolved oxygen distribution and aeration performance in large-scale pond // *Water*. 2024. Vol. 16, No. 19. Article 2763. DOI: 10.3390/w16192763.

34. Rafeeq H., Khokhar A. M., Afsheen N., Rameez M., Zia M. A., Mehmood Y., Ali M., Ejaz ul Haq M., Jamil F., Riaz F., Rehman K. U., Saeed M. M. Microbial enzymes and nanotechnology: A synergistic platform for the detection, degradation, and detoxification of micro(nano)plastics // *Journal of Hazardous Materials: Plastics*. 2026. Vol. 3. Article 100047. DOI: 10.1016/j.hazmp.2026.100047
35. Fan J., Kuang C., Cong X., Gong L., Xing R. Hydrodynamic influences on water exchange capacity of a coastal lagoon after phasic restoration projects // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2024. Vol. 299. Article 108671. DOI: 10.1016/j.ecss.2024.108671.
36. Zhang Y., Lu W., Liu Z., Xu Y., Yang L., Zeng R. Assessment of coastal ecological restoration effectiveness using an improved remote sensing ecological index: A case study of the Liaohe Estuary // *Frontiers in Ecology and Evolution*. 2025. Vol. 13. Article 1603614. DOI: 10.3389/fevo.2025.1603614.
37. Пелешенко В.І. Загальна гідрохімія: підручник. Київ: Либідь, 1997. 382 с.
38. Murkalov O. B., Stoian O. O. Long-term changes in the area of lakes on the barrier spit of the Tiligul Estuary (Black Sea) // *Visnyk of Odesa National University. Geography and Geology*. 2021. Vol. 26, No. 1(38). P. 55–66. DOI: 10.18524/2303-9914.2021.1(38).234648.
39. Трохименко Г. Г., Грубий М. В. Anthropogenic impact of tourism activity on ecosystems along the Tiligul Estuary // Екологічна безпека держави : тези доповідей XVII Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів (Київ, 20 квітня 2023 р.). Київ : Національний авіаційний університет, 2023. С. 88.
40. Bevilacqua S., Terlizzi A., Claudet J., Frascchetti S., Boero F. Taxonomic relatedness does not matter for species surrogacy in the assessment of community responses to environmental drivers // *Journal of Applied Ecology*.

2012. Vol. 49. No. 2. P. 357–366. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.02096.x.

41. Melnyk R. P., Melnychuk S. S., Hrubyi M. V., Dyachenko O. V. State of populations of some rare ephemeroids in the Regional Landscape Park "Tiligulskyi" (Mykolaiv Region, Ukraine) // Chornomorski Botanical Journal. 2023. Vol. 19, No. 4. P. 390–396. DOI: 10.32999/ksu1990-553X/2023-19-4-5.

42. Геоматика в моніторингу довкілля та оцінці загрозливих ситуацій : монографія / [О. Л. Дорожинський та ін.] ; за ред. проф. Олександра Дорожинського ; Нац. ун-т "Львів. політехніка". Львів : Вид-во Львів. політехніки, 2016. 399 с. : рис. ISBN 978-617-607-923-1

43. Сліпченко В. Г. та ін. Екологічний моніторинг : підручник / за ред. О. О. Гагаріна. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського : Політехніка, 2018. 303 с. ISBN 978-966-622-869-0.

44. Радловська К. Локальний моніторинг довкілля для адміністративних районів і територіальних громад : монографія / за ред. О. С. Волошкіної. Івано-Франківськ : Петраш К. Т., 2015. 184 с. ISBN 978-966-97500-5-1.

45. Боголюбов В. М. та ін. Моніторинг довкілля : підручник / за ред. В. М. Боголюбова, Т. А. Сафранова. Херсон : Грінь Д. С., 2011. 529 с. ISBN 978-966-2660-04-3.

46. Старикович Л. С., Дудок К. П., Любас Н. М. Прилади і методи дослідження стану довкілля : навч. посіб. Львів : Львівський національний університет імені Івана Франка, 2014. 195 с.

47. Лановенко О. Г., Остапішина О. О. Екологічний моніторинг // Словник-довідник з екології : навч.-метод. посіб. Херсон : ПП Вишемирський В. С., 2013. С. 79.

48. Лановенко О. Г., Остапішина О. О. Інформація про стан навколишнього природного середовища // Словник-довідник з екології : навч.-метод. посіб. Херсон : ПП Вишемирський В. С., 2013. С. 104.

49. Лановенко О. Г., Остапішина О. О. Моніторинг довкілля // Словник-довідник з екології : навч.-метод. посіб. Херсон : ПП Вишемирський В. С., 2013. С. 124.

50. Кабінет Міністрів України. (2018). *Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод: Постанова від 19 вересня 2018 р. № 758.* <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/758-2018-%D0%BF>

51. Кабінет Міністрів України. Положення про державну систему моніторингу довкілля : Постанова Кабінету Міністрів України від 30 березня 1998 р. № 391 // Офіційний вісник України. 1998. № 13. Ст. 495.

52. Європейський Парламент, Рада Європейського Союзу. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради від 23 жовтня 2000 року про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері водної політики (Water Framework Directive) // Official Journal of the European Communities. 2000. L327. P. 1–72.

53. Європейський Парламент, Рада Європейського Союзу. Директива 2008/56/ЄС Європейського Парламенту і Ради від 17 червня 2008 року про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері морської екологічної політики (Marine Strategy Framework Directive) // Official Journal of the European Union. 2008. L164. P. 19–40.

54. Сучасні технології космічного моніторингу морських акваторій та прибережних територій на прикладі Чорного моря // *Современные достижения в науке и образовании : материалы III Междунар. науч. конф.* (Тель-Авів, Ізраїль, 2009). Херсон : Херсонський національний університет, 2009. С. 94–96.

55. Eikeset A. M., Mazzarella A. B., Davíðsdóttir B., Klinger D. H., Levin S. A., Rovenskaya E., Stenseth N. C. What is blue growth? The semantics of "Sustainable Development" of marine environments // *Marine Policy*. 2018. Vol. 87. P. 177–179. DOI: 10.1016/j.marpol.2017.10.019

56. European Environment Agency. *EUNIS habitat classification*. Copenhagen : European Environment Agency. URL: <https://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser> (дата звернення: 26.06.2026).
57. European Marine Observation and Data Network (EMODnet). EMODnet Seabed Habitats. URL: <https://emodnet.ec.europa.eu/en/seabed-habitats> (дата звернення: 26.06.2025).
58. Murkalov O. B., Stoian O. O., Demarova Y. V. Relief and sediments of the connecting channel of the Tiligul Estuary (Black Sea) // *Visnyk of Odesa National University. Geography and Geology*. 2021. Vol. 26, No. 2(39). P. 89–101. DOI: 10.18524/2303-9914.2021.2(39).246187.
59. Cadier C., Bayraktarov E., Piccolo R., Adame M. F. Indicators of coastal wetlands restoration success: A systematic review // *Frontiers in Marine Science*. 2020. Vol. 7. Article 604221. DOI: 10.3389/fmars.2020.604221.
60. Regional Landscape Park "Tiligulskyi". About us. URL: <https://tiligul.com/en/about-us> (дата звернення: 26.06.2025).
61. Тучковенко Ю.С., Хохлов В.М., Лобода Н.С. (2022). Вплив змін клімату на водний баланс квазізакритих лиманів північно-західного Причорномор'я. Український гідрометеорологічний журнал, 29, 32–47 <https://doi.org/10.31481/uhmj.29.2022.03>
62. Тучковенко Ю. С., Богатова Ю. І., Тучковенко О. А. Гидрохимический режим Тилигульского лимана в современный период // Вісник Одеського державного екологічного університету. 2015. № 19. С.126-133.
63. Розенгурт М.Ш. Гидрология и перспективы реконструкции природных ресурсов Одесских лиманов. - К.: Наук. думка, 1974. - 225 с.
64. Інститут морської біології НАН України. Наукові дослідження екосистем Тилигульського лиману [Електронний ресурс]. Одеса : Інститут морської біології НАН України. URL: <https://imb.odessa.ua> (дата звернення:

26.06.2025).

65. Ковтун О. А., Снігірьов С. М. Сучасний стан донних угруповань Тилігульського лиману // Морський екологічний журнал. 2022. Т. 21, № 3. С. 45–58.

66. Snigirov S., Minicheva G., Dyatlov S. Zooplankton communities of the north-western Black Sea estuaries under current environmental conditions // Marine Ecological Journal. 2022. Vol. 21, No. 2. P. 27–41.

67. Тучковенко Ю. С., Іванов В. А. Вища водна рослинність лиманів Північно-Західного Причорномор'я: сучасний стан і тенденції змін // Вісник Одеського національного університету. Біологія. 2021. Т. 26, № 2. С. 52–68.

68. Minicheva H. H., Snigirov S. M., Dyatlov S. E. Ecological assessment of the north-western Black Sea estuaries under modern anthropogenic pressure // *Hydrobiological Journal*. 2022. Vol. 58, No. 6. P. 3–18

69. Barbier E. B., Hacker S. D., Kennedy C., Koch E. W., Stier A. C., Silliman B. R. The value of estuarine and coastal ecosystem services // *Ecological Monographs*. 2011. Vol. 81, No. 2. P. 169–193. DOI: 10.1890/10-1510.1.

70. Грубий М., Трохименко Г. Штучні рифи для післявоєнного відновлення лиманних акваторій Миколаївщини // Матеріали XXIII Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Людина. Суспільство», Київ, 7 груд. 2023 р. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2023. С. 25-28. - DOI:10.20535/EHS2710-3315.2023.290626.

71. Екологічні науки : науково-практичний журнал / Головний редактор Бондар О.І. – К. : Видавничий дім «Гельветика», 2024. № 6(57). 260 с.

72. Loke L. H. L., Todd P. A. Structural complexity and component type increase intertidal biodiversity independently of area // *Ecology*. 2016. Vol. 97, No. 2. P. 383–393. DOI: 10.1890/15-0257.1.

73. Bao H. Evolution trends and future prospects in artificial marine reef research: A 28-year bibliometric analysis // *Sustainability*. 2024. Vol. 17, No. 1. Article 184. DOI: 10.3390/su17010184.

74. Імплементція Україною імперативів зі сталого розвитку в контексті євроінтеграції : колективна монографія / за загальною редакцією С. Князя // за матеріалами V Міжнародного наукового симпозиуму «Сталий розвиток – стан та перспективи» (21–24 січня 2026 року, Україна, Львів–Славсьько). Електрон. дан. Львів: «Камула», 2026. 479 с. on-line. URL: <https://science.lpnu.ua/uk/sdev2026>

75. Гідроморфологічний моніторинг та оцінювання масивів вод відповідно до європейських вимог: Сасик, травень 2024 : навчально-тренінговий посібник [Електронний ресурс]. 2024. URL: https://unece.org/sites/default/files/2025-06/training_report%20Sasyk_May%202024_Ukr.pdf (дата звернення: 26.06.2026)..

76. Francescangeli M., Del Pasqua M., Ferrari B., et al. Artificial reef-based ecosystem design and monitoring // *Ecological Engineering*. 2025. Vol. 221. Article 107752. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2025.107752.

77. Evaluating the effectiveness of artificial reefs in enhancing fisheries productivity and biodiversity in the Sea of Oman // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2025. Article 109249. DOI: [10.1016/j.ecss.2025.109249](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2025.109249).

78. Morris R. L., Konlechner T. M., Ghisalberti M., Swearer S. E. From grey to green: Efficacy of eco-engineering solutions for nature-based coastal defence // *Global Change Biology*. 2019. Vol. 25, No. 5. P. 1827–1842. DOI: 10.1111/gcb.14563.

79. Lotze H. K., Lenihan H. S., Bourque B. J., Bradbury R. H., Cooke R. G., Kay M. C., Kidwell S. M., Kirby M. X., Peterson C. H., Jackson J. B. C. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas //

Science. 2006. Vol. 312. No. 5781. P. 1806–1809. DOI: 10.1126/science.1128035.

80. Orth R. J., Carruthers T. J. B., Dennison W. C. et al. A global crisis for seagrass ecosystems // *BioScience*. 2006. Vol. 56. No. 12. P. 987–996. DOI: 10.1641/0006-3568(2006)56[987:AGCFSE]2.0.CO;2.

81. Temmerman S., Meire P., Bouma T. J., Herman P. M. J., Ysebaert T., De Vriend H. J. Ecosystem-based coastal defence in the face of global change // *Nature*. 2013. Vol. 504. P. 79–83. DOI: 10.1038/nature12859.

82. Шуйський Ю. Д., Синюк Г. М. Солоність води Тилігульського лиману восени 2015 року // Вісник Одеського національного університету. Географічні та геологічні науки. 2015. Т. 20, № 4(27). DOI: 10.18524/2303-9914.2015.4(27).67456.

83. Barbier E. B. Progress and challenges in valuing coastal and marine ecosystem services // *Review of Environmental Economics and Policy*. 2012. Vol. 6. No. 1. P. 1–19. DOI: 10.1093/reep/rer017.

84. Borja Á., Dauer D. M., Elliott M., Simenstad C. A. Medium- and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: Patterns, rates and restoration effectiveness // *Estuaries and Coasts*. 2010. Vol. 33. P. 1249–1260. DOI: 10.1007/s12237-010-9347-5.

85. Chen C., Ji T., Zhuang Y., Lin X. Workability, mechanical properties and affinity of artificial reef concrete // *Construction and Building Materials*. 2015. Vol. 98. P. 227–236. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2015.08.080.

86. Chen J. L., Chuang C. T., Jan R. Q., Liu L. C., Jan M. S. Recreational benefits of ecosystem services on and around artificial reefs: A case study in Penghu, Taiwan // *Ocean & Coastal Management*. 2013. Vol. 85. P. 58–64. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2013.08.009.

87. Chiocci F. L., Chivas A. R. (eds.). *Continental Shelves of the World: Their Evolution During the Last Glacio-Eustatic Cycle*. London :

Geological Society of London, 2014. 485 p.

88. Choi C. G., Takeuchi Y., Terawaki T., Serisawa Y., Ohno M., Sohn C. H. Ecology of seaweed beds on two types of artificial reef // *Journal of Applied Phycology*. 2002. Vol. 14. No. 5. P. 343–349. DOI: 10.1023/A:1022131706276.

89. Copernicus Marine Service. Copernicus Marine Service [Електронний ресурс]. URL: <https://marine.copernicus.eu/> (дата звернення: 26.06.2026).

90. Cuadrado H., Sebaibi N., Boutouil M., Boudart B. Properties of concretes incorporating crushed queen scallops for artificial reefs // *Proceedings of the RECIF (Reuse of Marine Shell Byproducts in Concrete Artificial Reefs) Conference on Artificial Reefs: From Materials to Ecosystem*. Caen, France, 27–29 January 2015. P. 9–18.

91. Гриб О. М. Оцінка морфометричних характеристик і рельєфу дна Тилігульського лиману та їх особливості // Вісник Одеського державного екологічного університету. 2014. Вип. 17. С. 185–196.

92. Стадніченко С. В., Мінічева Г. Г., Демченко В. О. та ін. Визначення біотехнологічних показників для проєктування і розміщення екопозитивних конструкцій в морських екосистемах України : методичні рекомендації. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2021. 70 с.

93. Шеляг-Сосонко Ю. Р., Дубина Д. В., Вакаренко Л. П., Мовчан Я. І., Дідух Я. П., Загороднюк І. В., Попович С. Ю., Ткач В. П., Михалків В. М., Мінарченко В. М., Царенко П. М., Музичук Г. М., Балашов Л. С., Тищенко В. М., Полуда А. М., Ємельянов І. Г. Збереження та невиснажливе використання біорізноманіття України: стан та перспективи. Київ : Хімджест, 2003. 248 с.

94. Hess K. W. MECCA2 Program Documentation. *NOAA Technical Report NOS CS 5*. Silver Spring, MD : National Oceanic and Atmospheric

Administration, 2000. 171 p.

95. Tuchkovenko, Y., Tuchkovenko, O., & Khokhlov, V. (2019). Modelling water exchange between coastal elongated lagoon and sea: influence of the morphometric characteristics of connecting channel on water renewal in lagoon. Eureka: Physics and Engineering, (5), 37-46. <https://doi.org/10.21303/2461-4262.2019.00979>

96. Шуйский Ю. Д., Выхованец Г. В. Природа Причерноморских лиманов. Одесса : Астропринт, 2011. 276 с.

97. Оцінка та розрахунків гідравліко-морфометричних характеристик водообміну в системі «Тилигульський лиман – Чорне море» для розробки рекомендацій по збереженню природних ресурсів лиману : звіт про НДР (№ ДР 0110U008224) / Одеський державний екологічний університет. Одеса, 2010. 178 с.

98. Тучковенко Ю. С., Иванов В. А., Тучковенко О. А. Моделирование водообмена Тилигульского лимана с Черным морем // Морской гидрофизический журнал. 2012. № 5. С. 42–58.

99. Екологічна статистика: водні ресурси [Текст] / В. К. Данилко ; Державний комітет статистики України, НДІ статистики. К. : [б.в.], 2003. 368 с. - Бібліогр.: с. 299-316. - ISBN 966-7773-63-9

100. Джигирей В. С. Екологія та охорона навколишнього природного середовища : навчальний посібник. Київ : Знання, КОО, 2000. 254 с.

101. Сіренко Л. В. Методичні вказівки до виконання курсової роботи з дисципліни «Методи математичної статистики в екології» для студентів спеціальностей 7.04010601, 8.04010601 «Екологія та охорона навколишнього середовища». Київ : ФОП Бубон О. І., 2012. 55 с.

102. Ковгар В. В., Сіренко Л. В. Методические указания по курсу «Основы математического моделирования и прогнозирования в охране

окружающей среды». Київ : КПП, 1993. 68 с.

103. Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України від 25 червня 1991 р. № 1264-XII // Відомості Верховної Ради України. 1991. № 41. Ст. 546.

104. Тарасова В. В. Методи екологічних досліджень. Ч. 1. Інформаційні характеристики про середовище : навчальний посібник. Житомир : ЖІТІ, 2001. 306 с.

105. Тарасова В. В. Методи екологічних досліджень. Ч. 2. Методи досліджень в екології : навчальний посібник. Житомир : ЖІТІ, 2002. 262 с.

106. Тучковенко О. А., Тучковенко Ю. С., Лобода Н. С. Оцінка впливу змін клімату на гідроекологічні умови в Тилігульському лимані у XXI столітті // Математичне та імітаційне моделювання систем. МОДС 2017 : матеріали XII Міжнародної науково-практичної конференції (Чернігів, 26–28 червня 2017 р.). Чернігів : ЧНТУ, 2017. С.41-45.

107. Тарасова В. В. Методи екологічних досліджень. Ч. 3. Комплексна оцінка стану довкілля : навчальний посібник. Житомир : ЖІТІ, 2002. 250 с.

108. Тарасова В. В., Малиновський А. С., Рибак М. Ф. Екологічна стандартизація і нормування антропогенного навантаження на природне середовище : навчальний посібник. Київ : Центр учбової літератури, 2007. 276 с.

109. Богушевич С. К., Замаренова Л. Н., Скіпа М. І. Виявлення та оцінка газовиділень з дна системами акустичного горизонтального променевого зондування // Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу. Севастополь : ЕКОСІ-Гідрофізика, 2006. Вип. 14. С. 546–553.

110. Бедрицький А. І., Асмус В. В., Лаврова О. Ю., Островський А. Г., Кровотинцев В. А. Космічний моніторинг забруднення Азово-

Чорноморського басейну у 2008 році // Метеорологія та гідрологія. 2009. № 3. С. 5–19.

111. Булатов М. Р., Кравцов Ю. А., Лаврова О. Ю., Литовченко К. Ц., Мітягіна М. І., Раєв М. Д., Сабінін К. Д., Трохимівський Ю. Р., Чурюмов А. Н., Шуган І. В. Физические механизмы формирования аэрокосмических радиолокационных изображений океана // Успехи физических наук. 2003. Т. 173. № 1. С. 69–87.

112. ван дер Мерве М., Кохан С. С. (ред.). Географічні інформаційні системи : навчальний посібник. Київ, 2003. 208 с.

113. Бондаренко Е. Л. Геоінформаційне еколого-географічне картографування. Київ : Фітосоціоцентр, 2007. 272 с.

114. Самойленко В. М. Основи геоінформаційних систем. Київ : Ніка-Центр, 2003. 276 с.

115. Світличний О. О., Злотницький С. В. Основи геоінформатики : навчальний посібник / за ред. О. О. Світличного. Суми : Університетська книга, 2006. 295 с.

116. Syutkin V. M. Environmental Monitoring of the Administrative Region (Concept, Methods, and Application. The Case of Kirov Region). Kirov : Vyatka State Pedagogical University, 1999. 246 p.

117. Bayraktar V. N., Polukarova L. A. Environmental assessment of the coastal basin of the Tiligul Estuary in the area of vineyards cultivation of winery "Koblevo" // The Grape Journal. 2011. № 1–2(36–37). P. 46–51.

118. Borja Á., Elliott M., Andersen J. H., Berg T., Carstensen J., Halpern B. S. et al. Overview of integrative assessment of marine systems: The ecosystem approach in practice // *Frontiers in Marine Science*. 2016. Vol. 3. Article 20. DOI: 10.3389/fmars.2016.00020.

119. Choi J., Kim H., Ahn Y.-R., Kim M., Yu S., Kim N., Lim S. Y., Park J.-A., Ha S.-J., Lim K. S., Kim H.-O. Recent advances in microbial and

enzymatic engineering for the biodegradation of micro- and nanoplastics // *RSC Advances*. 2024. Vol. 14. P. 9943–9965. DOI: 10.1039/D4RA00844H.

120. Клименко М. О., Прищепа А. М., Вознюк Н. М. Моніторинг довкілля : підручник. Київ : Академія, 2006. 360 с.

121. Бондар О. І., Унгурян П. Я. (ред.). Дистанційні методи моніторингу довкілля : навчальний посібник. Київ : ОЛДІ-ПЛЮС, 2019. 297 с. ISBN 978-966-289-263-5.

122. Ісаєнко В. М., Лисиченко Г. В., Дудар Т. В. та ін. Моніторинг і методи вимірювання параметрів навколишнього середовища : навчальний посібник. Київ : НАУ-друк, 2009. 312 с.

123. Ломницька Я. Ф., Василечко В. О., Чихрій С. І. Склад та хімічний контроль об'єктів довкілля : навчальний посібник. Львів : Новий Світ–2000, 2013. 589 с.

124. Набиванець Б. Й., Сухан В. В., Калабіна Л. В. Аналітична хімія природного середовища : підручник. Київ : Либідь, 1996. 304 с. ISBN 5-325-00657-6.

125. Lehmann A., Reuter R., Hölker F. Remote sensing in coastal and marine monitoring: Recent advances and future perspectives // *Remote Sensing*. 2023. Vol. 15, No. 9. Article 2365. DOI: 10.3390/rs15092365.

126. Gholizadeh M. H., Melesse A. M., Reddi L. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques // *Sensors*. 2016. Vol. 16, No. 8. Article 1298. DOI: 10.3390/s16081298.

127. Pahlevan N., Schott J. R., Franz B. A., Zibordi G. AquaSat: A data archive to support inland and coastal water quality remote sensing // *Earth System Science Data*. 2021. Vol. 13. P. 457–476. DOI: 10.5194/essd-13-457-2021.

128. Tyler A. N., Hunter P. D., Spyarakos E., Groom S., Constantinescu A. M., Kitchen J. Developments in Earth observation for the assessment and monitoring of inland, transitional, coastal and shelf-sea waters // *Science of the*

Total Environment. 2016. Vol. 572. P. 1307–1321. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.020.

129. Красовський Г. Я. Космічний моніторинг екологічної безпеки водних екосистем із застосуванням геоінформаційних технологій. Київ : Інтертехнологія, 2008. 486 с.

130. Андрєєв С. М., Бутенко О. С., Радчук В. В. Підвищення інформативності даних космічного моніторингу морських акваторій // Сучасні інформаційні технології управління екологічною безпекою, природокористуванням, заходами у надзвичайних ситуаціях : матеріали VI Міжнародної науково-практичної конференції. Київ – Харків – Крим, 2007. С. 91–96.

131. Pahlevan N., Schott J. R., Franz B. A., Zibordi G., Markham B. L., Bailey S. W. et al. Landsat 8 remote sensing reflectance (Rrs) products: Evaluations, intercomparisons and enhancements // *Remote Sensing of Environment*. 2017. Vol. 190. P. 289–301. DOI: 10.1016/j.rse.2016.12.030.

132. Vanhellemont Q., Ruddick K. Atmospheric correction of Sentinel-2 MSI data for aquatic applications // *Remote Sensing of Environment*. 2018. Vol. 216. P. 586–597. DOI: 10.1016/j.rse.2018.07.015.

133. Warren M. A., Simis S. G. H., Martinez-Vicente V., Poser K., Bresciani M., Alikas K. et al. Assessment of atmospheric correction algorithms for the Sentinel-2A MultiSpectral Imager over coastal and inland waters // *Remote Sensing of Environment*. 2019. Vol. 225. P. 267–289. DOI: 10.1016/j.rse.2019.03.018..

134. Літопис природи Національного природного парку «Білобережжя Святослава». Т. 1–11 (2012–2022). Очаків : Національний природний парк «Білобережжя Святослава», 2012–2022. Фондові матеріали.

135. Касьянов Є. О. Моніторинг пожеж унаслідок бойових дій [Електронний ресурс]. 2022. URL: <https://arCG.is/199TW11> (дата звернення:

21.03.2025).

136. Sentinel Hub EO Browser [Електронний ресурс] / Sinergise Ltd. Ljubljana, Slovenia. URL: <https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/> (дата звернення: 21.03.2025).

137. Bowman D. M. J. S., Balch J. K., Artaxo P., Bond W. J., Carlson J. M., Cochrane M. A. et al. Fire in the Earth System // *Science*. 2009. Vol. 324. No. 5926. P. 481–484. DOI: 10.1126/science.1163886.

138. Copernicus Data Space Ecosystem [Електронний ресурс]. European Union. URL: <https://dataspace.copernicus.eu/> (дата звернення: 21.05.2024).

139. Filipponi F. BAIS2: Burned Area Index for Sentinel-2 // *Proceedings*. 2018. Vol. 2. No. 7. Article 364. DOI: 10.3390/ecrs-2-05177.

140. Keeley J. E. Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage // *International Journal of Wildland Fire*. 2009. Vol. 18. No. 1. P. 116–126. DOI: 10.1071/WF07049.

141. Великий Ю. В., Волчецький Р. В., Горлачук В. В., Демченко В. О., Деркач О. М., Пирогова П. В., Смирнов О. І., Чичкалюк Т. О. Проект організації території національного природного парку «Білобережжя Святослава», охорони, відтворення та рекреаційного використання його природних комплексів і об'єктів : у 3 т. Миколаїв : ТОВ «Український експертний центр по вимірюванню та оцінці», 2015.

142. Мойсієнко І. І. Національний природний парк «Білобережжя Святослава» // Фіторізнноманіття заповідників і національних природних парків України. Ч. 2. Національні природні парки. Київ : Фітосоціоцентр, 2012. С. 27–43.

143. Полищук І. К. Влияние пожаров на герпето- и териофауну биосферного заповедника «Аскания-Нова»: обзор результатов исследований за 1981–2015 годы // Вісті біосферного заповідника «Асканія-Нова». 2018.

Вип. 20. С. 22–47.

144. Ткаченко В. С., Сіренко В. О., Подпрятков О. О. Степова пожежа та пірогенний експеримент у відділенні «Кам'яні Могили» Українського степового природного заповідника // Вісті біосферного заповідника «Асканія-Нова». 2010. Вип. 12. С. 5–20.

145. Мойсієнко І. І. Анотований список судинних рослин, відмічених на території регіонального ландшафтного парку «Кінбурнська коса» у 2007–2009 рр. // Чорноморський ботанічний журнал. 2011. Т. 7. № 4. С. 390–399.

146. Боровик Л. П. Демутаційна динаміка рослинності Луганського природного заповідника (відділення «Стрільцівський степ») : дис. ... канд. біол. наук. Київ : Інститут ботаніки ім. М. Г. Холодного НАН України ; Донецький ботанічний сад НАН України, 2021. 233 с.

147. Бумар Г. Й., Германчук В. В., Бельська О. В. Багаторічний моніторинг пожеж у Поліському природному заповіднику та їх наслідки // Вісті біосферного заповідника «Асканія-Нова». 2020. Вип. 22. С. 10–16.

148. Селюнина З. В. Действие пирогенного фактора на фауну наземных позвоночных животных в регионе Черноморского биосферного заповедника // Природничий альманах. 2010. Вип. 13. С. 138–142.

149. Пирогова П. В. Санітарний стан соснових насаджень західної частини Нижньодніпровських пісків // Лісівництво і агролісомеліорація. 2016. Вип. 129. С. 169–174.

150. Кривульченко А. І. Кінбурн: ландшафти, сучасний стан та значення. Кропивницький : Центрально-Українське видавництво, 2016. 416 с.

151. Turco M., Jerez S., Augusto S., et al. Exacerbated fires in Mediterranean Europe due to anthropogenic warming projected with non-stationary climate-fire models // *Nature Communications*. 2018. Vol. 9. Article

3821. DOI: 10.1038/s41467-018-06358-z.

152. Сидоренко С. Г. Пожежні режими ландшафтів Лівобережного Лісостепу // Лісівництво і агролісомеліорація. 2021. Вип. 139. С. 115–123. DOI: 10.33220/1026-3365.139.2021.115.

153. Проєкт організації та розвитку лісового господарства державного підприємства «Очаківське лісомисливське господарство». Таксаційний опис Василівського лісництва. Ірпінь : Комплексна лісовпорядна експедиція, 2014. 435 с.

154. Проєкт організації та розвитку лісового господарства державного підприємства «Очаківське лісомисливське господарство». Таксаційний опис Кінбурнського лісництва. Ірпінь : Комплексна лісовпорядна експедиція, 2014. 315 с.

155. Шевчук В.В., Тимощук І.В. Результати довгострокового вивчення причин виникнення лісових пожеж в соснових насадженнях Херсонської області // Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону. Вип.9. 2016. С.35-40.

156. Боровик Л.П. Сучасний стан збереження раритетного фіторізноманіття «Стрільцівського Степу» (Луганський природний заповідник) // Рослинний світ у Червоній книзі України: впровадження Глобальної стратегії збереження рослин. Матеріали II Міжнародної конференції (9-12 жовтня, 2012 р., м. Умань, Черкаська обл.), Київ: Паливода А.В., 2012. - С.230-234

157. Борсук О. А., Сидоренко С. Г. Моніторинг пожеж у природних комплексах Чорнобильської зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення під впливом російської агресії // Лісівництво і агролісомеліорація. 2022. Вип. 141. С. 95–101. DOI: 10.33220/1026-3365.141.2022.95.

158. Wulder M. A., Coops N. C., Roy D. P., White J. C., Hermosilla T.

Land cover 2.0 // *International Journal of Remote Sensing*. 2018. Vol. 39. No. 12. P. 4254–4284. DOI: 10.1080/01431161.2018.1452075.

159. Pahlevan N., Smith B., Schalles J., Binding C., Cao Z., Ma R. et al. Seamless retrievals of chlorophyll-a from Sentinel-2 (MSI) and Sentinel-3 (OLCI) in inland and coastal waters: A machine-learning approach // *Remote Sensing of Environment*. 2022. Vol. 280. Article 113160. DOI: 10.1016/j.rse.2022.113160.

160. Gerasimiuk V. P. Microscopic algae of estuaries of the northwestern Black Sea region (Ukraine) // *Algologia*. 2018. Vol. 28. No. 2. P. 169–181. DOI: [10.1615/InterJAlgae.v20.i2.10](https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v20.i2.10)

161. Dekker A. G., Phinn S. R., Anstee J., et al. Intercomparison of shallow water bathymetry, hydro-optics and benthos mapping techniques in Australian and Caribbean coastal environments // *Limnology and Oceanography: Methods*. 2011. Vol. 9. P. 396–425.

162. Mitropolsky O. Y., Olshtynsky S. P., Olshtynska O. P., Wehrly B. Geological estimation of methane flux through bottom sediments of the Black Sea // *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2004. № 1–2. С. 85–95.

163. Olshtynsky S. P. Evaluation of methane discharge from gas seepages of the Black Sea // *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2004. № 4. С. 66–69.

164. Tian H. Z., Liu Q. P., Goes J. I., Gomes H. R., Yang M. M. Temporal and spatial changes in chlorophyll-a concentrations in the Yellow Sea from 2002 to 2018 based on MODIS data // *Marine Science Bulletin*. 2020. Vol. 39. No. 1. P. 101–110

165. Blondeau-Patissier D., Gower J. F. R., Dekker A. G., Phinn S. R., Brando V. E. A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans // *Progress in Oceanography*. 2014. Vol. 123. P. 123–

144. DOI: 10.1016/j.pocean.2013.12.008.

166. Wang L., Zhao D. Z., Yang J. H., Chen Y. L. The optical properties and remote sensing retrieval model of chromophoric dissolved organic matter in the Dayang Estuary // *Acta Oceanologica Sinica*. 2011. Vol. 33. No. 1. P. 45–51.

167. David O., Anjan D. Institutional and policy cocktails for protecting coastal and marine environments from land-based sources of pollution // *Ocean & Coastal Management*. 2006. Vol. 49. No. 9–10. P. 576–596.

168. Тимченко В. Л., Лебедєв Д. О. Optimization of Processes of Robust Control of Quadcopter for Monitoring of Sea Waters // *Journal of Automation and Information Sciences*. 2019. Vol. 51, No. 2. P. 1–10.

169. Manfreda S., McCabe M. F., Miller P. E., Lucas R., Madrigal V. P., Mallinis G. et al. On the use of unmanned aerial systems for environmental monitoring // *Remote Sensing*. 2018. Vol. 10. No. 4. Article 641. DOI: 10.3390/rs10040641.

170. Anderson K., Gaston K. J. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology // *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2013. Vol. 11. No. 3. P. 138–146. DOI: 10.1890/120150.

171. Tang L., Shao G. Drone remote sensing for forestry research and practices // *Journal of Forestry Research*. 2015. Vol. 26. No. 4. P. 791–797. DOI: 10.1007/s11676-015-0088-y.

172. Тимченко В. Л., Горбов В. В., Тимченко І. В., Грубий М. В. Modeling of Robust-Optimal Control of a Quadcopter for Environmental Monitoring of Water Areas // *Proceedings of the 2024 IEEE 7th International Conference "Actual Problems of Unmanned Aerial Vehicles Development (APUAVD)"*. Kyiv, 2024. P. 77–81.

173. Antunes do Carmo J. S., Neves M. G., Voorde M. T. Designing a multifunctional artificial reef: Studies on the influence of parameters with most influence in the vertical plane // *Journal of Coastal Conservation*. 2011. Vol. 15.

No. 1. P. 99–112. DOI: 10.1007/s11852-010-0116-7.

174. Bicudo P., Custódio M., Cardoso N., Fortes C., Neves M. G., Mendes L., Monteiro P., Pallia A., Nogueira M. J., Carvalho L. M. Viability study of an artificial surf reef in S. Pedro do Estoril, Cascais, Portugal // *Proceedings of the International Offshore and Polar Engineering Conference*. Vancouver, Canada, 2008. P. 833–840.

175. Boc S. J., Burg E. C. Innovative shore protection for island communities // *WIT Transactions on Ecology and the Environment*. 2010. Vol. 130. P. 209–220. DOI: 10.2495/CENV100191.

176. Марикультура мідій на Чорному морі / за ред. Ст. Н. Іванова ; Національна академія наук України, Інститут біології південних морів ім. О. О. Ковалевського. Севастополь : НВЦ «ЕКОСІ-Гідрофізика», 2007. 314 с.

177. Burton W. H., Farrar J. S., Steimle F., Conlin B. Assessment of out-of-kind mitigation success of an artificial reef deployed in Delaware Bay, USA // *ICES Journal of Marine Science*. 2002. Vol. 59 (Suppl.). P. S106–S110. DOI: 10.1006/jmsc.2002.1269.

178. Cappo M., Harvey E. S., Shortis M. R. Counting and measuring fish with baited video techniques: An overview // *Cutting-Edge Technologies in Fish and Fisheries Science: Proceedings of the Australian Society for Fish Biology Workshop*. Hobart, Tasmania, 2006. P. 101–114.

179. Cenci E., Pizzolon M., Chimento N., Mazzoldi C. The influence of a new artificial structure on fish assemblages of adjacent hard substrata // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2011. Vol. 91. No. 1. P. 133–149. DOI: 10.1016/j.ecss.2010.10.009.

180. Claisse J. T., Pondella D. J., Love M., Zahn L. A., Williams C. M., Williams J. P., Bull A. S. Oil platforms off California are among the most productive marine fish habitats globally // *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2014. Vol. 111. No. 43. P. 15462–

15467. DOI: 10.1073/pnas.1411477111.

181. Clynick B. G., Chapman M. G., Underwood A. J. Effects of epibiota on assemblages of fish associated with urban structures // *Marine Ecology Progress Series*. 2007. Vol. 332. P. 201–210. DOI: 10.3354/meps332201.

182. Clynick B. G., Chapman M. G., Underwood A. J. Fish assemblages associated with urban structures and natural reefs in Sydney, Australia // *Austral Ecology*. 2008. Vol. 33. No. 2. P. 140–150. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2007.01802.x.

183. Sjöling S., Mohammed S. M., Lyimo T. J., Kyaruzi J. J. Benthic bacterial diversity and nutrient processes in mangroves: Impact of deforestation // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2005. Vol. 63. No. 3. P. 397–406. DOI: 10.1016/j.ecss.2004.11.030.

184. Gaurier B., Messier M., Bouchoucha M., et al. Experimental and numerical characterization of an oyster farm impact on the flow // *European Journal of Mechanics – B/Fluids*. 2011. Vol. 30. No. 5. P. 513–525. DOI: 10.1016/j.euromechflu.2011.04.004.

185. Torres R., Chiappone M., Geraldès F., Rodríguez Y., Vega M. Sedimentation as an important environmental influence on Dominican Republic reefs // *Bulletin of Marine Science*. 2001. Vol. 69. No. 2. P. 805–818.

186. Folpp H., Lowry M., Gregson M., Suthers I. M. Colonization and community development of fish assemblages associated with estuarine artificial reefs // *Brazilian Journal of Oceanography*. 2011. Vol. 59 (Special Issue). P. 55–67. DOI: 10.1590/S1679-87592011000500008.

187. Baums I. B. A restoration genetics guide for coral reef conservation // *Molecular Ecology*. 2008. Vol. 17. No. 12. P. 2796–2811. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2008.03787.x.

188. Edwards A. J. (ed.). *Reef Rehabilitation Manual*. St. Lucia,

Australia : Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program, 2010. 166 p. ISBN 978-1-921317-05-7.

189. Morris R. L., Heery E. C., Loke L. H. L. et al. Designing marine and coastal infrastructure to support climate adaptation and biodiversity // *Nature Reviews Earth & Environment*. 2022. Vol. 3. P. 791–807. DOI: 10.1038/s43017-022-00344-8.

190. Boström-Einarsson L., Babcock R. C., Bayraktarov E. et al. Coral restoration – A systematic review of current methods, successes, failures and future directions // *PLOS ONE*. 2020. Vol. 15. No. 1. Article e0226631. DOI: 10.1371/journal.pone.0226631.

191. Carpenter K. E., Abrar M., Aeby G. et al. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts // *Science*. 2008. Vol. 321. No. 5888. P. 560–563. DOI: 10.1126/science.1159196.

192. Neves dos Santos L., Brotto D. S., Zalmon I. R. Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the Brazilian coast // *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 2010. Vol. 386. No. 1–2. P. 54–60. DOI: 10.1016/j.jembe.2010.02.013.

193. Minicheva H. H., Snigirov S. M., Demchenko V. O., Bondarenko O. S. Marine ecosystem response to the Kakhovka Dam destruction in the north-western Black Sea // *Marine Ecological Journal*. 2023. Vol. 22, No. 1–2. P. 52–68. DOI: 10.47143/1684-1557/2023.1-2.6.

194. Bishop M. J., Lanham B. S., Esquivel-Muelbert J. R. et al. Oyster reef restoration–aquaculture interactions: Maximizing positive synergies // *Frontiers in Marine Science*. 2023. Vol. 10. Article 1162487. DOI: 10.3389/fmars.2023.1162487.

195. Filippini G., Dafforn K. A., Bugnot A. B. Shellfish as a bioremediation tool: A review and meta-analysis // *Environmental Pollution*. 2023. Vol. 316. Article 120614. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.120614.

196. Zhang Y., Yang K., Fang Y., Ding J., Zhang H. Removal of phosphate from wastewater with a recyclable La-based particulate adsorbent in a small-scale reactor // *Water*. 2022. Vol. 14. No. 15. Article 2326. DOI: 10.3390/w14152326.
197. Sherman R. L., Gilliam D. S., Spieler R. E. Artificial reef design: Void space, complexity and attractants // *ICES Journal of Marine Science*. 2002. Vol. 59 (Suppl.). P. S196–S200.
198. Lowry M., Glasby T., Boys C., Folpp H., Suthers I., Gregson M. Response of fish communities to the deployment of estuarine artificial reefs for fisheries enhancement // *Fisheries Management and Ecology*. 2014. Vol. 21. No. 1. P. 42–56. DOI: 10.1111/fme.12048.
199. Варігін О. Ю. Особливості стану макрзообентосу Тилігульського лиману (Північне Причорномор'я) у 2021 році // *Морський екологічний журнал*. 2023. Т. 22. № 1–2. С. 8–14. DOI: 10.47143/1684-1557/2023.1-2.1.
200. Ткаченко Ф. П. Макрофітобентос Тилігульського лиману та сучасний стан його рослинності // *Чорноморський ботанічний журнал*. 2021..
201. Morris R. L., Porter A. G., Figueira W. F., Coleman R. A., Fobert E. K., Ferrari R. Fish-smart seawalls: A decision tool for adaptive management of marine infrastructure // *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2018. Vol. 16. No. 5. P. 278–287. DOI: 10.1002/fee.1810.
202. Bowman D. M. J. S., Garnett S. T., Barlow S., Bekessy S. A., Bellairs S. M., Bishop M. J., et al. Renewal ecology: Conservation for the Anthropocene // *Restoration Ecology*. 2017. Vol. 25. No. 5. P. 674–680. DOI: 10.1111/rec.12526.
203. Heery E. C., Hoeksema B. W., Browne N. K., Reimer J. D., Ang P. O., Huang D., et al. Urban coral reefs: Degradation and resilience of hard

coral assemblages in coastal cities of East and Southeast Asia // *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 135. P. 654–681. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.07.041.

204. Buccino M., Del Vita I., Calabrese M. Engineering modeling of wave transmission of Reef Balls // *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*. 2014. Vol. 140. No. 4. DOI: 10.1061/(ASCE)WW.1943-5460.0000237.

205. Ткаченко Ф. П. Макрофіти степових річок Північного Причорномор'я Кодими та Тилігулу // *Аграрний вісник Причорномор'я*. 2007. Вип. 41. С. 13–20.

206. Ткаченко Ф. П., Ковтун О. О. Макрофіти Тилігульського лиману Чорного моря // *Український ботанічний журнал*. 2002. Т. 59. № 2. С. 184–190.

207. Улізко І. В. Молюски зообентосу пониззя Тилігульського лиману // *Вісник Одеського національного університету*. 2003. Т. 8. Вип. 6. С. 82–88.

208. Mistri M. Ecological characteristics of the invasive Asian date mussel *Musculista senhousia* in the Sacca di Goro (Adriatic Sea, Italy) // *Estuaries*. 2002. Vol. 25. No. 3. P. 431–440.

209. Мороз Т. Г. Макрозообентос лиманів та пониззя річок північно-західного Причорномор'я. Київ : Наукова думка, 1993. 188 с.

210. Мороз Т. Г., Алексенко Т. Л., Борткевич Л. В. Бентос Тилігульського лиману // *Гідробіологічний журнал*. 1986. Т. 22. № 4. С. 31–35.

211. Radashevsky V. I., Selifonova Zh. P. Records of *Polydora cornuta* and *Streblospio gynobranchiata* (Annelida, Spionidae) from the Black Sea // *Mediterranean Marine Science*. 2013. Vol. 14. No. 2. P. 261–269. DOI: 10.12681/mms.357.

212. Герасимюк В. П., Герасимюк Н. В. Мікрофітобентос

степової річки Тилігул // Вісник Одеського національного університету. 2009. Т. 14. Вип. 8. С. 22–30.

213. Gubanov, V. V., & Sadunenko, I. V. (2019). Ecological and economic assessment of the restoration of biological resources in the Black Sea region. *Economics and Management*, (3), 112-118.

214. Matus, S. O. (2021). *Economics of nature management: educational manual*. Kyiv: Alerta.

215. Reef Ball Foundation. (2023). *Reef Ball sizes and descriptions: Junior ball mold specifications*. URL: <https://www.reefball.org>

216. Статюха Г. О., Джигірей І. В., Халас В. О. Комплексне оцінювання рівня екологічної безпеки соціоекологічних систем // *Екологічна безпека та природокористування*. 2018. № 2(26). С. 5–14. DOI: 10.32347/2411-4049.2018.2.5-14.

217. Kireitseva, H., Khrutba, V., Pronina, O., Levitska, T., Tsyhanenko-Dziubenko, I., & Komenko, S. (2025). Multidimensional Analysis of Regional Water Management: a Comprehensive Approach. *Science and Innovation*, 21(5), 110–125. <https://doi.org/10.15407/scine21.05.110/>

218. Сафранов Т. А., Чугай А. В., Ільїна В. Г. Екосистемні послуги водно-болотних угідь Одеської області // Науковий вісник ВАНО. 2023. № 3(36). С. 130–133.

219. Demchenko V. A., Demchenko N. A. Fish in water bodies of the Emerald Network of Ukraine // *Біологічні системи*. 2019. Т. 11. № 1. С. 53–59. DOI: 10.31861/biosystems2019.11.1.53.

220. Мінічева Г.Г., Бондаренко О.С., Богатова Ю.І., та ін.. Реакція морської екосистеми на наслідки руйнування греблі Каховського водосховища. *Морський екологічний журнал*. 2023. № 1–2, С. 52–68 DOI 10.47143/1684-1557/2023.1-2.6

Додаток

Акт впровадження (РЛП «Тилігульський»)



т. в.о. директора РЛП «Тилігульський»

 Олександр ДІТЯЧЕНКО

«18» лютого 2026 р.

АКТ

Про впровадження результатів дисертаційної роботи

Грубого Миколи Васильовича

на здобуття наукового ступеня доктора філософії (PhD)

за спеціальністю 183 Технології захисту навколишнього середовища

Цей Акт засвідчує, що в акваторії Тилігульського лиману на території РЛП «Тилігульський» були ефективно впровадженні технології штучних рифів (Reefballs) та теоретичні й практичні результати дисертаційного дослідження Миколи Грубого «Розробка технології відновлення біорізноманіття морських та лиманних екосистем Північного Причорномор'я». Рифові кулі: штучні структури, які служать захистом для молюсків та інших морських організмів, надаючи їм безпечне середовище для життя та розмноження. Вони виготовляються з цементу, за спеціальним запатентованим рецептом з використанням мікрокремнезему (силікатного пилу. Дані конструкції рекомендовані двома авторитетними міжнародними організаціями, що спеціалізуються на відновленні природних водних екосистем: Міжнародна асоціація "Альянс природнього відновлення устриць" (The Native Oyster Restoration Alliance, NORA) та асоціація NORA, яка працює над захистом і природним відновленням Європейської устриці (*Ostrea edulis*), що є аборигенною для Чорного моря, та її історичних оселищ, а також фундація рифових куль (Reef Ball Foundation).

Тилігульський лиман як і більшість лиманів північного Причорномор'я традиційно відчуває значний антропогенний вплив. Останніми часами, внаслідок прийнятих обмежувальних заходів щодо купання в Чорному морі,

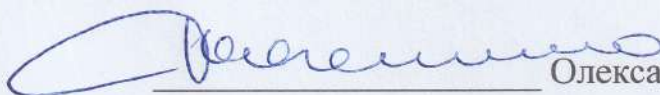
цей вплив істотно зріс. Хоча самоочищення лиману може відбуватися за рахунок моллюсків-фільтраторів, піщано-мулиста структура дна лиману є непридатною для їхнього розповсюдження та розмноження. Враховуючи ці фактори, стає очевидною потреба в імплементації твердих субстратів - штучних рифів.

В рамках реалізації напрямку поліпшення екологічного стану Тилігульського лиману та підвищення біорізноманіття рекомендується встановлення штучних рифів конструкції Reefball.

Ми, що нижче підписалися: від Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова — завідувачка кафедри екології та природоохоронних технологій, д.т.н., проф. Г.Г. Трохименко та аспірант кафедри М.В. Грубий; від РЛП «Тилігульський» — т. в.о. директора О.В. Дьяченко, підтверджуємо, що результати наукової роботи Грубого М.В. передані в РЛП «Тилігульський». Матеріали будуть використано для підтримки біорізноманіття, стимуляції популяцій моллюсків фільтраторів та поліпшення якості води в Тилігульському лимані.

Від РЛП «Тилігульський»

т. в.о. директора



Олександр ДЬЯЧЕНКО

Від Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова
Завідувачка кафедри екології та
природоохоронних технологій,
д-р техн. наук, проф.



Ганна ТРОХИМЕНКО

Виконавець:

аспірант кафедри екології та
природоохоронних технологій



Микола ГРУБИЙ



ЗАТВЕРДЖУЮ

ректор НУК ім. адм. Макарова,

Євген ТРУШЛЯКОВ

«24» лютого 2026 року

АКТ

впровадження результатів дисертаційного дослідження

Грубого Миколи Васильовича на тему:

«Розробка технології відновлення біорізноманіття морських та лиманних екосистем Північного Причорномор'я»

у навчальний процес факультету економіки та екології моря

НУК імені адмірала Макарова

від «24» лютого 2026 року

Комісія методичної ради факультету економіки та екології моря у складі: Івати В. В., декана факультету, кандидата економічних наук, доцента, голови комісії; Трохименко Г. Г., завідувачки кафедри екології та природоохоронних технологій, доктора технічних наук, професора, члена комісії, розглянули наступні матеріали щодо впровадження результатів дисертаційної роботи Грубого Миколи Васильовича у навчальний процес Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова:

1. Дисертаційну роботу на тему «Розробка технології відновлення біорізноманіття морських та лиманних екосистем Північного Причорномор'я».

2. Робочі програми курсу дисциплін: «Моніторинг довкілля», «Моделювання та прогнозування екологічних процесів», яка викладається на денному та заочному відділеннях програми підготовки бакалаврів зі спеціальності 183 (G2) - Технології захисту навколишнього середовища, «Сучасні методи екологічних досліджень» та «Інноваційні технології очищення води та повітря», яка викладається для підготовки аспірантів PhD програми підготовки доктора філософії зі спеціальності 183 (G2) Технології захисту навколишнього середовища.

3. Навчально-методичні комплекси для вивчення перелічених дисциплін.

За результатами проведеної роботи комісією встановлено:

1. Теоретичні, науково-методичні та практичні результати дисертаційного дослідження Грубого Миколи Васильовича на тему: «Розробка технології відновлення біорізноманіття морських та лиманних екосистем Північного Причорномор'я» використано при підготовці навчально-методичних матеріалів, зокрема, робочих програм з курсів «Моніторинг довкілля», «Моделювання та прогнозування екологічних процесів» та «Інноваційні технології очищення води та повітря».

2. Методологія моніторингу водних екосистем на основі методу біоіндикації використані у практичних заняттях з курсу «Моніторинг довкілля», підходи та практики проведення польових досліджень морських та лиманних акваторій використано в курсі «Інноваційні технології очищення води та повітря». Результати експериментальних досліджень та практики проектування покладені в основу ряду лекційних та практичних занять з курсу «Моделювання та прогнозування екологічних процесів»

3. Застосування у навчальному процесі результатів дисертаційної роботи Грубого Миколи Васильовича дало змогу підвищити рівень знань студентів та аспірантів вказаних спеціальностей, поглибити теоретико-методологічні основи даних дисциплін, адаптувати їх до умов та вимог сьогодення, цілей сталого розвитку лиманних акваторій а також підвищити якість підготовки фахівців з екологічних спеціальностей.

Декан факультету економіки та екології моря,
кандидат економічних наук, доцент



В'ячеслав ІВАТА

Завідувачка кафедри екології
та природоохоронних технологій,
доктор технічних наук, професор



Ганна ТРОХИМЕНКО

Начальник навчального відділу,
кандидат технічних наук, професор НУК



Андрій ЛАБАРТКАВА

Аспірант кафедри екології
та природоохоронних технологій



Микола ГРУБИЙ