

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
МАРІУПОЛЬСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ЕКОНОМІКО-ПРАВОВИЙ ФАКУЛЬТЕТ
КАФЕДРА РАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ТА
ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА**

До захисту допустити:
В.о. завідувача кафедри

_____ Христина МІТЮШКІНА
«__» _____ 2021 р.

**«ЗАСТОСУВАННЯ МІКРОФІТІВ ДЛЯ БІОМОНІТОРИНГУ ВОДОЙМ
ДОНЕЦЬКОЇ ОБЛАСТІ»**

Кваліфікаційна робота
здобувача вищої освіти другого
(магістерського) рівня вищої освіти
освітньо-професійної програми
«Екологія та охорона навколишнього
середовища»

Протченко Анастасії Сергіївни
Науковий керівник:

Пастернак О.М., к.х.н., доцент кафедри
раціонального природокористування та
охорони навколишнього середовища

Рецензент:

Морева В.В., к.х.н., доцент
кафедри екологічного менеджменту
Донецького державного університету
управління

Кваліфікаційна робота захищена

з оцінкою _____

Секретар ЕК _____

«__» _____ 20__ р.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	3
РОЗДІЛ 1. ФІТОПЛАНКТОН ЯК БІОІНДИКАТОР ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ.....	6
1.1. Перспективи використання методів біоіндикації для моніторингу водних об'єктів.....	6
1.2. Мікрофіти як показники екологічного стану водних об'єктів.....	11
1.3. Вплив кліматичних змін на стан мікрофітів.....	17
Висновки до розділу 1.....	23
РОЗДІЛ 2. МЕТОДИ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА....	25
2.1. Загальна характеристика регіону дослідження.....	25
2.2. Інтегральні показники оцінки екологічного стану водойм.....	34
2.3. Дистанційні показники оцінки стану евтрофікації водних об'єктів...	40
Висновки до розділу 2.....	45
РОЗДІЛ 3. БІОІНДИКАЦІЙНИЙ АНАЛІЗ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ДОНЕЦЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА ФІТОПЛАНКТОНОМ.....	46
3.1. Моніторинг водних об'єктів Донецької області дистанційними методами.....	46
3.2. Біорізноманіття фітопланктону водних об'єктів Донецької області...	53
3.3. Оцінка зони сапробності водойм Донецької області.....	58
Висновки до розділу 3.....	65
ВИСНОВКИ.....	66
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	69

ВСТУП

Актуальність дослідження. Забруднення водного середовища є однією з найбільш актуальних екологічних проблем. Так як всі компоненти природи тісно і нерозривно взаємопов'язані між собою, то порушення одного компонента викликає зміна стану всіх інших. Найбільш гостро зміни навколишнього природного середовища відображаються на біотичних компонентах. Оцінюючи стан одного, можна припускати і зміни інших.

Оцінка закономірностей організації водних екосистем формує базу для оцінки їх стану, прогнозу змін, раціонального використання водних ресурсів. Формування автотрофної ланки, інтенсивність потоків речовини й енергії в екосистемах тісно пов'язані з дією природних й антропогенних чинників.

Для оцінки ступеня техногенного впливу на водні екосистеми поряд з методами хімічного аналізу використовують біотестування, як інтегральний показник токсичного забруднення середовища. Оперативність тест-реакції набуває важливого значення в надзвичайних ситуаціях, супроводжуються забрудненням навколишнього середовища. Відповідно до сучасних підходів оцінка ступеню та характеру забруднення водного середовища проводиться за допомогою тріади методів – біотестування, методів аналітичної хімії та біоіндикації.

Невід'ємною частиною флори водних екосистем є водорості, при цьому мікрowodорості фітопланктону, завдяки своїм властивостям заслужено привертають до себе увагу дослідників. Як важливий компонент водних екосистем, первинним продуцентом органічної речовини, а також першою ланкою трофічного ланцюга, фітопланктон найбільше сильно реагує на зміни умов навколишнього середовища, що широко використовується при проведенні екологічної оцінки стану водних об'єктів.

Мета дослідження дослідження екологічного стану водних об'єктів Донецької області з використанням представників фітопланктону.

Об'єкт дослідження поверхневі водні об'єкти на території Донецької області.

Предмет дослідження показники екологічної оцінки поверхневих вод на території Донецької області.

При написанні кваліфікаційної роботи було опрацьовано міжнародні та національні нормативно-правові акти, профільні наукові публікації. Особливої уваги заслуговують праці: С.С. Барінової, О.П. Білоуса, П.М. Царенка, Є.В. Авдєєва, О. Г. Васенко, Ю.С. Шелюка.

Завдання магістерської роботи :

- проаналізувати перспективи використання методів біоіндикації для моніторингу водних об'єктів;
- розглянути теоретичні основи використання мікрофітів як показників екологічного стану водних об'єктів;
- виявити аспекти впливу клімату на водні екосистеми;
- провести аналіз методів дистанційного моніторингу визначення якості водного середовища;
- проаналізувати інтегральні показники оцінки рівня забруднення водного середовища;
- провести моніторинг екологічного стану водних об'єктів Донецької області дистанційними методами;
- виявити біорізноманіття фітопланктону об'єктів дослідження;
- провести оцінку сапробності водних об'єктів в Донецькій області.

Методи дослідження: польові дослідження, обстеження водного об'єкта, метод концентрування (фільтрування), сапробіологічний аналіз, загальноприйняті гідробіологічні методи відбору, ідентифікації проб фітопланктону; методи гідрохімічного аналізу; порівняльно-флористичний та статистичний аналіз.

Практична значимість роботи В роботі було розраховано індекс сапробності водойм Донецької області. Проведено розрахунки індексів NDVI та UWQV якості водного середовища з використанням вихідних даних дистанційного зондування Землі. Отриманий результат може бути використано для комунікативного представлення інформації про стан водного середовища у Донецькій області.

Апробація. Матеріали кваліфікаційної роботи були апробовані на Декаді студентської науки Маріупольського державного університету (09-19 березня 2021 р. м. Маріуполь); VI Науково-практичній конференції школярів, студентів та молодих учених «Екологія та сталий розвиток» (Донецький державний університет управління, 29-30 січня 2021 р. м. Маріуполь); V Всеукраїнській науково-практичній заочній конференції студентів, аспірантів та молодих учених «Екологія, природокористування та охорона навколишнього середовища: прикладні аспекти» (25 травня 2021 р. м. Маріуполь).

Публікації.

1. Протченко А.С. Вплив змін клімату на стан забезпечення водними ресурсами. *Екологія та сталий розвиток: Матеріали VI Науково-практичної конференції школярів, студентів та молодих учених, м. Маріуполь, 29 – 30 січня 2021 р., Маріуполь, 2021. С. 223-225.*

2. Протченко А.С. Раціональне використання водних ресурсів у контексті сталого розвитку. *Декада студентської науки: зб. тез. доповідей студентів економіко-правового факультету за результатами участі у Декаді студентської науки – 2021, м.Маріуполь, 09-19 березня 2021 р., Маріуполь, 2021. С. 217-219.*

3. Протченко А.С.. Єлізарова К.П. Динаміка евтрофікації акваторії азовського моря. *Екологія, природокористування та охорона навколишнього середовища: прикладні аспекти: зб. Матеріалів V Всеукраїнській науково-практичній заочній конференції студентів, аспірантів та молодих учених, м. Маріуполь, 25 травня 2021 р., Маріуполь, 2021. С. 64-66.*

РОЗДІЛ 1

ФІТОПЛАНКТОН – БІОІНДИКАТОР ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

1.1. Перспективи використання методів біоіндикації для моніторингу водних об'єктів

В даний час виступили проблеми, пов'язані із забрудненням навколишнього середовища та його охороною в умовах наростаючого антропогенного впливу на екосистему. Для оцінки реального стану природного об'єкта та моніторингу його подальших змін використовують два принципово різні підходи: біологічний та фізико-хімічний [1]. Погіршення якості стану водних об'єктів веде не тільки до їх деградації, але і призводить до проблем водогосподарського користування.

Тривалий антропогенний вплив на водні екосистеми обумовлює необхідність моніторингу оцінки якості водойм. Хімічного моніторингу недостатньо для оцінки наслідків антропогенного впливу, оскільки прогнозування впливу різних хімічних змінних на мікроорганізми є дуже складним. Гідробіонти відрізняються своєю здатністю інтегрувати всі ефекти різних хімічних змін та забезпечувати постійний контроль екологічного стану та відображення якості середовища мешкання.

Зменшення біорізноманіття водних екосистем зростає, і протягом наступних кількох десятиліть морські екосистеми знають змін. Видове різноманіття екосистем помірних широт збільшиться, оскільки види замінюються більш різноманітними спільнотами, які мігруватимуть з теплих вод.

Біомоніторинг та біооцінка допомагають з'ясувати можливі причини деградації, не виявлені хімічною оцінкою якості води. Біооцінка дійсно демонструє широкий спектр стресових явищ та безліч просторових шкал

протягом більш тривалого періоду часу. Більше того, погіршення стану водних екосистем визначається зміною видового складу та їх біомаси, а не зміною хімічних показників, а також успішними зусиллями з відновлення та рекреації можуть бути виражені лише періоди біологічних особливостей.

Розвиток біомоніторингу водних ресурсів швидко зростає, та стає досить надійним методом для управління та відновлення багатьох погіршених водних об'єктів в Європі, США, Австралії та Південній Африці. В даний час біоіндикатори використовуються різними організаціями (Всесвітній союз охорони природи, Міжнародний союз охорони природи), як засоби для здійснення біомоніторингу та оцінки антропогенного впливу.

Біомоніторинг та біооцінка якості води та екологічного стану водної екосистеми може здійснюватися за допомогою різноманітних груп організмів. За останні кілька десятиліть були розроблені сотні біологічних метрик та індексів для оцінки екологічного статусу річок, озер, водосховищ, прибережних та перехідних вод. Індикаторний організм – це вид, відібраний за його здатністю реагувати на різного роду забруднення або їх наслідків [2]. Деякі групи організмів, такі як донні безхребетні, використовувалися більше, ніж інші, при розробці екологічних методів, і це пов'язано з поєднанням особливої ролі організмів у водному середовищі.

Для біологічної індикації якості вод можна використовувати майже всі групи організмів, які населяють водойми: планктонні і бентосні безхребетні, найпростіші, водорості, макрофіти, бактерії. Організми, які зазвичай використовують як біоіндикатори, відповідальні за самоочищення водойми, беруть участь у створенні первинної продукції, здійснюють трансформацію речовин у водних екосистемах. Склад і стан рослинності може вказати на наявність забруднювачів води в межах різноманітних промислових комплексів. Застосовуючи біоіндикатори, можна передбачити природний стан певного регіону або рівень забруднення [3].

Переваги використання біоіндикаторів для моніторингу вод такі :

- відстежувати синергетичні та антагоністичні наслідки різних забруднювачів на індикаторі;
- рання діагностика, а також шкідливі наслідки токсинів для рослин та для людей;
- можна легко перерахувати через їх поширеність;
- економічно вигідна альтернатива при порівнянні з іншими спеціалізованими вимірювальними системами.

Перевагами використання груп організмів як показників якості води є добре розроблена методологія, швидка реакція на зміни, простота відбору проб, сапробні значення добре відомі, можна визначити показники евтрофікації та кольоровість води, види зазвичай прикріплені, їх легко побачити та ідентифікувати, хороші показники завислих речовин і збагачення поживними речовинами.

Проте існують недоліки використання організмів як біоіндикаторів: клітини можуть походити не з точки відбору зразків, популяції швидко відновлюються після забруднення, індикаторні види також мають тенденцію зустрічатися в нормальному середовищі, можуть виникати проблеми при визначенні виду.

Як зазначено у роботі [4] наявність водоростей – це надійний показник забруднення й санітарного стану вод у морях, річках та озерах. Деякі види водоростей зникають при наближенні до джерел забруднення, а інші (наприклад, морський салат *Ulva lactuca*) поширюється за підвищеного забруднення водою.

В якості біоіндикаторів можуть бути використані *Synechococcus leopoliensis* (синьо-зелені водорості) і *Dunaliella* – індикатори на забруднення води важкими металами [5]. Наприклад, під дією сполук кадмію в *Anabaena cylindrica* спостерігаються пороки розвитку клітин, хлороз; зникнення корневих волосків і забарвлення у *Limnanthemum cristatum* під дією хроматіонів; *Wolffia globosa* чутлива до вмісту кадмію; плаваючий *Eichhornia*

crassipes, *Eloderdensa* використовують для оцінки вмісту ртуті. *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton crispus*, та *Hepaticopsida* застосовують для оцінки важких металів – кадмій, мідь, залізо, свинець, цинк і марганець в річках. *Elegrass* є найбільш широко поширеним індикатором в прибережній зоні, який є показником антропогенного забруднення [11]. В якості біоіндикаторів вмісту біогенних елементів у воді використовуються *Charophytes*, *Eloidea canadensis*, *filamentous alga Ceramium strictum*, *C. tenuicorine*, *Phaeodactylum tricornutum*, *Champia parvula* [12].

Стан навколишнього середовища ефективно контролюється використанням видів біоіндикаторів завдяки їх стійкості до екологічної мінливості. Хассельбах [13] використовував мох *Hylocomium splendens* як природний показник важких металів у віддаленому середовищі тундри північно-західної Аляски. Хассельбах та її партнери перевірили, як наземний транспорт впливав на біоту. Вміст важких металів всередині тканини моху аналізували на різній відстані від вулиці. Концентрація металів у тканині моху були найбільш високою поруч із вулицею та зменшується з відстанню. Тому доведено теорію про те, що наземний транспорт насправді модифікує навколишнє середовище. У цьому дослідженні лишайники були використані як біоіндикатори, використовуючи кількісну оцінку концентрації металів у лишайників.

Поєднання хімічних, фізичних та біологічних показників для оцінки якості води є найбільш корисним у процесах екологічного оздоровлення та стимулюючих заходів та планів управління станом водних екосистем.

Неефективна фінансова та технічна підтримка моніторингу якості води в країнах вводить більший рівень невизначеності при розробці стратегій управління водними ресурсами, що може призвести до марних інвестицій та відсутності ефективних заходів з контролю забруднення.

Макрофіти використовують у програмах моніторингу, проте необхідні додаткові дослідження для вдосконалення їх використання в біомоніторингу, оскільки існує складна взаємодія між водними первинними продуцентами та

екологічними чинниками [6] (Demars et al., 2012; Volpagni and Laini, 2016; Volpagni et al. , 2016).

Нетипові види для ареалу мешкання можна вважати причиною втрати функціональності водних екосистем. Vertrin et al. (2017) досліджують закономірності поширення чужорідних видів в озерах Аквітанії, враховуючи вплив гідроморфології на морфологічну пластичність рослин [7].

Для моніторингу та протидії деградації водного середовища, Sender et al. (2017) пропонують багатокритеріальний метод оцінки екологічного стану озер з використанням макрофітів. Цей метод дозволяє визначити зональну оцінку екосистеми озера, та визначити критичні зони з точки зору екологічного стану. Таким чином, стає легше та швидше визначити найефективніші відновлювальні дії [8].

Azzella et al. (2017) зосереджуються на моделях розподілу глибин макрофітів у вулканічних озерах у Центральній Італії. Їхні дослідження підтверджують модель спільного існування угруповань макрофітів у глибоких озерах. Як правило, важливо оцінити локальний вплив антропогенного забруднення на динаміку рослин, перш ніж досліджувати розташування видів [9].

У роботі дослідники вивчають історію та розвиток індексів з використанням макробезхребетних, які використовуються в Італії, надають пропозиції щодо покращення підходу до біомоніторингу [10].

Гідробіонти можуть акліматизуватися до мінливих фізичних і хімічних умов, але недостатньо відомо про адаптаційні можливості видів та про швидкість адаптації. Крім того, водні екосистеми зазнають зміни під впливом антропогенної діяльності. Це означає, що знання про сучасний стан екосистем стають неактуальними для прийняття рішень. Постійний моніторинг екосистем у поєднанні з лабораторними та польовими дослідженнями дозволить покращити прогнози майбутніх змін та визначити ефективні стратегії збереження для збереження водних екосистем.

1.2. Мікрофіти як показники екологічного стану водних об'єктів

Ключовим інструментом біооцінки є біотичні показники, які традиційно походять від видів толерантності та чутливості до антропогенних збурень. Водорості є важливою складовою програм біологічного моніторингу для оцінки якості води. Через потреби в поживних речовинах, водорості можуть бути індикаторами антропогенного забруднення.

Найбільш об'єктивним індикатором вважається структура фітопланктону. Під фітопланктоном розуміють фотосинтезуючі мікроскопічні одноклітинні і колоніальні водорості, що вільно плавають у товщі води і здійснюють фотосинтез у поверхневих горизонтах завдяки використанню сонячної радіації, що проникає у воду. Фітопланктону належить основна роль в утворенні органічної речовини у водоймі та підтримці кисневого режиму [14].

Як первинна ланка трофічного ланцюга, фітопланктон дозволяє оцінити стан піраміди харчування, таким чином, виявляючи стан усієї водної екосистеми [15] (Барінова та ін., 2006). Завдяки своїй чутливості до змін фізико-хімічних властивостей води, а також короткому життєвому циклу, він активно використовується у системі моніторингу (Хромов, 2004). Завдяки різноманіттю факторів зовнішнього середовища, що впливають на фітопланктон, формуються різноманітні екологічні групи. При цьому кожен вид водоростей характеризується індивідуальними потребами у факторах навколишнього середовища, які утворюють його екологічний спектр та характеризують займану ним екологічну нішу [16].

Як зазначала Ф. Б. Шкундина [16], чинники, що впливають розвиток фітопланктону, відносяться до наступних категорій:

1. Фізичні: температура, світло, перебіг, погодні метеорологічні умови, льодовий режим; до метеорологічним факторам належать також повітряні течії, температура повітря, атмосферні опади, випаровування.

2. Хімічні: мінералізація води, окислюваність.

3. Біохімічні: розчинені мінеральні та органічні речовини, метаболіти, антибіотики.

4. Біологічні: паразитизм, виїдання, відмирання, конкуренція.

Вплив факторів навколишнього середовища на фітопланктон проявляється в кількісній та якісній зміні його структури. В якості параметрів, за якими можна оцінити ступінь впливу зовнішніх факторів на стан спільноти зазвичай використовують основні структурні характеристики співтовариства: число видів, біомаса, чисельність, індекси видового багатства та різноманітності, а також зміни цих показників у часі та просторі [15].

Водорості, зокрема фітопланктон, відіграють фундаментальну роль у водних екосистемах, де поживні речовини обмежують показники первинної продуктивності. Населення у водоймах відображає якість води та впливає на структуру екосистеми, біомасу та продуктивність. Проведені дослідження[17], щодо взаємозв'язків між водоростями та їхнім мінливим середовищем, дозволили зрозуміти основні рушійні сили часових та просторових моделей її існування. Швидкість зростання залежить від наявності одночасно поживних речовин і світла.

Завдяки своїй чутливості до змін фізико-хімічних властивостей води, а також короткому життєвому циклу, він активно використовується в системі моніторингу. Завдяки різноманіттю факторів зовнішнього середовища, які впливають на фітопланктон, формуються різні екологічні групи. При цьому кожен вид водоростей характеризується індивідуальними потребами в факторах довкілля, які утворюють його екологічний спектр і характеризують займану ним екологічну нішу

Фітопланктон складається з великої різноманітності водоростей з різними формами та способами життя для підвищення продуктивності; планктонні роди, такі як *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Trichodesmium*, що мають газові вакуолі, які допомагають плавати, або бентосні види (*Lyngbya*, *Phormidium*, *Oscillatoria*, *Schizothrix*), які можуть знаходитись у осаді, та нейтрально

плавучі водорості, що мають схожу з водою щільність, наприклад, *Oocystis* та *Chlorella* та види динофлагелатів та *Euglenophyta*, що вільно мігрують у товщі води [18].

Зміни у різноманітті видів фітопланктону, включаючи *Euglena clastica*, *Phacus tortus* та *Trachelon anas*, вказують на забруднення морських екосистем. Індійські екосистеми досліджували фітопланктоном в роботі [19]. Ці дослідження продемонстрували, що переважні планктони і їх регулярність надзвичайно варіюється у різноманітних водні об'єкти, що покладаються на їхній статус добавки, вік, морфометрія та інші змінні розташування. Планктони швидко реагують на екологічні зміни і розглядаються як чудові показники якості води та належних трофічних умов за короткий час та швидких темпів розмноження.

Коли водні екосистеми стають більш евтрофікованими, різноманітність видів фітопланктону поступово зменшується, що в кінцевому підсумку призводить до переважання ціанобактерій та вироблення токсинів

В роботі [23] науковці використовували діатомові водорості як індикатори якості води. Основною метою даного дослідження було застосування бентосних діатомових водоростей та ефективності діатомових індексів у водно-екологічній оцінці річок Сербії, а також вплив форелевих господарств на якість води в річках.

Пойкане у своїх дослідження описував можливість побудови інтегрованого уявлення про екосистему з використання біологічних спільнот для відображення екологічного стану у реальному часі, а також інтегрувати в часі збурення, що впливають на екосистеми [20].

Науковці [21] зауважують, що відсутність знань про біологію різних рівнів організації водної біоти, методологічні проблеми, такі як важкість відбору проб та складність точного виявлення видів, якщо їх належним чином не врахувати, можуть серйозно порушити результати біомоніторингу.

У річках Середземного моря сильна сезонність із посухою в спекотну пору року та екстремальними потоками в осінньо-зимовий період значною

мірою впливає на первинне виробництво та трофічний ланцюг. Можливо, що поточна зміна клімату загострить екстремальні погодні умови з драматичним впливом на різноманітність видів річкової біоплівки, темпи зростання або фотосинтетичні пігменти. У цьому контексті досліджують за допомогою аналізу регресійного моделювання реакцію концентрації бентосного хлорофілу *a* – припущеної як проксі біомаси водоростей – на гідрологічну мінливість, включаючи переривчастість річки [22].

Делла Б., застосували класичний підхід до дослідження різноманітності діатомових водоростей у різних макротипах річок, зафіксованих в регіоні Умбрія (Центральна Італія). Вони зосереджуються на Intercalibration Common Metric Index (ICMI), що свідчить про існування значних відмінностей між показниками діатомного різноманіття, що порівнюють різні типи річок Середземного моря, аспект, який слід враховувати в порівняльних дослідженнях [24].

Фрідріх Г.Г. першим проводив біоіндикацію води у Німеччині [25]. В останні десятиліття один з методів, які часто застосовувались для дослідження зміни рН в озерах використовує склад діатомових водоростей в озерному осаді. У водоймах де відкладення відсутні або часто порушені, напр. швидко тече річок або мілководних басейнів, спостерігалось зниження рН порівняння складання діатомових вод у старовинному та недавньому перифітоні та зразки планктону. Метод спирається на спостереження що зустрічаються види діатомових вод у водному середовищі відображають, серед іншого, рН навколишнього середовища .

Важливість фітопланктону висока у перетворенні речовин у водних екосистемах та формуванні матеріальної структури суспензії. Його основні функції - споживання розчинених біогенних компонентів та хімічних елементів та переведення їх у тверду фазу. Праця [26] присвячена біоаккумуляції мікроелементів фітопланктоном в екосистемі Азовського моря. Той факт, що біомаса водоростей у період цвітіння в морі досягає 1400 г/л, робить це дослідження особливо актуальним. Автори визначають швидкість

біогеохімічного циклу та інтенсивність споживання хімічних елементів, а також досліджують роль фітопланктону у формуванні хімічних особливостей донних відкладень в Азовському морі. Відмічено, що кількість деяких елементів, які щорічно споживаються водоростями Азовського моря, становить до 75% від їх максимальної доставки теригенним матеріалом.

Вивчення багатства та різноманітності водоростей України продовжується більше двох століть, її альгофлора розглядається як одна з найбагатших у Європі. Перші відомості про водорості України наведено серед матеріалів природничих нарисів кримського та одеського побережжя Чорного моря, а також прісноводних водойм Волині та Поділля.

За результатами зазначених досліджень, які можна охарактеризувати як вихідні для території України, виявлено близько 50 видів мікро- та макроскопічних водоростей [27].



Рис. 1.1. Схема альгофлористичного районування України [15]

Фізико-географічні особливості кожного з регіонів України, відмінності в генезі конкретної аналізованої регіональної флори, а також екологічні властивості таксономічної групи і ступінь її вивченості, визначають їх виявлення відмінності по флористичному і систематичного різноманітності

водоростей. У той же час, в систематичному співвідношенні провідних груп порівнюваних регіональних флор відзначається певну сталість і відповідність загальної систематичної структури альгофлори України (рис. 1.1.), а саме: формування основи видової різноманітності більшості регіонів представниками відділів *Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Charophyta* і *Cyanophyta* (в названій послідовності).

Альгофлора України згідно з опублікованою серією монографій [15] налічує 5498 видів, 6583 внутрішньовидових таксонів, що відносяться до 15 відділам в трактуванні цитованого видання. Індикаторними є 2872 виду, 3318 ВВТ (внутрішньовидових таксонів) з 13 відділів, тобто, складають більшість виявленого таксономічного списку.

Таблиця 1.2.

Співвідношення індикаторних таксонів водоростей в альгофлорі України по відділах

Відділ	Загальна кількість видів водоростей, які відомі на території України	Загальна кількість внутрішньовидових таксонів	Загальна кількість видів індикаторів водоростей	Загальна кількість індикаторних видів та внутрішньовидових таксонів
Cyanophyta	671	824	423	437
Euglenophyta	384	529	366	492
Chrysophyta	317	333	184	196
Haptophyta	45	45	2	2
Xanthophyta	331	345	67	68
Bacillariophyta	989	1207	659	756
Raphidophyta	8	8	6	6
Dinophyta	260	292	62	64
Cryptophyta	59	59	24	24
Glaucocystophyta	3	3	1	1
Rhodophyta	143	160	17	17
Chlorophyta	1381	1510	500	538
Charophyta	813	1178	547	698

Використання фітопланктону як біоіндикатора екологічного стану водного середовища дає можливість визначити специфіку водойми, його трофічний статус, а також напрямки змін, що відбуваються у водному об'єкті. Всебічне вивчення фітопланктонної спільноти має значення для розуміння закономірностей функціонування водної екосистеми. Важливо враховувати, що співтовариство фітопланктону швидко змінюється у відповідь на зміни якості води. Першою реакцією на такі зміни водного середовища є кількісна зміна спільноти фітопланктону. Кількість водоростей збільшується або зменшується залежно від типу впливу на масу води, що супроводжується якісними змінами спільноти фітопланктону.

1.3. Вплив кліматичних змін на стан водних екосистем мікрофітів

Глобальна криза, спричинена зміною клімату, нерозривно пов'язана з водою. Зміна клімату посилює мінливість водного циклу, що викликає екстремальні погодні явища, знижує запаси води, погіршує її якість та погрожує сталому розвитку, біорізноманіттю та здійсненню прав людини на безпечну питну воду та санітарію у всьому світі.

Збільшення кількості в атмосфері парникових газів штучного походження (карбон діоксид, метан, нітроген оксиди, сульфур оксид) і аерозольних частинок внаслідок людської діяльності викликало зміну середньої глобальної температури, збільшення частоти сильних опадів, підвищення рівня моря та значні сезонні втрати льоду в Арктиці.

Хімічний склад атмосфери впливає на гідрологічний цикл біосфери. При взаємодії твердих і рідких часток атмосфери між собою утворюються аерозольні частинки, які діють як ядра конденсації водяної пари, що призводить до виникнення хмар і туманів. Динаміка транспорту речовин в атмосфері, утворення хмар, погода та процеси опадів відіграють певну роль у контролі надходженням прісної води на поверхню Землі [28].

Кількість водяної пари збільшується при підвищенні глобальної температури внаслідок збільшення випаровування там, де присутня поверхнева волога, і це призводить до збільшення опадів. Відповідно до об'ємів водяної пари, що накопичується в атмосфері, спостерігається збільшення кількості випадків сильних опадів і підвищення ймовірності повеней на багатьох ділянках суші, навіть там, де загальна кількість опадів зменшується. Хоча кількість опадів в багатьох регіонах зросла, площа, охоплена засухою, також збільшилася, зросла і тривалість посух.

Кліматичні умови впливають не тільки на формування стоку, а й на окремі складові водогосподарських балансів, величини яких залежать від коливань клімату (норми зрошування, осушування). Із зміною клімату можуть змінитися доцільність та допустимі масштаби водогосподарських заходів.

Звіт Національного управління океанічних та атмосферних досліджень про стан клімату підтвердив, що 2020 рік був одним з трьох найтепліших років за даними з середини 1800-х років. Нові рекорди високих температур були встановлені по всьому світу. У звіті встановлено, що основні індикатори зміни клімату продовжують відображати тенденції, що відповідають потеплінню планети. Кілька показників, таких як рівень моря, температура води та вічна мерзлота, знову побили рекорди, встановлені лише за рік до цього. Примітно, що рівень вуглекислого газу (CO_2) в атмосфері також досяг рекордних показників у 2020 році, навіть за приблизним скороченням викидів CO_2 на 6-7% через економічне уповільнення в результаті глобальної пандемії [29].

Потепління призводить до збільшення події відбілювання коралів у всьому світі, та масове відбілювання та спалахи коралових хвороб відбулися біля узбережжя Пуерто-Ріко, Віргінських островів США, Флориди, Гаваїв та Тихоокеанських островів.

Global Average Sea Level (рис. 1.2.)- показник, який показує зростання середнього світового рівня моря з 1880 року; лінія тенденції зростає в останні

десятиліття, що свідчить темпи збільшення температури. Синя лінія показує рівень моря, виміряний приладами припливу (1880–2013); світло-блакитна заштрихована область показує верхній і нижній 95 % довірчі інтервали; помаранчева лінія показує рівень моря, виміряний супутниками для порівняння (1993–2019).

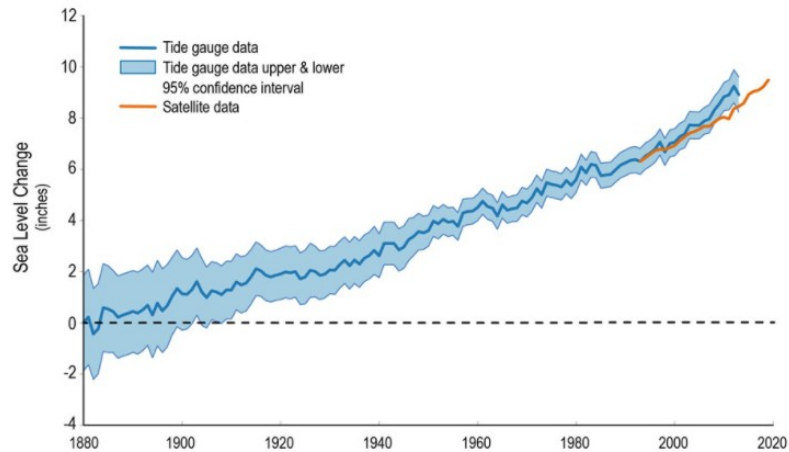


Рис.1.2. Показник підйому рівня моря, температури та поширення видів [30]

Розповсюдження морських видів є показником потепління Світового океану, оскільки ці види чутливі до клімату і вивчаються та відстежуються протягом багатьох років. Національна служба морського рибальства NOAA збирала дані за цим показником під час щорічних опитувань придонного тралового промислу. Дані були оброблені та оприлюднені Університетом Ратгерса.

Через потепління евтрофікація стає все більшою загрозою через надмірне надходження антропогенних поживних речовин. Біомаса фітопланктону значно зростає, і ціанобактерії стають домінуючими видами в послідовності структури спільноти. Деградація ціанобактерій часто призводить до різкого зниження концентрації розчиненого кисню у воді, спричиняючи велику смертність водних організмів та вироблення пахучих речовин та мікроцистину.

За даними світової статистики, приблизно в 40-50% випадків «цвітіння» води відбувається через розвиток токсичних ціанобактерій. Серед

токсинів, що виділяються ціанобактеріями переважають гепатотоксини, які є потужними канцерогенами. Таким чином, «цвітіння» води і розкладання водорослевих мас сприяє вторинному забрудненню водойм токсичними продуктами відмирання синьо-зелених водоростей, погіршення хімічного складу і санітарних показників води [31].

Відмирання і подальше розкладання синьо-зелених водоростей, що порушує самоочищення водойм і самовідтворення водних біоресурсів, призводить до насичення води токсинами, перевантаження товщі води органічною речовиною, погіршенню найважливішого показника якості водного об'єкта – кисневого режиму.

В результаті довготривалого впливу процесів евтрофікації і розвитку синьо-зелених водоростей у водоймах формуються несприятливі умови для існування гідробіонтів: заростання і обміління прибережних зон акваторій, що приводить до скорочення літоральної зони водойми, погіршення нерестових угідь цінних промислових риб, зміна в структурі водних біоценозів, зниження чисельності популяції кормової бази цінних порід риби, поява в структурі іхтіоценозов малоцінних непромислових видів риб. Все це призводить до значного збитку рибному господарству і зменшення відтворення рибної продукції [32].

Присутність агардхії *Planktothrix* та *Chroococcales* у річці Рейн у Нідерландах відбулося завдяки цвітінню в озері Унтерзее, Німеччина, розташованому за 800 км вище за течією. Ціанобактеріальне цвітіння може також з'являтися в водозборах річок або розрізі річок [33].

В умовах зміни клімату ціанобактерії та ціанотоксини можуть частіше траплятися у великих річках, як показало недавнє дослідження на великих річках США [34]. Майбутні зміни режиму припливу та температури призведуть у більшості евтрофних річок до збільшення кількості таксонів, що продукують ціанотоксин.

Ще одне дослідження у верхній річці Міссісіпі (Giblin and Gerrish, 2020) довело, що такі заходи управління, як контроль фосфору та

відновлення підводних вод, що забезпечують промивання водойм, будуть необхідними для протидії впливу зміни клімату. У більшості випадків тривале зниження концентрації фосфору також супроводжується зменшенням біомаси фітопланктону. Однак кліматичні фактори, такі як сонячна радіація температура води, можуть також контролювати динаміку цвітіння фітопланктону [35].

Масове вторгнення екзотичних бентосних фільтруючих азійських молюсків Корбікула, починаючи з 1980-х років у європейських та американських річкових мережах, також може бути важливим рушієм фітопланктону протягом міжрічного та десятилітнього періодів. Повідомлялося, що азійські молюски мають високу щільність, до декількох тисяч особин на м³. Отже, вони можуть здійснювати інтенсивний контроль біомаси фітопланктону зверху вниз у великих річках і ставати основним екологічним рушієм. Крім того, вибірковість годівлі може змінити склад фітопланктону шляхом переважного годування діатомовими водоростями та уникнення ціанобактерій. Відповідно, зменшення надходження поживних речовин, зміна клімату та вторгнення фільтрів-живильників є трьома потенційними рушіями довготривалої біомаси та складу фітопланктону в більших європейських річках.

В даний час існує ряд заходів по поліпшенню екологічного стану водойм, у тому числі при боротьби з біологічним забрудненням синьо-зеленими водоростями, серед них - механічні, хімічні та біологічні. Вибір таких методів і заходів визначається індивідуально для кожного водного об'єкта, так як будь-яка водна екосистема має свої специфічні особливості.

В результаті відсутності єдиної науково-технічної політики в сфері охорони водойм як єдиної цілісної екологічної системи, представляється вкрай недостатньої науково-практичне опрацювання питань, пов'язаних з ефективними методами моніторингу біологічного стану водних об'єктів, ліквідації біологічного забруднення, підвищення якості вод [36].

Однією з головних проблем водойм Донецької області є антропогенне евтрофування – прискорення підвищення біологічної продуктивності водних об'єктів внаслідок господарської діяльності, що призводить до серйозних структурних перетворень водних угруповань, посилення розвитку фотосинтезуючих організмів, що може часто викликати «цвітіння» води та погіршення її якості.

Синьо-зелені водорості влітку, частіше в липні, поширюються вздовж берегів. Вони покривають близько 20-30% водойм і є справжньою загрозою, оскільки вони виділяють приблизно 300 видів органічних речовин, більшість яких є отруйними [37].

Зростання попиту на воду у світі збільшує потребу в енергоємних рішеннях таких як перекачування, транспортування та очищення, сприяючи деградації вкрай залежних від води поглиначів вуглецю, таких як торфовища.

Політика та планування в галузі клімату на національному та регіональному рівнях повинні спиратися на комплексний підхід до його зміни та управління водними ресурсами. Через посилення нестачі води та необхідність задоволення майбутнього попиту на неї доведеться приймати все більш жорсткі рішення щодо розподілу водних ресурсів між альтернативними видами водокористування, у тому числі для проведення заходів щодо пом'якшення наслідків зміни клімату та адаптації до них.

Необхідно направити додаткові інвестиції на підвищення якості гідрологічних даних, поліпшення роботи установ та системи управління, освіта та розвиток потенціалу, а також на оцінку ризиків та обмін знаннями. Заходи політики мають забезпечувати представленість, участь та підзвітність усіх зацікавлених сторін, включаючи приватний сектор та громадянське суспільство, а також змінювати їхню поведінку. Плани адаптації повинні включати цільові стратегії, покликані допомогти малозабезпеченим верствам населення — тим, кого незрівнянно більшою мірою зачіпають наслідки зміни клімату — орієнтуватися в нових умовах [38].

Узгоджена країнами у 2015 році Паризька угода Рамкової конвенції Організації Об'єднаних Націй про зміні клімату (РКІКООН) набуло чинності у 2016 році. В ній розглядається необхідність обмежити до кінця нинішнього століття зростання середньої глобальної температури значно нижче 2 °С понад доіндустріальні рівні і адаптуватися до наслідків зміни клімату. Етап здійснення Паризької угоди орієнтовано на Сторони, які працюють над визначенням та виконанням своїх національних зобов'язань [39].

Цілі сталого розвитку Організація Об'єднаних Націй закликають зменшити вплив населення на екстремальні події (ціль 1), забезпечити доступність якісних послуг з постачання безпечної питної води, будівництво та реконструкцію систем централізованого питного водопостачання із застосуванням новітніх технологій та обладнання (ціль 6), збереження та раціональне використання океанів, морів і морських ресурсів в інтересах сталого розвитку (ціль 14) [40].

Подібні випадки є нагадуванням про те, що екосистеми на Землі пов'язані між собою, і дії в одній частині планети мають наслідки для інших екосистем і людей.

Висновки до розділу 1

Огляд літературних джерел показує, що зміна клімату впливає на водний цикл, що викликає екстремальні погодні явища, знижує запаси води, погіршує її якість та погрожує сталому розвитку та зменшенню біорізноманіття водних екосистем.

Біомоніторинг та біооцінка допомагають з'ясувати можливі причини деградації, не виявлені хімічною оцінкою якості води. Біооцінка дійсно демонструє широкий спектр стресових явищ та безліч просторових шкал протягом більш тривалого періоду часу.

Як біоіндикатори якості водного середовища та їх антропогенних змін можуть використовуватися практично будь-які тварини, що живуть у воді, їх

популяції та співтовариства. Однак загально визнано, що найбільш зручним, інформативним та надійним біоіндикатором стану водного середовища та його антропогенних змін є фітопланктон.

Під фітопланктоном розуміють фотосинтезуючі мікроскопічні одноклітинні і колоніальні водорості, що вільно плавають у товщі води і здійснюють фотосинтез у поверхневих горизонтах завдяки використанню сонячного випромінювання, що проникає у воду. Фітопланктону належить основна роль в утворенні органічної речовини у водоймі та підтримці кисневого режиму

РОЗДІЛ 2

МЕТОДИ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

2.1. Загальна характеристика регіону дослідження

Водні ресурси України складаються з поверхневих та підземних вод. Поверхневі води вкривають 24,1 тис. км³, покриваючи цим 4 % території України. До водних об'єктів належать річки, озера, водосховища, ставки, канали. Найважливішими з них є річки, тому що вони є основним джерелом прісної води для господарської діяльності.

Донецька область розташована на південному сході України в межах Донецького кряжа, Приазовської височини та Придніпровської низовини. На південному заході межує із Запорізькою та Дніпропетровською, на північному заході – з Харківською, на північному сході та сході – з Луганською областями України. На півдні омивається Азовським морем.

По території регіону протікає 246 річок (таблиця 2.1) довжиною більше за 10 км. Це 1% від загальної кількості річок України. Сіверський Донець відноситься до великих річок області. Вісім середніх річок, до них відносять Казенний Торець, Лугань, Кальміус, Міус, Кринка, Самара, Вовча та Мокрі Яли. Решта річок відноситься до категорії малих.

Критерії вибору точок відбору проб ґрунтувалися на щільності населення, районах промислової або антропогенної діяльності, а також водозбірних площах річок.

В основу роботи покладені матеріали, отримані впродовж 2020-2021 рр. на різнотипних водних об'єктах басейна річки Сіверський Донець, басейну річок Приазов'я на території міста Маріуполь та Азовського моря.

Кальміус – річка, що протікає на території Донецької області. Розташована недалеко від річки Берда. Кальміус є другою за значенням річкою Донбасу. Донецький регіон є великим індустріальним центром з

високорозвиненою гірничодобувної, металургійної та хімічної промисловістю. Інтенсивне споживання і подальше скидання промислових і шахтних вод істотно погіршили стан місцевих стоків і басейну р. Кальміус.

Таблиця 2.1

Характеристика річок Донецької області [41]

Назва річки	Протяжність по території регіону, км	Річковий басейн, до якого відноситься річка
Великі річки		
Сіверський Донець	96	р. Дон
Усього	96	
Середні річки		
Казенний Торець	134	р.Сіверський Донець
Лугань	44	р.Сіверський Донець
Кальміус	209	р.Приазов'я
Міус	65	р.Приазов'я
Кринка	170	р.Приазов'я
Самара	51	р. Дніпро
Вовча	147	р. Дніпро
Мокрі Яли	147	р. Дніпро
Усього	967	
Малі річки		
узагальнення	4535	р.Сіверський Донець
узагальнення	7688	р.Приазов'я
узагальнення	3767	р.Дніпро
Усього	15990	
РАЗОМ	17053	

Кальміус – річка, що протікає на території Донецької області. Розташована недалеко від річки Берда. За значенням є 2 річкою Донецької області. Донецький регіон є великим індустріальним центром з високорозвиненою гірничодобувної, металургійної та хімічної

промисловістю. Річка бере свій початок на південному схилі Донецького кряжу, несе свої води по декількох районах Донецької області, протікаючи через такі великі міста, як Донецьк і Маріуполь, і впадає в Азовське море. Витоки Кальміусу знаходиться біля села Яковлівка між станцією Ясинувата і містом Донецьком. Згідно з літературними даними, довжина річки становить 209 км, а загальна площа її басейну-5070 км² [42].

По протяжності Кальміус відноситься до категорії малих річок. Ширина річки в середній частині становить 15-25 м. В середній течії в Кальміус впадають два великих припливу: лівобережний – річка Грузька, довжина якої 47 км; правобережний- річка Мокра Волноваха, довжина 63 км.

У нижній течії в Кальміус впадає річка Кальчик, довжина 88 км – права притока. Решта притоки Кальміусу: Бахмутка (лівий берег), річка Широка (правий берег), Богодухова (лівий берег), Берестова (правий берег), Осикова (лівий берег), Їдальня (правий берег). Річка Кальміус має 4 водосховища: Верхньокальміуське, Нижньокальміуське, Старобешивське, Павлопільське. Глибина річки становить від 2,5 до 10 м.

Кальчик – річка, що протікає по території Донецької області. Є правою притокою річки Кальміус. Довжина річки 88 км. Кальчик впадає в Кальміус в 6 км від його гирла, також має приплив Малий Кальчик. На річці знаходиться Старокримське водосховище. Водозбірна площа р. Кальчик становить 1263 км². На вододілі між річками Берда і Кальчик розташований заповідник «Кам'яні Могили», філія Українського степового заповідника [43].

Річка Сіверський Донець бере початок на Білгородщині і, пройшовши в своїй середній течії три регіону України, знову повертається в Росію, де на території Ростовської області впадає в річку Дон. Це найбільша річка Східної України, яка живить прісною водою три області - Харківську, Донецьку та Луганську. Загальна довжина Сіверського Дінця 1053 км, в межах України - 723 км. На нашій території в її басейні налічується 158 водосховищ. Всього в басейні Сіверського Дінця понад 3000 річок.

Річка Сіверський Донець забезпечує водою 94 % населення Сходу України. Аби дослідити її якість та отримати дані для розробки стратегічного плану покращення стану вод у басейні Сіверського Дінця у 2018 році проведено скринінг забруднюючих речовин. Дослідження виконано у рамках проєкту ОБСЄ в Україні [44].

Аналіз результатів хімічних показників р. Сіверський Донець, показав перевищення пестицидів, фармпрепаратів та важких металів. Усього виявлено 60 забруднювачів. У 2020 році лабораторія моніторингу вод Східного регіону, що у Слов'янську, досліджувала вміст 10 специфічних забруднювачів у басейні р. Сіверський Донець. Це важкі метали, пестициди та показник сольового складу [45].

Азовське море (рисунок 2.1.) – внутрішній напівзамкнутий мелководний водоем, який на юзі з'єднується Керченською затокою Чорним морем та відноситься до системи Середиземного моря Атлантичного океану. Площа водойми складає 39000 км², середня глибина 5–6 м. Найбільша довжина моря від Арабатської стрілки до дельт Дона становить 360 км [46].

Загальна площа водозбірного басейну становить приблизно 570 000 км². Середній природний потік прісної води в Азовське море становить 43 км³ в рік, з великими річними коливаннями в межах 30-50 км³.

Для Азовського моря найбільш характерні течії зі швидкістю 2–10 см/с та 10–20 см/с. Максимальна швидкість течії в Азовському морі – 65 см/с. Течії Азовського моря переважно залежать від напрямку вітру, який викликає дрейфові і компенсаційні потоки [47].

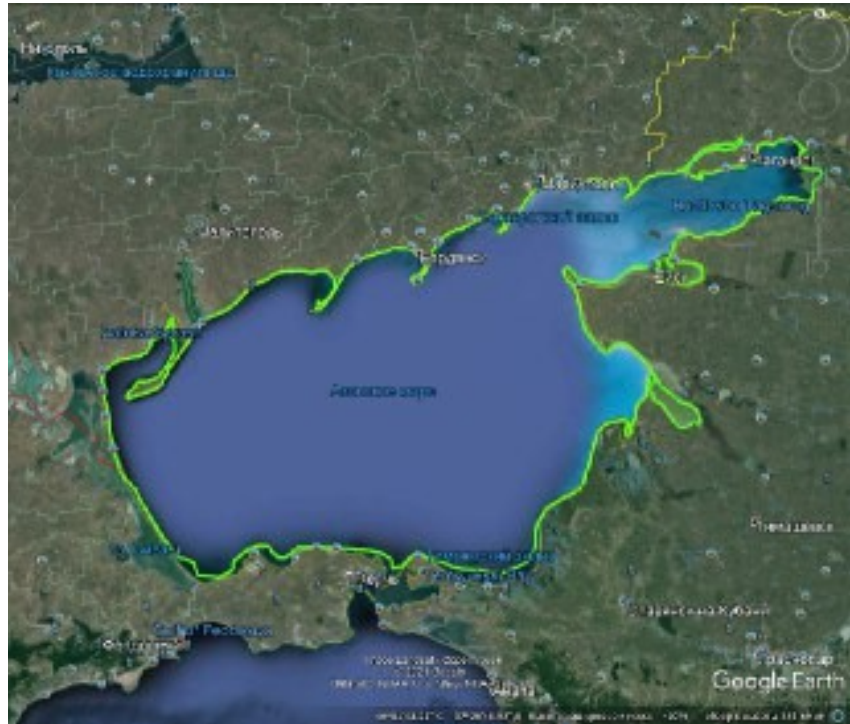


Рис. 2.1. Супутниковий знімок Азовського моря з Google Планета Земля

Море стикається з посиленням антропогенного впливу. Сільське господарство, видобуток вугілля, металургія та інженерна промисловість добре розвинені на водоймах. Якість води в Азовському морі дуже висока багато в чому залежить від кількості та якості прісної води стік з її водозбірного басейну.

Основна річка, що впливає на море Дон (Сіверський Донець, притока Дону) є найбільш забрудненою річкою в Європі) із середнім природним потоком 28 км^3 (65% від загальної кількості потоку) на рік. У минулому Азовське море характеризувалося високою біологічною продуктивністю та було важливим з точки зору промислового рибальства. Зміни гідрологічного режиму, забруднення, неконтрольована експлуатація природних ресурсів та масовий розвиток хижого *Mnemiopsis leidyi* (A. Agacic) [48] – все це призвело до зниження важливості риболовлі Азовського моря як одного з найпродуктивніших водойм світу, а також глибокі зміни в його екосистемі [49].

Маріуполь — це торговельне, туристичне, промислове місто біля моря. Промисловість міста багатогалузева з переважанням важкої індустрії. Маріуполь є центром металургії України, найважливішим для економіки регіону, одним з основних донорів, джерелом валютних надходжень до бюджету країни, найбільшим морським торговельним портом [50].

Забруднення атмосферного повітря Маріуполя викидами від підприємств групи «Метінвест» – найбільша екологічна проблема міста. Забруднення атмосферного повітря призводить до нераціонального використання природних ресурсів, відсутність точних прогнозів та як наслідок зміни елементів екосистеми Азовського моря призвели до значних трансформацій у його природному балансі.

Важливою причиною скорочення біоресурсів та їхніх запасів у Азовському морі є зростаюче забруднення річок, що в нього впадають. Однією з основних причин забруднення поверхневих водних об'єктів Маріуполя є надходження промислових стічних вод, які чинять небезпеку для навколишнього середовища.

У таблиці 2.2 надані дані про дослідження ДУ «Донецький обласний центр контролю та профілактики МОЗ України» проб води Азовського моря у Донецькій області за санітарно-хімічними та бактеріологічними показниками у 2020 році.

За даними регіональної доповіді про стан навколишнього середовища у Донецькій області [51], аналіз скиду зворотних вод показує, що найбільший об'єм скиду зворотних вод здійснюється до Азовського моря – 69 % від загального скиду по басейну (490,6 млн м³) та водних об'єктів басейну р. Кальміус – 29 % (170,9 млн м³), з яких безпосередньо до р. Кальміус скидається 115,3 млн м³ (67 % від скиду до басейну р. Кальміус). 95 % скиду забруднених зворотних вод від загального скиду по басейну здійснюються комунальними підприємствами КП «Компанія «Вода Донбасу».

Таблиця 2.2

Дані про дослідження проб води Азовського моря у Донецькій області за санітарно-хімічними та бактеріологічними показниками у 2020 році [52]

Створи Азовського моря в яких відібрані проби	Якість води за мікробіологічними показниками			Якість води за фізико-хімічними показниками	
	Досліджено проб	З них нестандартні показники	У т.ч. виявлені збудники інфекційних захворювань	Досліджено проб	З них нестандартні показники
Морських досліджень - 35	270	69	0	112	26
У т.ч. досліджень на пляжі - 34	260	66	0	25	25

Баготорічна динаміка скидання зворотних вод у поверхневі водні об'єкти Донецької області представлено на рисунку 2.2. Стічні води містять важкі метали, нафтопродукти, органічні сполуки, які мають властивості токсикантів кумулятивного та адитивного характеру, можуть мати мутагенну та канцерогенну дію на живі організми [53].

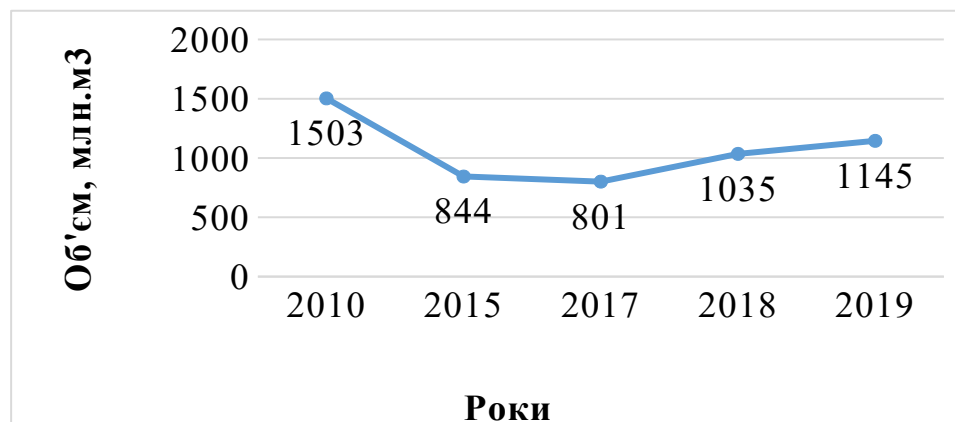


Рис.2.2. Динаміка скидання зворотних вод у поверхневі води Донецької області

Таким чином, спостерігається тенденція до збільшення обсягів скидів зворотніх вод у період з 2015 по 2019 рік. Екологічний стан можна оцінити як незадовільний, в наслідок чого порушується цілісність водних екосистем, погіршення санітарно-гігієнічних показників, розвиток евтрофікації водою.

Основні забруднюючі речовини води – нафтопродукти, феноли, СПАР, азот амонійний, азот нітритний, сульфати, хлориди та хром(VI). На рисунку 2.3 наведено динаміку концентрацій забруднюючих речовин у річковій воді по станціях контролю, критерії оцінки забруднення вод наводяться в таблиці 2.3.

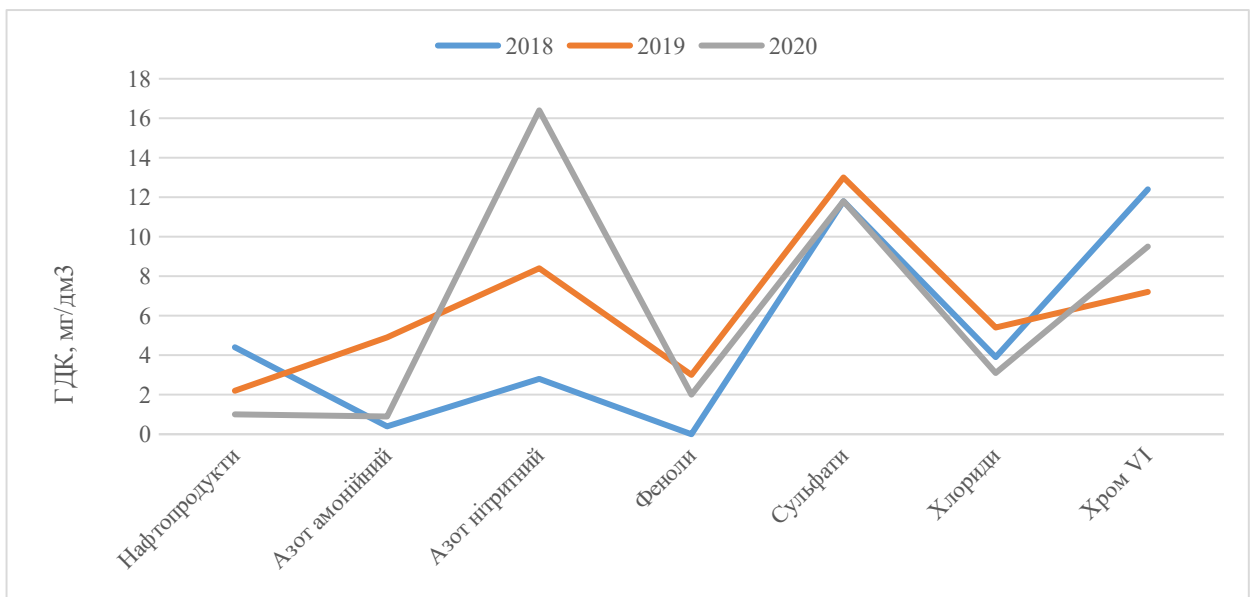


Рис.2.3. Динаміка концентрацій забруднюючих речовин у воді на території Донецької області

Значним джерелом забруднення є полігон твердих побутових відходів на березі річки Кальміус. Його стоки містять органічні та неорганічні речовини у високій концентрації, найбільшим є перевищення ГДК за залізом, фтором, і роданідом та ароматичними вуглеводнями.

Таблиця 2.3

Критерії оцінки забруднення морських та поверхневих вод з гранично-допустимими концентраціями (ГДК) [54]

Інгредієнт	ГДК, мг/дм ³		Високе забруднення (ВЗ) *, ГДК	Екстремальне високе забруднення (ЕВЗ) **, ГДК
	морськ і води	поверхневі води		
Амоній сольовий (NH ⁺ по 4 азоту)	0,390 при S<13 ‰	0,390	>10	>100
Нафтопродукти	0,050	0,050	≥30	>100
СПАР	0,100	0,200	>10	>100
Феноли	0,001	0,001	≥30	>100
Розчинений кисень (окисен)	4,0 – зимою 6,0 – літом		нижче 3 мг/л	нижче 2 мг/л
Нітритний азот (нітроген)	0,02		>10	>100
Нітратний азот (нітроген)	9,1		>10	>100
Кальцій-катіон (Ca ²⁺)	610 при >13‰	180	>10	>100
Магній-катіон (Mg ²⁺)	940 при >13‰	40	>10	>100
2-Сульфат-іон (SO ₄)		100	>10	>100
Хлорид-іон (Cl)		300	>10	>100
pH	6,5-8,5	-	-	-
БСК5	3 мг O ₂ /л	<3		
Хром (Cr ⁶⁺)	0,001	0,001	>10	>100

У Донецькій області функціонує Автоматизована система моніторингу довкілля у Донецькій області. Опорні пости спостереження за станом поверхневих вод (глибинні виміри) знаходяться за адресами:

- АПС 9701 – Гідропост 1. м. Святогірськ, вул. Набережна, будинок рятувальної станції, вище питного водозабору.
- АПС 9702 – Гідропост 2. смт Райгородок, вул. Східна, 1-а.

(плотина), в місці центрального водозабору.

- АПС 9703 – Гідропост 3. р. Бахмутка у м. Бахмут.
- АПС 9704 – Гідропост 4. р. Казенний Торець у м. Слов'янськ.
- АПС 9705 – Гідропост 5. р. Кривий Торець у м. Дружківка.
- АПС 9706 – Гідропост 6. р. Солона у м. Селідове.
- АПС 9707 – Гідропост 7. р. Кальчик, м. Маріуполь

(Старокримське водосховище).

- АПС 9708 – Гідропост 8. р. Кальміус, Волноваський район (Павлопільське водосховище) [55].

Проблема забезпечення належного екологічного стану водного ресурсного потенціалу залишається актуальною для Донецького регіону. Практично всі поверхневі, значна частина підземних водних ресурсів, особливо в промислових районах і сільськогосподарських комплексів, відчувають антропогенний вплив, що проявляється у забрудненні, виснаженні та деградації цих об'єктів. Незадовільне становище систем водовідведення та відсутність у багатьох населених централізованого водовідведення є однією з причин забруднення водних ресурсів в Україні, що вимагає їх ремонту, реконструкції та модернізації.

2.2. Інтегральні показники оцінки екологічного стану водойм

Інтегральна оцінка якості поверхневих вод базуються на використанні класифікацій якості води за певними критеріями, а також на основі комплексного показника. Екологічна оцінка є умовою екологічного нормування якості поверхневих вод, його попереднім етапом. Тому при виконанні екологічної оцінки треба передбачати зіставлення одержаних результатів із значеннями екологічних нормативів, встановленими для даного водного об'єкта. Це необхідно для аналізу відповідності (чи невідповідності) якості вод значенням усіх тих показників, які встановлені у результаті екологічного нормування якості вод для конкретного водного об'єкту [56].

Програма Глобальна система моніторингу навколишнього середовища (ГСМНС) водних об'єктів включає пункти дослідження: створення всесвітньої мережі станцій моніторингу; розробка єдиної методики відбору і аналізу проб води; здійснення контролю точності даних; використання сучасних систем зберігання і поширення інформації; організація підвищення кваліфікації для фахівців; підготовка методичних довідників; забезпечення необхідним обладнанням.

За допомогою Державної мережі моніторингу поверхневих вод проводяться такі основні види спостережень: за станом забруднення поверхневих вод суші і морів; за хімічним складом і кислотністю атмосферних опадів і снігового покриву; за дослідницьким забрудненням водних об'єктів; за радіоактивним забрудненням водних об'єктів.

Індекси якості поверхневих вод були розроблені і впроваджені у всьому світі дослідниками з різними додатками Індексу якості води Національного фонду санітарії (NSFWQI), індексу якості води (WQI), індекс Органічного забруднення (ОПІ), Індекс евтрофікації (ЕІ) на основі бази даних параметрів моніторингу води [57].

Для розрахунку Індекса забруднення води (ІЗВ) використовують шість показників (NH_4^+ , NO_2^- , нафтопродукти, $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$, O_2 , БСК₅) згідно з формулою [58]:

$$ІЗВ = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i} \quad (2.1);$$

де C_i – середнє арифметичне значення показника якості води;

ГДК_i – гранично допустима концентрація.

Критерії оцінки якості вод за ІЗВ наведені в табл. 2.4.

Таблиця 2.4

Критерії оцінки якості води за ІЗВ

Клас якості	Характеристика	ІЗВ	
		Для поверхневих вод суші	Для морських вод
I	Дуже чиста	$\leq 0,30$	$\leq 0,25$
II	Чиста	0,31-1,00	0,26-0,75
III	Помірно забруднена	1,01-2,50	0,76-1,25
IV	Забруднена	2,51-4,00	1,26-1,75
V	Брудна	4,01-6,00	1,76-3,00
VI	Дуже брудна	6,01-10,0	3,01-5,00
VII	Надзвичайно брудна	$> 10,0$	$> 5,00$

WQI (Water Quality Index) використовувався протягом 10 років, проте комбінація WQI з іншими індексами забруднення води не застосовувалася широко для досліджень з оцінки якості води [59].

Для обчислення WQI, потрібні дев'ять параметрів: рН, розчинений кисень, біологічне споживання кисню, хімічне споживання кисню, амоній, фосфат, загальна кількість зважених твердих частинок, каламутність і коліформи (VEA, 2011). Індекс якості води представлений таким чином:

$$WQI = \frac{WQI_{pH}}{100} \left[WQI_a \times \frac{1}{2} \sum_{b=1}^2 WQI_b \times WQI_c \right]^{1/3} \quad (2.2);$$

де WQI_a – хімічні параметри (розчинений кисень, біологічне споживання кисню, хімічне споживання кисню, амоній і фосфати);

WQI_b представляє фізичні параметри (зважені частки та каламутність);

WQI_c – біологічні параметри (колі форми);

WQI_{pH} – водневий показник.

На підставі розрахованої оцінки WQI якість води поділяється на п'ять категорій:

Рівень 1: WQI від 0 до 25: вода дуже забруднена, перед повторним використанням потрібна екстрена обробка.

Рівень 2: WQI від 26 до 50: вода придатна для транспортування.

Рівень 3: WQI від 51 до 75: вода придатна для зрошення.

Рівень 4: WQI від 76 до 90: вода придатне для домашнього використання.

Рівень 5: WQI від 91 до 100: вода придатна для побутового водопостачання.

EI – індекс, який показує стан евтрофікації водозбору на основі трьох показників: хімічного споживання кисню, концентрації розчиненого азоту та концентрації розчиненого фосфору (Liu et al. 2011) [60]. Рівняння для розрахунку EI має наступний вигляд:

$$EI = \frac{COD \times DIP \times DIN}{4500} \times 10^6 \quad (2.3);$$

де COD – концентрація хімічного споживання кисню;

DIN – концентрація розчиненого азоту;

DIP – концентрація розчиненого фосфору.

Концентрація DIN розраховується за загальним обсягом концентрації нітратів, нітритів та амонію, тоді як DIP розраховується за концентрацією фосфору в воді.

EI підрозділяється на дві категорії:

1. EI < 0: евтрофікація відсутня
2. EI > 0: Евтрофікація

Індекс забруднення навколишнього середовища (EPI) розраховується наступним чином [61]:

$$EPI = \frac{\sum a_j r_j i_j}{\sum a_j r_j} \quad (2.4.);$$

Де a_j - це чисельність кожного виду,

i_j - індекс EPI кожного виду,

r_j - показує достовірність

Співвідношення між індексом спільноти діатомових водоростей EPI і різними оцінками сапробності і трофності середовища досліджуваного водного об'єкта наведені в таблиці 2.5.

Таблиця 2.5

Співвідношення між індексом EPI та різними оцінками середовища

Ступінь сапробності	Ступінь трофності	Якість води	EPI
Ксеносапробна	гіпотрофна	Рівень 0	0
Олігосапробна	оліготрофна	Рівень 1	1
В-мезосапробна	Мезотрофна	Рівень 2	2
А-мезосапробна	Ефтрофна	Рівень 3	3
полісапробна	гіпертрофна	Рівень 4	4

Сукупність усіх отриманих даних про кількісний стан розвитку фітопланктону, еколого-географічну характеристику спільноти, склад домінуючого комплексу, чітко визначає специфіку водойми, відображає його трофічний статус [62].

Комплексна екологічна класифікація якості вод включає в себе оцінку:

- 1 – за сольовим складом;
- 2 – за еколого-санітарним (трофо-сапробіологічними) показниками;
- 3 – за еколого-токсикологічним показниками (щодо вмісту радіонуклідів);
- 4 – за радіологічними показниками.

Крім цього, якість водних екосистем в цілому можна оцінювати через структуру спільноти, використовуючи індекси видового багатства.

Оскільки фітопланктон залежить від регіональних особливостей водойм, неможливо використовувати єдину шкалу для оцінки якості. Необхідно проводити нормування щодо природного фонового стану окремих озер. Даний підхід реалізований в Європейській водній рамковій директиві (ЕС 2000) [63].

Для порівняння оцінок якості середовища проживання за різними показниками введений індекс EQR (The Ecological Quality Ratio) показник якості - це кількісна оцінка відхилення контрольованої водної екосистеми від

її природного стану. Ранжування індексу екологічної якості зроблено по 5 класів (OSPAR, 2005, HELCOM, 2010), які для наочності позначені різними кольорами (табл. 2.6.). EQR - відношення спостережуваного значення біологічного параметра до фонових (референтним). Визначення меж класів якості дається за величиною відхилення від фонового (референтного) стану [64]. Індекс EQR дорівнює 1, якщо спостерігаються значення краще або рівні фоновим, і наближається до 0, коли відхилення від фонового стає великим.

Таблиця 2.6.

Ранжування індексу EQR за п'ятьма класами якості
поверхневих вод

Клас якості води	Характеристика	EQR
I	Дуже чиста	1-0.80
II	Чиста	0.80-0.63
III	Помірно чиста	0.63-0.43
IV	Забруднена	0.43-0.23
V	Брудна	0.23-0.0

Цим класам властиві певні характеристики і певні кольори на спеціальних картах якості води. Зазвичай після визначення класу якості води на спеціальних картах ділянку водойми що досліджували позначають відповідним кольором, що дозволяє наочно продемонструвати екологічний стан даної ділянки водного об'єкта [65].

У гідробіологічних дослідженнях використовується метод індикаторних організмів Пантле й Букка в модифікації Сладечека [66].

Метод уключає визначення відносної частоти трапляння гідробіонтів та їх індикаторної значимості. Визначення (h) проводять за оковимірювальною шкалою: 9,0 – у полі зору багато організмів; 7,0 – часто трапляються в кожному полі зору; 5,0 – нерідко, 3,0 – дуже рідко; 1,0 – поодинокі. Індикаторну значимість (S) і зону сапробності визначають за списками сапробних організмів.

Індекс сапробності за фітопланктоном у модифікації Пантле й Букка розраховують за формулою:

$$f = \frac{\sum (Sh)}{\sum h}, \quad (2.5.);$$

де, h – відносна кількість особин виду;

S – індикаторна значимість.

Для статичної достовірності потрібно, щоб у пробі було не менше 12 індикаторних видів із загальною сумою трапляння $h=30$. Ксеносапробна зона визначається індексом сапробності – I клас – 0–0,50; олігосапробна – II клас – 0,57–1,50; бета-мезосапробна – III клас – 1,51–2,50; альфа-мезосапробна – IV клас – 2,50–3,50; полісапробна – V клас – 3,51–4,00.

Аналіз літературних джерел вказує на необхідність використання комплексних інтегральних показників якості під час проведення досліджень стану водних екосистем. Біотестування як інтегральний метод оцінки токсичності водного середовища є засобом отримання принципово нової інформації – за станом біоти, її кількісними та якісними перетвореннями передбачають трансформації, які очікують живі організми за даного рівня забруднення.

2.3. Дистанційні показники оцінки стану евтрофікації водних об'єктів

Дослідження водних ресурсів Землі на сьогодні важко уявити без використання супутникових методів та геоінформаційних систем (ГІС). Використовуючи космічні знімки можна визначити стан поверхневих вод та оцінити екологічний стан води. Основними перевагами космічних знімків є: одночасність охоплення значної площі акваторії, безперервність інформаційного змісту знімка для кожної точки зображення, висока періодичність реєстрації стану водних мас та прибережних територій [67].

Методи дистанційного зондування Землі ґрунтуються на результатах вимірювань електромагнітного випромінювання земною поверхнею, включаючи всі розташовані на ній природні, природно-техногенні та інші об'єкти. Дослідження включають виділення однорідних за спектральними характеристиками ділянок місцевості, виявлення розташованих на земній поверхні об'єктів, встановлення стану об'єктів за низкою параметрів, зміни яких проявляються у змінах їх емісійної здібності [68].

Методика детектування областей інтенсивного цвітіння фітопланктону заснована на використанні різних комбінацій спектральних каналів видимого діапазон спектру. Зокрема, детектування цвітіння (частково токсичних) синьо-зелених водоростей за допомогою даних спектрорадіометрів MODIS та MERIS ґрунтується на застосуванні даних зеленого та червоного каналів. Сигнал першого з них формується внаслідок відбиття зваженими у воді частинками, у тому числі підповерхневими скупченнями ціанобактерій. Сигнал червоної ділянки спектра більшою мірою поглинається водою, тому його інтенсивність визначається відбивачами, розташованими у безпосередній близькості від поверхні. Таким чином, комбінування цих каналів уможлиблює розрізнення між поверхневими та підповерхневими скупченнями ціанобактерій

Індекси широко застосовують для картографування рослинності, оцінювання показників біопродуктивності сільськогосподарських культур, вмісту хлорофілу в морській воді. Вегетаційні індекси дозволяють виявити ті особливості зображень, які не вдається інтерпретувати навіть на спектрально зональних знімках [69].

В роботі [70] для дослідження вмісту хлорофілу у воді використовують NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) – нормалізований відносний індекс рослинності – простий кількісний показник кількості фотосинтетично активної біомаси (зазвичай званий вегетаційним індексом). Обчислюється за такою формулою:

$$NDVI = \frac{NIR - \zeta}{NIR + \zeta} \quad (2.6.);$$

де NIR - відображення у ближній інфрачервоній області спектру;

RED - відображення у червоній області спектру

Відповідно до формули, щільність рослинності (NDVI) у певній точці зображення дорівнює різниці інтенсивності відбитого світла в червоному та інфрачервоному діапазоні, поділений на суму їх інтенсивностей.

Значення індексу змінюється в межах від -1 до $+1$, для водних об'єктів значення NDVI становить $-0,25$. Розрахунок NDVI базується на двох найбільш стабільних (незалежних від інших чинників) ділянках спектральної кривої відбиття рослин. У червоній зоні спектра ($0,6-0,7$ мкм), лежить максимум поглинання сонячної радіації хлорофілом рослин, а в інфрачервоній зоні ($0,7-1,0$ мкм) перебуває зона максимального відбиття клітинних структур. Тобто висока фотосинтетична активність веде до меншого відбиття в червоній області спектра і більшого – в інфрачервоній і кількість хлорофілу з цієї причини впливає на значення NDVI [71].

Результат визначення вегетаційного індексу NDVI представлений на рис. 2.4. Індексні зображення створюють і на основі інших зональних співвідношень. Наприклад, концентрацію мінеральних частинок визначають за відмінностями в червоних та синіх кольорах. Важливим питанням моніторингу є цвітіння води. Як відомо на цвітіння впливає скид біогенних речовин та забрудненої води з підприємств. Провівши розрахунок нормалізованого вегетаційного індексу, який є індикатором вмісту хлорофілу в рослинах і кількості зеленої біомаси було виявлено, що синьо-зелені водорості досягли значного розвитку.

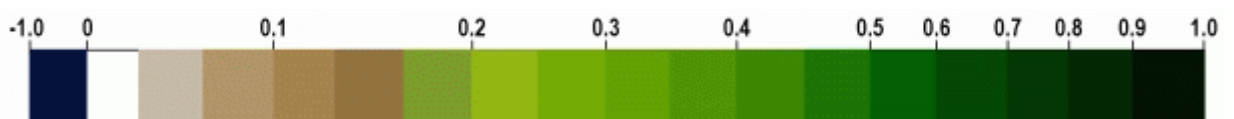


Рис. 2.4. Дискретна шкала NDVI

Порівняно з широкою доступністю даних дистанційного зондування для наземних та океанічних зон, продукти глобальних даних про якість внутрішніх та прибережних вод навряд чи доступні [71].

Ulyssys Water Quality Viewer (UWQV) — це спеціальний сценарій для браузера Sentinel-hub EO-Browser або Sentinel-hub Playground для динамічної візуалізації стану хлорофілу та осадів у водоймах на зображеннях Sentinel-2 і Sentinel-3.

Візуалізація є продуктом двох операцій маскування та двох візуалізацій параметрів якості води – хмарного маскування та водного маскування (рис.2.5.).

Змінюючи вхідні параметри скрипту, також можна:

- візуалізувати лише осад або лише концентрацію хлорофілу
- перемикатися між різними алгоритмами маскування хмар і води (навіть повністю вимкнути маскування)
- змінити числові пороги за замовчуванням (мінімальні/максимальні значення), щоб налаштувати візуалізацію відповідно до місцевих умов
- відобразити водні (передній план) та/або неводні (фонові) пікселі з зображенням істинного кольору або одним постійним кольором.

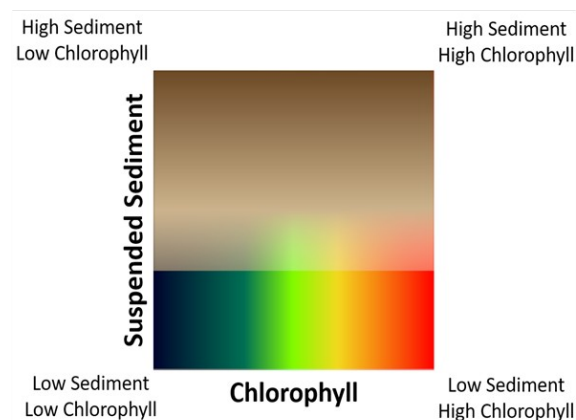


Рис. 2.5. Шкала ранжування Ulyssys Water Quality Viewer

В роботі [72] проведено візуалізацію різних концентрацій хлорофілу на прикладі цвітіння водоростей на озері Балатон, Угорщина. Озеро має чіткий градієнт із південного заходу (високий рівень хлорофілу –

до 400 мкг/л) на північний схід (нижчий хлорофіл – близько 20 мкг/л) (рис. 2.6.). Червона стрілка позначає місце, де концентрація хлорофілу була настільки високою, що маскуванню води NDWI помилково прийняло воду за землю. Біла стрілка показує місце, де концентрація хлорофілу висока, але також присутній зважений осад, тут прозорий сірий осад накладається на забарвлення хлорофілу. Помаранчева стрілка показує місце, де завислий осад локально є відносно високим, але хлорофілу низький, а синя стрілка вказує на місце, де як хлорофіл, так і зважений осад є відносно низькими.

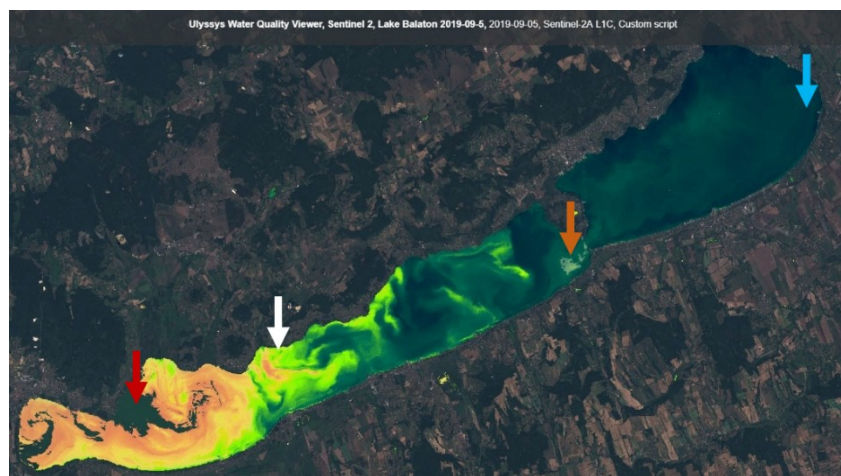


Рис. 2.6. Інтенсивність цвітіння водоростей у західній частині озера Балатон, Sentinel-2A, True Colour

Giovanni – це інструмент, який відображає дані науки про Землю із супутників NASA безпосередньо в Інтернеті, без труднощів традиційних методів збору та аналізу даних. Giovanni — це аббревіатура для Центру даних та інформаційних послуг Годдарда, або GES DISC, інтерактивної інфраструктури візуалізації та аналізу в Інтернеті [73].

MODIS (або спектро радіометр середньої роздільної здатності) є ключовим інструментом на борту супутників Terra (EOS AM) і Aqua (EOS PM). Орбіта Terra навколо Землі розрахована таким чином, що вранці вона проходить з півночі на південь через екватор, а Aqua проходить з півдня на північ над екватором у другій половині дня. Terra MODIS і Aqua MODIS

переглядають всю поверхню Землі кожні 2 дні, отримуючи дані в 36 спектральних діапазонах (див. Технічні характеристики MODIS). Ці дані покращують розуміння глобальної динаміки та процесів, що відбуваються на суші, в океанах та в нижніх шарах атмосфери. MODIS відіграє важливу роль у розробці перевірених, глобальних, інтерактивних моделей системи Землі, здатних достатньо точно передбачити глобальні зміни, щоб допомогти політикам приймати правильні рішення щодо захисту нашого навколишнього середовища [74].

Доступ до даних і їх відображення здійснюється через набір інтерфейсів, кожен з яких дозволяє наносити графіки параметрів з одного або кількох супутникових інструментів. Кількість опадів, температура, вологість, концентрація газу та концентрацію хлорофілу.

Висновки до розділу 2

Проведено опис об'єктів дослідження, охарактеризовано досліджувані території, проведено аналіз скиду зворотних вод. Визначено основні забруднюючі речовини води – нафтопродукти, феноли, СПАР, нітроген амонійний, нітроген нітритний, сульфати, хлориди та Хром(VI). Наведено динаміку концентрацій забруднюючих речовин у річковій воді по станціях контролю, також наводяться критерії оцінки забруднення вод.

Узагальнено основні інтегральні показники, які використовуються для проведення біомоніторингу водних об'єктів – наявність уніфікованої методології вимірювання забруднювальних речовин та наявність розгалуженої системи моніторингових станцій, системи збору, аналізу та передачі даних, концепції розвитку системи моніторингу, комунікаційних інструментів щодо стану якості водного середовища.

Для подальшого аналізу відібрано індекси для картографування стану водного середовища – NDVI та UWQV.

РОЗДІЛ 3

БІОІНДИКАЦІЙНИЙ АНАЛІЗ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ДОНЕЦЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА ФІТОПЛАНКТОНОМ

3.1. Моніторинг водних об'єктів Донецької області методами дистанційного зондування Землі

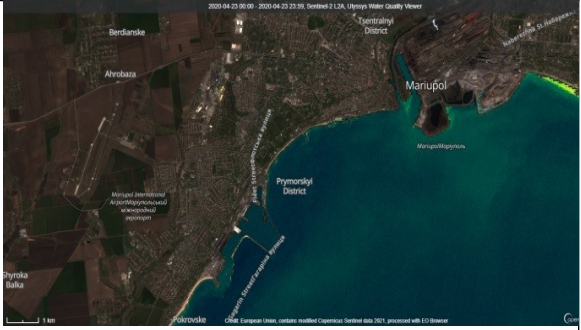
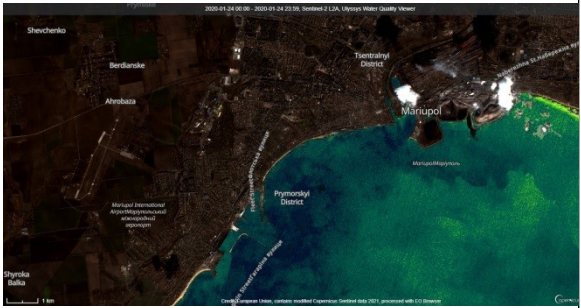
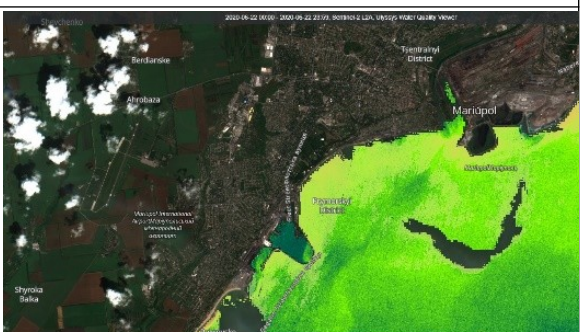
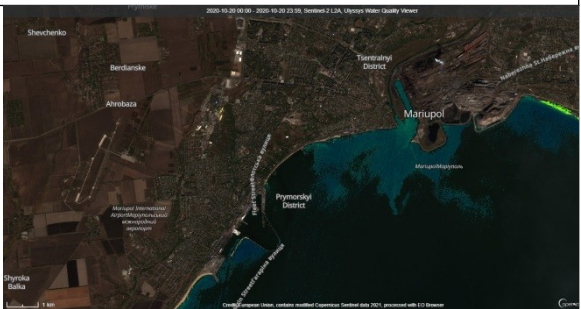
Проблема водних ресурсів вважається однією з найважливіших проблем охорони довкілля, так як вода – це не тільки здоров'я людини, а й життя тваринного і рослинного світу. Останнім часом увага науковців до екологічних показників джерел збільшується та закономірностей, з огляду на концепцію Цілі сталого розвитку [75].

Для оцінки і запобігання шкідливого антропогенного впливу на навколишнє природне середовище надзвичайно важливою є система екологічного моніторингу водних екосистем на основі поєднання даних наземних спостережень за станом якості води за матеріалами дистанційного зондування Землі та їх подальшого аналізу.

Для оцінки стану евтрофікації басейну Азовського моря використовувались дані супутникових спостережень Sentinel-2 L2A за UWQV якісним показником. При оцінці ступеню евтрофікації вод, згідно рамкової Директиви морської стратегії ЄС 2008/56/ЄС, концентрація хлорофілу-а є прямим показником ефекту збагачення вод біологічною речовиною, тобто показує ступінь евтрофованості вод.

Як приклад динаміки розвитку евтрофікації водойм у таблиці 3.1. представлені дані в просторово-часовій зміні вмісту хлорофілу-а в поверхневому шарі Азовського моря за сезонами у 2020 році.

Порівняльна характеристика евтрофікації Азовського моря за даними
спутникових знімків Sentinel-2 L2A

Період	Температура води	Дані супутникової зйомки
Січень 2020	+2°C	
Квітень 2020	+12°C	
Червень 2020	+24°C	
Жовтень 2020	+16°C	

В поверхневих водах акваторії Азовського моря максимальні концентрації спостерігалися у червні (зелений колір) на основній частині акваторії. Високі концентрації хлорофілу-а в Азовському морі постійно спостерігались через високу середню температуру води для данного періода

та під впливом стоку. За багаторічними даними у водах Азовського басейну не відмічена тенденція до зниження хлорофілу-а. Збільшення виробництва органічних речовин має негативні наслідки для більшої частини Азовського моря. Посилене осадження органічних речовин призвело до значного зниження концентрації кисню та стала великомасштабною проблемою. Згодом зниження концентрації кисню вплинуло не тільки на донних безхребетних, а й на показник успішності нересту риб та бактеріологічний показник води.

Температура води — це один із найголовніших показників, що має відношення до якості води і на неї істотно впливає. Сучасні методи ДЗЗ дозволяють встановлювати температуру земної та водної поверхонь великої території з точністю до 0,1 С. У свою чергу, це дозволяє з'ясувати не лише просторову картину температури, а й факторів, які на неї впливають [76].

З використанням супутникових знімків MODIS-Aqua створено карту концентрації хлорофілу-а в Азовському морі (рис.3.1.) та карту розподілу температури води Азовського моря (рис.3.2.).

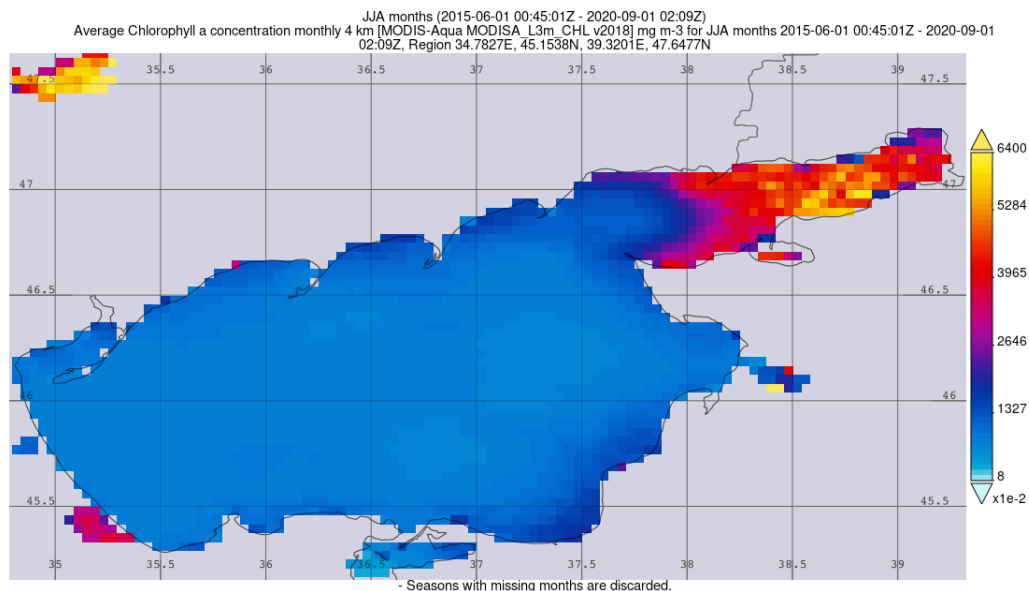


Рис 3.1. Вміст хлорофілу в Азовському морі за даними спектро радіометра MODIS-Aqua

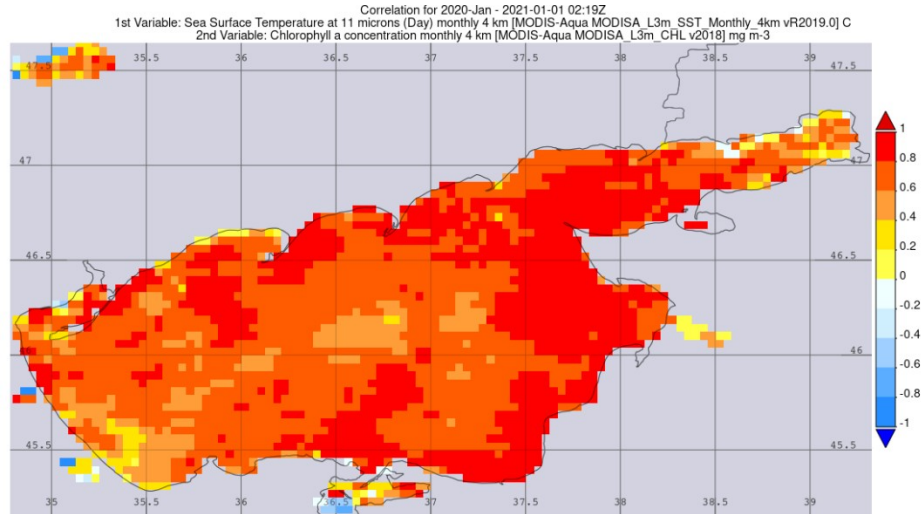


Рис 3.2. Вміст хлорофілу-а в Азовському морі за даними спектрорадіометра MODIS-Aqua

На основі отриманих даних з використанням Giovanni NASA, проведено кореляційну залежність між вмістом хлорофілу у воді та температурою (рис.3.3.).

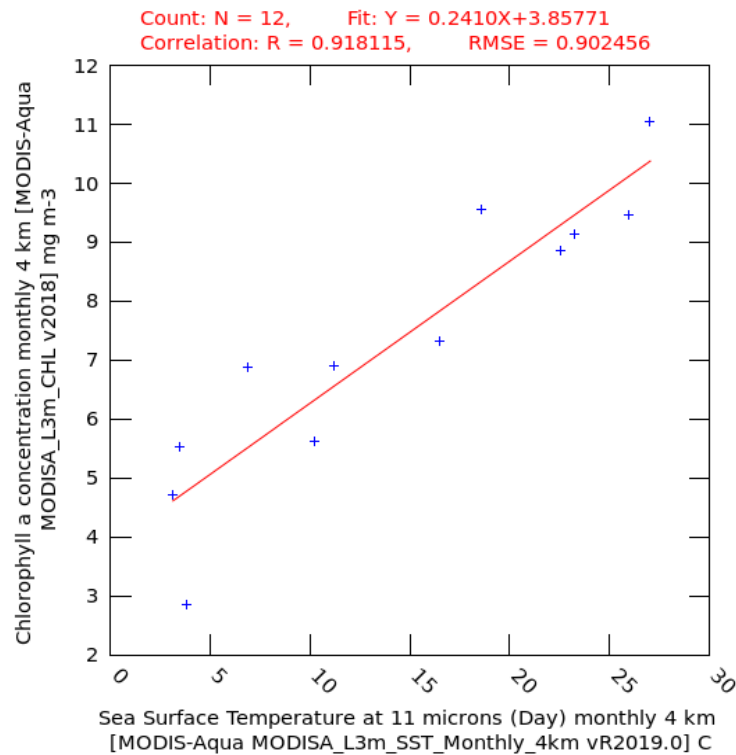
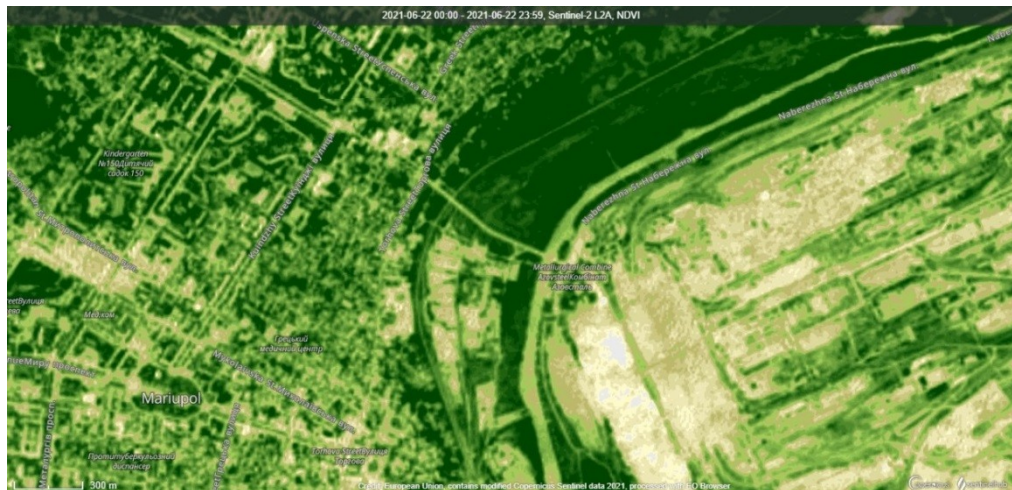


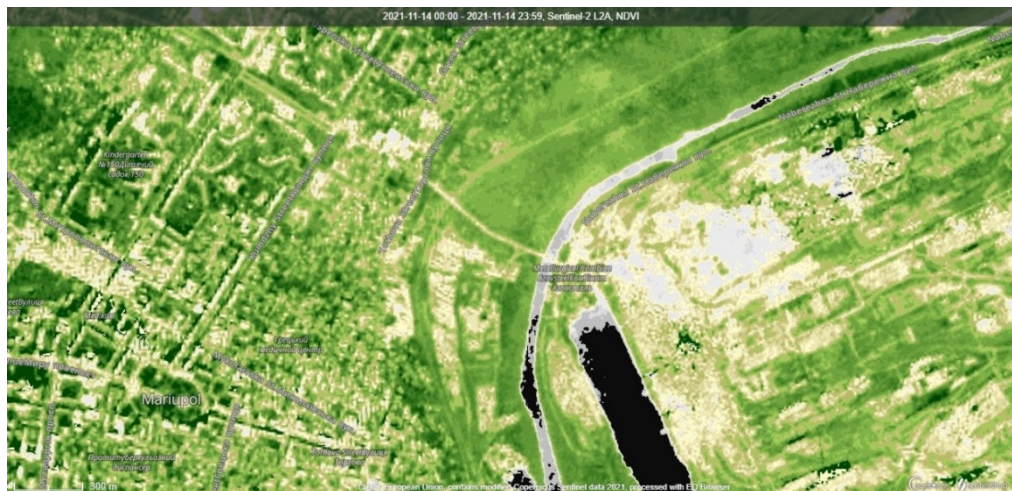
Рис. 3.3. Кореляційна залежність між вмістом хлорофілу та температурою Азовського моря

Тіснота зв'язку у кореляційному аналізі характеризується за допомогою спеціального відносного показника, який отримав назву коефіцієнта кореляції. За даними рис 3.3. коефіцієнт кореляції дорівнює 0,92, що відповідає щільності зв'язку. Можна казати про те, що кількість хлорофілу у водах Азовського моря залежить від температури води.

Для оцінки стану евтрофікації річки Кальміус та р. Сіверський Донець за 2020-2021 роки з використанням даних супутникових спостережень Landsat-8 L2 використовувався кількісний індекс NDVI (Нормований індекс різниці рослинності). Дані супутникових спостережень представлені на рисунку 3.4. та рисунку 3.5.

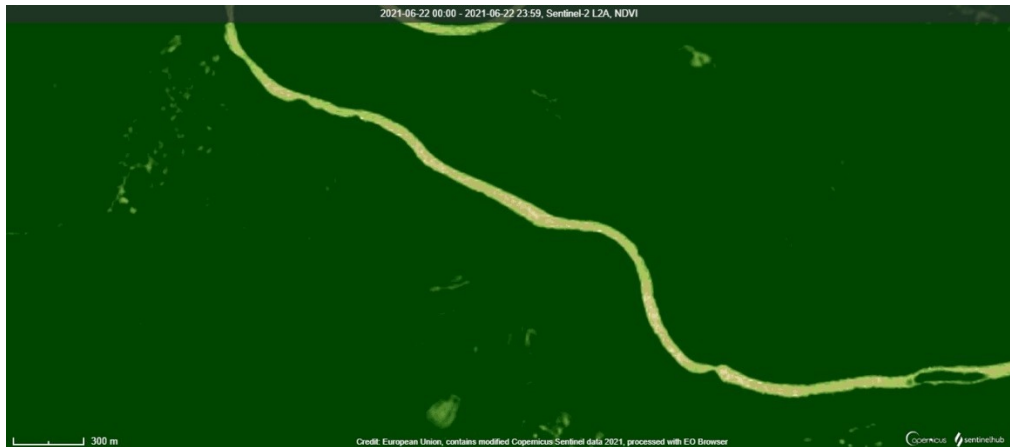


А) 22.06.2021

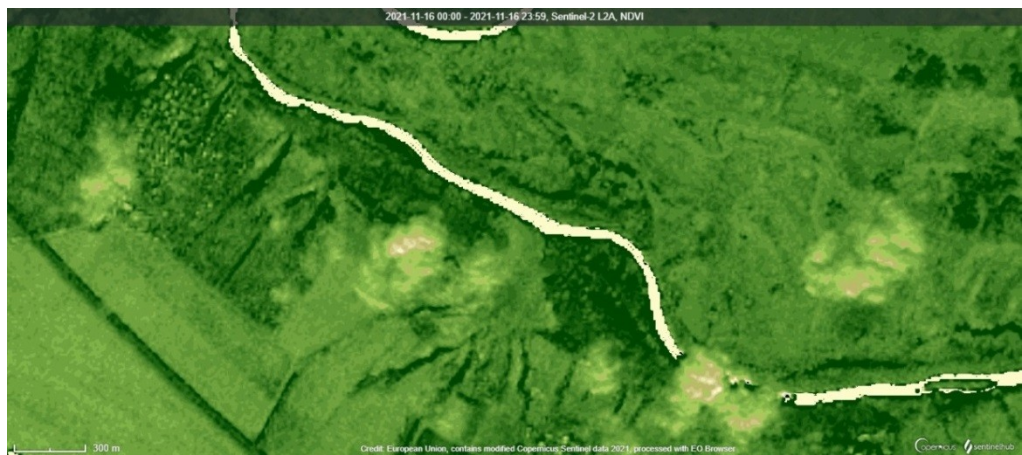


Б) 14.11.2021

Рис. 3.4. Космічний знімок р. Кальмус EO Browser скрипт NDVI



A) 22.11.2021



B) 16.11.2021

Рис. 3.5. Космічний знімок р. Сіверський Донець EO Browser скрипт NDVI

Аналізуючи рис.3.4 та рис. 3.5, які показують мінливість індексу з часом встановлено ряд залежностей. Однак, щоб повністю зрозуміти зміни що відбувається у водоймах, необхідно враховувати процеси циркуляції води.

Циркуляція води пов'язана з тепловою стратифікацією що виникає внаслідок перепадів температури [15]. Влітку верхні шари води інтенсивно нагріваються, тим самим їх щільність зменшується. Тому вода в верхніх і

нижніх шарах не змішуються і рівень кисню в нижніх шарах зменшуються. Взимку температура циркуляція припиняється і верхній шар вод замерзає. Температура води має високі показники у теплі періоди року, що зумовлює розвиток фітопланктону, та як наслідок призводить до збагачення річки біогенними елементами – нітрогеном та фосфором.

Індекс зростає у весняно-літній період (рис. 3.6 та рис.3.7.) та набуває від’ємних значень у зимовий період. Можна стверджувати, що якість води погіршується у теплі періоди року, через масовий розвиток фітопланктону.

Це говорить про те, що потрібно вживати заходів для захисту водних ресурсів, основною метою яких є обмеження кількості розчиненої речовини, що осідають у водних об’єктах. До них можна віднести очищення стічних вод, більш відповідальне сільське господарство, що скоротить використання пестицидів, що зменшить кількість мінералої та органічної речовини у воді.

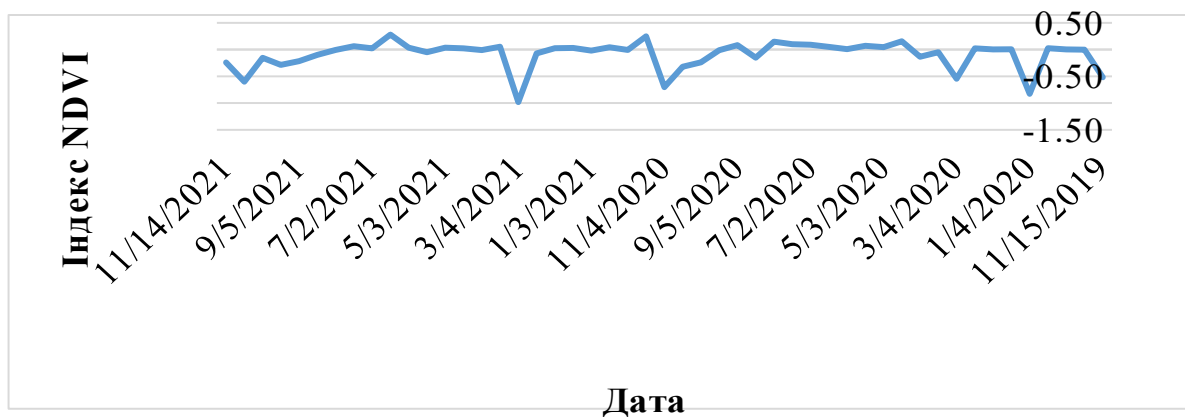


Рис. 3.6. Сезонна динаміка значень скрипту NDVI EO Browser
р. Кальміус

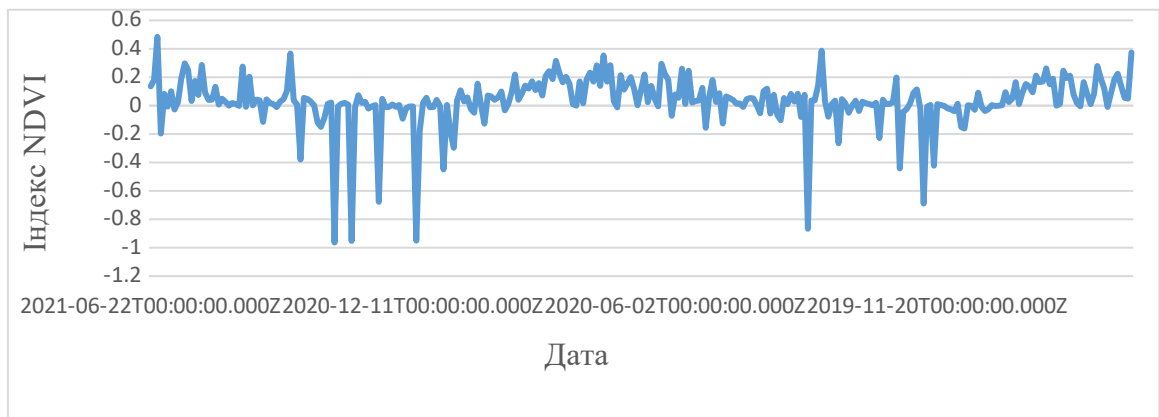


Рис. 3.7. Сезонна динаміка значень скрипту NDVI EO Browser
р. Сіверський Донець

За даними спостережень встановлено, що максимальні значення індексу NDVI р. Кальчик (рис. 3.6) зафіксовані у липні 2021 року та становлять 0,28, що відповідає вмісту хлорофілу у воді. Мінімальні значення індексу зафіксовані у березні 2021, що становить 0,98 та відповідає воді або піску, процеси евтрофікації відсутні.

Сучасні методи ДЗЗ дають змогу розв'язувати достатньо багато прикладних завдань, які стосуються розмірів водойм та процесів, що в них відбуваються.

Це дослідження доводить, що мультичасовий аналіз з використання методів дистанційного зондування дозволяє контролювати стан водних екосистем. Можлива кореляція отриманих результатів з дистанційного зондування з тестуванням на місці максимізуватиме ефективність майбутнього непрямого моніторингу. Дослідження показує, що дистанційне зондування є відповідним інструментом для моніторингу якості водойм Донецької області.

3.2. Біорізноманіття фітопланктону водних об'єктів Донецької області

Поняття «біорізноманіття» увійшло в науковий обіг на Стокгольмській конференції ООН з проблем навколишнього середовища в 1972 році. Велике

значення в становленні даного терміну зіграло прийняття Конвенції про біологічне різноманіття в 1992 році. В даний час розробка проблем біорізноманіття привертає посилену увагу при вирішенні різних фундаментальних проблем екології [77].

Основною рисою альгофлор є їх разновеликість, тому необхідно також застосовувати приватний принцип в аналізі флористичної системи, виявляючи основні групи видів і оцінюючи флору з позиції активності водоростей і ціанобактерій, найбільш пристосованих до умов середовища, властивим даній екосистемі.

На сезонну динаміку кількісного та видового складу фітопланктону впливають різні фактори, серед яких виділяють температуру повітря, температуру води, потік водних мас, прозорість, сонячна активність, а також концентрацію хімічних елементів таких, як азот, вуглець, фосфор та залізо [78].

Ідентифікацію видів проводили за допомогою вітчизняних та зарубіжних визначників, монографій, наукових статей і зведень систематичного характеру. Для уточнення сучасних уявлень про систематику видів і перевірки актуальності назв використовували бази даних інтернет-ресурсів Algaebase [79] та National Center for Biotechnology Information (NCBI) [80].

Дослідження були проведені для Азовського моря, в ході яких було складено систематичний список альгофлори. За даними проведених досліджень індикаторні таксони водоростей в альгофлорі Азовського моря були представлені 4 відділами: Cyanophyta, Bacillariophyta, Chlorophyta, Dinophyta. У таблиці 3.2. наведено узагальнену структуру фітопланктону Азовського моря за відділами.

Таблиця 3.2

Структура таксонів фітопланктону Азовського моря за відділами

Відділ	Загальна кількість таксонів					% від загальної кількості видів
	Класи	Порядки	Сімейства	Роди	Види	
Cyanophyta	2	2	4	7	10	25,6
Bacillariophyta	2	3	5	7	11	28,2
Chlorophyta	1	2	5	8	10	25,6
Dinophyta	1	1	7	6	8	20,5
Всього	6	8	21	28	39	100

У альгофлористичному біорізноманітті Азовського моря було виділено 6 класів, 8 порядків, 21 сімейство, 28 родів і 39 видів. З них максимальну кількість видів спостерігали у відділі Bacillariophyta – 11 видів.

В результаті досліджень встановлено, що найбільшу різноманітність видів водоростей відзначено в течії р. Сіверський Донець в межах Донецької області. Тут ідентифіковано 18 видів водоростей, які відносяться до 5 відділів (таблиця 3.3.): Cyanophyta, Euglenophyta, Bacillariophyta, Dinophyta, Chlorophyta.

Таблиця 3.3

Структура таксонів фітопланктону р. Сіверський Донець за відділами

Відділ	Ч И С Л О					
	Класи	Порядки	Сімейства	Роди	Види	% від загального числа видів
Cyanophyta	1	1	2	2	2	11,1
Dinophyta	1	1	1	2	2	11,1
Bacillariophyta	2	2	3	4	5	27,8
Euglenophyta	1	1	2	2	2	11,1

Chlorophyta	2	2	3	3	7	38,9
Всього	7	7	11	13	18	100

Найбільш численним за кількістю видів водоростей в р. Сіверський Донець на території Донецької області був відділ Chlorophyta, який налічував 7 видів і становив 38% всієї альгофлори на даній ділянці річки. Відділ Bacillariophyta менш представлений - 5 видів водоростей. Мінімальна різноманітність видів на даному ділянці річки було у Cyanophyta, Dinophyta та Euglenophyta.

Таким чином, в середній течії р. Сіверський Донець в межах області формувався комплекс зелених водоростей (Chlorophyta становили ядро альгофлори). Можна припустити, що в річці посилені процеси евтрофікації.

В результаті проведених досліджень на різних ділянках річки Кальчик було ідентифіковано 14 видів водоростей, які відносяться до 5 відділів (таблиця 3.4): Cyanophyta, Dinophyta, Bacillariophyta, Euglenophyta та Chlorophyta.

Таблиця 3.4

Структура таксонів фітопланктону р.Кальчик за відділами

Відділ	Ч И С Л О					% від загально го числа видів
	Клас и	Порядк и	Сімест ва	Род и	Вид и	
Cyanophyta	1	1	2	2	4	28,6
Dinophyta	1	1	1	2	3	21,4
Bacillariophyta	1	1	1	1	3	21,4
Euglenophyta	1	1	1	1	2	14,3
Chlorophyta	1	2	2	2	2	14,3
Всього	5	6	7	8	14	100

За видовим багатством переважають представники відділу Cyanophyta (28,6 % від загального числа видів). На другому місці за кількістю видів Dinophyta та Bacillariophyta (27,9%). Видове різноманіття водоростей відділів Euglenophyta та Chlorophyta – менше (по 14,3%).

На рівні класів виділяються Pennatophyceae, Conjugatophyceae і Chrysophyceae; на рівні порядків – Raphales, Desmidiales і Araphales.

В результаті власних спостережень в планктоні р. Кальміус вдалося виявити 27 видів водоростей з 5 відділів, 8 класів, 11 порядків, 12 сімейств, 27 родів (Табл. 3.5.).

Таблиця 3.5

Структура таксонів фітопланктону р.Кальміус за відділами

Відділ	Ч И С Л О					% від загального числа видів
	Класи	Порядки	Сімейства	Роди	Види	
Cyanophyta	2	3	3	3	8	29,6
Dinophyta	1	1	1	3	4	14,8
Bacillariophyta	2	2	3	4	6	22,2
Euglenophyta	1	1	1	2	2	7,4
Chlorophyta	2	4	4	4	7	25,9
Всього	8	11	12	16	27	100

За видовим багатством переважають представники відділу Cyanophyta (29,6 % від загального числа видів). На другому місці за кількістю видів зелені (25,9 %). Різноманітно представлені діатомові, динофітові та євгленові водорості – відповідно 22,2%, 14,8% і 7,4%. На рівні класів виділяється Pennatophyceae, Chlorophyceae і Conjugatophyceae; на рівні порядків – Raphales), Desmidiales і Chlorococcales.

Розвиток фітопланктону у Донецькій області переважно представлений зеленими та діатомовими водоростями. Розвиток фітопланктону переважно

зумовлений підвищенням температури до виских значень (більше 25 С). Зелені водорості (Chlorophyta) – представлені провідним відділом. Максимум чисельності фітопланктону зумовлений розвитком зелених водоростей. В результаті досліджень виявлено значну кількість водоростей, які є показниками якості води.

3.3. Оцінка зони сапробності водойм Донецької області

Згідно з альгологічним списком, були виділені види, що є індикаторами сапробності вод. Кожна зона сапробності характеризувалася окремими видами водоростей, які вважають її індикаторами. Оцінку зон сапробності проводили з використанням лабораторних методів контролю за якістю вод. У деяких умовах неоднорідного забруднення застосовувати методи визначення сапробності досить утруднено, оскільки спостерігається зі зміною індикаторної значимості видів у присутності токсичних речовин [81]. Далі представлені види індикатори сапробності вод Азовського моря.

Розрахуно індекс сапробності за фітопланктоном у модифікації Пантле й Букка, використовуючи формулу (2.5.), і визначено, до якого класу та зони сапробності належить цей індекс у досліджуваних пробах.

У результаті дослідження в пробах води Азовського моря, було виявлено 16 видів фітопланктону (таблиця 3.6.), 5 видів з яких відносяться до організмів β-мезосапробної зони (*Diatoma anceps*, *Thalassiosira excentrica*, *Anabaena attenuate*, *Dictyosphaerium pulchelum*, *Eudorina elegans*), три види, що належать до організмів олігосапробної (*Bacillaria paradoxa*, *Urosolenia alta*, *Ceratium hirundinella*) і один вид α-мезосапробної зони (*Chlorella vulgaris*), інші 7 видів відносяться до перехідних зон о-β, х-β, о-α, α-β.

Значення індексу сапробності становить 1,75, що свідчить про те, що вода на цій ділянці оцінюється як β -мезосапробна, відповідно, клас якості води третій – помірно забруднена (задовільно чиста).

Домінуючий представник зелених водоростей – *Eudorina elegans*, *Anabaena attenuate* переважають у групі синьо-зелених водоростей. В досліджуваній пробі представлені види-індикатори, що спричиняють «цвітіння» води – *Ceratium hirundinella*, *Eudorina elegans*.

Таблиця 3.6

Дослідження проб фітопланктону Азовського моря

№ з/п	Види-індикатори	S	h	S·h	Індекс сапробності
1	<i>M. tenuissima</i>	β - α	2	2,8	2,4
2	<i>Plectonema notatum</i>	α - β	3	2,4	0,8
3	<i>Binuclearia lauterborni</i>	α - σ	2	0,8	0,4
4	<i>Chlorella vulgaris</i>	α	4	12,4	3,1
5	<i>Oocystis borgei</i>	β - σ	3	5,1	1,7
6	<i>Diatoma anceps</i>	β	2	4,2	2,1
7	<i>Skeletonema costatum</i>	β - α	2	4,8	2,4
8	<i>Thalassiosira excentrica</i>	β	2	4	2
9	<i>Bacillaria paradoxa</i>	σ	3	3	1
10	<i>Pediastrum boryanum</i>	σ - α	2	3,8	1,9
11	<i>Urosolenia alta</i>	σ	2	2	1
12	<i>Anabaena attenuate</i>	β	3	6	2
13	<i>Ceratium hirundinella</i>	σ	5	6	1,2
14	<i>Staurastrum paradoxum</i>	β - σ	6	9	1,5
15	<i>Dictyosphaerium pulchelum</i>	β	2	4,6	2,3
16	<i>Eudorina elegans</i>	β	2,2	27	59,4

В результаті аналізу складу проб з'ясували, що переважаючі організми станції – мезосапроби (31,25 %). На рисунку 3.8 представлено відсоткове співвідношення фітопланктонних організмів, що належать до різних зон сапробності Азовського моря.

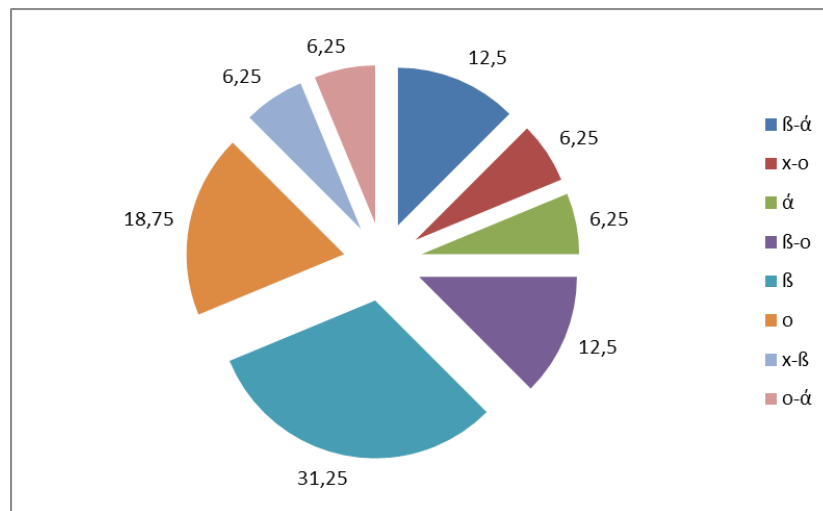


Рис. 3.8. Співвідношення індикаторних видів Азовського моря до зон сапробності

У ході дослідження в пробах води точки р. Кальміус, було виявлено 17 видів фітопланктону (таблиця 3.7.), сім видів з яких відносяться до організмів β-мезосапробної зони (*Eudorina elegans*, *Closterium parvulum*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Scenedesmus quadricauda*, *Anabaenai flos*, *Anabaena lemmermanii*), по одному виду, що належать до організмів олігосапробної (*Navicula radiosa*) і полісапробної зони (*Euglena proxima*), решта 8 видів відносяться до перехідних зон о-β, x-β, о-α, α-β.

Таблиця 3.7

Дослідження проб фітопланктону р. Кальміус

№ з/п	Види-індикатори	S	h	S·h	Індекс сапробності
1	<i>Eudorina elegans</i>	β	2	4,4	2,2
2	<i>Oocystis borgei</i>	β-o	1	1,7	1,7
3	<i>Closterium parvulum</i>	β	1	2,2	2,2
4	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	β	2	4,6	2,3
5	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	β	1	2,1	2,1
6	<i>Anabaena flos-aquae</i>	β	30	60	2,0
7	<i>Anabaena hassalii</i>	β	10	17	1,7
8	<i>Anabaena lemmermanii</i>	β	40	84	2,1
9	<i>Woronichinia naegeliana</i>	o-β	7	10,5	1,5
10	<i>Microcystis aeruginosa</i>	o-α	50	90	1,8

11	<i>Microcystis pulverea f. planctonica</i>	o-β	20	30	1,5
12	<i>Euglena proxima</i>	p	2	7,8	2,4
13	<i>Aulacoseira granulate</i>	β-α	50	120	2,4
14	<i>Diatoma vulgare</i>	o-β	1	2,4	1,9
15	<i>Synedra ulna</i>	o-α	4	7,6	2,7
16	<i>Fragilaria crotonensis</i>	α-β	4	10,8	1,1
17	<i>Navicula radiosa</i>	o	1	1,1	1,1

Значення індексу сапробності 1,92, що свідчить про те, що вода на цій ділянці оцінюється як β-мезосапробна, відповідно, клас якості води третій – помірно забруднена (задовільно чиста). Домінуючі види – *Microcystis aeruginosa*, *Aulacoseira granulate*, *Anabaena lemmermanii*, *Anabaena flos-aquae*, які є видами-індикаторами евтрофікації води.

Рідко зустрічаються - *Oocystis borgei*, *Closterium parvulum*, *Scenedesmus quadricauda*, *Staurastrum paradoxum*, *Diatoma vulgare*, *Navicula radiosa*.

В результаті аналізу складу проб встановлено (рис.3.9), що переважні організми пункту дослідження – β-мезосапроби (52,94%), олігосапробні організми складають 35 % досліджуваних видів, найменший відсоток біорізноманіття складають полісапробні та альфасапробні організми (5,88%).

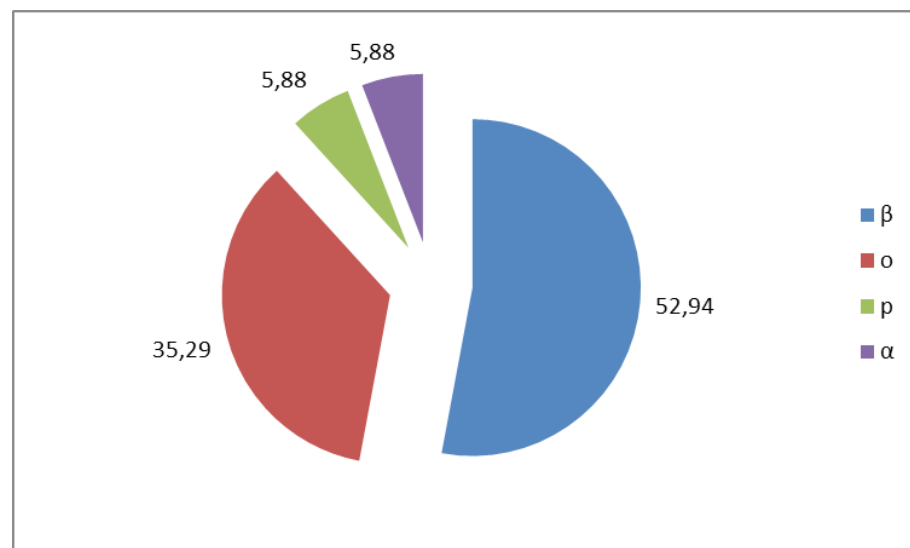


Рис. 3.9. Співвідношення індикаторних видів р. Кальчик до зон сапробності

У ході дослідження в пробах води точки, що вивчається, було виявлено 15 видів фітопланктону (таблиця 3.8), 2 види з яких відносяться до організмів β -мезосапробної зони (*Dictyosphaerium pulchelum*, *Euglena acus*), п'ять видів відносяться до організмів олігосапробної зони (*Cryptomonas sp*, *Asterionella formoza*, *Epithermia turgida*, *Navicula radiosa*, *Ceratium hirundinella*), решта 7 видів відносяться до перехідних зон о- β , х- β , о- α , α - β , о-х.

Таблиця 3.8

Дослідження проб фітопланктону р. Сіверський Донець

№ з/п	Види-індикатори	S	h	S·h	Індекс сапробності
1	<i>Dictyosphaerium pulchelum</i>	β	2	4,6	2,3
2	<i>Oedogonium capillare</i>	о- β	2	3	1,5
3	<i>Staurastrum paradoxum</i>	о- β	1	1,5	1,5
4	<i>Penium spirostriolatum</i>	х- β	1	0,8	0,8
5	<i>Anabaena lemmermanii</i>	β	14	29, 4	2,1
6	<i>Microcystis aeruginosa</i>	о- α	1	1,8	1,8
7	<i>Euglena gracilis</i>	х- β	1	0,9	0,9
8	<i>Euglena acus</i>	β	11	24, 2	2,2
9	<i>Cryptomonas sp.</i>	о	2	2,6	1,3
10	<i>Asterionella formoza</i>	о	3	3	1,0
11	<i>Epithermia turgida</i>	о	1	1,1	1,1
12	<i>Fragilaria crotonensis</i>	α - β	7	18, 9	2,7
13	<i>Navicula radiosa</i>	о	3	3,3	1,1
14	<i>Pinnularia viridis</i>	о-х	2	1,2	0,6

15	<i>Ceratium hirundinella</i>	о	5	6	1,2
----	------------------------------	---	---	---	-----

Значення індексу сапробності 1,5, що свідчить про те, що вода на цій ділянці оцінюється як β -мезосапробна, відповідно клас якості води третій – помірно забруднена (задовільно чиста).

Домінуючі види – *Anabaena lemmermanii*, *Euglena acus*. В результаті аналізу складу проб з'ясували, що переважаючі організми станції – олігосапроби (53,8 %). Ці домінуючі види станції не вимогливі до умов.

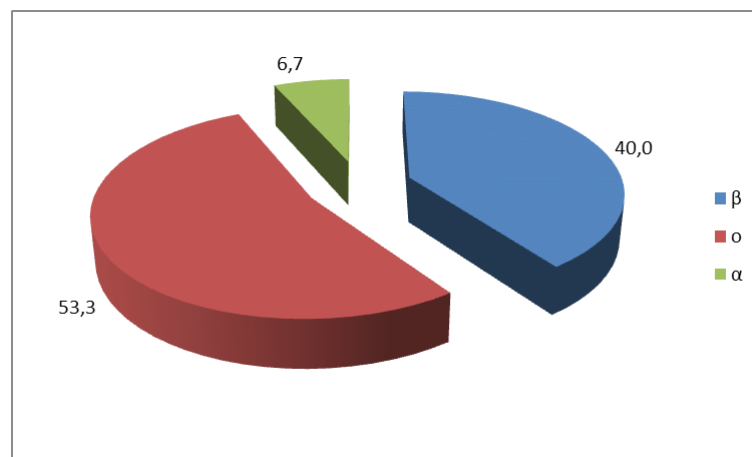


Рис. 3.10. Співвідношення індикаторних видів р. Кальміус до зон сапробності

При дослідженні видового складу фітопланктону р. Кальчик виявлено помутніння води, активний розвиток на підводних гілках зелених водоростей (тину) та помітні елементи «цвітіння» води. У ході дослідження в пробах води точки, що вивчається, було виявлено 7 видів планктонних організмів (таблиця 3.9.), два види з яких відносяться до організмів β -мезосапробної зони (*Anabaena flos-aquae*, *Anabaena lemmermanii*), один вид відноситься до організмів олігосапробної зони (*Asterionella formosa*), три види до перехідних зон о- β і α - β (*Gloeocystis ampla*, *Fragilaria crotonensis*, *Cymbella cistula*).

Таблиця 3.9

Дослідження проб фітопланктону р. Кальчик

№ з/п	Види-індикатори	S	h	S·h	Індекс сапробності
1	<i>Coenococcus planktonicus</i>	–	7	-	–
2	<i>Gloeocystis ampla</i>	β-о	3	-	–
3	<i>Anabaena flos-aquae</i>	β	10	20	2,0
4	<i>Anabaena lemmermanii</i>	β	22	46,2	2,1
5	<i>Anabaena lemmermanii</i>	β	14	29,4	2,1
6	<i>Fragilaria crotonensis</i>	α-β	25	67,5	2,7
7	<i>Cymbella cistula</i>	о-β	1	1,5	1,5
8	<i>Asterionella formosa</i>	о	2	2,0	1,0

Значення індексу сапробності 1,96, що свідчить про те, що вода на цій ділянці оцінюється як β-мезосапробна, відповідно клас якості води третій – помірно забруднена (задовільно чиста). Домінуючі види вивчених проб станції – *Fragilaria crotonensis*, *Anabaena lemmermanii*. Рідко зустрічаються – *Cymbella cistula*, *Asterionella formosa*.

В результаті аналізу складу проб з'ясували, що переважаючі організми – β-мезосапроби (рис.3.11). Ці домінуючі види не вимогливі до навколишніх умов. Це підтверджує, що клас якості вод в Донецькій області – помірно забруднена.

Значення індексу сапробності кожної точки були в діапазоні значень від 1,5 до 1,96. Індикатори-види органічних забруднень представлені 92% від загального таксономічного списку фітопланктону, що спостерігається.

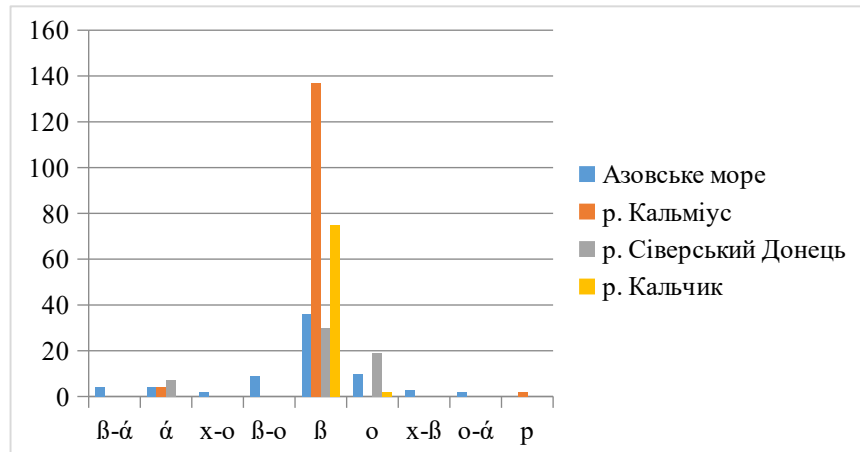


Рис. 3.11. Кількість фітопланктону за зонами сапробності по точкам

Узагальнюючи проведені дослідження, зазначимо, що β-мезосапробна зона характеризується наявністю наступних умов: в формі солей амонію містять сполуки азоту, нітратів і нітритів. Досить велика кількість кисню, але можливий замор у дна, а також вночі через припинення фотосинтезу. Іноді може спостерігатися присутність сірководню в великих кількостях, що говорить про наявність сірчистих бактерій, що викликають поглинання кисню і появи гнильного або сірчистого запаху води. Біохімічний характер процесів можна віднести до окислювального. Добові коливання кисню і вуглекислоти типові для літоралі: вдень спостерігається надлишок кисню і дефіцит вуглекислоти, а вночі – навпаки. Відсутні нестійкі органічні речовини, спостерігається повна мінералізація. Мулистий осад має жовтий колір, присутній багато детриту (мертвої органічної речовини).

Велика кількість організмів має автотрофне харчування, досить висока біорізноманіття, проте чисельність і біомаса незначна. Оскільки висока біорізноманіття фітопланктону, цвітіння води має частий характер. Характерне збільшення сапрофітов в періоди замору рослинних організмів.

Висновки до розділу 3

В розділі наведено оцінку стану евтрофікації басейну Азовського моря з використанням даних супутникових спостережень Sentinel-2 L2A за UWQV якісним показником. Концентрація хлорофілу-а є прямим показником ефекту збагачення вод біологічною речовиною, тобто показує ступінь евтрофованості вод.

Для оцінки стану евтрофікації річки Кальміус та р. Сіверський Донець за 2020-2021 роки з використанням даних супутникових спостережень Landsat-8 L2 використовувався кількісний індекс NDVI (Нормований індекс різниці рослинності). Індекс зростає у весняно-літній період та набуває від'ємних значень у зимовий період. Можна стверджувати, що якість води погіршується у теплі періоди року, через масовий розвиток фітопланктону.

В результаті аналізу складу проб з'ясували, що переважаючі організми – β -мезосапроби. Ці домінуючі види не вимогливі до навколишніх умов. Це підтверджує, що клас якості вод в Донецькій області – помірно забруднена.

Значення індексу сапробності кожної точки були в діапазоні значень від 1,5 до 1,96. Індикатори-види органічних забруднень представлені 92% від загального таксономічного списку фітопланктону, що спостерігається. Домінуючі види були представлені *Microcystis aeruginosa*, *Aulacoseira granulate*, *Anabaena lemmermanii*, *Anabaena flos-aquae*, які є видами-індикаторами евтрофікації води.

ВИСНОВКИ

Біомоніторинг та біооцінка якості води та екологічного стану водної екосистеми може здійснюватися за допомогою різноманітних груп організмів. За останні кілька десятиліть були розроблені сотні біологічних метрик та індексів для оцінки екологічного статусу річок, озер, водосховищ, прибережних та перехідних вод. Для біологічної індикації якості вод можна використовувати майже всі групи організмів, які населяють водойми: планктонні і бентосні безхребетні, найпростіші, водорості, макрофіти, бактерії. Організми, які зазвичай використовують як біоіндикатори,

відповідальні за самоочищення водойми, беруть участь у створенні первинної продукції, здійснюють трансформацію речовин у водних екосистемах.

Аналіз літературних джерел показує, що поруч із сучасними технологічними методами дослідження широко використовують при оцінці екологічного стану водойм мікрофіти. Завдяки своїй чутливості до змін фізико-хімічних властивостей води, а також короткому життєвому циклу, фітопланктон активно використовується в системі моніторингу. Завдяки різноманіттю факторів зовнішнього середовища, які впливають на фітопланктон, формуються різні екологічні групи. Фітопланктон складається з великої різноманітності водоростей з різними формами та способами життя для підвищення продуктивності; планктонні роди, такі як *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Trichodesmium*.

Виявлено, що через потепління евтрофікація стає все більшою загрозою через надмірне надходження антропогенних поживних речовин. Біомаса фітопланктону значно зростає, і ціанобактерії стають домінуючими видами в послідовності структури спільноти.

Проведено опис об'єктів дослідження, охарактеризовано досліджувані території. Визначено основні забруднюючі речовини води – нафтопродукти, феноли, СПАР, азот амонійний, азот нітритний, сульфати, хлориди та хром VI. Наведено динаміку концентрацій забруднюючих речовин у річковій воді по станціях контролю у період 2018-2020 рр., також наводяться критерії оцінки забруднення вод.

Опрацьовано основні інтегральні показники, які використовуються для проведення біомоніторингу водних об'єктів. Для подальшого аналізу відібрано індекси які широко застосовують для картографування стану водного середовища на основі даних супутникових спостережень – NDVI та UWQV. Ці метрики використовуються для оцінки стану евтрофікації водних об'єктів методами дистанційного зондування Землі.

У роботі проведено оцінку стану евтрофікації басейну Азовського моря з використанням даних супутникових спостережень за UWQV. Встановлено, що концентрація хлорофілу-а є прямим показником ефекту збагачення вод біологічною речовиною, тобто показує ступінь евтрофованості вод.

Оцінку стану евтрофікації річки Кальміус та р. Сіверський Донець проведено на основі індексу NDVI. Виявлено, що значення індексу зростають у весняно-літній період та набуває від'ємних значень у зимовий період. Можна стверджувати, що якість води погіршується у теплі періоди року, через масовий розвиток фітопланктону.

Проведено порівняльно-флористичний аналіз фітопланктону водних об'єктів Донецької області. Для уточнення сучасних уявлень про систематики видів і перевірки актуальності назв використовували бази даних інтернет-ресурсів Algaebase та National Center for Biotechnology Information (NCBI).

У результаті дослідження в пробах води Азовського моря, було виявлено 16 видів фітопланктону, 5 видів з яких відносяться до організмів β -мезосапробної зони. У ході дослідження в пробах води точки р. Кальміус, було виявлено 17 видів фітопланктону, сім видів з яких відносяться до організмів β -мезосапробної зони. У ході дослідження в пробах води р. Сіверський Донець, було виявлено 15 видів фітопланктону, 2 види з яких відносяться до організмів β -мезосапробної зони. При дослідженні видового складу фітопланктону р. Кальчик виявлено помутніння води, активний розвиток на підводних гілках зелених водоростей (тину) та помітні елементи «цвітіння» води. У ході дослідження в пробах води точки, що вивчається, було виявлено 7 видів планктонних організмів, два види з яких відносяться до організмів β -мезосапробної зони.

В результаті аналізу складу проб з'ясували, що переважаючі організми – β -мезосапроби. Ці домінуючі види не вимогливі до навколишніх умов. Значення індексу сапробності кожної точки були в діапазоні значень від 1,5 до 1,96. Домінуючі види були представлені *Microcystis aeruginosa*,

Aulacoseira granulate, *Anabaena lemmermanii*, *Anabaena flos-aquae*, які є показниками евтрофікації води.

В роботі проведено біомоніторинг за фітопланктоном та надано оцінку ступеня сапробності водних об'єктів Донецької області. Визначено, що клас якості вод в Донецькій області відносить до категорії помірно забруднена. Середнє значення показника сапробності дорівнює 1,8.

Розвиток фітопланктону у Донецькій області переважно представлений зеленими та діатомовими водоростями. Розвиток фітопланктону переважно зумовлений підвищенням температури до високих значень. Зелені водорості (Chlorophyta) – представлені провідним відділом.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Burgazzi G, Laini A, Racchetti E, Viaroli P. Mesohabitat mosaic in lowland braided rivers: short-term variability of macroinvertebrate metacommunities. *J. Limnol.* 2017. Vol. 76, No. s1. P. 29-36.
2. Merritt R.W, Fenoglio S, Cummins K.W. Promoting a functional macroinvertebrate approach in the biomonitoring of Italian lotic systems. *J. Limnol.* 2017. Vol. 76, No. s1. P. 5-8.
3. Poikane S, Van Den Berg M, Hellsten S, De Hoyos C, Ortiz-Casas J, Pall K, Portielje R, Phillips G, Solheim AL, Tierney D, Wolfram G, Van De

Bund W. Lake ecological assessment systems and intercalibration for the European Water Framework Directive: Aims, achievements and further challenges. *Procedia of Environmental Sciences*. 2017. Vol. 9. P. 153-168.

4. Bouleau G, Pont D, 2015. Did you say reference conditions? Ecological and socio-economic perspectives on the European Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy*. 2015. Vol. 47. P. 32-41.

5. Akanksha J., Brahma N. Singh, Singh S. P., Singh H. B. Exploring Biodiversity as Bioindicators for Water Pollution. *National Conference on Biodiversity: Development and Poverty Alleviation*, 22 May, 2010. P. 50-56.

6. Bolpagni R, Laini A, 2016. Microhabitat patterns of soft-bodied benthic algae in a lowland river largely fed by groundwater. *Fottea*. 2016. Vol. 16. P. 244-254.

7. Bertrin V, Boutry S, Jan G, Ducasse G, Grigoletto F, Ribaud C, 2017. Effects of wind-induced sediment resuspension on distribution and morphological traits of aquatic weeds in shallow lakes. *J. Limnol*. 2017. Vol. 76, No. s1. P. 84-96.

8. Sender J, Maślanko W, Róžańska-Boczula M, Cianfaglion K, 2017. A new multi-criteria method for the ecological assessment of lakes: a case study from the Transboundary Biosphere Reserve 'West Polesie' (Poland). *J. Limnol*. 2017. Vol. 76, No. s1. P. 1-32.

9. Azzella M.M, Bolpagni R, Oggioni A, 2014. A preliminary evaluation of lake morphometric traits influence on the maximum colonization depth of aquatic plants. *J. Limnol*. 2017. Vol. 76, No. s1. P. 400-406.

10. Bo T, Doretto A, Laini A, Bona F, Fenoglio S. Biomonitoring with macroinvertebrate communities in Italy: what happened to our past and what's the future? *J. Limnol*. 2017. Vol. 76, No. s1. P. 21-28.

11. Shelyuk Y. S. Phytoplankton development in small reservoirs. *VI International Conference advances in modern phycology* (15–17 May 2019, Kyiv, форма участі заочно). Kyiv : M.G. Kholodny Institute of Botany of NAS of Ukraine, 2019. C. 97–98.

12. Barthès A, Ten-Hage L, Lamy A, Rols J-L, Leflaive J, 2015. Resilience of aggregated microbial communities subjected to drought - Small-scale studies. *Microbial Ecol.* 2015. Vol. 70, No. 1. P. 9-20.
13. Demars BOL, Potts JM, Trémolières M, Thiébaud G, Gougelin N, Nordmann V. River macrophyte indices: Not the Holy Grail! *Freshwater Biol.* 2012. Vol. 70, No. 1. 12 p.
14. Забурдаева, Е.А. Биоиндикация, диагностика и нормирование качества пресных вод с учетом природных особенностей и назначения водных объектов : автореферат дис. ... канд. биол. Наук. М.: 2008. 24 с.
15. Barinova S.S., Bilous O.P., Tsarenko P.M. Algal indication of water bodies in Ukraine: methods and perspectives. Haifa, Kiev: University of Haifa Publisher, 2019. 367 p.
16. Шкундина Ф.Б., Ахунова Т.Р., Полева А.О. Многолетние изменения фитопланктона Нугушского водохранилища. *Научный альманах.* 2015. № 10-3(12). С. 431-435
17. Грищенко С.В. Територіальні закономірності техногенного забруднення навколишнього середовища в Україні. *Вестник гигиены и эпидемиологии.* 2009. Т.13, № 2. С.243 –248
18. Oguz T., Velikova V. Abrupt transition of the northwestern Black Sea shelf ecosystem from a eutrophic to an alternative pristine state. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2010. P. 231–242.
19. Yunev O.A., Velikova V., Carstensen J. Effects of changing nutrient inputs on the ratio of small pelagic fishstock and phytoplankton biomass in the Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 2017. Vol. 197.P.173–184.
20. Poikane S, Van Den Berg M, Hellsten S, De Hoyos C, Ortiz-Casas J, Pall K, Portielje R, Phillips G, Solheim AL, Tierney D, Wolfram G, Van De Bund W. Lake ecological assessment systems and intercalibration for the European Water Framework Directive: Aims, achievements and further challenges. *Procedia Environ. Sci.* 2011. Vol. 9. P. 153-168.
21. Bouleau G, Pont D. Did you say reference conditions?

Ecological and socio-economic perspectives on the European Water Framework Directive. *Environ. Sci. Pol.* 2015. Vol. 47. P. 32-47.

22. Barthès A, Ten-Hage L, Lamy A, Rols J-L, Leflaive J. Resilience of aggregated microbial communities subjected to drought - Small-scale studies. *Microbial Ecol.* 2015. Vol. 70. P. 9-20.

23. Mancini L, Sollazzo C. Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche. Rapporti ISTISAN: Istituto Superiore di Sanità, Roma. 2009. 32 pp.

24. Della Bella V, Padula R, Charavgis F, Cingolani A, Colangelo P. Mediterranean river biomonitoring in Central Italy: diatom biodiversity and characterization of communities. *J. Limnol.* 2017. Vol. 76, No. s1. P. 49-59.

25. Sender J, Maślanko W, Róžańska-Boczula M, Cianfaglione K. A new multi-criteria method for the ecological assessment of lakes: a case study from the Transboundary Biosphere Reserve 'West Polesie' (Poland). *J. Limnol.* Vol. 76, No. s1. P. 60-74.

26. Dotsenko I. V., Mikhailenko A. V. Phytoplankton and Its Role in Accumulation of Microelements in Bottom Deposits of Azov Sea. *Scientific World Journal.* 2019. Vol. 8. P. 1-7.

27. Barinova S.S., Bilous O.P., Tsarenko P.M. Algal indication of water bodies in Ukraine: methods and perspectives. Haifa, Kiev: University of Haifa Publisher, 2019. 367 p.

28. Tornés E, Ruhí A. Flow intermittency decreases nestedness and specialization of diatom communities in Mediterranean rivers. *Freshwater Biol.* 2013. Vol. 58, No 12. P. 2555-2566.

29. Villa P., Bresciani M., Bolpagni R., Pinardi M., Giardino C. A rule-based approach for mapping macrophyte communities using multi-temporal aquatic vegetation indices. *Remote Sens. Environ.* 2015. Vol. 171. P. 218-233.

30. Villa P., Pinardi M., Tóth V., Hunter PD., Bolpagni R., Bresciani M. Remote sensing of macrophyte morphological traits: implications for the management of shallow lakes. *J. Limnol.* 2017. Vol. 76, No. s1. P.109-

126.

31. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. European Union. *Official Journal of the European Community*. 2000. 92 p. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000L0060-20140101&from=ET>
32. Bolpagni R., Racchetti E., Laini A. Fragmentation and groundwater supply as major drivers of algal and plant diversity and relative cover dynamics along a highly modified lowland river. *Sci. Total. Environ.* 2016. Vol. 568. P. 875-884.
33. Bellinger B.J. Bellinger B.J., Cocquyt C.b, c, O'Reilly C.M. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia*. 2006. Vol. 1, No. 573. Pp. 75 – 87.
34. Васенко О. Г. Екологічна оцінка стану поверхневих вод України з урахуванням регіональних гідрохімічних особливостей. Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. пр. УкрНДІЕП. Х. : ВД «Райдер», 2010. Вип. XXXII. С. 36–53.
35. Watanabe T., Mizuno T., Gose K., Sakurai V., Morishita I. Simple monitoring method of water quality by using the freshwater organisms. *Environ. Pollut. Contr.* Vol. 20, No. 12. P. 1224–1228
36. Bertrin V., Boutry S., Jan G., Ducasse G., Grigoletto F., Ribaud C. Effects of wind-induced sediment resuspension on distribution and morphological traits of aquatic weeds in shallow lakes. *J. Limnol.* Vol. 76, No. s1. P. 84-96.
37. Grotti M., Soggia F., Ianni C., Magi E., Udisti R. Bioavailability of trace elements in surface sediments from Kongsfjorden, Svalbard. *Marine Pollution Bulletin*. 2013. Vol. 77, No. 1-2. P. 367-374.
38. Ilyash L. V., Radchenko I. G., Novigatsky A. N., Lisitzin A. P., Shevchenko V. P. Vertical flux of phytoplankton and particulate matter in the White Sea according to the long-term exposure of sediment traps. *Oceanology*. 2013.

Vol. 53, No.2. P. 216-224.

39. Fedorov Y. A., Mikhailenko A. V., Dotsenko I. V. Heavy metals in suspended matter of the Sea of Azov. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference, SGEM 2016, Bulgaria*. P. 343–350.

40. Цілі сталого розвитку 2016-2030. *Представництво ООН в Україні* : веб-сайт. URL: <http://www.un.org.ua/ua/tsili-rozvytku-tysiacholittia/tsili-staloho-rozvytku>

41. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в донецькій області у 2019 році. *Донецька обласна державна адміністрація Департамент екології та природних ресурсів*. Краматорськ, 2020. С. 35-56.

42. Зубков В. А. Оценка экологического состояния реки Кальмиус города Донецка. *Инновационные перспективы Донбасса: материалы международной научно-практической конференции, г. Донецк, 20-22 мая 2015 г. Т. 4*. Донецк: ГВУЗ «ДонНТУ», 2015. С. 160–163.

43. Водні ресурси України. URL: <http://www.nbu.gov.ua/node/3972>

44. Екологічний паспорт Донецької області. *Донецька обласна державна адміністрація Департамент екології та природних ресурсів*. Краматорськ, 2020. С. 148-161.

45. Рибалов О., Бригада О. Оцінка екологічного стану басейну р. Сіверський донець в межах харківської області. *The Scientific Heritage*. №49. 2020. С. 27-32.

46. Берлінській Н. А., Гаврилюк Р. В., Сагайдак М. О. Вплив льодового режиму на прибережну зону азовського моря. *Вісник Одеського національного університету. Географічні і геологічні науки*. № 1 (38). 2021. С.11-27.

47. Косенко Ю. В., Баскакова Т. Е., Картамышева Т. Б. Роль стока реки Дон в формировании продуктивности Таганрогского залива. *Водные биоресурсы и среда обитания*. 2018. Том 1. № 3–4. С. 32–39.

48. Бердников И.А., Бердников С.В., Беспалова Л.О. Экономико-

экологические проблемы Азовского моря: монография. Одесса: Институт проблем рынка и экономико-экологических исследований НАНУ, Южный научный центр РАН, 2009. 528 с.

49. Мнацаканян В.Г. Впровадження системи екологічного моніторингу м. Маріуполь. *Екологія промислового регіону*: матеріали науково-практичної конференції III екологічного Форуму, м.Краматорськ, 2018. С.53-58.

50. Офіційний сайт м. Маріуполь. *Екологія*. URL: <https://mariupolrada.gov.ua/ecology>

51. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в донецькій області у 2020 році. *Донецька обласна державна адміністрація Департамент екології та природних ресурсів*. Краматорськ, 2021. С. 35-56.

52. Екологічний паспорт Донецької області. *Донецька обласна державна адміністрація Департамент екології та природних ресурсів*. Краматорськ, 2021. С. 148-161.

53. Базове дослідження стану та напрямів розвитку екологічної політики України та перспектив посилення участі організацій громадянського суспільства у розробці та впровадженні політик, дружніх до довкілля. *Аналітичний звіт*. 2019. С. 19-29.

54. Автоматизована система моніторингу довкілля у Донецькій області режимі дослідної експлуатації. URL: <http://193.110.113.83:8091/asemDR/WFWater.aspx>

55. Єфремова О. О. Біотестування питної води у моніторингу стану екологічної безпеки : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : спец. 21.06.01 «Екологічна безпека». Київ, 2009. 22 с.

56. Барінова С.С., Медведєва Л. А., Анисимова О. В. Водоросли-індикатори в оцінці якості навколишнього середовища. М. : ВНИИ природи, 2000. 150 с.

57. WWAP (UNESCO World Water Assessment Programme). 2019. The

United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind. Paris, UNESCO”<https://en.unesco.org/themes/watersecurity/wwap/wwdr/2019#download>

58. Попова О. М. Морфометрія та топонімія гідрологічних об’єктів Національного природного парку «Тузловські лимани». Вісник ОНУ. Сер.: Географічні та геологічні науки. 2016. Т. 21, вип. 2. С. 64-84.

59. Howladar M. F., Al Numanbakth Md. A. An application of Water Quality Index (WQI) and multivariate statistics to evaluate the water quality around Maddhapara Granite Mining Industrial Area. *Howladar et al. Environ Syst Res.* 2017. 28 pp.

60. Liu Z., Huang Y., Zhang Y., Chen D., Zhang Y.Q. Drosophila Acyl-CoA Synthetase Long-Chain Family Member 4 Regulates Axonal Transport of Synaptic Vesicles and Is Required for Synaptic Development and Transmission. *J. Neurosci.* №31(6). 2011. P. 2052-2063.

61. Романенко В.Д., Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М., Євтушенко М.Ю. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. Київ: ЛОГОС, 2006. 408 с.

62. Беспалова С.В., Лялюк Н.М., Афанасьєв Д.М., Романчук С.М., Васильєв О.В. Автоматизований моніторинг екологічного стану поверхневих вод з використанням фітопланктону в якості біоіндикатора. Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону. 2011. №1(11). С. 9–24.

63. Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики: Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради від 23.10.2000. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#Text

64. Зотов А. Порівняльний аналіз національних і європейських методик оцінки якості водного середовища за допомогою індикаторів фітопланктону. Вісник Львівського університету. Серія біологічна. 2014. Випуск 67. С.3–17.

65. Романенко В.Д., Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М., Євтушенко М.Ю. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод.

Київ: ЛОГОС, 2006. 408 с.

66. Суходольська І.Л., Поліщук А.Ю., Пасічник З.О. Фітопланктон як індикатор стану гідроекосистеми. Всеукраїнська інтернет-конференція «Стратегія сталого розвитку України: сьогодення та перспективи». Рівне: НУВГП. 2020.

67. Баренбойм Г.М. Научно-технологические проблемы проектирования систем мониторинга водных. *Вода: экология и технология: материалы 8-го Междунар. конгресса ЭКВАТЕК-2008*. 2008. С. 9-19.

68. Мамедбейли А.Г. О точности оценки качества воды методами дистанционного зондирования. *Альтернативная энергетика и экология*. №5 (125). 2013. С.103-106.

69. Bartalev S.A., Egorov V.A., Loupian E.A., Plotnikov D.E., Uvarov I.A., Recognition of arable land based on long-term satellite data of a MODIS spectroradiometer and locally adaptive classification, *Komp'yuternaya optika*. Samara, IPSI, 2011, Vol. 35, No. 1, P. 103–116.

70. Omute P., Corner R., Awange J. The use of NDVI and its Derivatives for Monitoring Lake Victoria's Water Level and Drought Conditions. *Water Resources Management*. 2012. Vol. 26. P. 1591–1613.

71. Serrano J., Shahidian S., Marques da Silva J. Evaluation of Normalized Difference Water Index as a Tool for Monitoring Pasture Seasonal and Inter-Annual Variability in a Mediterranean Agro-Silvo-Pastoral System. *Water*. 2019. 20 pp.

72. Zlinszky A., Gulyas G. Ulyssys Water Quality Viewer Technical Description Supplementary. *Preprints*. № 3. 2020. 25 p.

73. Зацерковний В. І., Тішаєв І. В., Віршило І. В., Демидов В. К. Геоінформаційні системи в науках про Землю. Ніжин : НДУ ім. М. Гоголя, 2016. 510 с.

74. Грищенко Е. В. Использование данных спутника LANDSAT-8 для оценки экологического состояния Каховского водохранилища. *ГВУЗ «Национальный горный университет»*, 2012. Т.33, №1. С. 78-87.

75. Данилишин, Б. М. Розроблення національних стратегій сталого розвитку: корисний досвід для України. Механізм регулювання економіки. 2008. № 3. С. 26–30
76. Щербак В.І., Семенюк Н.Є. Формування структури фітопланктону в залежності від антропогенного забруднення. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2004. Т.6. С. 300–305.
77. Білоус О.П., Барінова С.С., Клоченко П.Д. Біоіндикаційний аналіз верхньої ділянки річки Південний Буг за фітопланктоном. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2014. Т.1(32). С. 76–88.
78. Omar W.M.W. Perspectives on the use of algae as biological indicators for monitoring and protecting aquatic environments, with special reference to Malaysian freshwater ecosystems. *Tropical Life Sciences Research*. 2010. Vol. 21, No. 2. P. 51-67.
79. Algaebase. URL: <https://www.algaebase.org/>
80. National Center for Biotechnology Information. URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>
81. Мальцев В.І., Карпова Г.О., Зуб Л.М. Визначення якості води методами біоіндикації: науково-методичний посібник. К.: Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАНУ, 2011. 112 с.