

ОГЛЯДИ

УДК: 581.526

**ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ НАЦІОНАЛЬНИХ І ЄВРОПЕЙСЬКИХ  
МЕТОДИК ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ЗА  
ДОПОМОГОЮ ІНДИКАТОРІВ ФІТОПЛАНКТОНУ**

**А. Зотов**

*Одеський філіал Інституту біології південних морів  
імені О.О. Ковалевського НАН України  
вул. Пушкінська, 37, Одеса 65125, Україна  
e-mail: zotovab@ukr.net*

З метою аналізу можливостей приведення національних стандартів у відповідність до вимог водної директиви ЄС проведено порівняння українських і європейських підходів до використання показників фітопланктону при оцінці якості, захисті й управлінні водними ресурсами. Аналізуються проблеми та переваги застосування різних індикаторів фітопланктону, можливості використання індикаторів, розроблених в Україні.

*Ключові слова:* водна директива ЄС, оцінка екологічного стану, індикатори фітопланктону.

Критерії якості водного середовища, що спочатку розглядалися в антропоцентричному контексті придатності для конкретних видів водокористування, істотно трансформувалися у зв'язку з розумінням необхідності «забезпечення стійкого функціонування природних екологічних систем і запобігання їх деградації» [21]. Методики, пов'язані з оцінкою якості, охороною і використанням водних ресурсів, перебувають на стадії активної розробки у багатьох європейських країнах. У зв'язку з цим пошук біотичних показників, що найбільш точно відображають процеси, які впливають на стан якості водного середовища, є актуальною проблемою на стику гідробіології та екологічного нормування. Не менш важливим є поставлене перед науковим співтовариством ЄС завдання уніфікації національних методів оцінки стану водного середовища. Аналіз досвіду, накопиченого в ЄС, дає змогу вдосконалити українські національні методи охорони водного середовища, тоді як низка розробок вітчизняних учених може знайти застосування в методиках ЄС.

У даній статті аналізується використання для оцінки якості водного середовища структурних показників фітопланктону як одного з найважливіших компонентів водної екосистеми. Перевагами фітопланктону є швидка структурна реакція на вплив, велика пластичність і, що найбільш важливо, – тісний зв'язок між функціональною та структурною організацією, що розширює можливості використання його структурних показників як індикаторів якості водного середовища. У природоохоронному контексті фітопланктон розглядається як Елемент Біологічної Якості (Biological Quality Elements (BQE)), що безпосередньо реагує на зміни вмісту біогенних речовин і у водному стовпі [66]. Таким чином, фітопланктон використовується в першу чергу як індикатор евтрофікації, яка є одним із основних компонентів забруднення вод і обумовлює глобальні порушення природного балансу водних екосистем. Фітопланктон не тільки реагує на евтрофікацію, але і реалізує її наслідки, найбільш негативні на територіях із високою щільністю населення та розвинутим сільським господарством.

Структурні показники фітопланктону можуть бути використані як індикатори таких характеристик стану водного середовища, як збалансованість процесів, що відбуваються в екосистемі на певній стадії сукцесії (таксономічна структура угруповань); вміст живильних речовин (біомаса та ін.); швидкість утилізації біогенних речовин (морфоструктурні показники фітопланктону).

Метою роботи є:

– узагальнення та порівняння вітчизняних і європейських підходів до використання структурних показників фітопланктону для оцінки стану водних ресурсів, їх захисту й управління;

– аналіз відповідності індикаторів фітопланктону процесам, що впливають на стан якості водного середовища;

– аналіз проблем використання тих чи інших показників як фітоіндикаторів;

– аналіз можливостей використання розроблених в Україні морфофункціональних індексів фітопланктону як фітоіндикаторів водної директиви ЄС.

## **1. Національні методи**

### **1.1. Нормативно-методична база вирішення екологічних і водогосподарських проблем**

Провідним національним закладом, що досліджує механізми функціонування прісноводних екосистем з метою управління якістю води є Інститут гідробіології НАНУ. На основі вивчення антропогенно змінених водойм проводиться розробка методів біологічного моніторингу екологічної оцінки та прогнозу, поліпшення та підтримання благополучного стану водних екосистем. Питаннями відновлення рівноваги водних екосистем займається також Український науково-дослідний інститут водогосподарсько-екологічних проблем (УНДІВЕП). Перелік функцій УНДІВЕП дає змогу окреслити коло проблем, що стоять перед національними спеціалістами. Серед іншого це розробка правових основ (стандартів, норм, правил і методик) раціонального використання й охорони вод; моделювання допустимих антропогенних навантажень на екосистемі водних об'єктів; розробка наукових засад розвитку водного господарства; розробка стратегії екологічно безпечного водокористування по басейнах річок; екологічна оцінка водних ресурсів і навколводних екосистем, водогосподарсько-екологічне районування басейнів річок; ведення водогосподарсько-екологічного моніторингу.

Закони і витяги із Законів України, які тією чи іншою мірою присвячені раціональному використанню, охороні та відновленню водних ресурсів, наведені у четвертому томі видання «Водогосподарська екологія» (2003–2004) [23]. Серед нормативно-методичних документів з водогосподарських і екологічних проблем, опублікованих з кінця 1990-х, можна навести список найбільш значних видань. У виданні [25], присвяченому методиці розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України, наведена оновлена структура окремих підсистем і їхніх складових, удосконалена критеріальна база їх класифікацій, упорядковано розрахунки і подання результатів. У виданні [26] висвітлено принципи та методи встановлення розмірів водоохоронних зон і прибережних захисних смуг річок, викладено методологічні основи проектування водоохоронних заходів і вимоги до ведення господарської діяльності у водоохоронних зонах, організації рекреації, економічного обґрунтування й оцінки ефективності інженерно-біотехнічних заходів упорядкування водоохоронних зон річок. У виданні [24] надається методика пошуку та визначення основних чинників і розрахункових критеріїв, які впливають на функціонування річкових екосистем у різні фази їх водного режиму. В методиці [18] дана характеристика екологічних нормативів (ЕН) як кількісних значень репрезента-

тивних показників якості води, котрі відображають природний або типовий екологічний стан водних об'єктів і цілі водоохоронної діяльності з покращення їх екологічного стану. У міжвідомчому керівному нормативному документі [17] викладена система екологічної класифікації якості поверхневих вод, описаний порядок виконання екологічної оцінки, в тому числі його математична формалізація, а також засоби подання одержаних результатів. У методиці [19] висвітлені основні положення методики створення карт екологічної оцінки якості поверхневих вод, рекомендовано способи розрахунків екологічних індексів, зміст карт і етапи їх складання. У монографії «Управління транскордонним басейном Дніпра: суббасейн річки Прип'яті» вперше системно викладена оцінка екологічного стану водних об'єктів з урахуванням як національних підходів, так і положень Водної Рамкової Директиви ЄС [13].

### 1.2. Індикатори фітопланктону в національних дослідженнях

На прикладі «Методики картографування екологічного стану поверхневих вод України» [19] можна розглянути особливості використання методик оцінки якості водного середовища України з застосуванням показників фітопланктону. В додатку Б цієї методики наводиться комплекс (гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних, бактеріологічних та ін.) показників. На підставі діапазонів їх кількісних значень екологічна якість вод розподіляється між п'ятьма класами і сімома категоріями, кожній із яких відповідає певний колір (від бірюзового до гранатового) та характеристика вод за якістю (від «відмінні» до «дуже погані»).

Деякі індекси, використані у методиці [19], припускають використання функціональних або структурних показників фітопланктону. До перших належить індекс самоочищення – самозабруднення (A/R), що характеризує співвідношення валової продукції до сумарної деструкції планктону за добу. Використання структурних показників фітопланктону не виключається при отриманні використаного в посібнику [19] індикатора сапробності Пантле і Букка. Цей індекс дає змогу обчислити середньозважений індекс сапробності, що характеризує міру забруднення в точці виміру по всіх видах з гідробіологічної проби, що присутні в довідниках індикаторних таксонів з урахуванням їх кількості. Модифікації індексу Пантле-Букка зводилися до зміни списків індикаторних таксонів, що розроблялися для різних екологічних груп гідробіонтів (фітопланктону, зоопланктону, зообентосу, макрофітів, риб). Таким чином, фітопланктон не є єдиним і необхідним компонентом при розрахунку даного показника. Безпосередньою характеристикою фітопланктону в посібнику [19] є біомаса угруповання.

Наведені індекси використовуються і в національних дослідженнях, присвячених питанню аналізу якості водного середовища. Так, у статті В. І. Щербака та Н. Є. Семенюка [22] провадиться оцінка видового і таксономічного різноманіття, біомаси фітопланктону. Якість води оцінюється за видами-індикаторами сапробності. Трофо-сапробіонтні характеристики аналізуються в роботі Й.В. Гриба [1]. В дослідженні В.Г. Петрука та ін. [15] пропонується використання спектрополяриметричного методу для отримання співвідношень між видами фітопланктону з метою визначення їх індикаторної ваги і сапробної валентності.

Наведений огляд демонструє, що, окрім видового і таксономічного різноманіття, фактично єдиним гідробіологічним показником якості води, що отримується безпосередньо і виключно на підставі аналізу структури угруповання фітопланктону, є біомаса. Необхідність застосування спеціальних методик і технічних засобів для отримання функціональних показників призвела до ширшого розповсюдження національних методів

гідроекологічної оцінки структури фітопланктону на основі мікроскопування, які в країнах ЄС вважаються більш складними для отримання і трудомісткими, порівняно, наприклад, з оцінкою концентрацій хлорофілу «а». Багатолітні структурні дослідження створюють переваги для застосування ретроспективних даних при оцінці природного стану водної екосистеми з незначними антропогенними впливами.

Активний розвиток морфофункціонального напрямку дослідження водних рослинних угруповань в Україні призвів до розробки комплексу показників поверхні макрофітобентосу та фітопланктону [10]. Апробація показників поверхні на прикладі багатоклітинних форм водної рослинності виявила переваги їх використання при експрес-оцінці статусу водного середовища [3–8, 11, 12, 28, 52]. Це створює умови для впровадження показників поверхні фітопланктону в національні та європейські методи оцінки екологічного стану водного середовища.

## **2. Європейські методики оцінки індикаторних властивостей фітопланктону**

### **2.1. Основні положення «The Water Framework Directive»**

Основним документом, що встановлює структуру захисту і управління водними ресурсами для Європейського союзу (ЄС) є Директива Парламенту і Ради Європи від 23 жовтня 2000 р. «The Water Framework Directive» (WFD) [33]. На його основі WFD створює нову законодавчу структуру використання, захисту і відновлення водних ресурсів ЄС. Мета WFD – управління гідроресурсами для досягнення їх екологічної добротності, запобігання подальшому погіршенню якості води і забезпечення підтримуваного функціонування водних екосистем до 2015 р. За допомогою структури дії у сфері водної політики, прийнятої для WFD, ЄС передбачає управління внутрішніми поверхневими водами, підземними водами, перехідними змішаними водами і прибережними водами з метою запобігання або скорочення забруднення, підтримки стійкого використання водних ресурсів, поліпшення стану водних екосистем і пом'якшення наслідків повеней і засух. Заходи, що передбачаються планом управління водним середовищем, спрямовані на запобігання виснаженню, розширення і відновлення поверхневих вод, досягнення хорошого хімічного і екологічного стану води і зниження забруднення від викидів небезпечних речовин; захист, розширення і відновлення всіх об'єктів підземних вод, запобігання забрудненню і виснаженню підземних вод і забезпечення балансу між забором підземних вод і їх поповненням; збереження зон, що захищаються. Інформація щодо ходу виконання WFD наводиться в ряді офіційних документів ЄС [31, 32, 35]. У червні 2008 р. на основі WFD була прийнята Морська Стратегія ЄС (The Marine Strategy Framework Directive 2008/56/EC), спрямована на досягнення хорошого екологічного стану морських вод ЄС і захист їх ресурсної бази до 2020 р. [34]. У цей термін кожна держава-член ЄС повинна дати детальну оцінку стану навколишнього середовища, визначити критерії «хорошого екологічного статусу» на регіональному рівні та встановити чіткі цілі і програми екологічного моніторингу.

Таким чином, перед європейським науковим співтовариством постало глобальне завдання, що потребує узгоджених зусиль спеціалістів практично всіх гідробіологічних та екологічних напрямів, створення загальної концепції оцінки водного середовища, узагальнення всього накопиченого масиву знань про механізми функціонування водних екосистем, а на його основі – пошук критеріїв, показників і характеристик, що найкраще відповідають вирішенню поставленого завдання.

### **2.2. Індикатори фітопланктону в документах WFD і дослідженнях вчених ЄС**

Ідеологія WFD перебуває на стадії активної розробки, але її вже сформовані компоненти відображає прийнята термінологія. Розробки вчених ЄС, що здійснюються в рамках WFD, спрямовані на пошук універсальних систем класифікації екологічного стану вод.

Відповідно до WFD – необхідними компонентами оцінки екологічного статусу є елементи біологічної якості (Biological Quality Elements (BQE)). Для зовнішніх водоймищ, наприклад, такими є фітопланктон, риба, придонна флора і фауна. Для кожного з BQE ведеться пошук відповідних показників – екологічних індикаторів (Ecological Indicators (EI)). Підбір індикаторів здійснюється за критерієм максимальної простоти і економічності при максимальній ефективності й інформативності. Під інформативністю розуміється найбільш прямий зв'язок з впливами середовища, що аналізуються. Dale and Beyeler [41] пропонують такий набір критеріїв при виборі екологічного індикатора:

- простий і відносно недорогий для отримання;
- чутливий до впливів системи;
- відповідає впливу в передбаченій формі;
- попереджувальний – зміна в індикаторі має фіксуватися перед тим, як відбудеться істотна зміна в цілісності екосистеми;
- передбачає зміни, яким можна запобігти за допомогою акцій управління;
- інтегральний;
- має відому відповідь на впливи й антропогенний тиск по довгому часу і проявляє низьку мінливість у відповідь.

Важливий етап розробки індикатора – співвідношення діапазонів його мінливості до п'яти класів якості Ecological Status Classes (ESC), від High (блакитний) до Bad (червоний).

Низка документів за результатами виконання WFD містять загальні принципи використання фітопланктону для визначення екологічного статусу вод. Так, опис фітопланктону в додатку 3 Директиви (2008/56/EC) пов'язаний переважно зі сезонною і географічною мінливістю домінантів [34]. Більш детальна інформація наводиться в документі [32], де розглядаються 11 дескрипторів, що описують методологічні стандарти хорошого екологічного статусу. Інформація, що має відношення до фітопланктону, міститься в трьох із них:

Дескриптор 1: Підтримується біологічна різноманітність. Виникнення і якість місць існування, поширення та розвитку видів перебувають у відповідності до переважаючих фізіографічних, географічних і кліматичних умов.

Дескриптор 4: Всі елементи морських харчових мереж трапляються в нормальній кількості, різноманітності і на рівнях, здатних довгостроково забезпечити кількість видів і їх повну репродуктивну здатність.

Дескриптор 5: Антропогенна евтрофікація мінімізована, особливо її несприятливі ефекти, такі, як зниження біологічної варіативності, деградація екосистеми, шкідливі водоростеві цвітіння і кисневий дефіцит у підземних водах.

Як характеристики, здатні відобразити відхилення від цих стандартів, наводяться такі показники фітопланктону:

Дескриптор 1: Видовий розподіл, його діапазон і характер поширення, щільність і/або біомаса популяцій.

Дескриптор 4: Кількість і розподіл ключових трофічних груп/видів, зокрема груп, що перебувають на початку харчових ланцюгів і груп з високою інтенсивністю кругообігу (окрім фітопланктону, це зоопланктон, медузи, двостулкові молюски, короткоциклічна морська риба), швидко відповідають на зміни екосистеми і корисні як індикатори раннього виявлення.

Дескриптор 5: Концентрація хлорофілу в водному стовпі, прозорість води, пов'язана зі збільшенням морських водоростей, флористичний склад (наприклад, відношення діатомових до флагеллят), цвітіння (наприклад, Cyanobacteria).

На основі цих загальних положень відбувався пошук інструментів оцінки якості водного середовища. Наукові публікації з цієї проблеми можна умовно розподілити на ті, що здійснюють пошук індикаторів фітопланктону, відповідно до критеріїв WFD [66], і ті, що розробляють на їх основі біотичні індекси, концепції та градації оцінки екологічного статусу водного середовища [29, 30].

Фітопланктон як BQE може використовуватися для всіх водних категорій WFD (внутрішні поверхневі, перехідні змішані та прибережні води), окрім підземних вод. У Доповненні V WFD виділяється три характеристики фітопланктону, обов'язкових до розгляду при оцінці екологічного статусу поверхневих вод – (річок і озер) (див. таблицю). Характеристики фітопланктону, обов'язкові до розгляду при оцінці прибережних і перехідних вод у цілому аналогічні (див. таблицю), але інтерпретуються трохи по-іншому. Це визначає необхідність окремого розгляду індикаторів, що відповідають кожній із трьох характеристик цих водних категорій. Так, нормативне визначення WFD вказує, що зниження екологічної якості озер асоційоване зі збільшенням вкладу синьозелених, збільшенням кількості фітопланктону і частішими й інтенсивнішими цвітіннями фітопланктону [66]. Зниження екологічної якості берегових і перехідних вод характеризується легким (хороший статус) або помірним (помірний статус) порушенням у складі й кількості таксонів фітопланктону, змінами в біомасі, а також частоті і тривалості цвітіння [66].

Характеристики фітопланктону, обов'язкові при оцінці екологічного статусу

Річки та озера	Прибережні та перехідні води
Склад фітопланктону	Склад і відносна кількість фітопланктону
Кількість фітопланктону, його вплив на прозорість води	Середня біомаса фітопланктону, прозорість води
Частота й інтенсивність цвітіння планктону	Частота й інтенсивність цвітіння фітопланктону

#### Склад фітопланктону

При аналізі структури фітопланктону в озерах було запропоновано підхід, згідно з яким окремі види або таксони розглядаються як негативні позитивні або індіферентні індикатори живильного впливу. Прикладом негативних індикаторів є види діатомових (*Stephanodiscus*), зелених (*Scenedesmus*) і синьозелених (*Microcystis*, *Aphanizomenon*) водоростей. Як позитивні розглядаються види хризофітових (*Dinobryon*), десмідієвих (*Cosmarium*), діатомових (*Cyclotella*) водоростей [66]. Співвідношення позитивних і негативних видів може бути використане як показник екологічного статусу. Деякі держави ЄС (наприклад, Данія [68]; Великобританія [40]) розвивають метрику, засновану не на аналізі таксономічних одиниць, а на відносному вкладі позитивних і негативних функціональних груп фітопланктону [61]. Пропорція біомаси синьозелених водоростей до біомаси всього фітопланктону – показник, що рекомендується стосовно вимог WFD у Норвегії [51]. Запропоновано низку потенційних індикаторів, що ґрунтуються на складі фітопланктону: – співвідношення діатомові/флагелати; – вклад синьозелених у біомасу; – вклад пікопланктону (<2 μm); – зміна композиції фітопланктону; – індекси різноманітності, схожості, впливу [66].

Проблеми використання запропонованих методик пов'язані з теоретичною невизначеністю їх відповідності конкретним процесам у водній екосистемі, що обумовлює відповідь індикаторів впливу живильних речовин у непередбаченій формі. Так, для берегових областей і перехідних вод види-індикатори евтрофікації чітко не ідентифіковані [65]. Але до видів-індикаторів евтрофікації берегових ділянок пропонується віднести дрібноклітинні агресивно-колоністські види, що потенційно формують цвітіння, часто отруйні або шкідливі (наприклад, флагелат) [63, 64]. Проте в евтрофних умовах часто домінують крупні різновиди фітопланктону, тоді як в оліготрофних умовах не лише зростає вклад

дрібною фракцією, але і відбувається цвітіння отруйних дінофлагелат [46, 50]. Зв'язок між зростанням вмісту дрібних форм і евтрофуванням екстраполювався і на пікопланктон. Так, саме з евтрофуванням пов'язувалося збільшення маси цієї розмірної фракції у фітопланктоні Чорного моря [16]. Однак є низка експериментальних свідочств зниження вкладу пікопланктону зі збільшенням концентрації біогенних речовин [27, 44, 50, 69, 70]. Вклад пікопланктону в оліготрофних умовах часто становить до 50% загальної біомаси фітопланктону [66]. Іншим прикладом є використання співвідношення діатомові/флагелати, яке ґрунтується на припущенні, що зниження відношення Si:N як можливий наслідок евтрофікації призводить до зниження відношення біомаси діатомових до флагелат [43, 67]. Але цей процес може бути також пов'язаний з балансом органічних і мінеральних форм азоту й фосфору, в той час як деякі дослідження демонструють заміщення діатомових зеленими водоростями за відсутності кремнію [45, 49]. Зв'язок зростання вкладу синьозелених у біомасу з евтрофікацією, що вважається закономірним для прісних вод, не очевидний у берегових ділянках і естуаріях [66]. Тому можливість його використання як потенційного індикатора евтрофікації припускається тільки при низькій солоності [48, 66]. Є також технічні проблеми відповідності критерію вибору екологічного індикатора (простий і відносно недорогий для отримання), пов'язані з визначенням питомого вкладу видів-індикаторів у кількісні показники угруповання фітопланктону. Адже визначення таксономічної структури потребує всієї трудомісткої процедури мікроскопічної обробки проб, як і при визначенні біомаси. Деякі проблеми також пов'язані з використанням індексів різноманітності. Доцільність їх застосування для характеристики евтрофікації є предметом розгляду та дискусії. Для опису тиску евтрофікації індекси фітопланктону мають бути чутливі до змін у структурі угруповань, відповідати вимогам статистичного аналізу і бути ефективними в розрізненні трофічних умов [72]. Крім того, індекси схожості мають широко застосовуватися в Європейських берегових ділянках; бути економічними і легкими для аналізу; включати ключові види або групи, що важливі у виробництві біомаси; бути придатними для розробки моделей екосистеми [66]. Перевірка різних індексів в умовах прибережних вод показала, що більшість із них не досить послідовні та чутливі для оцінки живильного впливу на фітопланктон. Так, індекси Шеннона і Сімпсона, що широко використовуються в екологічних дослідженнях, були не в змозі виявити різниці між евтрофними й оліготрофними умовами [47]. Індекси різноманітності, схожості та біотичні індекси можуть приводити до різних висновків щодо трофічного статусу екосистем [42]. Головна проблема у використанні індексів різноманітності фітопланктону – вони надзвичайно залежні від рівня таксономічного і мікроскопічного аналізу. Для індексів, у яких число видів відіграє центральну роль, виключення рідкісних видів або малий обсяг вибірки серйозно знижує його надійність і чутливість [38].

Таким чином, якщо взаємозв'язок евтрофікації зі створенням біомаси фітопланктону очевидний, механізми її впливу на склад фітопланктону значно менш зрозумілі. У зв'язку з цим, застосування практично всіх індикаторів складу ґрунтується на залежностях, що не мають загальної дії, або на гіпотезах, що потребують перевірки. Так, теоретичною основою використання видів фітопланктону як індикаторів є уявлення про них як про екологічні одиниці, що масово розвиваються у відповідь на певні комбінації багатьох чинників середовища. Виходячи з цього, види об'єднуються в екологічні групи на основі узагальнення великої кількості емпіричних даних. При цьому проблематично з'ясувати, наскільки широкі адаптаційні можливості кожного з видів і як вони проявляються при зміні комплексу чинників, що склався в певному регіоні. Крім того, дискусійним є характер впливу на таксономічну перебудову такого чинника, як співвідношення біогенних речовин. У зв'язку

з тим, що оптимальним для фітопланктону в цілому вважається співвідношення Редфілда ( $N:P=1/16$ ) [60], в рамках методик WFD співвідношення азоту і фосфору пропонується як потенційний індикатор лімітації біогенними речовинами фітопланктону в цілому. Так, первинна продукція вважається обмеженою або азотом при  $N:P < 16$ , або фосфором при  $N:P > 16$  [66]. Однак є альтернативна теорія, згідно з якою вклад того чи іншого виду визначається в першу чергу співвідношенням біогенних елементів ( $N:P:Si$ ) [2, 37]. Вона досить добре обґрунтована і дає змогу пояснити неузгодження при використанні структури фітопланктону для оцінки евтрофікації. Теорія «лімітуючої ланки» розглядає лімітацію біогенними речовинами як фактор, що діє на популяційному рівні, у зв'язку з видоспецифічністю ресурсних потреб. У відповідності до неї, співвідношення  $N:P$  є фактором таксономічної перебудови угруповання, що дає змогу регулювати характер утилізації живильних речовин. Виходячи з цього, виконання задач WFD потребує розробки інтегральних, бажано кількісних індексів, що дають чітку екологічну інтерпретацію таксономічних і пов'язаних з ними морфологічних змін у структурі угруповань фітопланктону.

#### **Кількість фітопланктону і його вплив на прозорість води**

Кількість фітопланктону може бути виражена трьома шляхами: щільність організмів, біоб'єм (або біомаса), концентрація хлорофілу «а» [66]. Як непряма характеристика кількості фітопланктону широко використовується також прозорість води. Ці підходи мають аргументи за і проти. Щільність слабо пов'язана із валовим вмістом біогенних речовин через велику мінливість об'єму одноклітинних водоростей. Найбільш прямою характеристикою евтрофікації можна вважати зростання біомаси. Але для більшості країн-членів ЄС переважає доцільність використання для цілей WFD даних по вмісту хлорофілу «а», отриманих за допомогою супутникового моніторингу, оскільки це відносно простий, швидкий, легкоздійснюваний і економічний спосіб здобуття аналога біомаси фітопланктону [66]. Крім того, цей метод досить давно і широко розповсюджений у Державах ЄС, що допомогло накопичити великі бази даних.

Проблеми використання запропонованих методик пов'язані з вибором конкретного методу. Як недолік розглядається те, що значення біомаси або концентрації хлорофілу «а» не містять жодної інформації про структуру угруповань фітопланктону. Мікроскопування проб, необхідне при отриманні біомаси, створює можливість аналізу таксономічної структури угруповань фітопланктону, змін у складі видів або функціональних груп. Однак такий підхід забирає багато часу і потребує копіткого вимірювання розмірів окремих клітин. Конверсія біоб'єму у вуглецеву біомасу потребує видоспецифічних вуглецевих коефіцієнтів, які не завжди доступні.

При всіх перевагах оцінки концентрації хлорофілу за даними дистанційного зондування Землі з космосу, розроблені до теперішнього часу універсальні алгоритми потребують суттєвого коригування, особливо для високопродуктивних і каламутних прибережних, внутрішніх вод і естуаріїв, де фітопланктон є не єдиним фактором, що визначає їхні оптичні властивості (так званих «вод II типу») [53]. Використання алгоритмів оцінки концентрацій хлорофілу «а» за даними супутникових сканерів кольору для таких акваторій іноді призводять до результатів, помилкових більш ніж на порядок [14].

Проблеми використання прозорості води як індикатора евтрофікації обумовлені тим, що оптичні властивості водойм керуються не лише кількістю фітопланктону, але й іншими чинниками [71]. Так, у нормативному визначенні екологічного статусу (Доповнення V, 1.2.2) зазначено, що при високому статусі середня біомаса фітопланктону узгоджується зі специфічними фізико-хімічними умовами і не узгоджується зі значимою зміною умов прозорості. Тому є необхідність розвивати моделі, що об'єднують різні чинники впливу на прозорість води.



### **Частота й інтенсивність цвітіння планктону**

Кількісні взаємозв'язки між частотою і інтенсивністю цвітіння та живильними умовами ще не описані в деталізації. До того ж немає погодженої загальноєвропейської кількісної межі, що визначає цвітіння. Держави ЄС використовують різноманітність порогів, заснованих на різних критеріях (наприклад, на кількості синьозелених водоростей). Однак цвітіння внаслідок розвитку синьозелених водоростей є передбаченим лише в глибоких озерах, оскільки на частоту й інтенсивність цвітіння особливо впливають фізичні чинники (наприклад, інтенсивність стратифікації та глибина світлового проникнення) [66]. Прогресом у використанні цього індикатора стала робота Carstensen et al. [39], де розвинуто оперативне визначення для оцінки частоти літніх цвітінь фітопланктону. Їхнє кількісне визначення засноване на даних моніторингу хлорофілу «а» й інформації про склад фітопланктону. Вони визначають цвітіння статистично, як відсоток спостережень, де концентрація хлорофілу «а» за межами розподілу Гауса. Цей підхід відповідає вимогам WFD і розглядається як потенційно корисний при оцінці статусу берегової води, заснованої на аномаліях у частотах цвітіння.

Розглянуті проблеми використання стандартних показників фітопланктону визначили пошук нових концепцій. Це знайшло вираз у формуванні нових біотичних індексів, що використовуються безпосередньо для оцінки міри водного забруднення та їх кількісного співвіднесення зі шкалою якості вод.

### **2.3. Біотичні індекси в дослідженнях учених ЄС**

Прикладом розробки біотичних індексів для виконання задач WFD є Ecological Evaluation Index (EEI) [36, 55-59]. Концепція EEI заснована на універсальному положенні про те, що антропогенне занепокоєння, наприклад, евтрофікація та забруднення, змінює екосистему від первинного, незайманого до виродженого стану, де домінують опортуністичні види, що прагнуть до максимальної швидкості росту чисельності. Морські придонні макрофіти й одноклітинні водорості були використані як біоіндикатори змін екосистеми від первинного стану з видами пізньої сукцесії (Ecological State Group I) до виродженого стану з опортуністичними різновидами (Ecological State Group II). EEI – має номер рангу з 2 до 10 або з 0 до 1, що класифікує перехідні та берегові води в п'яти Ecological Status Classes (ESC) від високого до поганого. Система бальної оцінки співвідносить ESC з числовим значенням EEI. Значення EEI вище 6 характеризують стійкі екосистеми хорошого або високого ESC, значення EEI нижче 6 вказують на екосистеми, які потрібно відновлювати до вищого ESC. EEI може також використовуватися для оцінки в просторовому масштабі. Цей індекс перебуває у відповідності до WFD і пропонується як інструмент для водних менеджерів. Він дає можливість порівняти, класифікувати і встановити пріоритети управління в різних просторових масштабах: локальному, національному, міжнародному.

Таким чином, концепція Ecological Evaluation Index є модифікацією підходу, що розглядає співвідношення таксономічних і екологічних груп, для угруповань бентосної рослинності. Цей метод малоприматний при оцінці екологічного статусу за допомогою короткоциклічного морського фітопланктону, який вільно переноситься з водними масами. Ця проблема може бути вирішена шляхом надання таксономічним одиницям відповідних кількісних індексів, значення яких мали б ясну структурну і функціональну інтерпретацію. Тут можуть бути використані розроблені в Україні морфоструктурні індекси фітопланктону.

### **2.4. Можливість використання морфометричних індексів фітопланктону в методах WFD**

Важливою особливістю фітопланктону є тісний зв'язок його морфологічної та функціональної організації. Різні прояви цього взаємозв'язку відображають такі показники од-

ноклітинних водоростей як площа поверхні, що слугує біохімічним контуром трансформації речовини й енергії, та об'єм, у якому відбуваються обмінні процеси. Спільну мінливість цих основних морфометричних параметрів водного рослинного організму характеризує показник питомої поверхні ( $S/V$  або  $S/W$ ), тісно пов'язаний з його питомими продукційними характеристиками [20, 54, 62]. Аналіз питомої швидкості перебігу автотрофного процесу не менш важливий для екологічної характеристики водойми, ніж оцінка біомаси як результату цього процесу. Інтенсивність функціонування одиниці біомаси є фактором, що істотно впливає на динаміку мінливості цього показника. Його аналіз створює можливість прогнозу характеру і тривалості розвитку фітопланктону в умовах евтрофікації. Таким чином, мінливість питомої поверхні має ясну екологічну інтерпретацію і є характеристикою як морфологічної, так і функціональної перебудови фітопланктону. Іншою перевагою питомої поверхні є можливість кількісної характеристики рослинного організму. Це створює можливість розрахунку показників питомої поверхні як для природних (угруповання, фітоценоз), так і для комбінаційних (популяція виду, таксономічний відділ) систем. Такий комплекс показників питомої поверхні для різних рівнів організації фітопланктону був розроблений в ОФ ІнБПМ НАНУ [10]. Його розробка дає змогу перейти до кількісного опису флористичних перебудов фітопланктону [9]. Крім цього, був розроблений новий інтегральний показник – індекс поверхні угруповання фітопланктону, заснований на внесенні коефіцієнта питомої поверхні у величину біомаси і тісно пов'язаний з валовими продукційними показниками фітопланктону.

Використання показників поверхні фітопланктону як індикаторів оцінки якості водного середовища створює певні переваги, даючи змогу:

- оцінювати флористичні перебудови фітопланктону в єдиних для всієї автотрофної ланки кількісних індексах з однаковою розмірністю;
- зняти характерну для таксономічних індексів проблему непередбачуваності реакцій фітопланктону, внаслідок ясної екологічної інтерпретації взаємозв'язку між морфологічною та функціональною організацією водних рослин;
- характеризувати строго визначений і практично важливий аспект евтрофування, що відображає потенційну швидкість утилізації біогенних елементів.

Це дає підстави зробити висновок про актуальність впровадження розглянутих індексів у методи оцінки якості середовища WFD.

Аналіз і порівняння вітчизняних та європейських підходів до використання показників фітопланктону для оцінки стану водних ресурсів показав, що уніфікація методів і активний пошук нових індексів якості водного середовища, який відбувається в ході реалізації Водної рамкової директиви, дав змогу виробити підходи, реалізація яких може значно сприяти розвитку національних природоохоронних методик. Комплексна робота європейських вчених з узагальнення сучасних знань про відповідність показників фітопланктону до змін характеристик середовища дає змогу виявити їхні переваги і недоліки як індикаторів якості водного середовища. Серед проблем можна виділити необхідність узгодження інформативності індексів із завданням використання нетрудомістких і економічних методів їх отримання, що обмежує використання таких інформативних показників, як біомаса. Основна проблема використання індикаторів складу фітопланктону пов'язана з недостатньою теоретичною визначеністю їх відповідності конкретним процесам у водній екосистемі. Це обумовлює відповідь на вплив живильних речовин у непередбаченій формі. У зв'язку з цим виконання завдань WFD потребує розробки інтегральних, бажано кількісних індексів, що дають чітку екологічну інтерпретацію таксономічних і пов'язаних з ними морфологічних змін у структурі угруповань фітопланктону. Як такі показники можуть

бути запропоновані розроблені в Україні морфофункціональні індекси фітопланктону. Їх використання дає змогу зняти проблему непередбачуваності структурних реакцій фітопланктону на евтрофування й охарактеризувати такий практично важливий аспект цього процесу, як потенційну швидкість утилізації біогенних елементів.

#### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Гриб Й. В. Екологічна оцінка стану екосистем річкових басейнів рівнинної частини території України (охорона, відновлення, управління): автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 03.00.16. Дніпропетровськ, 2002. 40 с.
2. Левич А. П. Управление структурой фитопланктонных сообществ (эксперимент и моделирование): автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.18. М., 2000. 42 с.
3. Миничева Г. Г., Большаков В. Н., Зотов А. Б. Природная устойчивость водной растительности северо-западной части Черного моря к климатическим изменениям // Экологические проблемы Черного моря. Одесса, 2008. С. 205–207.
4. Миничева Г. Г. Прогнозирование структуры фитобентоса с помощью показателей поверхности водорослей // Ботан. журнал. 1990. Т. 75. № 11. С. 1682–1690.
5. Миничева Г. Г. Метод прогноза промысловых видов морского фитобентоса при изменении уровня эвтрофного процесса // Растительные ресурсы. 1996. Вып.1–2. С. 127–133.
6. Миничева Г. Г. Реакции многоклеточных водорослей на эвтрофирование экосистем // Альгология. 1996. Т. 6. № 3. С. 250–257.
7. Миничева Г. Г. Использование показателей поверхности бентосных водорослей для экспресс-диагностики трофо-сапробионтного состояния прибрежных экосистем // Альгология. 1998. Т. 8. № 4. С. 419–427.
8. Миничева Г. Г. Проблемы оценки и управления автотрофным процессом в береговых зонах эвтрофируемых экосистем // Доклады НАН Украины. 1998. № 12. С. 192–197.
9. Миничева Г. Г., Зотов А. Б., Косенко М. Н. Возможности использования методического аппарата морфофункциональной оценки водной растительности // Морской эколог. журнал. 2004. Т. 3. № 3. С. 78–94.
10. Миничева Г. Г., Зотов А. Б., Косенко М. Н. Методические рекомендации по определению комплекса морфофункциональных показателей одноклеточных и многоклеточных форм водной растительности. Одесса: ОФИНБЮМ НАНУ, 2003. 37 с.
11. Миничева Г. Г., Косенко М. Н., Швец А. В. Фитобентос большого и малого Филлофорных полей как отражение современного экологического состояния северо-западной части Черного моря // Морской эколог. журнал. 2009. №4. (8). С. 24–40.
12. Миничева Г. Г., Руснак Е. М., Зотов А. В., Косенко М. Н. Комплексная оценка трофического статуса дунайско-черноморских водоемов // Экологические проблемы Черного моря. Одесса, 2000. С. 167–173.
13. Одобовский А. Г., Станкевич А. П., Афанасьев С. А. и др. Управление трансграничным бассейном Днепра: суббассейн реки Припяти. К.: Кафедра, 2012. 448 с.
14. Пермяков М. С., Букин О. А., Акмайкин Д. А. и др. О региональных алгоритмах восстановления концентрации хлорофилла А по данным сканера SeaWiFS для Охотского моря // Исследовано в России. 2004. № 7. С. 972–981.
15. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. С. Автоматизированный контроль екологічного стану водних об'єктів на основі спектрополяриметричних досліджень // Вісн. Харків. ун-ту. 2010. № 893. Вип. 5. С. 43–49.

16. Покотилів С. Л., Заїка В. Е., Шалапенко Л. С. Фототрофний пикопланктон // Планктон Чорного моря. К.: Наук. думка, 1993. С. 68–74.
17. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. и др. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. К.: Символ-Т, 1998. 28 с.
18. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. та ін. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. К., 2001. 48 с.
19. Руденко Л. Г., Разов В. П., Жукинський В. М. та ін. Методика картографування екологічного стану поверхневих вод України за якістю води. К.: Символ-Т, 1998. 48 с.
20. Хайлов К. М., Кавардаков С. А., Миничева Г. Г., Шмелева В. Л. Связь содержания хлорофилла, интенсивности фотосинтеза и роста с величиной удельной поверхности морских многоклеточных водорослей // Физиология растений. 1991. Т. 38. № 2. С. 346–351.
21. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зінченко Т. Д. Кількісна гідроекологія: методи системної ідентифікації. Тольятті: ІЕВБРАН, 2003. 463 с.
22. Щербак В. І., Семенюк Н. Є. Фітопланктон як показник ступеня урбанізації внутрішніх водойм м. Києва // Зб. наук. праць УкрНДГМІ. 2003. № 251. С. 156–162.
23. Яцик А. В. Водогосподарська екологія: у 4-х т., 7 кн. К.: Генеза, 2003–2004. 1960 с.
24. Яцик А. В., Бишовець Л. Б., Кириченко С. М. та ін. Методика визначення екологічно допустимих рівнів відбору води з річок з метою збереження сталого функціонування їх екосистем. К., 2002. 48 с.
25. Яцик А. В., Бишовець Л. Б., Петрук О. М. та ін. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України. К.: Полімед, 2007. 71 с.
26. Яцик А. В., Томільцева А. І., Філімоненко Р. П. та ін. Методика упорядкування водоохоронних зон річок України. К.: Оріяни, 2004. 128 с.
27. Agawin, N. S. R., Duarte C. M., Agusti S. Nutrient and temperature control of the contribution of picoplankton to phytoplankton biomass and production // Limnol. Oceanogr. 2000. N 45. P. 591–600.
28. Alexandrov B., Lonin S., Minicheva G., Tuchkovenko V. A three-dimensional prognostic model of the ecosystem of the northwestern part of the Black Sea // Environment protection technologies for coastal areas Union of Scientists in Bulgaria. Publ. group, 1995. P. 131–141.
29. Andersen J. H., Axe P., Backer H. et al. Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods // Biogeochemistry. 2011. N 106. P. 137–156.
30. Andersen J. H., Murray C., Kaartokallio H. et al. A simple method for confidence rating of eutrophication status classifications // Marine Pollution Bulletin. 2010. Vol. 60. P. 919–924.
31. Anon. Commission decision of 30 October 2008 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise // Official Journal of the European Union. 2008. L 332/20.
32. Anon. Commission decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters // Official Journal of the European Union. 2010. L 232/14.
33. Anon. 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 // Official Journal of the European Communities. 2000. L 327/1.

34. *Anon.* Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive) // Official Journal of the European Communities 2008. L 164/19.
35. *Anon.* Guidance document on eutrophication assessment in the context of European water policies. Version 14, 2009. 140 p.
36. *Berov D., Karamfilov V., Vasilev V.* et al. Benthic Macroalgal Communities as Ecological Quality Indicator of Bulgarian Black Sea Coastal Water // *J. Balkan Ecol.* 2010. Vol. 13. N 2. P. 161–171.
37. *Bulgakov N. G., Levich A. P.* The nitrogen: phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure // *Archiv fur Hydrobiologie.* 1999. Vol. 146. N 1. P. 3–22.
38. *Cao Y., Williams D. D., Williams N. E.* How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? // *Limnol. Oceanogr.* 1998. N 43. P. 1403–1409.
39. *Carstensen, J., Conley D. J., Henriksen P.* Frequency, composition, and causes of summer phytoplankton blooms in a shallow coastal ecosystem the Kattegat // *Limnol. Oceanogr.* 2004. N 49. P. 191–201.
40. *Carvalho, L., Maberly S., May L.* et al. Risk Assessment Methodology for Determining Nutrient Impacts in Surface Freshwater Bodies / R&D Technical Report P2–260/9 to the Environment Agency and Scottish Environment protection Agency, 2004. P. 171.
41. *Dale V. H., Beyeler S. C.* Challenges in the development and use of ecological indicators // *Ecological Indicators.* 2001. N 1. P. 3–10.
42. *Danilov, R. A., Ekelund N. G. A.* Comparative studies on the usefulness of seven ecological indices for the marine coastal monitoring close to the shore on the Swedish East coast // *Environmental Monitoring and Assessment.* 2001. N 66. P. 265–279.
43. *Escaravage V., Prins T., Nijdam C.* et al. Response of phytoplankton communities to nitrogen input reduction in mesocosm experiments // *Marine Ecology Progress Series.* 1999. Vol. 179. P. 187–199.
44. *Gotsis-Skretas O., Horstmann U., Wiryawan B.* Cell size structure of phytoplankton communities in relation to physico-chemical parameters and zooplankton in a temperate coastal environment // *Archive of Fishery and Marine Research.* 2000. Vol. 48. P. 265–282.
45. *Grover J. P.* Effects of Si:P supply ratio, supply variability and selective grazing in the plankton. An experiment with a natural algal and protistan assemblage // *Limnol. Oceanogr.* 1989. Vol. 34. P. 349.
46. *Jørgensen B. B.* Case Study – Århus Bay. In: *Eutrophication in Coastal Marine Systems.* Washington DC.: American Geophysical Union, 1996. P. 137–154.
47. *Karydis M., Tsiirtsis G.* Ecological indices: A biometric approach for assessing eutrophication levels in the marine environment // *The Science of the Total Environment.* 1996. Vol. 186. P. 209–219.
48. *Kauppila P., Hallfors P., Kokkonen P.* et al. Late summer phytoplankton species composition and biomasses in the Eastern Gulf of Finland // *Ophelia.* 1995. Vol. 42. P. 179–191.
49. *Kilham S. S.* Dynamics of lake Michigan natural phytoplankton communities in continuous cultures along a Si:P loading gradient // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1986. Vol. 43. P. 351–360.
50. *Kuosa H.* Picoplanktonic cyanobacteria in the northern Baltic Sea: role in the phytoplankton community // *24th European Marine Biology Symposium.* Aberdeen. 1990. P. 11–17.
51. *Lyche Solheim A. L., Andersen T., Brettum P.* et al. BOKLASS – Klassifisering av økologiske status i norske vannforekomster: Forslag til aktuelle kriterier og foreløpige grenseverdier mellom god og moderat økologisk status for utvalgte elementer og påvirkninger / Norsk institutt for vannforskning, Rapport LNR 4860. Oslo. 2004. P. 67.

52. *Minicheva G. G.* Contemporary morpho-functional transformation of seaweed communities of the Zernov Phyllophora Field // *Int. J. Algae*. 2007. Vol. 9. N 1. P. 1–21.
53. *Morel A., Prieur L.* Analysis of variations in ocean color // *Limnol. Oceanogr.* 1977. Vol. 22. P. 709–722.
54. *Odum E. P., Kuenzler E. I., Dlunt M. X.* Uptake of F-32 and primary productivity in marine benthic algae // *Limnol. Oceanogr.* 1985. Vol. 3. P. 340–354.
55. *Orfanidis S., Panayotidis P.* Implementation of Water Framework Directive (WFD) for coastal waters by using the Ecological Evaluation INDEX-EEI: the case of Kavala's and Maliakos Gulfs, Greece // 12 Panhellenic Congress Ichthyologists. Drama. 2005. P. 237–240. (In Greek with English summary).
56. *Orfanidis S., Panayotidis P., Stamatis N.* An insight to the ecological evaluation index (EEI) // *Ecological Indicators*. 2003. Vol. 3. N 1. P. 27–33.
57. *Orfanidis S., Panayotidis P., Stamatis N.* Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model // *Mediterranean Marine Science*. 2001. Vol. 2. № 2. P. 45–65.
58. *Orfanidis S., Stamatis N., Tsiagga E.* Ecological status assessment of Delta Nestos Lagoons by using biological and chemical indicators in agreement to Water Framework Directive // 12 Panhellenic Congress of Ichthyologists. Drama. 2005. P. 245–248. (In Greek with English summary).
59. *Panayotidis P., Montesanto B., Orfanidis S.* Use of low-budget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive // *J. Applied Phycology*. 2004. Vol. 16. P. 49–59.
60. *Redfield A. C.* The biological control of chemical factors in the environment // *American Scientist*. 1958. № 46. P. 205–222.
61. *Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C.* et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // *Journal of Plankton Research*. 2002. Vol. 24. P. 417–428.
62. *Rosenberg G., Ramus J.* Uptake of nitrogen and seaweed surface area // *Aquat. Bot.* 1984. Vol. 9. N 1–2. P. 65–72.
63. *Sellner K. G., Sellner S. G., Lacouture R. V.* et al. Excessive nutrients select for dinoflagellates in the stratified Patapsco River estuary: Margalef reigns // *Marine Ecology Progress Series*. 2001. Vol. 220. P. 93–102.
64. *Smayda J. J., Reynolds C. S.* Community assembly in marine phytoplankton: application of recent models to harmful dinoflagellate blooms // *J. Plankton Research*. 2001. Vol. 23. P. 447–461.
65. *Wassmann P., Olli K.* Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. E-book. [www.ut.ee/~olli/eutr](http://www.ut.ee/~olli/eutr), 2004. P. 89–98.
66. *Solimini A. G., Cardoso A. C., Heiskanen A. S.* Indicators and methods for the ecological status assessment under the Water Framework Directive. Ispra: Institute for Environment and Sustainability, 2006. 250 p.
67. *Sommer U.* Eutrophication related changes in phytoplankton species composition: Is there a role of nutrient competition? // ICES annual science conference. Aalborg. 1995. T. 7. P. 17.
68. *Sondergaard M., Jeppesen E., Jensen J. P.* et al. Vandrammedirektivet og danske soer Undertitel: Del 1: Sotyper, referencetilstand og okologiske kvalitetsklasser. Copenhagen: Danmarks Miljoministeriet, 2003.
69. *Stockner, J. G.* Phototrophic picoplankton: an overview from marine and freshwater ecosystems // *Limnol. Oceanogr.* 1988. Vol. 33. P. 765–775.
70. *Thingstad T. F., Zweifel U. L., Rassoulzadegan F.* P Limitation of heterotrophic bacteria and phytoplankton in the Northwest Mediterranean // *Limnol. Oceanogr.* 1998. Vol. 43. P. 88–94.

71. *Tilzer M. M.* Secchi Disk-Chlorophyll relationships in a lake with highly variable phytoplankton biomass // *Hydrobiologia*. 1988. Vol. 162. P. 163–171.
72. *Tsirtsis, G., Karydis M.* Evaluation of phytoplankton community indices for detecting eutrophic trends in the marine environment // *Environmental Monitoring and Assessment*. 1998. Vol. 50. P. 255–269.

*Стаття: надійшла до редакції 05.02.14*

*доопрацьована 11.04.14*

*прийнята до друку 09.09.14*

## COMPARATIVE ANALYSIS OF NATIONAL AND EUROPEAN METHODS OF AQUATIC QUALITY ASSESSMENT WITH PHYTOPLANKTONS INDICATORS

**A. Zotov**

*Institute of Biology of the Southern Seas, Odessa Branch, NAS of Ukraine  
37, Pushkinska St., Odesa 65125, Ukraine  
e-mail: zotovab@ukr.net*

Ukrainian and European approaches of assess the quality of phytoplankton; protection and management of water resources were compared in order to analyze the possibilities of conformity of national standards to requirements of the EU water directive. Problems and benefits of different indicators of phytoplankton, and the possibility of using indicators developed in Ukraine analyzed.

*Keywords:* Water Framework Directive, ecological status assessment, phytoplankton indicators.

## СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ НАЦИОНАЛЬНЫХ И ЕВРОПЕЙСКИХ МЕТОДИК ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОДНОЙ СРЕДЫ С ПОМОЩЬЮ ИНДИКАТОРОВ ФИТОПЛАНКТОНА

**A. Зотов**

*Одесский филиал Института биологии южных морей  
имени А.О. Ковалевского  
НАН Украины  
ул. Пушкинская, 37, Одесса 65125, Украина  
e-mail: zotovab@ukr.net*

С целью анализа возможностей приведения национальных стандартов в соответствие с требованиями водной директивы ЕС проведено сопоставление украинских и европейских подходов к использованию показателей фитопланктона при оценке качества, защите и управлении водными ресурсами. Анализируются проблемы и преимущества применения различных индикаторов фитопланктона, возможности использования индикаторов, разработанных в Украине.

*Ключевые слова:* водная директива ЕС, оценка экологического состояния, индикаторы фитопланктона.