

*Журнал «Альгологія» – орган Відділення загальної біології Національної академії наук України та Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного – публікує статті за такими рубриками: «Загальні проблеми альгології», «Морфологія, анатомія, цитологія», «Размноження та цикли розвитку водоростей», «Генетика», «Фізіологія, біохімія, біофізика», «Екологія, ценологія, охорона та роль водоростей у природі», «Флора та географія», «Викопні водорості», «Систематика, філогенія, питання еволюції водоростей», «Нові та рідкісні таксони», «Прикладна альгологія», «Дискусії», «Короткі повідомлення», «Методика», «Огляди. Історія альгології», «Персоналії», «Хроніка та інформація», «Рецензії», «Нові книги»*

*Journal Algologia (Algology) is sponsored by the Department of General Biology of National Academy of Sciences of Ukraine and M.G. Kholodny Institute of Botany. It embraces the following subjects: General Problems of Algology; Morphology, Anatomy, Cytology; Reproduction and Life Cycles of Algae; Genetics; Physiology, Biochemistry. Biophysics; Ecology, Cenology, Conservation of Algae and their Role in Nature; Flora and Geography; Fossil Algae; Systematics, Phylogeny and Problems of Evolution of Algae; New Taxa and Noteworthy Records; Applied Algology; Discussions, Short Communications; Procedure; Surveys. History of Algology; Personalia; New Items and Information; Review; New Books*

**Головний редактор ВАСЦЕР С.П. (Україна)**

**Заст. головного редактора**

Виноградова О.М. (Україна)

**Відповідальний секретар редакції**

Алейнікова М.Д. (Україна)

**Editor-in-Chief WASSER S.P. (Ukraine)**

**Deputy Editor**

Vinogradova O.M. (Ukraine)

**Managing Editor**

Aleinikova M.D. (Ukraine)

**Редакційна колегія**

Бланко С. (Іспанія)

Божков А.І. (Україна)

Золотарьова О.К. (Україна)

Мінічева Г.Г. (Україна)

Михайлюк Т.І. (Україна)

Нево Е.Д. (Ізраїль)

Окоłodков Ю.Б. (Мексика)

Ольштинська О.П. (Україна)

Садогурська С.С. (Україна)

Семенюк Н.Є. (Україна)

Холзингер А. (Австрія)

Шалигін С.С. (США)

**Editorial Advisory Board**

Blanco S. (Spain)

Bozhkov A.I. (Ukraine)

Zolotareva O.K. (Ukraine)

Minicheva G.G. (Ukraine)

Mikhailyuk T.I. (Ukraine)

Nevo E.D. (Israel)

Okolodkov Yu.B. (Mexico)

Olshtynska O.P. (Ukraine)

Sadogurska S.S. (Ukraine)

Semenyuk N.E. (Ukraine)

Holzinger A. (Austria)

Shalygin S.S. (USA)

Том 34  
3•2024



АЛГО  
ЛОГІЯ

МІЖНАРОДНИЙ  
НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ  
ЖУРНАЛ

ALGOLOGIA

ЗАСНОВАНИЙ У БЕРЕЗНІ 1991 р.

• ВИХОДИТЬ 1 РАЗ НА ТРИ МІСЯЦІ • КИЇВ

### ЗМІСТ

#### *Екологія, ценологія, охорона та роль водоростей у природі*

- 175 *Шербак В.І., Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Козійчук Е.Ш.* Планктонні й контурні угруповання водоростей української ділянки р. Західний Буг та її допливів. Повідомлення 2. Просторова гетерогенність кількісних показників планктонних і контурних водоростевих угруповань
- 205 *Пас-Кордон К.Е., Окологков Ю.Б., Кобо-Градин Ф.* Річний цикл фітопланктону в Тихому океані біля берегів Гватемали з урахуванням фізико-хімічних параметрів
- 227 *Пуша Пудел, Нараян Прасад Гхімір, Шива Кумар Раї.* Різноманітність водоростей озера Гаджеді в залежності від сезонних коливань якості води (Непал)

#### *Флора та географія*

- 249 *Григоренко Т.В., Чужма Н.П., Базасва А.М.* Таксономічне різноманіття фітопланктону рибницьких ставів Львівської області, Україна

Наукові редактори випуску:

ВИНОГРАДОВА О.М., СЕМЕНЮК Н.Є.

Редактори

*В.В. Несчетна, О.Є. Бондаренко*

Адреса редакції: 01601 Київ, вул. Терещенківська, 2,  
Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАНУ, тел. 235-13-11

Address of the Editorial Office: M.G. Kholodny Institute of Botany, NAS of Ukraine,  
2 Tereschenkivska Str., Kyiv 01601, tel. 235-13-11

*e-mail: algologia@ukr.net*

*сайт: www.algologia.co.ua*

Оригінал-макет виготовлено в редакції журналу «Альгологія»

Ідентифікатор медіа R30-03013

Затверджено до друку вченою радою Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України  
(протокол № 8 від 16 липня 2024 р.)

---

Підп. до друку 09.09.2024. Формат 70×108/16. Ум.-друк. арк. 9,8. Обл.-вид. арк. 13,72.  
Тираж 56 прим. Зам. №

---

Віддруковано ВД «Академперіодика» НАН України, вул. Терещенківська, 4, Київ 01024  
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 544 від 27.07.2001

Щербак В.І. (<https://orcid.org/0000-0002-1237-6465>)

Семенюк Н.Є. \* (<https://orcid.org/0000-0003-4447-3507>)

Давидов О.А. (<https://orcid.org/0009-0004-2381-723X>)

Козійчук Е.Ш. (<https://orcid.org/0009-0002-5762-938X>)

*Інститут гідробіології НАН України,*

*просп. Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна*

\*ek424nat@ukr.net

**ПЛАНКТОННІ Й КОНТУРНІ УГРУПОВАННЯ ВОДРОСТЕЙ  
УКРАЇНСЬКОЇ ДІЛЯНКИ р. ЗАХІДНИЙ БУГ ТА ЇЇ ДОПЛИВІВ.  
ПОВІДОМЛЕННЯ 2. ПРОСТОРОВА ГЕТЕРОГЕННІСТЬ КІЛЬКІСНИХ  
ПОКАЗНИКІВ ПЛАНКТОННИХ І КОНТУРНИХ ВОДРОСТЕВИХ  
УГРУПОВАНЬ**

**Реферат.** Вивчено просторовий розподіл чисельності, біомаси, домінуючих комплексів, інформаційного різноманіття водоростей планктону й контурних угруповань р. Західний Буг та її допливів. Визначено трофічність та якість водного середовища досліджених річок. Просторова гетерогенність фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоперифітону зумовила формування високих величин чисельності та біомаси в період літньо-осінньої межени. Встановлено зростання чисельності та біомаси від витоків вниз за течією, що чітко корелює зі збільшенням ширини водотоку. Значне кількісне різноманіття альгоугруповань визначалося розвитком *Bacillariophyta*. В якості субдомінантів виступали *Cyanobacteria* та *Chlorophyta*. Трофічний статус досліджених екосистем змінювався в межах: оліготрофний – евтрофний, а інформаційне різноманіття за індексом Шеннона – від 1,58 до 4,62 біт/екз та від 1,60 до 4,40 біт/мг. Трофічність та інформаційне різноманіття за контурними угрупованнями були вищими, ніж за фітопланктоном. Це свідчить про те, що в літньо-осінню межень у досліджуваних водотоках

Надійшла до редакції 03.06.2024. Після доопрацювання 18.06.2024. Підписана до друку 26.06.2024.  
Опублікована 20.09.2024

Ц и т у в а н н я . Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Козійчук Е.Ш. 2024. Планктонні й контурні угруповання водоростей української ділянки р. Західний Буг та її допливів. Повідомлення 2. Просторова гетерогенність кількісних показників планктонних і контурних водоростевих угруповань. *Альгологія*. 34(3): 175–204. <https://doi.org/10.15407/alg34.03.175>

This is open access article under the CC BY license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

формується режим прозорої води. Отримані результати відрізняються від отриманих нами раніше для Канівського водосховища, в якому провідна роль належала фітопланктону. Просторова гетерогенність водоростевих угруповань значною мірою зумовлена структурою домінуючих комплексів. Зазвичай це або мономінування *Bacillariophyta*, або олігодомінантні комплекси *Bacillariophyta* – *Cyanobacteria* чи *Bacillariophyta* – *Chlorophyta*. Комплексна оцінка якості водного середовища за абіотичними складовими та сапробіологічними характеристиками показала, що модальними класами якості води є 2-й та 3-й класи (чисті води – води задовільної чистоти). Отже, якість води дослідженої української ділянки р. Західний Буг та її допливів не становить суттєвих загроз забруднення вод сусіднім європейським державам.

**Ключові слова:** річка Західний Буг, фітопланктон, мікрофітобентос, фітоперифітон, контурні угруповання, чисельність, біомаса, трофність, домінуючий комплекс, якість водного середовища, індекс Шеннона

## Вступ

У формуванні біорізноманіття водних екосистем провідна роль належить первинним потокам енергії, які визначаються кількісними (функціональними) показниками водоростевих угруповань.

Особливо складною й водночас досить цікавою з ценотичної та екологічної точок зору є просторова гетерогенність цих угруповань в річках, зокрема в р. Західний Буг та її допливах. Раніше повідомлялося (Shcherbak et al., 2024b), що просторова гетерогенність таксономічного різноманіття та флористичної структури між фітопланктоном, мікрофітобентосом і фітоперифітоном найбільше виражена в літньо-осінню річкову межень, яка припадає на період біологічного літа – біологічної осені, коли абіотичні складові екосистем водотоків є найбільш сприятливими для вегетації водоростей.

Окрім біомаси та домінуючого комплексу, які визначають функціональні показники водоростей, не менш важливим є інформаційне різноманіття за індексом Шеннона, чисельність водоростей та трофність водотоків (Shcherbak et al., 2023a, b). Це зумовлено тим, що розмірно-морфологічні характеристики різних видів водоростей можуть суттєво відрізнитися навіть на декілька порядків (Oksiyuk et al., 2005; Oksiyuk, Davydov, 2006; Davydov, 2009; Shcherbak et al., 2019; Semeniuk, 2020; Shcherbak, 2000, 2019b). Це важливо, оскільки подібна розмірна диференціація притаманна багатьом водоростям, що входять до домінуючих комплексів різних альгоугруповань континентальних вод

(наприклад, *Stephanodiscus hantzschii*\*, *Chlamydomonas globosa*, *Aulacoseira granulata*, *Amphora ovalis* та *Cocconeis placentula* var. *euglypta*).

Для транскордонних водотоків України, які входять до басейну р. Вісла, інформація щодо чисельності, біомаси та характерних видів водоростей представлена С.О. Афанасьєвим (Yaroshevych, Afanasyev et al., 2022). Дещо раніше кількісні характеристики альгоугруповань р. Західний Буг та деяких її допливів вивчались О.М. Мантуровою (Manturova, 2001, 2006; Ertel et al., 2012) та О.М. Летицькою (Lietytska et al., 2020). Фрагментарні дані щодо чисельності та біомаси водоростей деяких водойм і водотоків басейну р. Вісла наведено польськими дослідниками (Wojciechowska et al., 2005; Dembowska, 2009; Obolewski et al., 2010a, b; Dembowska et al., 2012; Majewska et al., 2012; Pasztaleniec et al., 2013; Pasztaleniec, Poniewozik, 2013; Grabowska et al., 2014; Zębek et al., 2014; Noga, 2019). Проте інформація щодо порівняльної оцінки кількісного розвитку між угрупованнями (фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоперифітону) в опрацьованих джерелах не відображена.

Метою даної роботи є оцінка просторової гетерогенності, чисельності, біомаси, домінуючих комплексів, інформаційного різноманіття водоростей планктону й контурних угруповань р. Західний Буг та її допливів, а також визначення трофності та якості водного середовища досліджених річок.

#### Матеріали та методи

Карту-схему, номера станцій спостережень на р. Західний Буг та її допливах, їхнє географічне й адміністративне розташування, абіотичні складові, польові, лабораторні та камеральні методи опрацювання альгологічних проб з врахуванням біотопічної специфіки водоростевих угруповань, таксономічні й екологічні характеристики фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоперифітону представлені у попередньому повідомленні (Shcherbak et al., 2024b).

Розрахунок чисельності, біомаси, визначення якісних та кількісних характеристик домінуючих комплексів за чисельністю й біомасою, інформаційних індексів Шеннона з використанням чисельності ( $H_N$ ) та біомаси ( $H_B$ ) проводили за відомими методами (Davydov, 2006; Shcherbak,

---

\* Тут і далі по тексту статті автори видів і внутрішньовидових таксонів водоростей наведено в Додатку «Список таксономічного й еколого-географічного різноманіття та склад домінуючих комплексів фітопланктону, мікрофітобентосу, фітоперифітону р. Західний Буг та її допливів у літньо-осінню межень 2018 р.», який розміщено на сайті окремо <https://doi.org/10.15407/alg34.03.175>

2006а, б). Трофність річки та її досліджених допливів оцінювали за методикою, наведеною раніше (Shcherbak et al., 2023b).

Виходячи з того, що якість водного середовища – це один з важливих інтегральних показників стану водних екосистем, застосовано комплексний підхід, який полягає у використанні сапробіологічних характеристик водоростей (Varinova et al., 2019), методу Пантле-Букк в модифікації Сладечека (2023а, б) та деяких гідрофізичних і гідрохімічних показників (Shcherbak et al., 2020).

Статистичне опрацювання оригінальних даних проводилося з використанням комп'ютерних програм Microsoft Excel і Past 1.32.

## Результати та обговорення

Представлені в попередньому повідомленні (Shcherbak et al., 2024b) таксономічні характеристики чітко вказують на наявність просторової гетерогенності планктонних і контурних водоростевих угруповань р. Західний Буг та її допливів у період літньо-осінньої межени. Тому кількісні характеристики кожного з них доцільно розглянути окремо.

### 1. Кількісне різноманіття

*Водорості фітопланктону р. Західний Буг.* Просторова гетерогенність кількісних показників (як і таксономічних) сформована водоростями з 7 відділів, роль кожного з яких суттєво різнилася. Для чисельності та біомаси встановлена загальна закономірність, яка чітко проявилась у зростанні відповідних показників у напрямку від витoku та вниз за течією: в межах від 152–188 до 735–7560 тис. кл/дм<sup>3</sup> та від 0,075–0,216 до 2,944–8,938 мг/дм<sup>3</sup>. Тенденція до їхнього зростання корелює зі збільшенням ширини річкового русла за течією (рис. 1, а, б), що було встановлено за результатами маршрутних обстежень.

Цікаво, що аналогічна закономірність – зростання кількісного розвитку фітопланктону від витoku вниз за течією – раніше була відмічена для великої транскордонної європейської річки Дніпро (Shcherbak, 1999).

Порівняльний аналіз структурної організації чисельності та біомаси фітопланктону показав певні відмінності. Так, основу чисельності – від 30 до 85% (у середньому 52%) формували *Bacillariophyta* і, меншою мірою, *Cyanobacteria* (від 13 до 57%, у середньому 30%) та *Chlorophyta* (1–31%, у середньому 16%). Більш суттєвою була частка *Bacillariophyta* у структурній організації біомаси – 31–99% (у середньому 74%). Натомість у декілька разів зменшилася кількість *Cyanobacteria* та *Chlorophyta*, тоді як для представників чотирьох інших відділів показники чисельності та біомаси були незначними (див. рис. 1).

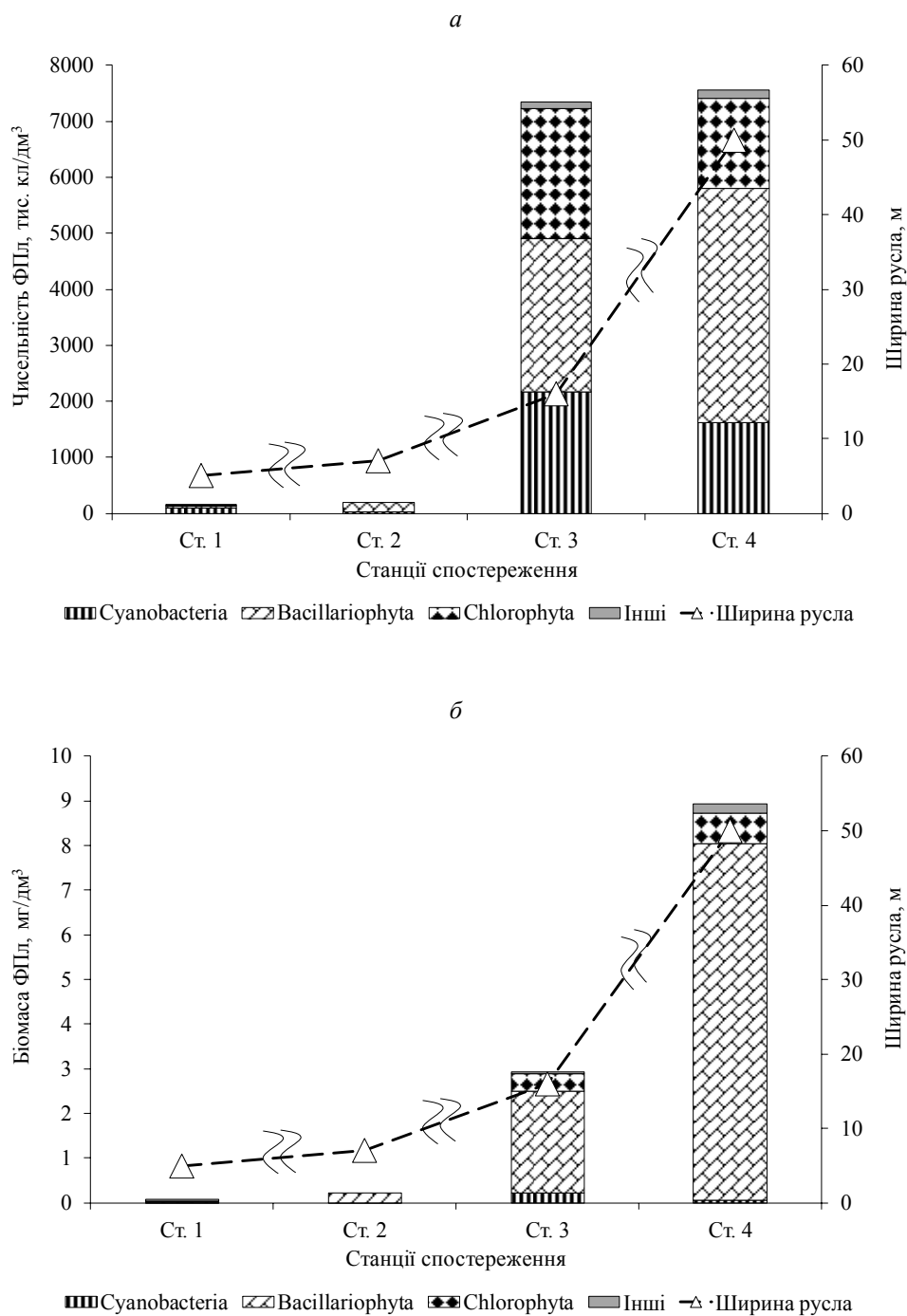


Рис. 1. Просторова гетерогенність чисельності (а), біомаси (б), структурної організації фітопланктону та ширини русла р. Західний Буг у літньо-осінню межень 2018 р. Тут і на рис. 2, 3 «Інші» включають сумарну чисельність чи біомасу відділів *Miozoa*, *Cryptista*, *Ochrophyta*, *Charophyta*, *Eulgenozoa*



*Водорості планктону допливів.* Водоростям планктону допливів, порівняно з річкою, притаманна більша варіабельність кількісних показників та їхньої структури.

Так, за чисельністю у фітопланктоні допливів чільне місце займали *Cyanobacteria* – від 10–16 % до 51–63% із середнім значенням 35% для 15 досліджених допливів. Абсолютна чисельність *Cyanobacteria* характеризувалася більшою варіабельністю, ніж частка цього відділу в загальній чисельності фітопланктону (табл. 1). Менша варіабельність цих величин встановлена для *Bacillariophyta* та *Chlorophyta*, що вочевидь зумовлено різними абіотичними чинниками.

Таблиця 1. Чисельність та структурна організація фітопланктону допливів р. Західний Буг

Відділ	Номери станцій спостереження														
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
<i>Cyanobacteria</i>	<u>427</u> 37	<u>600</u> 47	<u>5750</u> 32	<u>158</u> 35	<u>160</u> 10	<u>321</u> 16	<u>417</u> 29	<u>217</u> 10	*	<u>1281</u> 51	<u>3570</u> 45	<u>10322</u> 63	<u>460</u> 44	<u>1380</u> 60	–
<i>Bacillariophyta</i>	<u>138</u> 12	<u>656</u> 51	<u>1430</u> 8	<u>59</u> 13	<u>1158</u> 73	<u>458</u> 23	<u>107</u> 7	<u>343</u> 16	<u>87</u> 22	<u>778</u> 31	<u>785</u> 10	<u>2275</u> 14	<u>186</u> 18	<u>268</u> 12	<u>410</u> 85
<i>Cryptista</i>	–	<u>20</u> 2	–	–	–	–	–	<u>875</u> 41	–	–	<u>13</u> *	<u>25</u> *	–	–	–
<i>Miozoa</i>	–	–	<u>10</u> *	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Ochrophyta</i>	<u>510</u> 44	–	<u>5520</u> 31	<u>8</u> 2	<u>14</u> 1	<u>75</u> 4	–	<u>665</u> 31	<u>30</u> 8	<u>140</u> 6	<u>13</u> *	<u>25</u> *	<u>10</u> 1	<u>51</u> 2	<u>35</u> 7
<i>Charophyta</i>	<u>4</u> *	–	<u>160</u> 1	<u>221</u> 49	–	–	–	–	–	<u>20</u> 1	–	<u>150</u> 1	–	–	–
<i>Chlorophyta</i>	<u>80</u> 7	*	<u>4480</u> 25	*	<u>246</u> 16	<u>1125</u> 56	<u>911</u> 64	*	<u>276</u> 69	<u>270</u> 11	<u>3435</u> 44	<u>3513</u> 21	<u>388</u> 37	<u>597</u> 26	<u>35</u> 7
<i>Euglenozoa</i>	<u>8</u> 1	<u>8</u> 1	<u>610</u> 3	<u>11</u> 2	<u>4</u> *	<u>45</u> 2	–	<u>18</u> 1	<u>6</u> 2	<u>20</u> 1	<u>80</u> 1	<u>38</u> *	–	<u>6</u> *	–
Сума	<u>1167</u> 100	<u>1284</u> 100	<u>17960</u> 100	<u>456</u> 100	<u>1582</u> 100	<u>2024</u> 100	<u>1434</u> 100	<u>2117</u> 100	<u>399</u> 100	<u>2509</u> 100	<u>7895</u> 100	<u>16347</u> 100	<u>1044</u> 100	<u>2302</u> 100	<u>480</u> 100

Примітки. Над рискою – чисельність відділу, тис. кл/дм<sup>3</sup>, під рискою – % загальної чисельності. \* – Частка відділу менше 1%. Тут і далі назви досліджених водотоків відповідають наведеному раніше (Shcherbak et al., 2024b) на карті-схемі дослідженої ділянки р. Західний Буг та її допливів.

Водорості контурних угруповань р. Західний Буг. Загальною закономірністю у формуванні кількісних показників мікрофітобентосу та їхньої структурної організації є:

– зростання просторової гетерогенності вниз за течією: для чисельності в 6 разів, для біомаси – в 3 рази;

– монодомінування *Bacillariophyta* (81–92% загальної чисельності та біомаси) при фоновому значенні *Cyanobacteria* та *Chlorophyta*.

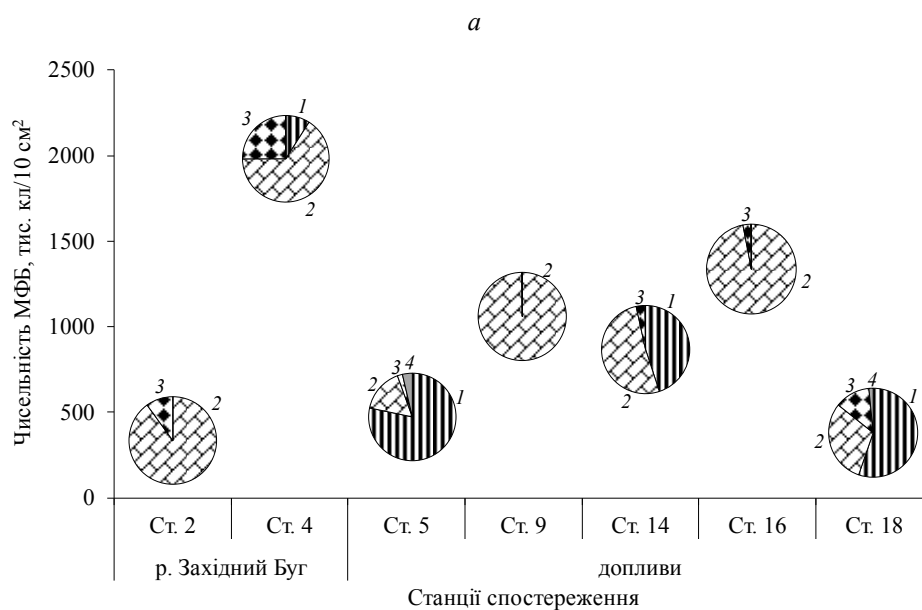
Аналогічні закономірності у формуванні просторової гетерогенності кількісних показників та їхньої структурної організації також притаманні фітоперифітону досліджених водотоків.

У цілому порівняльний аналіз кількісного розвитку планктонних і контурних угруповань р. Західний Буг (рис. 2, 3) вказує на:

– зростання чисельності та біомаси водоростей від витoku вниз за течією річки, що відповідно корелює зі збільшенням ширини водного потоку;

– домінування *Bacillariophyta* (в основному пенатних форм з родів *Navicula*, *Cymbella*, *Achnanthes* та *Bacillaria*) як у водній товщі, так і на різноманітних субстратах;

– присутність *Cyanobacteria* та *Chlorophyta* в якості субдомінантів, з вищими показниками *Chlorophyta* у мікрофітобентосі, ніж у фітоперифітоні.



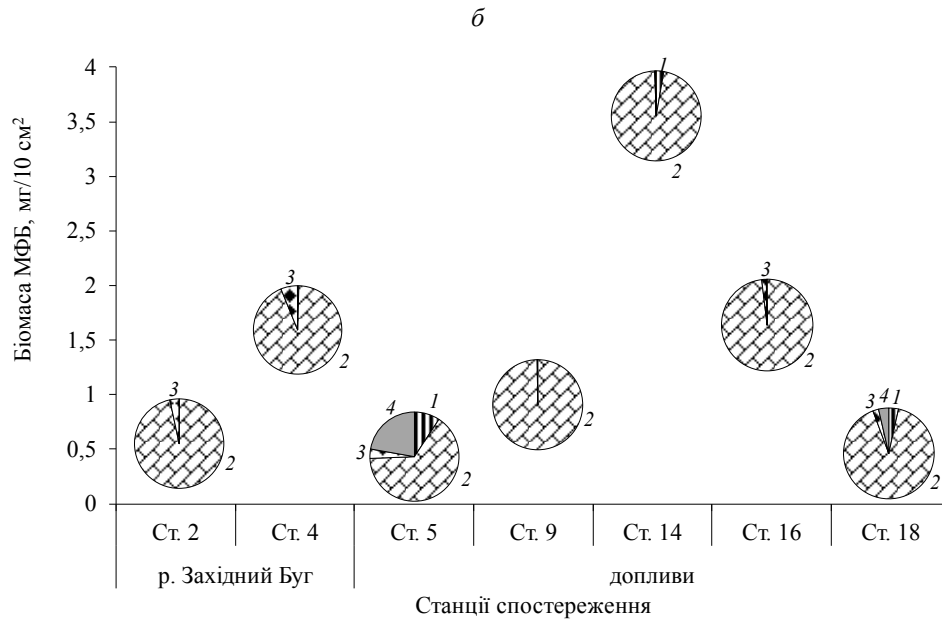
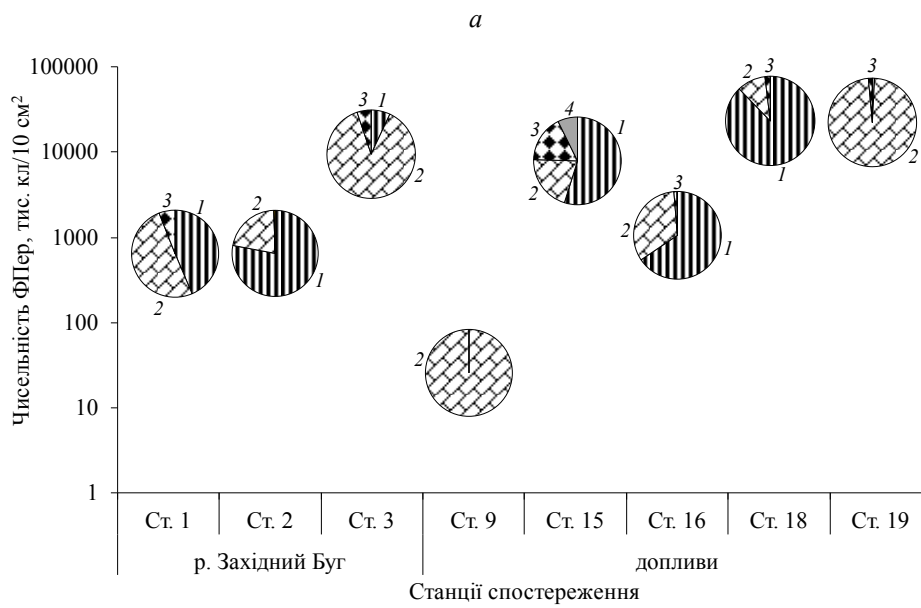


Рис. 2. Просторова гетерогенність чисельності (а) та біомаси (б) й структурної організації мікрофітобентосу дослідженої ділянки р. Західний Буг та її допливів у літньо-осінню межень 2018 р. Тут і на рис. 3: 1 – *Cyanobacteria*, 2 – *Bacillariophyta*, 3 – *Chlorophyta*, 4 – інші



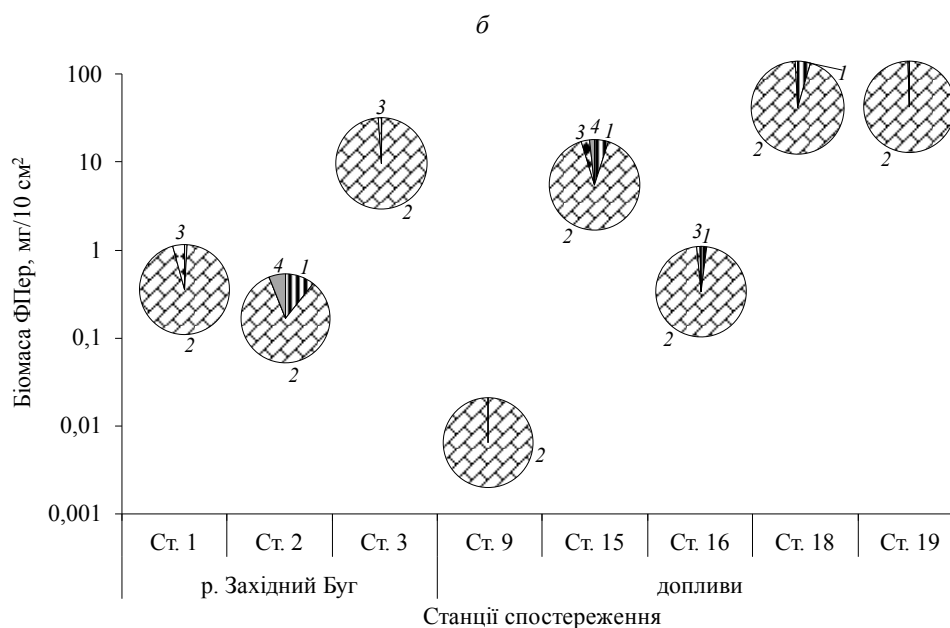


Рис. 3. Просторова гетерогенність чисельності (а) та біомаси (б) й структурної організації фітоперифітону дослідженої ділянки р. Західний Буг та її допливів у літньо-осінню межень 2018 р.

*Допливи.* Аналіз кількісного розвитку контурних водоростевих угруповань на прикладі великої річки Рата, середніх – Солотвина, Білостік, Солокія та Варежанка дозволяє стверджувати:

– чисельність і біомаса мікрофітобентосу характеризуються значною амплітудою коливань – від 327,0 до 1320,0 тис.кл/10 см<sup>2</sup> і від 0,207 до 3,556 мг/10 см<sup>2</sup> відповідно;

– за чисельністю та біомасою домінують *Bacillariophyta* – 73 і 92%;

– субдомінантами виступають *Cyanobacteria* та *Chlorophyta*, роль останнього відділу, особливо в чисельності, значно нижча;

– частки *Cryptista*, *Ochrophyta*, *Charophyta* та *Euglenozoa* за чисельністю та біомасою є незначними та лише зрідка перевищують 1%;

– для фітоперифітону допливів притаманна гетерогенність як чисельності (1074–64985 тис. кл/10 см<sup>2</sup>), так і біомаси (0,008–51,108 мг/10 см<sup>2</sup>), хоча різниця між мінімальними та максимальними показниками дещо вища для чисельності;

– спільним для мікрофітобентосу та фітоперифітону є домінування пенатних форм у біомасі *Bacillariophyta* – до 95%.

Узагальнюючи кількісні показники водоростей планктону та контурних угруповань р. Західний Буг та її допливів, можна стверджувати, що в літньо-осінню межень величинам чисельності та біомаси властива просторова гетерогенність.

Таблиця 2. Біомаса та структурна організація фітопланктону допливів р. Західний Буг

Відділ	Номери станцій спостереження														
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
<i>Cyanobacteria</i>	<u>0.017</u> 2	<u>0.029</u> 4	<u>0.107</u> 1	<u>0.007</u> 1	<u>0.026</u> 1	<u>0.030</u> 1	<u>0.020</u> 9	<u>0.009</u> 1	*	<u>0.200</u> 11	<u>0.081</u> 4	<u>0.657</u> 14	<u>0.046</u> 14	<u>0.156</u> 25	–
<i>Bacillariophyta</i>	<u>0.458</u> 43	<u>0.582</u> 85	<u>0.846</u> 7	<u>0.077</u> 13	<u>1.585</u> 92	<u>2.090</u> 78	<u>0.165</u> 73	<u>0.701</u> 47	<u>0.065</u> 36	<u>1.354</u> 73	<u>0.378</u> 21	<u>2.772</u> 60	<u>0.182</u> 56	<u>0.357</u> 58	<u>0.348</u> 97
<i>Cryptista</i>	–	<u>0.010</u> 1	–	–	–	–	–	<u>0.443</u> 29	–	–	<u>0.006</u> *	<u>0.013</u> *	–	–	–
<i>Miozoa</i>	–	–	<u>0.256</u> 2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Ochrophyta</i>	<u>0.530</u> 49	–	<u>3.173</u> 27	<u>0.004</u> 1	<u>0.003</u> *	<u>0.053</u> 2	–	<u>0.322</u> 21	<u>0.008</u> 4	<u>0.188</u> 10	<u>0.006</u> *	<u>0.013</u> *	<u>0.005</u> 1	<u>0.031</u> 5	<u>0.009</u> 3
<i>Charophyta</i>	<u>0.004</u> *	–	<u>0.053</u> *	<u>0.442</u> 74	–	–	–	–	–	<u>0.028</u> 2	–	<u>0.072</u> 2	–	–	–
<i>Chlorophyta</i>	<u>0.006</u> 1	*	<u>0.659</u> 6	*	<u>0.061</u> 4	<u>0.177</u> 7	<u>0.041</u> 18	*	<u>0.076</u> 42	<u>0.037</u> 2	<u>0.590</u> 32	<u>0.981</u> 21	<u>0.091</u> 28	<u>0.065</u> 11	<u>0.003</u> 1
<i>Euglenozoa</i>	<u>0.057</u> 5	<u>0.064</u> 9	<u>6.821</u> 57	<u>0.068</u> 11	<u>0.051</u> 3	<u>0.326</u> 12	–	<u>0.031</u> 2	<u>0.033</u> 18	<u>0.035</u> 2	<u>0.769</u> 42	<u>0.144</u> 3	–	<u>0.011</u> 2	–
Сума	<u>1.073</u> 100	<u>0.685</u> 100	<u>11.915</u> 100	<u>0.598</u> 100	<u>1.726</u> 100	<u>2.676</u> 100	<u>0.227</u> 100	<u>1.506</u> 100	<u>0.183</u> 100	<u>1.842</u> 100	<u>1.830</u> 100	<u>4.651</u> 100	<u>0.324</u> 100	<u>0.619</u> 100	<u>0.360</u> 100

Примітки. Над рискою – біомаса відділу, г/м<sup>3</sup>, під рискою – % загальної біомаси.  
\* – Частка відділу менше 1%.

У планктонних і контурних водоростевих угрупованнях провідна роль у формуванні кількісних показників належить *Bacillariophyta*. Очевидно, завдяки їхнім морфологічним особливостям вони більш адаптовані для вегетації в гідрологічних умовах, що формуються в досліджених водотоках. Серед характерних видів для водотоків басейну р. Вісла, наведених С.О. Афанасьєвим, також переважають представники *Bacillariophyta* (Yaroshevych, Afanasyev et al., 2022).

В якості субдомінантів як в планктоні, так і в контурних угрупованнях виступають зазвичай *Cyanobacteria* та *Chlorophyta*. Їхня роль більш значуща у формуванні чисельності, ніж біомаси.

Представники інших відділів у річці та її допливах не відіграють суттєвої ролі ані в планктоні, ані в контурних угрупованнях.

Отже, кількісні характеристики планктону та контурних угруповань р. Західний Буг та її допливів можна охарактеризувати як комплекс *Bacillariophyta* на тлі *Cyanobacteria* – *Chlorophyta*.

## **2. Трофність водотоків за фітопланктоном, мікрофітобентосом і фітоперифітоном та інформаційне різноманіття (індекс Шеннона)**

*Трофність.* Оскільки показники кількісного розвитку водоростевих угруповань коливались у значних межах, для їх узагальнення розраховано інтегральний показник – трофність (Romanenko et al., 1990) за енергетичною основою (біомасою). Так, у верхів'ї р. Західний Буг клас трофності за фітопланктоном характеризувався як оліготрофний, але вниз за течією спостерігалось зростання трофності до мезотрофного – евтрофного класу.

Важливим є те, що контурні угруповання, особливо фітоперифітон, відображають більш високу трофність р. Західний Буг, ніж фітопланктон.

Аналогічна закономірність характерна також для досліджених допливів – більш високі показники трофності відзначені за контурними угрупованнями, ніж за планктонними, як на рівні класів, так і на рівні розрядів (табл. 3).

*Інформаційне різноманіття.* Для більшої репрезентативності представлених результатів також узагальнено й оригінальні дані щодо іншого інтегрального показника – інформаційного різноманіття за індексом Шеннона, розрахованим з використанням чисельності ( $N_M$ ) та біомаси ( $N_B$ ). Отримані величини індексів Шеннона характеризувалися високою дисперсністю: від 1,58–1,91 до 4,29–4,62 біт/екз і від 1,60–1,87 до 4,37–4,40 біт/мг (табл. 4). У цілому простежуються наступні закономірності:

- зростання  $N_M$  і  $N_B$  у міру формування водного потоку р. Західний Буг;
- інформаційне різноманіття фітопланктону є нижчим, ніж контурних угруповань;
- для мікрофітобентосу встановлено тенденцію, за якою величини  $N_M$  і  $N_B$  у р. Західний Буг та допливах є найвищими.

Отже, розраховані інтегральні показники трофності та інформаційного різноманіття чітко вказують на те, що на досліджених українських ділянках р. Західний Буг та її допливів контурні угруповання, а особливо мікрофітобентос, відіграють більш суттєву роль у кількісному різноманітті водоростевих угруповань, ніж фітопланктон.

Таблиця 3. Трофність досліджених ділянок р. Західний Буг та її допливів за біомасою фітопланктону, мікрофітобентосу, фітоепіфітону в період літньо-осінньої межні

Водотік	Класи та розряди трофності*					
	Фітопланктон		Мікрофітобентос		Фітоепіфітон	
	min	max	min	max	min	max
р. Західний Буг	оліготрофний оліготрофний	оліготрофний оліготрофно- мезотрофний	мезотрофний мезо-евтрофний	евтрофний евтрофний	оліготрофний оліго- мезотрофний	мезотрофний мезотрофний
Допливи	оліготрофний оліго- мезотрофний	мезотрофний мезо- евтрофний	мезотрофний мезо-евтрофний	евтрофний евтрофний	мезотрофний мезотрофний	евтрофний евтрофний

\* Над ризикою – клас, під ризикою – розряд трофності.

Таблиця 4. Межі коливань індексів інформаційного різноманіття Шеннона ( $H_N$ ,  $H_B$ ) досліджених ділянок р. Західний Буг та її допливів в період літньо-осінньої межні

Водотоки	Показники*					
	Фітопланктон		Мікрофітобентос		Фітоепіфітон	
	$H_N$	$H_B$	$H_N$	$H_B$	$H_N$	$H_B$
р. Західний Буг	<u>2,27–3,11</u> 2,79	<u>1,92–2,68</u> 2,30	<u>3,05–3,84</u> 3,05	<u>2,36–3,58</u> 2,97	<u>2,00–2,36</u> 2,17	<u>2,02–3,51</u> 2,67
Допливи	<u>1,58–4,29</u> 3,01	<u>1,59–4,22</u> 3,06	<u>2,38–4,62</u> 3,45	<u>2,16–4,40</u> 3,65	<u>1,91–4,22</u> 3,31	<u>1,87–3,65</u> 3,21

\* Над ризикою – межі коливань, під ризикою – середні величини індексів інформаційного різноманіття Шеннона.

Заслуговує на увагу порівняння результатів дослідження водотоків з аналогічними даними для лентичної екосистеми – Канівського вдсх (Shcherbak et al., 2023b). Так, у літній період у водосховищі у формуванні трофності провідна роль належала фітопланктону, в якому домінувала *Cyanobacteria*, що згідно з теорією альтернативних стабільних режимів (Scheffer et al., 2001, Semenyuk et al., 2020) притаманно режиму високої каламутності, а роль контурних угруповань є значно меншою.

У водотоках дослідження проведено в літньо-осінню межень, коли чітко виражена просторова гетерогенність між планктонними та контурними угрупованнями. Оскільки потужність фотичної зони досягає

дна (Shcherbak et al., 2024b), формується режим прозорості води, за якого більш інтенсивно розвиваються контурні угруповання – фітоперифітон і, особливо, мікрофітобентос. Але ці закономірності притаманні тільки літньо-осінньому меженому періоду, коли гідрологічні характеристики водотоків найбільш стабільні. Тому для більш ґрунтовної порівняльної оцінки ролі планктонних і контурних водоростевих угруповань в річкових екосистемах необхідні додаткові дослідження в період повені чи паводків.

Отже, проведене порівняння дозволяє встановити відмінності у формуванні трофності та інформаційного різноманіття для лентичних та лотичних екосистем, які необхідно враховувати при дослідженні контурних і планктонних водоростевих угруповань у різні сезони року.

### 3. Домінуючий комплекс

На сьогодні відомо (Odum, 1953; Oksiyuk et al., 2005; Bruno et al., 2006; Oksiyuk, Davydov, 2006; Davydov, 2009; Shcherbak et al., 2012, 2022, 2023a, b, 2024a; Amano, Machida, 2013; Pfeiffer et al., 2013; Iacarella et al., 2018; Semenyuk, 2018; Shcherbak, 2019b), що важливою складовою будь-якого альгоугруповання є домінуючий комплекс (ДК), який формується з видів-домінантів і субдомінантів, визначених за чисельністю та/чи біомасою.

Встановлено, що ДК фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоперифітону р. Західний Буг та її допливів сформовані 97 видами та внутрішньовидовими таксонами, включно з номенклатурним типом виду (ввт) із 7 відділів, що суттєво відрізняється від загальної кількості ввт – 318 (Shcherbak et al., 2024b). Серед відділів найбільш різноманітно представлені: *Bacillariophyta* – 52 (54% флористичного різноманіття ДК), *Cyanobacteria* – 26 (27%) та *Chlorophyta* – 14 (14%), значно менше – *Euglenozoa* – 7 (7%); *Ochrophyta* – 4 (4%), *Cryptista* – 3 (3%) та *Charophyta* – 1 вид (1%). Серед домінантів та субдомінантів були відсутні водорості з *Miozoa*, а в загальному списку видів присутній лише *Peridinium cinctum* (у планктоні невеликого допливу – р. Горпинка). Останнє цікаво тому, що проаналізовані оригінальні дані були отримані в літньо-осінній період, коли зазвичай *Miozoa* входять до складу ДК планктону континентальних вод, зокрема, водосховищ дніпровського каскаду (Shcherbak et al., 2019a; Shcherbak, Maistrova, 2001) чи водойм великого мегаполісу – м. Києва (Shcherbak, Semenyuk, 2006; Shcherbak et al., 2007).

Повний склад видів ДК альгоугруповань представлено в наведеному нами списку (див. на сайті <https://doi.org/10.15407/alg34.03.175>).

Коефіцієнти Серенсена для ДК фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоперифітону, розраховані для річки разом з допливами, змінювались у межах 0,18–0,61. Найнижча величина коефіцієнта зареєстрована між ДК



фітоперифітону за чисельністю та фітопланктону за біомасою. Це пояснюється тим, що до складу ДК фітоперифітону за чисельністю входили 22 види, а фітопланктону за біомасою – 44 види. Спільними для них було лише 6 видів (*Anagnostidinema amphibium*, *Oscillatoria tenuis*, *Aulacoseira granulata*, *Cocconeis placentula*, *Gomphonella olivacea* та *Melosira varians*). Найвищий коефіцієнт отримано між ДК мікрофітобентосу за чисельністю та біомасою. Це пов'язано з тим, що ДК мікрофітобентосу за чисельністю та біомасою представлені однаковим числом видів, з яких більше половини (14 видів) були спільними та в основному належали до бентосних форм. Дендрограми подібності ДК фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоперифітону побудовані за алгоритмом «найближчого сусіда» (Larose, Larose, 2015) (див. рис. 4).

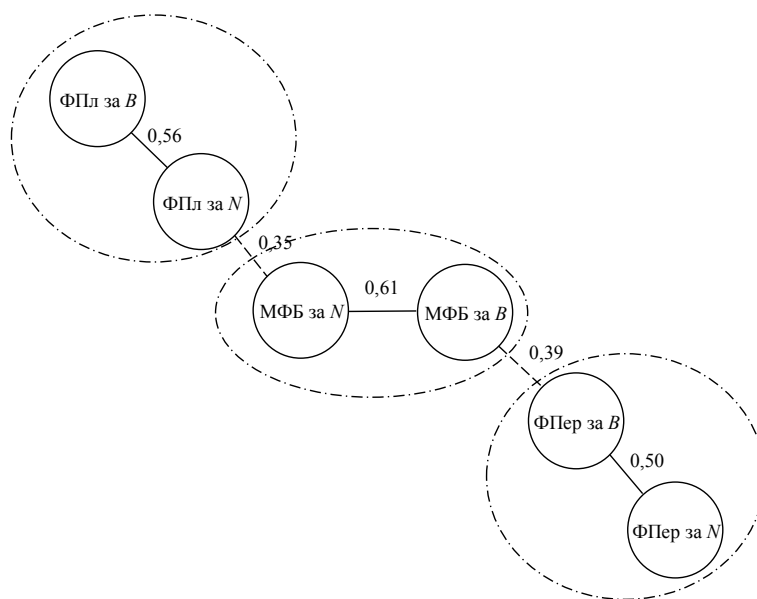


Рис. 4. Дендрограма подібності ДК фітопланктону (ФПл), мікрофітобентосу (МФБ) та фітоперифітону (ФПер) р. Західний Буг з її допливами за чисельністю ( $N$ ) та біомасою ( $B$ ). Суцільними лініями позначено коефіцієнт Серенсена  $K_S > 0,50$ , пунктирними –  $K_S < 0,50$ , що вказує на високу подібність (Shcherbak, 2006a). Штрих-пунктирні еліпси позначають три кластери: фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоперифітону

Дендрограма розділяється на три кластери: фітопланктон, мікрофітобентос та фітоперифітон, що свідчить про просторову диференціацію екоотопічних груп водоростей. Всередині кожного угруповання коефіцієнти Серенсена завжди перевищували 0,50. Водночас між різними екоотопічними угрупованнями ці коефіцієнти були нижче 0,50.

Порівняння альгоугруповань показало, що найбільша подібність між ДК за чисельністю та біомасою спостерігається для мікрофітобентосу, дещо нижча – для фітопланктону, а найнижча – для фітоперифітону. Аналогічний порядок ранжирування коефіцієнтів Серенсена відмічено раніше також для водосховищ (Shcherbak et al., 2023b).

*Фітопланктон р. Західний Буг.* У планктоні ДК нараховано 16 видів. Його різноманіття та флористичну структуру формували *Cyanobacteria* – 4 види (25%), *Bacillariophyta* – 8 (55) і *Chlorophyta* – 3 (5). Домінанти представлені 6 видами, інші були субдомінантами.

До складу ДК за біомасою входило 12 видів: *Bacillariophyta* – 8 видів (68%), *Cyanobacteria* та *Euglenozoa* – по 2 (16%). Коефіцієнт Серенсена (> 0,50) підтверджує значну подібність наведених ДК. Отже, в річці в основному формувався монодомінантний комплекс *Bacillariophyta*.

*Допливи.* Домінуючий комплекс у допливах був більш різноманітним, ніж у р. Західний Буг. ДК за чисельністю представляли: *Bacillariophyta* – 15 видів (39%), *Chlorophyta* – 11 (27), *Cyanobacteria* – 9 (22) та *Ochrophyta* – 5 (12).

Різноманіття ДК за біомасою було близьким до чисельності – 38 видів, але структурна організація відрізнялася: *Bacillariophyta* – 19 видів (51%), *Euglenozoa* та *Chlorophyta* – по 5 (13), *Cyanobacteria* та *Ochrophyta* – по 4 (10) та *Charophyta* – 1 вид (3%).

Спільними домінантами за чисельністю та біомасою виступали: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Cryptomonas erosa*, *Dinobryon divergens*, *Aulacoseira italica* та *Fragilariforma virescens*. Відповідно, коефіцієнт подібності між ДК за чисельністю та біомасою був високим.

Отже, фітопланктон допливів, на відміну від р. Західний Буг, формувався полідомінантним комплексом *Bacillariophyta* – *Chlorophyta* – *Cyanobacteria*. Про значну відмінність між ДК річки та допливів свідчить також низький коефіцієнт Серенсена (0,36).

*Контурні угруповання. Мікрофітобентос.* Склад ДК донних альгоугруповань р. Західний Буг та її допливів за чисельністю формувався з 22 видів: *Bacillariophyta* – 14 (64), *Cyanobacteria* та *Chlorophyta* – по 4 види (18% флористичного різноманіття). У річці та її допливах провідне місце в ДК займали представники *Bacillariophyta* (*Aulacoseira granulata*, *Stephanocyclus meneghinianus*, *Fragilariforma virescens*, *Gomphonella olivacea*, *Gyrosigma acuminatum*, *Melosira varians*, *Meridion circulare*, *Stephanodiscus hantzschii* та *Ulnaria ulna*). Меншою в ДК була кількість представників *Cyanobacteria*: *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Planktothrix agardhii* та *Anagnostidinema amphibia*.

За біомасою ДК контурних угруповань річки та допливів був представлений 24 видами, з яких *Bacillariophyta* (одноклітинні крупноклітинні та колоніальні види) налічували 21 вид (92% флористичного різноманіття). Зокрема, це: *Amphora ovalis*, *Aulacoseira granulata*, *Cocconeis placentula*, *Stephanocyclus meneghinianus*, *Fragilariforma virescens*, *Gomphonella olivacea*, *Gyrosigma acuminatum*, *Melosira varians*, *Meridion circulare*, *Navicula vulpina*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Ulnaria biceps*, *U. ulna* та ін.

Коефіцієнт Серенсена між ДК за чисельністю та біомасою був найвищим серед планктонних і контурних угруповань (див. рис. 4). Вважаємо, що це зумовлено наступним:

- а) гідроморфологічними умовами в літньо-осінню межень у водотоках;
- б) значною кількістю пенатних *Bacillariophyta*, в яких не виражені морфологічні утворення для знаходження в товщі води;
- в) відомо (Shcherbak, Kuzmenko, 1987; Semeniuk, 2020), що *Bacillariophyta* – це тіньюлюбні форми, а отже на дні водотоків формуються своєрідні екологічні умови, що забезпечують їхню життєздатність.

Таким чином, ДК за біомасою контурних угруповань досліджених водотоків формується монодомінантним комплексом *Bacillariophyta*, а за чисельністю – важливо в якості субдомінантів розглядати також *Cyanobacteria* та *Chlorophyta*.

Фітоперифітон. Склад ДК фітообростань р. Західний Буг та її допливів за чисельністю та біомасою нараховував приблизно однакову кількість видів – 20 і 18, але їхня структурна організація суттєво відрізнялася. Так, близькими показниками за чисельністю були *Bacillariophyta* – 10 видів (50% флористичного різноманіття) і *Cyanobacteria* – 9 видів (45% відповідно).

Спільними видами для ДК фітоперифітону за чисельністю та біомасою були: *Halamphora veneta*, *Aulacoseira granulata*, *Bacillaria paxillifera*, *Gomphonella olivacea*, *Planothidium lanceolatum*, *Pseudostaurosira brevistriata* та *Anagnostidinema amphibia* тощо.

Роль *Bacillariophyta* та *Cyanobacteria* у фітообростаннях була вагомою також на річкових ділянках дніпровських водосховищ (Zadorozhna et al., 2017; Semenyuk, 2018; Semeniuk, 2020). Домінування *Bacillariophyta* у фітообростаннях в основному зумовлено тими ж чинниками, що і в мікрофітобентосі, а для *Cyanobacteria* вони наступні:

- а) осідання водоростей із планктону на субстрат при зміні їхньої функціональної активності, зокрема, біологічного старіння виду;
- б) суто механічний процес – субстрат, коли в ролі едифікатора виступають різні водні рослини.

Отже, спільною закономірністю для контурних угруповань є те, що структурна організація їхніх ДК за біомасою представлена *Bacillariophyta*, а за чисельністю до складу ДК, за провідної ролі *Bacillariophyta*, входять також *Cyanobacteria*.

Вважаємо, що відмінності в складі наведених ДК є адаптивною здатністю контурних альгоугруповань домінувати в різнотипних водотоках. Для більш детальної оцінки наявності просторової гетерогенності альгоугруповань були розраховані коефіцієнти Серенсена для домінуючих комплексів, виділених окремо для р. Західний Буг та окремо для її допливів (рис. 5).

Відповідно, на дендрограмі виділяється декілька кластерів:

- кластер фітопланктону, спільний для р. Західний Буг та її допливів;
- кластер фітоперифітону, спільний для р. Західний Буг та її допливів;
- кластер мікрофітобентосу р. Західний Буг;
- кластер мікрофітобентосу допливів.

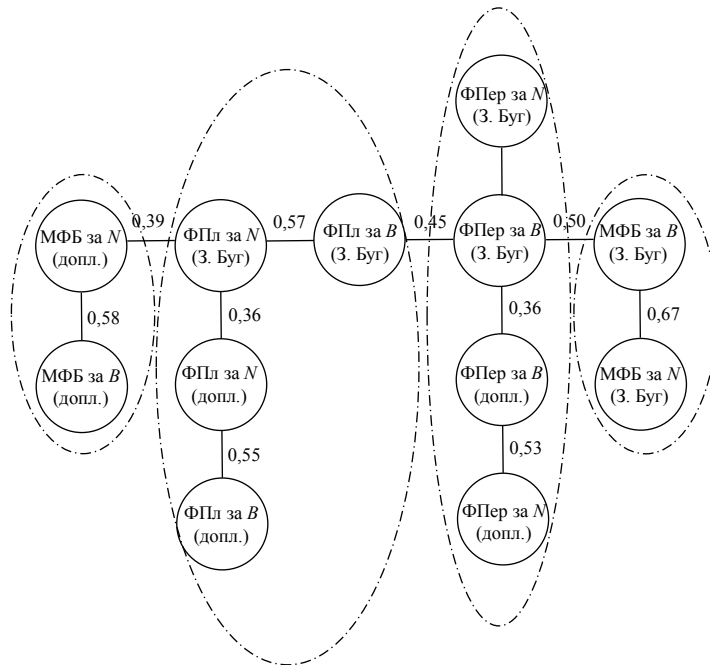


Рис. 5. Дендрограма подібності домінуючих комплексів фітопланктону (ФПл), мікрофітобентосу (МФБ) та фітоперифітону (ФПер) за чисельністю (N) і біомасою (B) р. Західний Буг (З. Буг) та її допливів (допл.)

Виділення в окремі кластери ДК мікрофітобентосу р. Західний Буг та її допливів зумовлене, насамперед, відмінностями у їхньому складі. Зокрема, у мікрофітобентосі допливів більше представлені типово бентосні форми з родів *Surirella*, *Amphora*, *Iconella*, *Gyrosigma* та *Navicula*. Натомість у річці

присутні також планктонні форми з родів *Aulacoseira* та *Desmodesmus*, які за певних умов можуть вегетувати на дні водотоків.

Отже, просторова гетерогенність планктонних і контурних водоростевих угруповань значною мірою зумовлена видовим складом і структурною організацією їхніх ДК за чисельністю та біомасою. Вони представлені монодомінуванням *Bacillariophyta* або олігодомінантними комплексами: *Bacillariophyta* – *Chlorophyta* та *Bacillariophyta* – *Cyanobacteria*. Вважаємо, що така просторова гетерогенність є однією з умов високої життєздатності водоростей різних систематичних відділів, екологічних груп досліджених різнотипних водотоків.

#### 4. Комплексна оцінка якості водного середовища

Однією з найважливіших інтегральних характеристик, що визначає стан гідроекосистем, в тому числі просторово-часову гетерогенність усіх компонентів біоти, є якість водного середовища (ЯВС).

Для отримання більш репрезентативних даних застосовано комплексний підхід (Shcherbak et al., 2020), суть якого полягає у використанні: а) оригінальних даних з абіотичних складових річки та допливів; б) функціональних показників, зокрема, біомаси; в) сапробіологічних характеристик якості води (абсолютної кількості й співвідношення видів-індикаторів усіх зон сапробності та індексу Пантле-Букк у модифікації Сладечека за чисельністю ( $S_N$ ) та біомасою ( $S_B$ )). Оцінка ЯВС проводилась окремо за фітопланктоном, мікрофітобентосом та фітоперифітоном.

Не менш важливою умовою є використання оригінальних даних, отриманих лише в період літньо-осінньої межени.

##### 4.1. За абіотичними критеріями

Оцінка ЯВС за гідрофізичними та гідрохімічними характеристиками показала, що в р. Західний Буг якість води знаходиться в межах олігосапробної зони з модальним 2-м класом якості води, що відповідає чистим водам. Очевидно, що відносно високі показники ЯВС зумовлені тим, що витoki та певна частина верхів'я знаходяться в межах НПП.

У досліджених допливах аналогічні показники ЯВС коливалися в більших межах – від 2-го до 4-го класів, що відповідає «чистим» – «забрудненим» водам. Модальним класом якості води є 2-й клас (чисті води) (табл. 5).

##### 4.2. За біотичними критеріями

ЯВС р. Західний Буг та її допливів за фітопланктоном. У річці та її допливах були відсутні індикатори високого рівня забруднення (р-сапробної зони).

Таблиця 5. Якість водного середовища досліджених ділянок р. Західний Буг та її допливів за абіотичними складовими

Водотоки	Показник	Якість водного середовища			
		Зона сапробності	Порядок класу	Клас	Розряд
р. Західний Буг	Прозорість води	$\beta$ -олігосапробні – $\alpha$ -олігосапробні	2	Чиста	Дуже чиста – цілком чиста
	pH	$\beta$ -мезосапробні	3	Задовільної чистоти	Досить чиста – слабо забруднена
	Кисневий режим а) мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	$\beta$ -олігосапробні	2	Чиста	Дуже чиста
	б) % O <sub>2</sub>	$\beta$ -олігосапробні	2	Чиста	Дуже чиста
Допливи	Прозорість води	$\beta$ -олігосапробні – $\alpha$ -олігосапробні	2	Чиста	Дуже чиста – цілком чиста
	pH	$\alpha$ -олігосапробні – $\beta$ "-мезосапробні	2–3	Чиста – забруднена	Досить чиста – слабо забруднена
	Кисневий режим а) мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	$\alpha$ -олігосапробні – $\beta$ "-мезосапробні	2–3	Чиста – задовільної чистоти	Чиста – досить чиста
	б) % O <sub>2</sub>	$\alpha$ -олігосапробні – $\beta$ "-мезосапробні	2–4	Чиста – забруднена	Досить чиста – слабо забруднена

Примітки. Використані числові гідрофізичні та гідрохімічні показники наведені в Повідомленні 1 (Shcherbak et al., 2024b); критерії якості водного середовища представлено згідно: Romanenko et al., 1990.

Оцінка ЯВС за величинами біомаси, розподілом видів-індикаторів за зонами сапробності, індексами Пантле-Букк в модифікації Сладечека (середні значення яких для річки становлять  $S_N - 2,12$  та  $S_B - 2,25$ , а для допливів  $S_N - 1,98$ ,  $S_B - 1,90$ ) показала гетерогенність якості води – від  $\chi$ -олігосапробної до  $\alpha$ -мезосапробної зони.

Порівняння отриманих даних показує їхню більшу амплітуду коливань у досліджених допливах, ніж у р. Західний Буг (табл. 6), а отже чинники, що визначають якість вод допливів, більш різноманітні. Це пов'язано з тим, що допливи знаходяться на значній території річкового басейну з різноманітною соціальною, промисловою, рекреаційною та природоохоронною інфраструктурами. Також необхідно враховувати, що масив даних, що отримано для п'ятнадцяти досліджених допливів, є більшим, ніж для р. Західний Буг.

Таблиця 6. Якість водного середовища досліджених ділянок р. Західний Буг та її допливів за фітопланктоном

Водотоки	Показник	Якість водного середовища			
		Зона сапробності за видами-індикаторами	Порядок класу	Клас	Розряд
р. Західний Буг	Біомаса <sup>2</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	β-олігосапробна – α'-мезосапробна	2–4	Чиста – забруднені	Дуже чиста – помірно забруднена
	Розподіл (% у середньому) видів-індикаторів за зонами сапробності <sup>3</sup>	χ-о – 29%	1–2	Гранично чиста – чиста	Гранично чиста – дуже чиста
		β – 53%	3	Задовільно чиста	Досить чиста – слабо забруднена
		α – 18%	4	Забруднена	Помірно забруднена – сильно забруднена
Індекс Пантле-Букк в модифікації Сладечека: S <sub>N</sub> та S <sub>B</sub>	β''-мезосапробна	3	Задовільної чистоти	Слабо забруднена	
Допливи	Біомаса <sup>2</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	β-олігосапробна – α''-мезосапробна	2–4	Чиста– забруднена	Дуже чиста – сильно забруднена
	Розподіл (% у середньому) видів-індикаторів за зонами сапробності <sup>3</sup>	χ-о – 38%	1–2	Гранично чиста – чиста	Гранично чиста – дуже чиста
		β – 46%	3	Задовільної чистоти	Досить чиста – слабо забруднена
		α – 16%	4	Забруднена	Помірно забруднена – сильно забруднена
Індекс Пантле-Букк в модифікації Сладечека: S <sub>N</sub> та S <sub>B</sub>	β'-мезосапробна	3	Задовільної чистоти	Досить чиста	

Примітки. Тут і в табл. 7 характеристики якості води представлені згідно: Romanenko et al., 1990; сапробіологічні характеристики видів-індикаторів зон сапробності наведені в Списку; величини біомаси див. в тексті статті.

*ЯВС р. Західний Буг та її допливів за водоростями контурних угруповань.* Аналіз сапробіологічних характеристик мікрофітобентосу та фітоперифітону показав відсутність індикаторів р-сапробних вод. Це свідчить про те, що на досліджених ділянках річок немає «точкових» чи «розсіяних» джерел значного забруднення масивів поверхневих вод.

*У р. Західний Буг* у розподілі видів-індикаторів як у бентосі, так і перифітоні домінували χ-о-сапроби і меншою мірою – β-мезосапроби. Індекси сапробності для фітоперифітону склали: S<sub>N</sub> – 1,93, S<sub>B</sub> – 1,66, а

для мікрофітобентосу – 1,77 і 1,88 відповідно. Це 3-й клас якості води (води задовільної чистоти), що відповідає  $\beta$ -мезосапробній зоні.

Для допливів р. Західний Буг у контурних угрупованнях характерним є зменшення частки  $\chi$ -о-сапробів і зростання кількості  $\beta$ -мезосапробів. Відмічено досить низькі показники  $\alpha$ -сапробів у бентосі та перифітоні на досліджених ділянках річки та її допливах.

Середні значення індексів сапробності для фітоперифітону становлять:  $S_N$  – 1,75,  $S_B$  – 1,71, для донних водоростей:  $S_N$  – 1,86,  $S_B$  – 1,90. Відповідно, модальним є 3-й клас якості води (води задовільної чистоти), що відповідає  $\beta$ -мезосапробній зоні (табл. 7).

Таблиця 7. Якість водного середовища досліджених ділянок р. Західний Буг та її допливів за водоростями контурних угруповань

Водотоки	Контурні угруповання	Показник	Якість водного середовища			
			Зона сапробності за видами-індикаторами	Порядок класу	Клас	Розряд
р. Західний Буг	Мікрофітобентос	Розподіл (% у середньому) видів-індикаторів за зонами сапробності <sup>3</sup>	$\chi$ -о – 49%	1–2	Гранично чиста – чиста	Гранично чиста – дуже чиста
			$\beta$ – 43%	3	Задовільно чиста	Досить чиста – слабо забруднена
	$\alpha$ – 8%		4	Забруднена	Помірно забруднена – сильно забруднена	
		Індекс Пантле-Букк в модифікації Сладечека: $S_N$ та $S_B$	$\beta'$ -мезосапробна	3	Задовільної чистоти	Досить чиста
	Фітоперифітон	Розподіл (% у середньому) видів-індикаторів за зонами сапробності	$\chi$ -о – 52%	1–2	Гранично чиста – чиста	Гранично чиста – дуже чиста
	$\beta$ – 35%		3	Задовільної чистоти	Досить чиста – слабо забруднена	
	$\alpha$ – 12%		4	Забруднена	Помірно забруднена – сильно забруднена	



		Індекс Пантле-Букк в модифікації Сладечка: $S_N$ та $S_B$	$\beta'$ -мезосапробна	3	Задовільної чистоти	Досить чиста
Допливи	Мікрофітобентос	Розподіл (% у середньому) видів-індикаторів за зонами сапробності <sup>3</sup>	$\chi$ -o – 46%	1–2	Гранично чиста – чиста	Гранично чиста – дуже чиста
			$\beta$ – 44%	3	Задовільної чистоти	Досить чиста – слабо забруднена
	$\alpha$ – 9%	4	Забруднена	Помірно забруднена – сильно забруднена		
	Індекс Пантле-Букк в модифікації Сладечка: $S_N$ та $S_B$	$\beta'$ -мезосапробна	3	Задовільної чистоти	Досить чиста	
Фітоперифітон	Розподіл (% у середньому) видів-індикаторів за зонами сапробності	$\chi$ -o – 47%	1–2	Гранично чиста – чиста	Гранично чиста – дуже чиста	
		$\beta$ – 42%	3	Задовільної чистоти	Досить чиста – слабо забруднена	
$\alpha$ – 11%	4	Забруднена	Помірно забруднена – сильно забруднена			
Індекс Пантле-Букк в модифікації Сладечка: $S_N$ та $S_B$	$\beta'$ -мезосапробна	3	Задовільної чистоти	Досить чиста		

Узагальнення результатів оцінки ЯВС р. Західний Буг та її допливів показало, що:

– застосування даних з абіотичних складових дозволяє отримати більш об'єктивні відомості щодо сучасного стану їхньої ЯВС;

– у складі фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоперифітону не ідентифіковано видів-індикаторів р-сапробної зони, що свідчить про відсутність «точкових» чи «розсіяних» джерел забруднення на досліджених ділянках водотоків у літньо-осінню межень 2018 р.;

– незалежно від біотопічної приуроченості водоростеві угруповання є високоінформативними індикаторами ЯВС;

– комплексна оцінка ЯВС за абіотичними та біотичними складовими досліджених водотоків показала, що українській частині річкового басейну р. Вісла притаманні чисті – слабо забруднені води, які не становлять суттєвої загрози сусіднім європейським державам.

### Висновки

Встановлена просторова гетерогенність фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоперифітону зумовила формування високих величин чисельності та біомаси в період літньо-осінньої межені. Очевидно, що за інших характеристик абіотичних складових річкових екосистем (період повені чи паводків) не спостерігатиметься чіткої гетерогенності між водоростевими угрупованнями з точки зору просторового розподілу.

Порівняльний аналіз кількісного розвитку планктонних і контурних водоростевих угруповань річки показав загальну закономірність – зростання чисельності та біомаси від витоків вниз за течією, що чітко корелює зі збільшенням ширини водотоку. Аналогічні дані для фітопланктону отримані раніше при вивченні великої транскордонної річки Європи – р. Дніпро.

Характерною особливістю водоростевих угруповань допливів р. Західний Буг є вища мінливість кількісних показників. Особливо це характерно для чисельності, величини якої у різних допливах коливалися в межах декількох порядків, наприклад: у фітоперифітоні р. Рата – 16 тис. кл/10 см<sup>2</sup>, а в фітоперифітоні р. Варежанка – 64984 тис. кл/10 см<sup>2</sup>.

Велике кількісне різноманіття, незалежно від біотопічної приуроченості альгоугруповань, визначалось інтенсивністю розвитку *Bacillariophyta*. В якості субдомінантів виступали *Cyanobacteria* та *Chlorophyta*, їхня роль у формуванні чисельності зазвичай вища, ніж у біомасі, а інші відділи (*Cryptista*, *Miozoa*, *Ochrophyta*, *Charophyta*, *Euglenozoa*) були представлені незначними кількостями.

Високі показники чисельності та біомаси альгоугруповань, їхня просторова гетерогенність підтверджуються також інтегральними показниками. Так, трофічний статус досліджених екосистем змінювався в межах оліготрофний – евтрофний, а інформаційне різноманіття за індексом Шеннона коливалось у межах 1,58–4,62 біт/екз та 1,60–4,40 біт/мг. Спільною закономірністю є те, що трофічність та інформаційне різноманіття були вищими для контурних угруповань, ніж для планктону. Отримані результати відрізняються від даних, наведених нами раніше для великої лотично-лентичної екосистеми – Канівського вдсх, у якому провідна роль належала фітопланктону. Отже, при інтерпретації результатів комплексних

досліджень планктонних і контурних водоростевих угруповань необхідно враховувати відмінності між лотичними та лентичними екосистемами.

Просторова гетерогенність водоростевих угруповань значною мірою зумовлена видовим складом, чисельністю, біомасою та структурною організацією ДК. Зазвичай це або монодомінування *Bacillariophyta*, або олігодомінантні комплекси *Bacillariophyta* – *Cyanobacteria* чи *Bacillariophyta* – *Chlorophyta*. Очевидно, що така структурна організація ДК забезпечує високу життєздатність контурних угруповань водоростей як основи формування біорізноманіття, потоків енергії та колообігу речовин в різнотипних водотоках.

На досліджених ділянках р. Західний Буг та її допливів у період проведення досліджень не відмічені індикатори р-сапробної зони (клас брудні води), що свідчить про відсутність «точкових» чи «розсіяних» джерел забруднення.

Комплексна оцінка якості водного середовища за абіотичними складовими, видами-індикаторами різних зон сапробності, індексами сапробності Пантле-Букк в модифікації Сладечека ( $S_N$ ,  $S_B$ ) показала, що модальними класами якості води є 2–3-й класи (чисті води – води задовільної чистоти). Виходячи з цього, можна стверджувати, що якість води дослідженої української ділянки р. Західний Буг та її допливів не несе суттєвих загроз забруднення вод сусіднім європейським державам.

*Роботу виконано за рахунок бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень (КПКВК 6541230)».*

*Автори висловлюють глибоку подяку акад. НАН України, д. б. н., проф. С.О. Афанасьєву за наукові консультації при проведенні досліджень на р. Західний Буг та її допливах.*

### **Список літератури**

- Amano Y., Machida M. 2013. Mechanisms of algal species dominance among cyanobacteria, diatoms and green algae as a consequence of phosphorus reduction caused by river water dilution in eutrophic lake. *J. Water Environ. Technol.* 11(5): 391–401.
- Barinova S.S., Bilous O.P., Tsarenko P.M. 2019. *Algal indication of water bodies in Ukraine: Methods and perspectives*. Haifa, Kyiv: Univ. Haifa Publ. 367 p. [Барінова С.С., Белоус Е.П., Царенко П.М. 2019. *Альгоіндикація водних об'єктів України: Методи и перспективи*. Хайфа, Киев: изд-во Хайф. ун-та. 367 с.].
- Bruno J.F., Lee S.C., Kertesz J.S., Carpenter R.C., Long Z.T., Duffy J.E. 2006. Partitioning the effects of algal species identity and richness on benthic marine primary production. *Oikos*. 115: 170–178.

- Davydov O.A. 2006. Epiphytic algal communities. In: *Methods of hydroecological investigations of surface waters*. Kyiv: Logos. Pp. 33–37. [Давидов О.В. 2006. Епіфітні угруповання водоростей. В кн.: *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. Київ: Логос. С. 33–37].
- Davydov O.A. 2009. Structural components of benthic algae as indicators of influence of anthropogenic factors on water objects. *Sci. Issues Ternop. Nat. Ped. Univ. Ser. Biology*. 3(40): 47–56. [Давидов О.А. 2009. Структурні компоненти мікрофітобентосу як індикатори впливу антропогенних чинників на водні об'єкти. *Наук. зап. Терноп. нац. нед. ун-ту*. Сер. Біологія. 3(40): 47–56].
- Dembowska E. 2009. Phytoplankton species diversity of the Lower Vistula from Wyszogród to Toruń. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 38(4): 63–74.
- Dembowska E., Głogowska B., Dąbrowski K. 2012. Dynamics of algae communities in an oxbow lake (Vistula River, Poland). *Arch. Pol. Fish.* 20: 27–37.
- Ertel A.-M., Lupo A., Scheifhacken N., Bodnarchuk T., Manturova O., Berendonk T.U., Petzoldt T. 2012. Heavy load and high potential: anthropogenic pressures and their impacts on the water quality along a lowland river (Western Bug, Ukraine). *Environ. Earth Sci.* 65(5): 1459–1473.
- Grabowska M., Glińska-Lewczuk K., Obolewski K., Burandt P., Kobus S., Dunalska J., Kujawa R., Goździejewska A., Skrzypczak A. 2014. Effects of hydrological and physicochemical factors on phytoplankton communities in floodplain lakes. *Pol. J. Environ. Stud.* 23(3): 713–725.
- Iacarella J.C., Baroow J.L., Giani A., Beisner B.E., Gregory-Eaves I. 2018. Shifts in algal dominance in freshwater experimental ponds across differing levels of macrophytes and nutrients. *Ecosphere*. 9(1): e02086.
- Larose D.T., Larose C.D. 2015. Hierarchical and *k*-mean clustering. In: *Data mining and predictive analytics*. John Wiley & Sons, Inc. Pp. 523–530.
- Lietytska O.M., Kipnis L.S., Honcharova M.T. 2020. Search of potentially reference sites for assessing the ecological state of the Vistula River basin. In: *International scientific and practical conference “The European potential for development of natural science” (Lublin, 27–28 Nov., 2020)*. Lublin: Baltija Publ. Pp. 66–70. [Лєтицька О.М., Кіпніс Л.С., Гончарова М.Т. 2020. Пошук потенційно референційних ділянок для визначення екологічного стану басейну річки Вісла. У кн.: *International scientific and practical conference “The European potential for development of natural science” (Lublin, 27–28 Nov., 2020)*. Lublin: Baltija Publ. Pp. 66–70].
- Majewska R., Zgrundo A., Lemke P., De Stefano M. 2012. Benthic diatoms of the Vistula River estuary (Northern Poland): Seasonality, substrate preferences, and the influence of water chemistry. *Phycol. Res.* 60(1): 1–19.
- Manturova O.V. 2001. On changes in phytoplankton of the rivers in the western region of Ukraine during transit across the urban areas. *Sci. Issues Ternop. Nat. Ped. Univ. Ser. Biol.* 3(14): 64–66. [Мантурова О.В. 2001. Про зміни в фітопланктоні річок західного регіону

- України при транзиті через урбанізовані території. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту.* Сер. Біол. 3(14): 64–66].
- Manturova O.V. 2006. *Phytoplankton of small rivers within urban areas*: PhD (Biol.) Abstract. Kyiv. 19 p. [Мантурова О.В. 2006. *Фітопланктон малих річок урбанізованих територій*: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ. 19 с.].
- Noga T. 2019. Valuable habitats of protected areas in southern Poland – a source of rare and poorly known diatom species. *Acta Soc. Bot. Polon.* 88(1): 1–20.
- Obolewski K.T., Skorbiłowicz E., Skorbiłowicz M., Strzelczak A. 2010a. Influence of heavy metals contained in reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. inhabiting the Vistula Lagoon on periphyton density. *Fresen. Environ. Bull.* 19(2a): 340–347.
- Obolewski K.T., Skorbiłowicz E., Skorbiłowicz M., Osadowski Z. 2010b. Influence of chemical elements contained in reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. on epiphytic algae in riparian buffer zone. *Fresen. Environ. Bull.* 19(2a): 348–353.
- Odum E.P. 1953. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia, London: W B. Saunders Co. 384 p.
- Oksiyuk O.P., Davydov O.A. 2006. *Assessment of the ecological state of water bodies according to microphytobenthos*. Kyiv. 32 p. [Оксиюк О.П., Давыдов О.А. 2006. *Оценка экологического состояния водных объектов по микрофитобентосу*. Киев. 32 с.].
- Oksiyuk O.P., Davydov O.A., Dyachenko T.N., Melenchuk G.V., Tarashchuk O.S. 2005. *Benthic vegetation of the river section of the Kanev reservoir*. Kyiv: Logos. 40 p. [Оксиюк О.П., Давыдов О.А., Дьяченко Т.Н., Меленчук Г.В., Тарашчук О.С. 2005. *Донная растительность речного участка Каневского водохранилища*. Киев: Логос. 40 с.].
- Pasztaleniec A., Poniewozik M. 2013. The impact of free-floating plant cover on phytoplankton assemblages of oxbow lakes (The Bug River Valley, Poland). *Biologia.* 68(1): 18–29.
- Pasztaleniec A., Karpowicz M., Strzałek M. 2013. The influence of habitat conditions on the plankton in the Białe oxbow lake (Nadbużański Landscape Park). *Limnol. Rev.* 13(1): 43–45.
- Pfeiffer T.Ž., Mihaljević M., Stević F., Špoljarić D. 2013. Periphytic algae colonization driven by variable environmental components in a temperate floodplain lake. *Ann. Limnol. – Int. J. Lim.* 49: 179–190.
- Romanenko V.D., Oksiyuk O.P., Zhukinskiy V.N., Stolberg F.V., Lavrik V.I. 1990. *Ecological assessment of hydrotechnical construction impact upon water bodies*. Kyiv: Nauk. Dumka. 256 p. [Романенко В.Д., Оксиюк О.П., Жукинський В.Н., Стольберг Ф.В., Лаврик В.И. 1990. *Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты*. Киев: Наук. думка. 256 с.].
- Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C., Walker B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature.* 413(6856): 591–596.
- Semenyuk N.Ye. 2018. Homeostasis of phytoepiphyton of the Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. J.* 54(2): 16–30. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v54.i2>
- Semeniuk N. 2020. *Epiphytic algal communities of the Dnieper basin waterbodies*: Dr. Sci. (Biol.) Abstract. Kyiv. 40 p. [Семенюк Н.Є. *Фітоепіфітон водних об'єктів басейну Дніпра*: Автореф. дис. ... д-ра біол. наук. Київ. 40 с.].

- Semenyuk N.Ye., Shcherbak V.I., Sherman I.M., Kutishchev P.S. 2020. Characteristics of the autotrophic link of the Kardashyn Liman of the Dnieper-Bug Estuary (Ukraine). *Hydrobiol. J.* 56(3): 30–45.
- Shcherbak V.I. 1999. Primary production of algae in the Dnieper and Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. J.* 35(1): 1–13.
- Shcherbak V.I. 2000. Photosynthetic activity of dominant species of the Dnieper River phytoplankton. *Hydrobiol. J.* 36(2): 71–84.
- Shcherbak V.I. 2006a. Phytoplankton. In: *Methods of hydroecological investigations of surface waters*. Kyiv: Logos. Pp. 8–27. [Щербак В.І. 2006а. Фітопланктон. В кн.: *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. Київ: Логос. С. 8–27].
- Shcherbak V.I. 2006b. Phytomicrobenthos. 2006b. In: *Methods of hydroecological investigations of surface waters*. Kyiv: Logos. Pp. 28–32. [Щербак В.І. 2006б. Фітомікробентос. В кн.: *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. Київ: Логос. С. 28–32].
- Shcherbak V.I. 2019a. Impact of climate change on phytoplankton qualitative and quantitative diversity in the Dnieper water reservoirs' pelagic zone. In: *Biodiversity and bioresource potential of the Dnieper water reservoirs under conditions of climate change and biological invasion*. Kyiv: Nauk. Dumka. Pp. 178–190. [Щербак В.І. 2019а. Вплив кліматичних умов на якісне і кількісне різноманіття фітопланктону пелагіалі дніпровських водосховищ. В кн.: *Біорізноманіття та біоресурсний потенціал екосистем дніпровських водосховищ в умовах кліматичних змін і розвитку біологічної інвазії*. Київ: Наук. думка. С. 178–190].
- Shcherbak V.I. 2019b. Response of phytoplankton of the Kiev Reservoir to the increase in summer temperatures. *Hydrobiol. J.* 55(1): 18–35.
- Shcherbak V.I., Kuz'menko M.I. 1987. Intensity of photosynthesis by phytoplankton at various depths in the photic zone. *Hydrobiol. J.* 23(2): 20–23.
- Shcherbak V.I., Maistrova N.V. 2001. *Phytoplankton of the Kyiv section of the Kaniv Reservoir and factors affecting its development*. Kyiv. 70 p. [Щербак В.І., Майстрова Н.В. 2001. *Фітопланктон київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його визначають*. Київ. 70 с.].
- Shcherbak V.I., Semenyuk N.Ye. 2006. Phytoplankton diversity in some water bodies within Kyiv city. *Algologia*. 16(4): 467–478. [Щербак В.І., Семенюк Н.Є. 2006. Разнообразие фитопланктона некоторых водоемов г. Киева. *Альгология*. 16(4): 467–478].
- Shcherbak V.I., Maistrova N.V., Semenyuk N.Ye. 2007. Phytoplankton of the subsidiary water-bodies of the Kaniv water reservoir in Kyiv. *Hydrol., Hydrochem., Hydroecol.* 12: 182–189. [Щербак В.І., Майстрова Н.В., Семенюк Н.Є. 2007. Фітопланктон додаткових водойм Канівського водосховища в межах м. Києва. *Гідрол., гідрохім., гідроекол.* 12: 182–189].
- Shcherbak V.I., Maistrova N.V., Semenyuk N.Ye. 2012. Structural and functional organization of phytoplankton and phytomicroepiphyton of the rivers of the "Pripyat – Stokhod" National Natural Park. *Hydrobiol. J.* 48(6): 3–27. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v48.i6.10>

- Shcherbak V.I., Semenyuk N.Ye., Linchuk M.I. 2019. Winter under the ice water bloom formed by *Aphanizomenon gracile* Lemmermann. *Hydrobiol. J.* 55(5): 20–34.  
<https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v55.i5.20>
- Shcherbak V.I., Sherman I.M., Kutishchev P.S., Morozova A.O., Semeniuk N.Ye., Lutsenko D.A. 2020. *Present ecological state and biodiversity of the Dnieper-Bug in relation to commercial fish fauna*. Kherson: Vyshemyrskyi. 200 p. [Щербак В.І., Шерман І.М., Кутіщев П.С., Морозова А.О., Семенюк Н.Є., Луценко Д.А. 2020. *Сучасний екологічний стан і біорізноманіття Дніпровсько-Бузької естуарної системи у зв'язку з промисловою іхтіофауною*. Херсон: Вишемирський. 200 с.]
- Shcherbak V.I., Semenyuk N.Ye., Yakushyn V.M. 2022. Phytoplankton structural and functional organization in a large lowland reservoir under the global climate change (case study of the Kaniv Reservoir. *Hydrobiol. J.* 58(6): 3–27. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v58.i6.10>
- Shcherbak V.I., Liashenko A.V., Semeniuk N.Ye., Zorina-Sakharova K.Ye., Lutsenko D.A. 2023a. Continuity and discreteness of the communities of hydrobionts in the lotic-lentic ecosystem of the Danubre River Delta: Phytoplankton. *Hydrobiol. J.* 59(3). P. 3–27.  
<https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v59.i3.10>
- Shcherbak V.I., Semeniuk N.Ye., Davydov O.A., Larionova D.P. 2023b. Present-day characteristics of phytoplankton, microphytobenthos and phytoepiphyton of the Kaniv Reservoir. Rep. 2: Abiotic variables, quantitative diversity, dominant species complex, trophic state, water quality. *Algologia.* 33(4): 247–277. [Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Ларіонова Д.П. 2023б. Сучасна характеристика фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоепіфітону Канівського водосховища. Повідомлення 2: Абіотичні чинники, кількісне різноманіття, домінуючий комплекс, трофічність та оцінка якості водного середовища. *Альгологія.* 33(4): 247–277].  
<https://doi.org/10.15407/alg33.04.247>
- Shcherbak V.I., Semenyuk N.Ye., Maystrova N.V. 2024a. Characteristics of Cyanobacteria at different stages of existence of the Kyiv Reservoir. *Hydrobiol. J.* 60(1): 3–27.  
<https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v60.i1.10>
- Shcherbak V.I., Semeniuk N.Ye., Davydov O.A., Koziychuk E.Sh. 2024b. Plankton and contour algal communities in the Ukrainian section of the Western Bug River and its tributaries. Rep. 1. Abiotic variables, taxonomic, ecological characteristics and floristics specifics of phytoplankton, microphytobenthos, phytoperiphyton. *Algologia.* 34(2): 91–120. [Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Козійчук Е.Ш. 2024б. Планктонні та контурні угруповання водоростей української ділянки р. Західний Буг та її допливів. Повідомлення 1. Абіотичні складові, таксономічна, екологічна характеристика та флористичні особливості фітопланктону, мікрофітобентосу, фітоперифітону. *Альгологія.* 34(2): 91–120]. <https://doi.org/10.15407/alg34.02.91>
- Wojciechowska W., Pasztaleniec A., Solis M., Turczyński M., Dawidek J. 2005. Phytoplankton of the two river lakes in relation to flooding period (River Bug, Eastern Poland). *Pol. J. Ecol.* 53(3): 419–425.

- Yaroshevych O., Afanasyev S. 2022. Basin management department of water resources of the Western Bug and San rivers et al. In: *Draft. Vislula river basin management plan (2025–2030)*. [Ярошевич О., Афанасьєв С. 2022. Басейнове управління водних ресурсів річок Західного Бугу та Сяну та ін. В зб: *Проект. План управління річковим басейном Вісли (2025–2030)*]. <https://davr.gov.ua/plan-upravlinnya-richkovim-basejnom-visli1>; [https://davr.gov.ua/fls18/PURB\\_Visla.pdf](https://davr.gov.ua/fls18/PURB_Visla.pdf)
- Zadorozhna H., Semeniuk N., Shcherbak V. 2017. Interaction between phytoplankton and epiphytic algae in the Kaniv Water Reservoir (Ukraine). *Int. Lett. Nat. Sci.* 61: 56–68.
- Zębek E., Szymańska U. 2014. Gastropods and periphytic algae relationships in the vicinity of a small hydroelectric plant on the Pasłęka River in northeast Poland. *Arch. Pol. Fish.* 22: 69–80.

**Shcherbak V.I.** (<https://orcid.org/0000-0002-1237-6465>)

**Semeniuk N.Ye.** (<https://orcid.org/0000-0003-4447-3507>)

**Davydov O.A.** (<https://orcid.org/0009-0004-2381-723X>)

**Koziychuk E.Sh.** (<https://orcid.org/0009-0002-5762-938X>)

Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
12 Prosp. Volodymyra Ivasiuka, Kyiv 04210, Ukraine

**Plankton and contour algal communities in the Ukrainian section of the Western Bug River and its tributaries. Report 2. Spatial heterogeneity of planktonic and contour algal communities' quantitative characteristics**

The paper deals with spatial dynamics of cell count, biomass, dominant species complexes, information diversity of planktonic and contour algal communities in the Western Bug River and its tributaries. The trophic state and water quality of the rivers under study have been assessed. The spatial heterogeneity of phytoplankton, microphytobenthos and phytoperiphyton brought about high cell count and biomass values during the low-water summer-autumn season. The cell count and biomass have been shown to increase from the upper reaches downstream, correlating with the river bed width. High quantitative diversity of algal communities was due to *Bacillariophyta* dominance. *Cyanobacteria* and *Chlorophyta* were recorded as subdominants. The trophic state of the aquatic ecosystems under study varied between oligotrophic and eutrophic. The Shannon's index made up 1.58–4.62 bit/cell and 1.60–4.40 bit/mg. The trophic state and information diversity assessed according to contour algal communities were higher than according to phytoplankton. This is indicative of the clear water regime forming in the rivers under study during the low-water summer-autumn season. The obtained findings differ from the data, published earlier for the Kaniv Water Reservoir, where the primary role belonged to phytoplankton. The spatial heterogeneity of algal communities is related to the dominant complexes structure. As a rule, these are



monodominant *Bacillariophyta* complexes or oligodominant *Bacillariophyta* – *Cyanobacteria* or *Bacillariophyta* – *Chlorophyta* complexes. The water quality assessment according to the abiotic variables and saprobiologic characteristics has shown that the modal classes of water quality are the 2<sup>nd</sup>–3<sup>rd</sup> classes (clean waters – satisfactory clean waters). Therefore, the water quality of the Ukrainian section of the Western Bug River and its tributaries does not pose any substantial hazard to the adjacent European countries.

**Key words:** Western Bug River, phytoplankton, microphytobenthos, phytoperiphyton, contour communities, cell count, biomass, trophic state, dominant species complex, water quality, Shannon's index

---

**Citation.** Shcherbak V.I., Semeniuk N.Ye., Davydov O.A., Koziychuk E.Sh. 2024. Plankton and contour algal communities in the Ukrainian section of the Western Bug River and its tributaries. Report 2. Spatial heterogeneity of planktonic and contour algal communities' quantitative characteristics. *Algologia*. 34(3): 175–204. <https://doi.org/10.15407/alg34.03.175>

ПАС-КОРДОН К.Е. <sup>1</sup> (<https://orcid.org/0009-0009-6673-6751>)

ОКОЛОДКОВ Ю.Б. <sup>2\*</sup> (<https://orcid.org/0000-0003-3421-3429>)

КОБО-ГРАДИН Ф. <sup>3</sup> (<https://orcid.org/0000-0001-5684-266X>)

<sup>1</sup> Інститут гідробіологічних досліджень, Центр морських досліджень і аквакультури, Університет Сан-Карлос-де-Гватемала (IIN-CEMA-USAC), м. Гватемала, Гватемала

<sup>2</sup> Інститут морських наук і рибальства, Університет Веракрузана (ICIMAR-UV), Бока-дель-Ріо, Веракрус, Мексика

<sup>3</sup> Університет Сантьяго де Компостела (USC), Понтеведра, Галісія, Іспанія

\*yuriokolodkov@yahoo.com

## РІЧНИЙ ЦИКЛ ФІТОПЛАНКТОНУ В ТИХОМУ ОКЕАНІ БІЛЯ БЕРЕГІВ ГВАТЕМАЛИ З УРАХУВАННЯМ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ

**Реферат.** Вивчено річний цикл фітопланктону в центральній частині Тихоокеанського прибережжя Гватемали у зв'язку з фізико-хімічними факторами. Через відсутність базової інформації про особливості розвитку фітопланктону в цьому секторі Тихого океану, зокрема про фактори, що викликають шкідливе «цвітіння» водоростей, протягом року (з січня по грудень 2021 р.) на трьох ділянках акваторії поблизу порту Кецаль проводився щомісячний моніторинг. Період спостережень охоплював три гідрометерологічні сезони. Проби відбирали біля буїв Тексако, Рекалада та Ентре Моррос на глибині 1,5 та 5,0 м. Ці ділянки акваторії зазнають антропогенного впливу через судноплавство та міську агломерацію поблизу. Було оцінено структуру фітопланктонного угруповання (видовий склад, чисельність, багатство та різноманітність), з акцентом на потенційно токсичні та нетоксичні шкідливі види. Всього за період спостережень виявлено 53 види діатомових з 26 родів і 13 порядків та 42 види динофлагелат з 14 родів і 6 порядків. Суттєвих відмінностей у видовому складі мікроводоростей залежно від глибини відбору проб та різними кварталами року не виявлено. Порівняння загальної

Надійшла до редакції 07.02.2024. Після доопрацювання 19.04.2024. Підписана до друку 10.05.2024.  
Опублікована 20.09.2024

---

Ц и т у в а н н я . Пас-Кордон К.Е., Окологков Ю.Б., Кобо-Градин Ф. 2024. Річний цикл фітопланктону в Тихому океані біля берегів Гватемали з урахуванням фізико-хімічних параметрів. *Альгологія*. 34(3): 205–226. <https://doi.org/10.15407/alg34.03.205>

This is open access article under the CC BY license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

чисельності клітин водоростей між трьома ділянками не показало істотних відмінностей. Отримані результати представляють нову інформацію про угруповання фітопланктону гватемальської частини Тихого океану, де щорічно реєструються явища «цвітіння» води з подальшими екологічними наслідками та отруєнням людей.

**Ключові слова:** діатомові водорості, динофлагеляти, Гватемала, шкідливе «цвітіння» водоростей, *Margalefidinium*, мікроводорості, Тихий океан, фітопланктон, *Pyrodinium*, токсичний фітопланктон

## Вступ

У Гватемалі було проведено небагато досліджень морського фітопланктону, причому динофлагеляти були найбільш вивченою таксономічною групою. Перші такі дослідження проведені у зв'язку з масовим отруєнням людей у 1987 р.: загалом 193 особи отруїлися через вживання молюсків, для 22 з них ці випадки стали летальними (Rosales-Loessener et al., 1989). Paz-Cordón (1997) вказує, що найбільшої рясності досягали *Dinophysis caudata* Kent, *Gonyaulax verior* Sournia та *Pyrodinium bahamense* L. Plate var. *compressum* (Böhm) Steidinger, Tester et F.J.R. Taylor. В огляді (Leiva, 2008), присвяченому ролі динофлагелят як агентів шкідливого «цвітіння» води (ШЦВ) в Тихому океані біля берегів Гватемали, вказано, що такі випадки зафіксовані у 1985, 1987, 1989, 1990, 1995, 2001 і 2005 рр. У грудні 2018 р. було зареєстровано масовий розвиток *P. bahamense* var. *compressum*; біотести на мишах показали наявність сакситоксину (García-Pérez et al., 2018). У Карибському прибережжі Гватемали в таких екосистемах, як коралові рифи та зарості підводної рослинності, автори виявили потенційно токсичні бентосні динофлагеляти родів *Gambierdiscus* R. Adachi et Y. Fukuyo, *Prorocentrum* Ehrenb., *Coolia* A. Meunier та *Ostreopsis* Johs. Schmidt. У квітні 2022 р. зафіксовано 34 випадки отруєння людей, у т. ч. чотири летальні (Paz-Cordón et al., 2024).

Основною метою цього дослідження було вивчення річного циклу фітопланктону (його видового складу, рясності та різноманітності) в центральній частині Тихоокеанського прибережжя Гватемали у зв'язку з фізико-хімічними факторами, з акцентом на потенційно токсичні види.

## Матеріали та методи

### Район досліджень

Досліджена частина Тихоокеанського прибережжя Гватемали розташована в муніципалітеті Сан-Хосе департаменту Ескуїнтла, де середня температура коливається між 22 °C і 34 °C, з найнижчими значеннями в період з жовтня по грудень (рис. 1). Тут досить короткий сухий сезон у березні–

квітні. Вологість повітря коливається в середньому від 56% влітку (з листопада до квітня) і 85% взимку (з травня до жовтня) зі швидкістю вітру від 8 до 20 км/год і середньорічною кількістю опадів 3319 мм (Arévalo-Martínez, 1945; Comisión..., 1997; Wells et al., 2019)

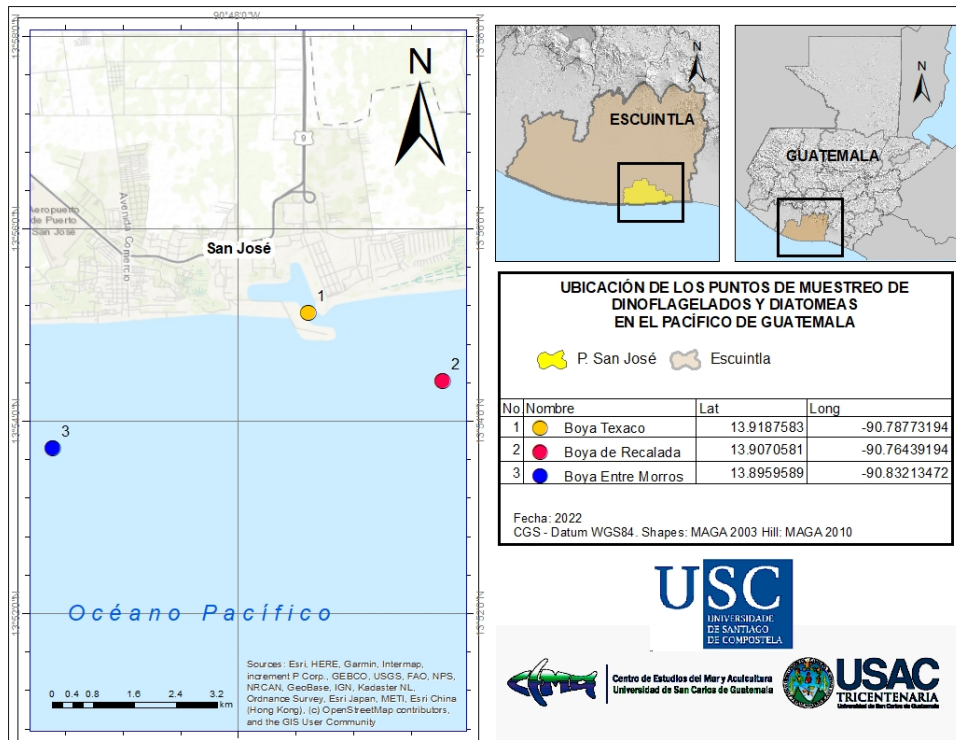


Рис. 1. Район досліджень та станції відбору проб (1 – буй Тексако; 2 – буй Рекалада; 3 – буй Ентре Моррос) в центральній частині гватемальського прибережжя Тихого океану в 2021 р.

Для дослідження було обрано три ділянки акваторії. Проби відбирали біля буїв Тексако (TEX): 13°53'43.292''N та 90°49'55.685''W, глибина ділянки 15–25 м; Рекалада (REC): 13°54'25.409''N та 90°45'51.811''W, глибина 25–30 м та Ентре Моррос (MOR): 13°55'7.53''N і 90°47'15.835''W, глибина 15–25 м.

Остання ділянка є найбільш критичним місцем для існування гідробіонтів, оскільки це місце входу торговельних суден і точка, в якій відбуваються найбільші коливання фізико-хімічних параметрів та перекидання донних осадів через високу перехідну активність і рух води.

#### Відбір проб

Відбір проб фітопланктону в центральній частині гватемальського сектору Тихого океану (Пуерто-Кетсаль) проводився щомісячно з січня до грудня

2021 р. У липні відбір не проводився через несприятливі погодні умови. На кожній із трьох ділянок проби відбирали на глибинах 1,5 і 5,0 м. Місця відбору проб були розташовані поблизу осадових шлейфів річок Ачігуате та Марія Лінда.

Прозорість води вимірювали за допомогою диска Секкі (діам. 20 см). Для визначення концентрації хлорофілу *a* (хл. *a*) і поживних речовин проби відбирали на одних і тих же місцях і глибинах. Загалом щомісяця відбирали шість зразків для аналізу хл. *a* за стандартними методами (АРНА, 2017), за допомогою пляшки Ван Дорна об'ємом 6,4 л між 8:00 ранку та 12:00 вечора. Зразки фіксували розчином Люголя на човні та зберігали в 500 мл скляних пляшках Kimax-Kimble. Крім того, у кожному місці відбору проб протягом 5 хв проводили горизонтальне буксирування сітки з розміром вічка 25 мкм.

#### *Визначення фізико-хімічних показників*

Температуру поверхні води (точність 0,1 °С), розчинений кисень (точність 0,01 мг/л) і відсоток насичення води киснем реєстрували на місці за допомогою оксиметра, показники рН (0,1 одиниці), електропровідності (точність 1 мкСм/см), солоності води та загальної кількості розчинених твердих речовин (РТР) (точність 0,1 мг/л) – за допомогою багатопараметричного зонда Hanna HI98194 (Hanna Instruments Inc., Woonsocket, RI, USA). Концентрацію хл. *a* (мг/л) визначали для оцінки біомаси фотосинтезуючого фітопланктону, оскільки вона є показником ступеня забруднення водних екосистем і важливим показником фізіологічного стану фітопланктону (Rivera et al., 2005). Зразки хл. *a* фільтрували за допомогою вакуумного насоса CPC, модель VPS4 (4 HP, 115/230 В, 50–60 Гц) і фільтрів зі скловолокна Whatman GF/F (діаметр пори 0,47 мкм). Фільтри мацерували товкачем, а для екстракції використовували 90%-ний ацетон. Екстракт зберігали в темряві протягом 24 год при охолодженні. Спектрофотометричні вимірювання ацетонових екстрактів проводили за допомогою спектрофотометра Nash DR6000 UV-Vis (УФ-видимий діапазон від 190 до 1100 нм, спектральна смуга пропускання 2 нм, спектральний контрольний промінь), VIS з кількома довжинами хвиль (445, 630, 665 і 750 нм). Амоній, загальний азот, загальний фосфор і сульфати (мг/л) проаналізовані методом абсорбції з використанням підготовлених розчинів і калібрувальних кривих на основі стандартних методів (АРНА, 2017).

#### *Ідентифікація та підрахунки*

Рясність клітин фітопланктону оцінювали за допомогою інвертованого мікроскопа Premier, модель PW-BDS200 (NingBo ProWay Optics and

Electronics Co., Ltd., Чжецзян, Китай), оснащеного об'єктивами 25x/0,40 та 40x/0,65. Підрахунок проводили в камерах з використанням седиментаційних циліндрів об'ємом 50 мл (2 год на кожен міліметр зразка) за методом Утермьоля (Utermöhl, 1958; Edler, Elbrächter, 2010).

#### Статистичний аналіз

Для визначення нормального розподілу даних щодо рясності фітопланктону був застосований тест Колмогорова-Смирнова. Оцінка вибірки проводилася шляхом побудови кривої накопичення видів за допомогою програми EstimateS версії 9.1.0. Було використано два непараметричні оцінювачі різноманітності ACE (Abundance-based Coverage Estimator) і Chao1. Для аналізу різноманітності виявлених видів фітопланктону використовувалася бібліотека BiodiversityR студії R. Пакет біорізноманіття залучали для розрахунку таких індексів: біорізноманіття Шеннона, альфа Фішера, домінування Сімпсона та рівномірності Пілу. Відмінності в рясності фітопланктону оцінювали між чотирма кварталами року дослідження в кожній з трьох точок відбору проб на глибині 1,5 і 5,0 м та аналізували загальну рясність. Для виявлення відмінностей використовували непараметричний тест Крускала-Уолліса. Щоб визначити, в якому кварталі виникли ці відмінності, було застосовано непараметричний критерій Манна-Уїтні.

#### Результати

##### Видове багатство

Всього виявлено 42 види динофлагелят, які належать до 14 родів шести порядків (табл. 1). Між станціями відбору проб виявлено значні відмінності у видовому багатстві. У пробах зі станції REC зареєстровано найбільшу кількість видів, а зі станції TEX – найменшу їхню кількість (рис. 2, а). З іншого боку, виявлено статистично значущі відмінності ( $p < 0,05$ ) у показниках відносної рясності фітопланктону в різні квартали року спостережень. Відповідно до тесту Манна-Уїтні, перший квартал (січень–березень) показав суттєво іншу чисельність ( $p < 0,05$ ), ніж другий (квітень–червень), третій (липень–вересень) та четвертий (жовтень–грудень) квартали – зі значенням 1181 кл/мл. У четвертому кварталі було виявлено 854 кл/мл. Найпоширеніми видами виявилися *Margalefidinium polykrikoides* (Margalef) F.Gómez, Richlen et D.M.Anderson (= *Cochlodinium polykrikoides* Margalef), *Pyrodinium bahamense*, *Prorocentrum gracile* F.Schütt, *P. micans* Ehrenb. і *Tripos furca* (Ehrenb.) Clap. et Lachm., вони траплялися в найбільшій кількості проб.

Таблиця 1. Список видів динофлагелат та діатомових водоростей, виявлених у 2021 р. на трьох станціях відбору проб, розташованих біля буїв Тексако, Рекалада та Ентре Моррос у центральній частині гватемальського прибережжя Тихого океану, та показники їхньої відносної рясності (кл/мл)

Порядок	Вид	Тексако	Рекалада	Ентре Моррос
<i>Gymnodiniales</i>	<i>Akashiwo sanguinea</i> (Hirasaka) G.Hansen et Ø.Moestrup 2000	1	0	128
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Alexandrium catenella</i> (Whedon et Kof.) Balech 1985	7	13	0
<i>Dinophysiales</i>	<i>Dinophysis acuminata</i> Clap. et Lachm. 1859	0	1	0
<i>Dinophysiales</i>	<i>Dinophysis caudata</i> Saville-Kent 1881	46	42	21
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Gonyaulax polygramma</i> F.Stein 1883	23	137	44
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Gonyaulax spinifera</i> (Clap. et Lachm.) Diesing 1866	0	0	17
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Gonyaulax verior</i> Sournia 1973	3	5	21
<i>Gymnodiniales</i>	<i>Gymnodinium</i> spp.	0	27	11
<i>Gymnodiniales</i>	<i>Margalefidinium polykrikoides</i> (Margalef) F.Gómez, Richlen et D.M.Anderson 2017	148	2,969	1,417
<i>Noctilucales</i>	<i>Noctiluca scintillans</i> (Macartney) Kof. et Swezy 1921	0	0	9
<i>Peridinales</i>	<i>Podolampas bipes</i> F.Stein 1883	8	4	1
<i>Prorocentrales</i>	<i>Prorocentrum compressum</i> (Bailey) T.H.Abé ex J.D.Dodge 1975	0	7	29
<i>Prorocentrales</i>	<i>Prorocentrum gracile</i> F.Schütt 1895	51	254	124
<i>Prorocentrales</i>	<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenb. 1834	35	123	184
<i>Prorocentrales</i>	<i>Prorocentrum scutellum</i> B.Schröder 1900	2	70	58
<i>Prorocentrales</i>	<i>Prorocentrum rostratum</i> F.Stein 1883	0	10	18
<i>Peridinales</i>	<i>Protoperidinium abei</i> (Paulsen) Balech 1974	0	1	0
<i>Peridinales</i>	<i>Protoperidinium conicum</i> (Gran) Balech 1974	4	47	27
<i>Peridinales</i>	<i>Protoperidinium depressum</i> (Bailey) Balech 1974	19	18	1
<i>Peridinales</i>	<i>Protoperidinium divergens</i> (Ehrenb.) Balech 1974	0	0	1
<i>Peridinales</i>	<i>Protoperidinium grande</i> (Kof.) Balech 1974	14	25	9

<i>Peridinales</i>	<i>Proto-peridinium obtusum</i> (G.Karst.) Parke et J.D.Dodge 1976	0	0	1
<i>Peridinales</i>	<i>Proto-peridinium pellucidum</i> Bergh 1881	5	10	9
<i>Peridinales</i>	<i>Proto-peridinium oceanicum</i> (Vanhöffen) Balech 1974	90	34	97
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Pyrodinium bahamense</i> L.Plate 1906	53	72	176
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Pyrophacus horologium</i> F.Stein 1883	11	109	29
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Pyrophacus steinii</i> (J.Schiller) Wall et Dale 1971	18	36	26
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes azoricus</i> (Cleve) F.Gómez 2013	0	28	0
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes brevis</i> (Ostenf. et J.Schmidt) F.Gómez 2013	0	4	0
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes candelabrum</i> (Ehrenb.) F.Gómez 2013	0	3	0
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes declinatum</i> G.Karst., 1907	0	3	1
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes dens</i> Ostenf. et J.Schmidt 1901	0	2	0
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes furca</i> (Ehrenb.) Clap. et Lachm. 1859	64	257	133
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes fusus</i> (Ehrenb.) F.Gómez 2013	24	89	51
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes longirostrum</i> (Gourret) Hallegraeff et Huisman 2020	0	0	1
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes macroceros</i> (Ehrenb.) Vanhöffen 1897	7	38	7
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes massiliensis</i> (Gourret) F.Gómez 2013	1	4	0
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes trichoceros</i> (Ehrenb.) Kofoid 1908 var. <i>tripes</i> F.Gómez 2013	0	3	0
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes tripes</i> (Ostenf. et J. Schmidt) F.Gómez 2013 var. <i>tripes</i>	5	14	10
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes tripes</i> f. <i>tripodoides</i> Jörg. 1920 emend. Paulsen, 1931	10	14	0
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes tripes</i> var. <i>breve</i> Ostenf. et J.Schmidt 1901	4	2	0
<i>Gonyaulacales</i>	<i>Tripes vultur</i> Cleve 1900	0	0	1
<i>Rhaphoneidales</i>	<i>Asterionellopsis glacialis</i> (Castrac.) Round 1990	33	16	90
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Bacteriastrum hyalinum</i> Lauder 1864	9	6	6
<i>Biddulphiales</i>	<i>Bellerochea malleus</i> (Brightw.) Van Heurck 1885	70	36	22
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Chaetoceros aequatorialis</i> Cleve 1901	12	0	0
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Chaetoceros affinis</i> Lauder 1864	46	26	22



<i>Chaetocerotales</i>	<i>Chaetoceros borealis</i> Bailey 1854	2	0	0
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Chaetoceros curvisetus</i> Cleve 1889	69	37	178
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Chaetoceros danicus</i> Cleve 1889	2	0	0
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Chaetoceros decipiens</i> Cleve 1873	1	0	0
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Chaetoceros lorenzianus</i> Grunow 1863	100	42	52
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Chaetoceros pendulus</i> G.Karst. 1905	0	0	3
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Chaetoceros peruvianus</i> Brightw. 1856	59	13	34
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Chaetoceros singularis</i> Gran 1904	21	18	35
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Chaetoceros</i> sp.	4	0	8
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Climacodium frauenfeldianum</i> Grunow 1868	6	9	13
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Coscinodiscus granii</i> L.F.Gough 1905	159	237	267
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Coscinodiscus radiatus</i> Ehrenb. 1841	29	0	3
<i>Lithodesmiales</i>	<i>Ditylum brightwellii</i> (T.West) Grunow 1885	18	8	5
<i>Rhizosoleniales</i>	<i>Guinardia delicatula</i> (Cleve) Hasle 1997	5	0	0
<i>Rhizosoleniales</i>	<i>Guinardia flaccida</i> (Castrac.) H.Perag. 1892	16	0	2
<i>Rhizosoleniales</i>	<i>Guinardia striata</i> (Stolterf.) Hasle 1996	45	10	34
<i>Naviculales</i>	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh. 1853	4	17	2
<i>Naviculales</i>	<i>Haslea</i> sp.	21	10	6
<i>Lithodesmiales</i>	<i>Helicotheca tamesis</i> (Shrubsole) Ricard 1987	0	0	4
<i>Hemiaulales</i>	<i>Hemiaulus</i> sp.	15	5	6
<i>Thalassiosirales</i>	<i>Lauderia annulata</i> Cleve 1873	52	28	62
<i>Chaetocerotales</i>	<i>Leptocylindrus danicus</i> Cleve 1889	4	1	9
<i>Licmophorales</i>	<i>Licmophora abbreviata</i> C.Agardh 1831	1	0	0
<i>Lithodesmiales</i>	<i>Lithodesmium undulatum</i> Ehrenb. 1839	1	0	0
<i>Melosirales</i>	<i>Melosira varians</i> C.Agardh 1827	7	10	10
<i>Bacillariales</i>	<i>Nitzschia longissima</i> Kütz. 1849	50	4	11
<i>Eupodiscales</i>	<i>Trieres mobiliensis</i> (Bailey) Ashwort et E.C.Theriot 2013	7	13	9
<i>Eupodiscales</i>	<i>Odontella regia</i> (M.Schultze) Simonsen 1974	8	0	6
<i>Eupodiscales</i>	<i>Trieres chinensis</i> (Grev.) Ashwort et E.C.Theriot 2013	6	0	26

<i>Thalassiosirales</i>	<i>Planktoniella sol</i> (G.C.Wallich) Schütt 1892	4	18	1
<i>Naviculales</i>	<i>Pleurosigma angulatum</i> (J.T. Quekett) W.Sm. 1852	31	6	9
<i>Naviculales</i>	<i>Pleurosigma directum</i> Grunow 1880	30	3	2
<i>Naviculales</i>	<i>Pleurosigma elongatum</i> W.Sm. 1852	0	10	1
<i>Bacillariales</i>	<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> (Cleve) Heiden 1928	116	123	184
<i>Bacillariales</i>	<i>Pseudo-nitzschia fraudulenta</i> (Cleve) Hasle 1993	29	30	0
<i>Bacillariales</i>	<i>Pseudo-nitzschia subpacific</i> a (Hasle) Hasle 1993	42	0	4
<i>Rhizosoleniales</i>	<i>Rhizosolenia bergonii</i> H.Perag. 1892	2	1	3
<i>Rhizosoleniales</i>	<i>Rhizosolenia clevei</i> Ostenf. 1903 var. <i>clevei</i>	15	0	1
<i>Rhizosoleniales</i>	<i>Rhizosolenia clevei</i> var. <i>communis</i> Sundström 1984	0	0	5
<i>Rhizosoleniales</i>	<i>Rhizosolenia imbricata</i> Brightw. 1858	44	3	2
<i>Rhizosoleniales</i>	<i>Rhizosolenia robusta</i> Pritchard 1961	8	2	1
<i>Rhizosoleniales</i>	<i>Sundsroemia setigera</i> (Brightw. 1858) Medlin in Medlin et al. 2021	33	19	8
<i>Rhizosoleniales</i>	<i>Rhizosolenia styliformis</i> Brightw. 1858	2	0	0
<i>Thalassiosirales</i>	<i>Skeletonema costatum</i> (Grev.) Cleve 1873	186	248	1,271
<i>Thalassiosirales</i>	<i>Skeletonema tropicum</i> Cleve 1900	480	22	146
<i>Stephanopyxales</i>	<i>Stephanopyxis palmeriana</i> (Grev.) Grunow 1884	40	53	13
<i>Thalassionematales</i>	<i>Thalassionema frauenfeldii</i> (Grunow) Tempère et H.Perag. 1910	63	159	207
<i>Thalassionematales</i>	<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschk. 1902	24	36	28

Загалом виявлено 53 види діатомових водоростей, що належать до 26 родів 13 порядків (див. табл. 1). Видове багатство діатомей на різних станціях відбору проб також суттєво відрізнялося. Найбільшу кількість видів зареєстровано на станції MOR, найменшу – біля буя REC. Достовірні статистичні відмінності ( $p = 0,049$ ) у рясності фітопланктону були лише між першим і другим кварталами. У той же час, згідно з непараметричним критерієм Манна-Уїтні, у четвертому кварталі показник рясності

фітопланктону значно відрізнявся ( $p < 0,049$ ) порівняно з 1–3 кварталами. Для третього кварталу рясність складала 1797 кл/мл. Найбільші показники трапляння мали центричні діатомові водорості *Skeletonema costatum*, *S. tropicum*, *Coscinodiscus granii* та *Chaetoceros lorenzianus*.

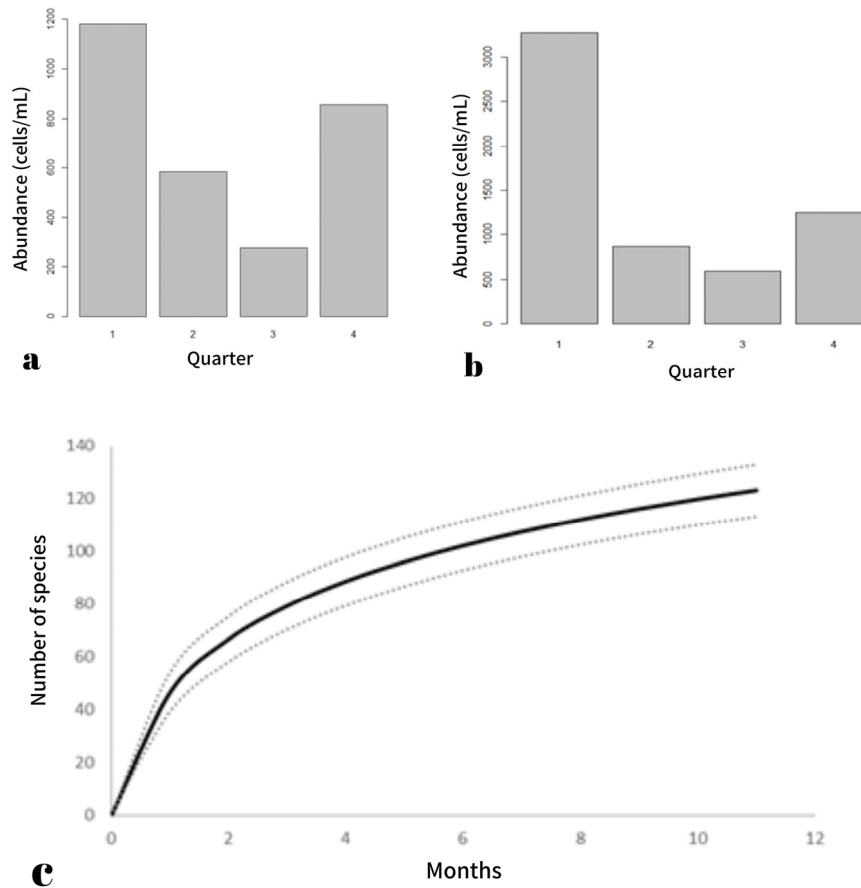


Рис. 2. Рясність та акумуляційна крива видів фітопланктону в гватемальському секторі Тихого океану в 2021 р.: *a* – рясність фітопланктону протягом чотирьох кварталів 2021 р. на ділянці Тексако (див. рис. 1); *b* – на ділянці Рекалада; *c* – річна акумуляційна крива видів (січень–грудень 2021 р.)

#### Рясність та поширення

Всього було пораховано 7790 клітин динофлагелят і 6121 клітину діатомових водоростей. Помітних відмінностей у цьому показнику між глибинами відбору проб (1,5 та 5,0 м) та різними кварталами року

(1 квартал:  $p = 0,7671$ ; 2 квартал:  $p = 0,3391$ ; 3 квартал:  $p = 0,7022$  і 4 квартал:  $p = 0,5818$ ) не виявлено.

Порівняння загальної рясності фітопланктону на трьох станціях відбору проб (TEX vs. REC:  $w = 107294$ ,  $p = 0,217$ ; TEX vs. MOR:  $w = 114700$ ,  $p = 0,5604$ ; MOR vs. REC:  $w = 119032$ ,  $p = 0,0975$ ) засвідчило відсутність істотних відмінностей. Також ми порівняли рясність представників основних таксономічних порядків у різних районах відбору проб.

На буї TEX не спостерігалось суттєвих відмінностей у рясності динофлагелят: *Gymnodiniales* vs. *Gonyaulacales* ( $w = 1050,5$ ;  $p = 0,9365$ ); *Gonyaulacales* vs. *Prorocentrales* ( $w = 1556$ ;  $p = 0,5414$ ) і *Gymnodiniales* vs. *Prorocentrales* ( $w = 304$ ;  $p = 0,7486$ ). Не було також відмінностей у показниках рясності діатомових водоростей з різних порядків: *Thalassiosirales* vs. *Chaetocerotales* ( $w = 1550$ ;  $p = 0,3228$ ) і *Thalassiosirales* vs. *Coscinodiscales* ( $w = 155,5$ ;  $p = 0,1255$ ). Проте відмічена значна різниця у рясності видів порядків *Chaetocerotales* та *Coscinodiscales* ( $p = 0,000743$ ). Було проведено порівняння за цим показником представників порядків динофлагелят та діатомових водоростей. Виявлено значні відмінності у рясності представників *Thalassiosirales* vs. *Gymnodiniales* ( $w = 409,5$ ;  $p = 0,01148$ ); *Thalassiosirales* vs. *Gonyaulacales* ( $w = 2189$ ;  $p = 6,948e-05$ ); *Chaetocerotales* vs. *Gymnodiniales* ( $w = 8000,5$ ;  $p = 0,02373$ ); *Chaetocerotales* vs. *Gonyaulacales* ( $w = 4324$ ;  $p = 2,025e-05$ ).

На ділянці REC помітних відмінностей між основними порядками динофлагелят не зареєстровано, за виключенням *Gymnodiniales* vs. *Gonyaulacales* ( $w = 1581$ ;  $p = 0,003366$ ) та *Gonyaulacales* vs. *Prorocentrales* ( $p = 0,00285$ ). Для діатомей порівняння виявило значну різницю між порядками *Chaetocerotales* та *Coscinodiscales* ( $w = 285$ ;  $p = 0,001238$ ). Порівняння рясності представників основних таксономічних порядків динофлагелят та діатомових водоростей на цій станції відбору проб засвідчило різницю між порядками динофлагелят: *Gymnodiniales* vs. *Gonyaulacales* ( $w = 1581$ ;  $p = 0,003366$ ), *Gonyaulacales* vs. *Prorocentrales* ( $w = 1024,5$ ;  $p = 0,00285$ ) та діатомових: *Chaetocerotales* vs. *Coscinodiscales* ( $w = 285$ ;  $p = 0,001238$ ). Значні відмінності зафіксовано між порядками динофлагелят та діатомових водоростей: *Chaetocerotales* vs. *Gonyaulacales* ( $w = 2524$ ;  $p = 0,0002889$ ), *Thalassiosirales* vs. =  $2554,5$ ;  $p = 0,0002889$ ).

На ділянці MOR порівняння показало суттєві відмінності між основними порядками динофлагелят: *Gymnodiniales* vs. *Gonyaulacales* ( $w = 1571$ ;  $p = 0,0001992$ ) та *Gonyaulacales* vs. *Prorocentrales* ( $w = 954,5$ ;  $p = 0,0001906$ ). Водночас між *Gymnodiniales* та *Prorocentrales* різниця була незначною ( $w = 418$ ;  $p = 0,06427$ ). Натомість порівняння показників рясності представників різних порядків діатомових водоростей не виявило

помітних розходжень: *Thalassiosirales* vs. *Chaetocerotales* ( $w = 924,5$ ;  $p = 0,5109$ ), *Chaetocerotales* vs. *Coscinodiscales* ( $w = 350,5$ ;  $p = 0,1212$ ) та *Thalassiosirales* vs. *Coscinodiscales* ( $w = 199,5$ ;  $p = 0,6449$ ). Співставлення за цим показником основних порядків динофлагелят та діатомей також не показало помітних відмінностей, за виключенням *Chaetocerotales* vs. *Gymnodiniales* ( $w = 295$ ;  $p = 0,0002889$ ).

Результати дослідження свідчать про статистично значущі відмінності в рясності представників низки порядків динофлагелят і діатомових водоростей на ділянках біля буїв TEX, REC і MOR. Зокрема, дані з ділянки TEX виявили статистично значущу різницю між показниками рясності представників *Chaetocerotales* і *Coscinodiscales*. На ділянці біля буя REC відмічені значні відмінності в рясності при порівнянні *Gymnodiniales* vs. *Gonyaulacales* і *Gonyaulacales* vs. *Prorocentrales* у динофлагелят, а також *Chaetocerotales* vs. *Coscinodiscales* у діатомових водоростей. Біля буя MOR суттєво відрізнялися показники рясності при порівнянні *Gymnodiniales* vs. *Gonyaulacales* та *Gonyaulacales* vs. *Prorocentrales* у динофлагелят.

#### *Порівняння рясності представників основних порядків діатомових та динофлагелят за станціями відбору проб*

Ми проаналізували показники рясності представників порядків *Gymnodiniales* і *Gonyaulacales* за дослідженими ділянками. До цих таксонів належить багато видів, що потенційно можуть викликати ШЦВ. Рясність представників порядку *Gymnodiniales* відрізнялася при порівнянні між ділянками TEX vs. REC ( $w = 91,5$ ;  $p = 0,001823$ ) та TEX vs. MOR ( $w = 93$ ;  $p = 0,002131$ ). Між ділянками MOR та REC ( $w = 185$ ;  $p = 0,6905$ ) різниці у рясності клітин цього порядку не виявлено. Попарне порівняння показників рясності видів порядку *Gonyaulacales* на досліджених ділянках показало суттєві відмінності між TEX vs. REC ( $w = 3082,5$ ;  $p = 2,733e-08$ ), TEX vs. MOR ( $w = 4247,5$ ;  $p = 0,004293$ ) та MOR vs. REC ( $w = 4280,5$ ;  $p = 0,008102$ ). Представники *Gymnodiniales* мали більшу рясність на ділянках TEX та MOR порівняно з REC, тоді як між MOR та REC немає помітної різниці.

#### *Крива накопичення видів та індекси різноманітності*

Отримана крива накопичення видів дала оцінку видового багатства між 113,03 і 132,97 при 95%-му рівні довіри (рис. 3, с). Для оцінки кількості видів у діатомових і динофлагелятових таксоценозах тихоокеанського прибережжя Гватемали були використані два непараметричні індекси різноманітності – ACE і Chao1. ACE оцінив кількість видів у 133,97 з ефективністю 92,56%, тоді як Chao1 оцінив наявність 138 видів з

ефективністю 89,86%. Незважаючи на те, що значення дещо відрізняються, вони досить близькі й дозволяють припустити, що було відібрано достатню

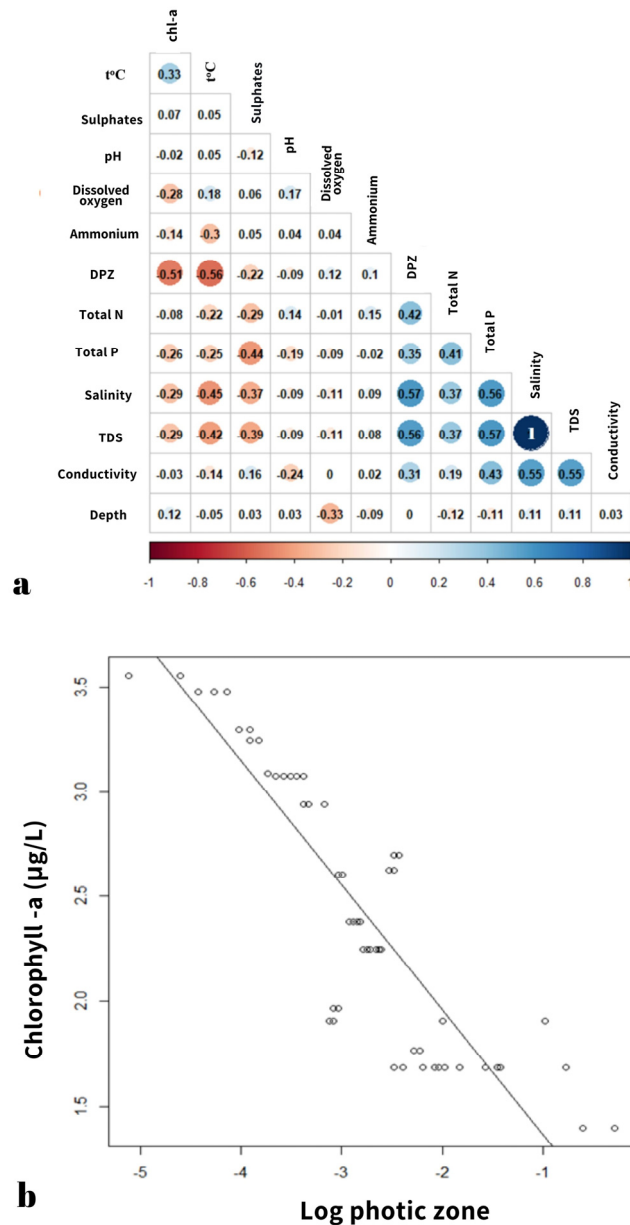


Рис. 3. Кореляції між деякими фізико-хімічними змінними в Тихоокеанському секторі Гватемали у 2021 р.: *a* – кореляція між параметрами якості води; *b* – лінійна залежність логарифму глибини фототичної зони та логарифму концентрації хл. *a*. Одиниці: глибина відбору проб і світлової зони (ГСЗ), м; провідність, мкСм/см; загальний вміст розчинених твердих речовин (РТР), загальний фосфор (P), загальний азот (N), амоній, розчинений кисень, сульфати та хлорофіл *a* (хл. *a*), мг/л; температура поверхневої води, °C

Таблиця 2. Індекси різноманіття за місяцями 2021 р. та станціями відбору проб

**А. Індекси різноманіття за місяцями**

Місяць	Індекс		Різнманіття	
	Шенона	Альфа Фішера	Сімпсона	Пілу
Січень	2,99516624	14,7904839	0,93238896	0,86422230
Лютий	2,26425705	3,44080505	0,70937034	0,58809617
Березень	<b>1,68969960</b>	3,12647510	0,68015098	<b>0,47151965</b>
Квітень	2,82717476	8,04578785	0,87571136	0,73842767
Травень	3,02277825	14,2352032	0,87571136	0,77268928
Червень	2,83478761	9,47291454	0,89443587	0,72098508
Серпень	2,86554637	11,3632148	0,91199674	0,77164151
Вересень	1,79340938	<b>2,62766848</b>	<b>0,61943449</b>	0,47982020
Жовтень	<b>3,15494048</b>	<b>15,74219290</b>	<b>0,93647645</b>	<b>0,83881218</b>
Листопад	2,86933998	9,76656815	0,89760989	0,74120149
Грудень	2,63712136	6,41144549	0,84402893	0,71488413

Примітка: напівжирним шрифтом виділено найнижчі та найвищі значення показника.

**В. Індекси різноманіття за станціями відбору проб**

Ділянка	Індекс		Різнманіття	
	Шенона	Альфа Фішера	Сімпсона	Пілу
Рекалада	3,982950	<b>13,320570</b>	0,924928	0,702475
Ентре Моррос	4,095068	<b>20,285030</b>	0,950703	0,734416
Тексако	4,804832	<b>51,016060</b>	0,980398	0,847431

Примітка: напівжирним шрифтом виділено найвищі значення показника.

В табл. 2А показані значення індексу різноманітності Шеннона для видів мікрофітопланктону (діатомових водоростей і динофлагелат) у кожному місяці року спостережень. Видове різноманіття коливається від 1,6896996 у березні до 3,15494048 у жовтні. Це свідчить про те, що різноманіття видів на пробу може змінюватися протягом року, можливо, через фактори навколишнього середовища.

Значення індексу рівномірності Пілу коливалися між 0,47 та 0,86 і вказують на те, що розподіл видів у вибірці не є рівномірним, а також не домінує один вид. Значення індексу Пілу змінювалися протягом року досліджень: найнижче значення – у лютому, найвище – у січні. Це свідчить про те, що рівномірність розподілу видів на пробу може змінюватися протягом року, можливо, через фактори навколишнього середовища.

По відношенню до відносної рясності виду протягом дослідженого періоду значення альфа-індексу Фішера сильно варіювали, з дуже низькими значеннями в лютому, березні та вересні (переважає один вид), дуже високими значеннями в січні, травні та жовтні (місяців із великою різноманітністю видів) і, меншою мірою (у пробі переважало кілька видів), у серпні. Це свідчить про те, що різноманітність видів на пробу значно змінюється від місяця до місяця (табл. 2А).

#### *Видова різноманітність за станціями відбору проб*

Порівняння значень індексів різноманітності досліджених ділянок показало, що для всіх трьох ділянок отримано високі індекси різноманітності, що вказує на високе видове багатство (табл. 2В). Крім того, ділянка TEX має найвищі значення з чотирьох індексів, що свідчить про те, що вона має більшу видову різноманітність і більш рівномірний розподіл відносної рясності видів порівняно з іншими двома станціями відбору проб. REC має найнижчі значення за всіма чотирма індексами, що вказує на нижчу видову різноманітність і менш рівномірний розподіл відносної кількості видів. На ділянці MOR отримані проміжні значення чотирьох індексів різноманітності.

Найвищий рівень кореляції отриманих значень відмічено між показниками солоності та РТР, що свідчить про те, що ці дві змінні тісно пов'язані між собою та їхні значення збільшуються або зменшуються разом. Крім того, кореляція між показниками солоності води та іншими змінними, такими як проникнення світла (глибина світлової зони – ГСЗ) і концентрація загального фосфору, а також кореляція між РТР і цими самими змінними, є помірною, що вказує на статистично значущий зв'язок, але не такий сильний, як між показниками солоності та РТР (рис. 3, а).

Лінійна залежність між логарифмом ГСЗ і логарифмом концентрації хл. *a* вказує на те, що існує пропорційна залежність між цими двома змінними в логарифмічній шкалі. Коефіцієнт детермінації ( $R^2$ ) 0,7822 свідчить про те, що 78,22% мінливості концентрації хл. *a* можна пояснити ГСЗ. А це значить, що ГСЗ є важливим фактором у розумінні мінливості концентрації хл. *a* у товщі води (рис. 3, б). Значення  $b$  0,5945457 вказує на нахил лінії регресії. Це значить, що для кожної одиниці збільшення логарифма ГСЗ відбувається зменшення на 0,5945457 одиниць у логарифмі концентрації хл. *a*. З іншого боку, значення  $a$  2,161139 вказує на значення перетину на вертикальній осі. Це значить, що коли логарифм ГСЗ дорівнює нулю, логарифм концентрації хл. *a* дорівнює 2,161139. Ці результати вказують на те, що зв'язок між ГСЗ і концентрацією хл. *a* є значущим і



може бути описаний лінійною залежністю в логарифмічній шкалі, де ГСЗ є важливим фактором мінливості концентрації хл. *a* у товщі води.

### Обговорення

Досліджені ділянки зазнають значного впливу як з боку антропогенних відходів, накопичених в Пуерто-Кецаль і Пуерто-Сан-Хосе (ділянка ТЕХ), так і з боку водотоків, розташованих поблизу зони відбору проб (річки Ачігуате та Марія-Лінда). Період досліджень співпав із явищем Ла-Нінья. Цей фактор демонструє, що в Тихому океані Гватемали середня температура води є визначальним фактором наявності або відсутності «цвітіння» водоростей (за даними Відділу досліджень і метеорологічних служб Національного інституту сейсмології, вулканології, метеорології та гідрології (INSIVUMEN, 2021) та Національної служби погоди Національного управління океанічних і атмосферних досліджень (NOAA, 2021). Здатність мікрowodоростей пристосовуватися та зберігати поживні речовини дозволяє їм «процвітати» в широкому діапазоні умов навколишнього середовища та домінувати над іншими організмами в їхньому середовищі існування. Світло, поживні речовини, температура, солоність, стабільність товщі води та гідрологічні фронти, ймовірно, відіграють вирішальну роль у розподілі та чисельності популяцій мікрowodоростей у тихоокеанській прибережній морській зоні Гватемали. Доступність поживних речовин пов'язана з викидами, спричиненими антропогенною діяльністю, і важлива в біогеохімічних циклах фітопланктону (Salcedo-Garduño et al., 2019).

### Видове багатство

У Гватемалі дослідження морського планктону були пов'язані з пошуком даних про причини виникнення значних токсичних явищ. Таким чином, жодних технічних звітів, щоб стосувалися морського планктону, не було до 1985 р., коли було вперше повідомлено про появу ШЦВ у Тихому океані біля берегів Гватемали. Однак тоді не вдалося визначити відповідальних за неї. Через два роки (1987 р.) сталася найгучніша на сьогодні подія, пов'язана з ШЦВ – 193 випадки отруєння людей, з яких 22 були смертельними. Агентом «цвітіння» виявився *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* (Rosales-Loessener et al., 1996). Ця подія призвела до створення Міжвідомчої комісії з нагляду за червоними припливами, в якій СЕМА-USAC бере участь як науковий радник. Відтоді усі випадки, спричинені ШЦВ *P. bahamense* var. *compressum*, реєструвалися (1989, 1990, 1995, 2001 та 2005 рр.). У 2007 р. спалах шкідливого «цвітіння» був викликаний

динофлагелятами *Alexandrium* sp. та *Margalefidinium polykrikoides*, а також рафідофіцією водорістю *Chattonella antiqua* (Y. Nada) C. Ono.

Те, що сталося в 1987 р. в прибережних водах Центральної Америки від Коста-Ріки до штату Герреро, Мексика, а саме серія токсичних явищ, спричинених *P. bahamense* var. *compressum* з понад 300 випадками отруєнь і 10 смертельними випадками в регіоні Центральної Америки, вочевидь, було наслідком явища Ель-Ніньо (Carrillo-Ovalle, 2009).

Отримані в цьому дослідженні дані дають інформацію про річний цикл таксоценозів динофлагелят і діатомових водоростей (табл. 1). Більшість видів фітопланктону наводиться вперше для узбережжя Гватемали.

#### Рясність фітопланктону

Відмінності в рясності видів можуть бути спричинені низкою факторів навколишнього середовища, таких як концентрація поживних речовин, температура води, солоність і освітленість (Margalef, 1978; Litchman, Klausmeier, 2008). Цілком імовірно, що райони ділянок TEX і MOR мають більш сприятливі екологічні умови для видів *Gymnodiniales*, що пояснює їх більшу рясність у цих районах. З іншого боку, можливо, що зони ділянок REC і MOR мають більш сприятливі екологічні умови для видів *Gonyaulacales*, що пояснює їхню більшу рясність на цих ділянках. Значна різниця в рясності *Chaetocerotales* vs. *Gymnodiniales* та динофлагелят порівняно з діатомеями свідчить про те, що на представників певних порядків динофлагелят і діатомових водоростей можуть по-різному впливати фактори навколишнього середовища в кожній зоні відбору проб. Необхідні додаткові дослідження, щоб визначити причини цих відмінностей та їхній вплив на морську екосистему.

Однак щоб краще зрозуміти причини відмінностей у рясності видів на кожній станції відбору проб, необхідно оцінити інші фізико-хімічні та біологічні фактори. Наприклад, можна оцінити наявність хижаків чи конкурентів або наявність субстрату для виду на тій чи іншій ділянці. Важливо також відзначити, що ці відмінності в рясності видів можуть мати наслідки для структури та функції екосистеми, і тому важливо продовжувати моніторинг фітопланктону та оцінювати фактори, які впливають на його розподіл.

У літературних джерелах, на які ми посилаємось у цьому дослідженні, є деякі невідповідності між значеннями кількості клітин (низький) і токсичністю, вираженою в одиницях миші (МО)/100 г тканини молюска, занадто високий). Припускають, що це є результатом неоднорідності розподілу клітин фітопланктону в зоні «цвітіння» (в плямах) і відстані між

місцем відбору проб фітопланктону та місцем відбору проб двостулкових молюсків на токсичність.

#### *Індекси різноманітності*

Застосовані нами індекси надають інформацію про різноманіття видів у пробі. Високе значення індексу свідчить про більшу різноманітність видів, присутніх у пробі, тоді як низьке значення – про меншу різноманітність. Окрім індексів Шеннона та альфа Фішера наведено значення індексів рівномірності Сімпсона та Пілу (табл. 2А).

1 квартал. У січні 2021 р. значення індексу Шеннона було високим, що вказує на високу видову різноманітність у вибірці. Значення альфа-індексу Фішера та індексу Сімпсона також високі, що свідчить про збалансоване видове різноманіття та низьке домінування одного виду. Значення індексу рівномірності також високе, що говорить про рівномірний розподіл видів, присутніх у зразку. У лютому значення індексу Шеннона значно знижується порівняно з січнем, що свідчить про зменшення видового різноманіття у вибірці. Значення альфа-індексу Фішера та індексу Сімпсона також зменшуються, що вказує на більше домінування одного або кількох видів. Значення рівномірності розподілу значно зменшується, що свідчить про нерівномірний розподіл видів у зразку. У березні значення всіх чотирьох індексів ще більше знижуються, що свідчить про зменшення видового різноманіття та посилення домінування одного чи кількох видів.

2 квартал. У квітні та травні значення індексу Шеннона значно зростають порівняно з березнем, що свідчить про збільшення видового різноманіття у вибірці. Також зростають значення альфа-індексу Фішера та індексу Сімпсона, що вказує на збалансоване видове різноманіття та низьке домінування одного виду. Значення індексу рівномірності також збільшується, що вказує на більш рівномірний розподіл видів у вибірці. У червні значення всіх чотирьох індексів дещо знижуються порівняно з травнем, але значення індексу Сімпсона дещо зростає, що вказує на більше домінування одного чи кількох видів.

3 квартал. У серпні значення всіх чотирьох індексів зростають порівняно з червнем, що свідчить про збільшення видового різноманіття та збалансованість видового різноманіття. У вересні їх значення суттєво зменшуються порівняно з серпнем, що свідчить про зменшення видового різноманіття та більше домінування одного чи кількох видів.

4 квартал. У жовтні значення індексу Шеннона високі, що свідчить про високе видове різноманіття у вибірці. Значення альфа-індексу Фішера та індексу Сімпсона теж високі, що вказує на збалансоване видове

різноманіття та низьке домінування одного виду. Значення індексу рівномірності також високе, що свідчить про рівномірний розподіл видів, присутніх у вибірці. У листопаді значення альфа-індексу Фішера та індексу Сімпсона дещо зменшуються порівняно з жовтнем, проте значення індексу Шеннона та показників рівномірності залишаються стабільними, що свідчить про збалансоване видове різноманіття та низьке домінування одного виду.

Таким чином, у січні спостерігалось високе видове різноманіття зі значенням 3,00, яке також зростало в квітні, травні (3,02), серпні та жовтні. Потім значення цього показника знизились у лютому, березні, червні, вересні, листопаді та грудні.

Отже можна підсумувати, що значення індексів видового різноманіття для кожного місяця дають цінну інформацію про видове різноманіття на досліджуваній території та про те, як воно змінюється протягом року (табл. 2В). Ця інформація може бути корисною для кращого розуміння біорізноманіття території та для прийняття рішень щодо збереження та управління прибережними морськими екосистемами Тихого океану Гватемали.

## Висновки

На досліджених ділянках спостерігалось велике різноманіття видів. Ділянка TEX мала найвищу різноманітність і рівномірний розподіл відносної рясності виявлених видів. На ділянці REC зареєстровані найнижчі значення видового різноманіття, що пов'язано з антропогенним впливом (ця ділянка розташована поблизу річки Марія-Лінда та міської території).

Відмічено значну різницю у видовому багатстві досліджених станцій відбору проб, особливо це стосується видів порядків *Gymnodiniales* і *Gonyaulacales*. Види *Gonyaulacales* мали на ділянці TEX вищу рясність порівняно з іншими дослідженими ділянками. Відносна рясність видів протягом 2021 р. сильно варіювала, видове різноманіття також значно змінювалося щомісячно. На ці показники, ймовірно, впливає стан атмосфери, метеорологічні та океанографічні умови.

Отримані результати свідчать про наявність зв'язку між рясністю динофлагелят і діатомових водоростей та фізичними параметрами (температура, стратифікація, ГСЗ, освітленість, зміна інтенсивності штормів) досліджуваної території.

## Подяки

Дане дослідження є частиною канд. дисертації «Різноманітність, рясність і поширення динофлагеллят і діатомових водоростей, пов'язаних зі шкідливим «цвітінням» водоростей у зв'язку з фізико-хімічними змінними в центральній частині Тихого океану Гватемали» в Університеті Сантьяго-де-Компостела, Сантьяго-де Компостела, Галісія, Іспанія (докторська програма з сільськогосподарських та екологічних наук). Дякуємо Мережі дослідження морських прибережних стресорів у Латинській Америці та Карибському басейні (REMARCO) у рамках проекту RLA-7025, дослідникам Ребеці Магалі Мартінес-Дубон, Хосе Роберто Ортіс-Алдана та Франсіско Емануелю Поланко-Васкезу та групі студентів-волонтерів СЕМА-USAC. Ми також вдячні Еріку Нуньєсу-Васкезу (СІВНОР, Ла-Пас, Нижня Каліфорнія, Мексика), Карлосу Антоніо Пут-Дельгадо (Національний технічний інститут Мексики / Вищий технологічний інститут Чампотона, Чампотон, Кампече, Мексика) та Ісмаелю Гарате-Лізаррага (ІРН -СІСІМАР, Ла-Пас, Нижня Каліфорнія, Мексика) за їхні роз'яснення щодо питання токсичності. Марсія М. Гловінг (Сіетл, Вашингтон, США) люб'язно вдосконалила стиль англійської мови рукопису. Моніторинг став можливим завдяки співробітництву між СЕМА-USAC, Операційним управлінням, через Департамент морського спостереження та дослідження (ОВІМАР) компанії Quetzal Port і Тихоокеанського військово-морського командування.

## Список літератури

- APHA. 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23<sup>rd</sup> ed.). Washington: DC Amer. Publ. Health Assoc.
- Arévalo-Martínez R. 1945. *Guatemala*. Ciudad de Guatemala, Guatemala: Tipograf. Nac.
- Carrillo-Ovalle H.L. 2009. *Fase I: Estudio de los florecimientos algales (mareas rojas), en el Pacífico de Guatemala (Fodecyt No. 31-2007)*. Ciudad de Guatemala, Guatemala: Secretaría Nac. Cien. Tecnol.
- Comisión Portuaria Nacional. 1997. *Boletín informativo meteorológico*. Puerto Quetzal, Guatemala: Empresa Portuaria Quetzal.
- Edler L., Elbrächter M. 2010. The Utermöhl method for quantitative phytoplankton analysis. In: *Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis*. Manuals and Guides. 55. Paris: UNESCO. Pp. 13–20
- García-Pérez J., Carrillo-Ovalle L., Blanda E., Vargas-Montero M. 2018. First report of the genus *Gambierdiscus* from the Atlantic coast of Guatemala. *Harm. Algae News*. 61: 9–10.

- INSIVUMEH. 2021. *Perspectiva climática Trimestral 'Mayo-Julio*. Departamento de Investigación y Servicios Meteorológicos del Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología. 7 p. <https://insivumeh.gob.gt/?p=13162>
- Leiva A.V. 2008. *Eventos de marea roja ocurridos en el océano Pacífico de Guatemala*. Tesis de maestría. Ciudad de Guatemala, Guatemala: Univ. de San Carlos de Guatemala.
- Litchman E., Klausmeier C.A. 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Ann. Rev. Ecol., Evol., Syst.* 39: 615–639. <http://www.jstor.org/stable/30245179>
- Margalef R. 1978. Life forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanol. Acta.* 1(4): 493–509.
- NOAA. 2021. *Estado del Sistema de alerta del ENSO: Advertencia de La Niña*. Nat. Weather Service Nat. Ocean. Atmosphere. Admin. [https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/enso\\_disc\\_feb2021/ensodisc\\_Sp.shtml](https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/enso_disc_feb2021/ensodisc_Sp.shtml)
- Paz-Cordón K.E. 1997. *Identificación, abundancia y temporalidad estacional y espacial de Pyrrophytas y su relación con las variables ambientales presentes en Puerto Quetzal, San José, Escuintla*. Tesis licenciatur. Ciudad de Guatemala, Guatemala: Univ. San Carlos, Centro de Estud. Mar Acuicult.
- Paz-Cordón K.E., Okolodkov Y.B., Cobo-Gradín F. 2024. Harmful blooms caused by dinoflagellates in the Pacific of Guatemala (2019 to 2022). *Algologia.* 34(1): 33–19.
- Rosales-Loessener F.M.W., Porras E.D., Dix M.W. 1989. *Toxic shellfish poisoning in Guatemala*. In: *Red tides: Biology, environmental science and toxicology*. Amsterdam: Elsevier Sci. Publ. Pp. 113–116.
- Rosales-Loessener F., Matsuoka K., Fukuyo Y., Sanchez E.H. 1996. Cysts of harmful dinoflagellates found from Pacific coastal waters of Guatemala. In: *Harmful and Toxic Algal Blooms*. Tokyo: UNESCO. Pp. 193–195.
- Salcedo-Garduño M.G., Castañeda-Chávez M.R., Lango-Reynoso F., Sosa-Villalobos C.A., Landeros C., Galaviz-Villa I. 2019. Influence of physicochemical parameters on phytoplankton distribution in the lagoon system of Mandinga, Mexico. *Rev. Bio Cien.* 6: 1–25. <https://doi.org/10.15741/revbio.06.e427>
- Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilung – Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 9: 41–71.
- Wells M., Karlson B., Wulff A., Kudela R., Trick C., Asnaghi V., Trainer V. 2019. Future HAB science: Directions and challenges in a changing climate. *Harm. Algae.* 91(1): 101632. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101632>

Paz-Cordón K.E.<sup>1</sup> (<https://orcid.org/0009-0009-6673-6751>)

Okolodkov Y.B.<sup>2</sup> (<https://orcid.org/0000-0003-3421-3429>)

Cobo-Gradín F.<sup>3</sup> (<https://orcid.org/0000-0001-5684-266X>)

<sup>1</sup> Instituto de Investigaciones Hidrobiológicas, Centro de Estudios del Mar y Acuicultura, Universidad de San Carlos de Guatemala (IIH-CEMA-USAC), Ciudad de Guatemala, Guatemala

<sup>2</sup> Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana (ICIMAP-UV), Boca del Río, Veracruz, Mexico

<sup>3</sup> Universidad de Santiago de Compostela (USC), Pontevedra, Galicia, Spain

### **Annual cycle of phytoplankton in the Pacific ocean near Guatemala in relation to physicochemical parameters**

Due to the lack of basic information on the behavior of the phytoplankton community of the Guatemalan Pacific, particularly of the factors that cause harmful algal blooms, monthly monitoring was performed during a year (January–December 2021), which included three hydrometeorological seasons at three sampling sites in Puerto Quetzal (Texaco Buoy, Recalada Buoy and Entre Morros Buoy) at two depths (1.5 m and 5.0 m). These sites are influenced by shipping and nearby human populations. The structure of the phytoplankton community (species composition, abundance, richness and diversity), with an emphasis on potentially toxic and non-toxic harmful species, were evaluated. A total of 53 diatom species from 26 genera and 13 orders and 42 dinoflagellate species from 14 genera and six orders were identified. No significant differences between the sampling depths and different quarters of the year were found. The comparison of the total cell abundance between the three sites showed no significant differences. The results obtained present novel information on the phytoplankton community of the Guatemalan Pacific, filling a gap in a region where algal blooms occur annually with consequent ecological impacts and human poisonings.

**Key words:** diatoms, dinoflagellates, Guatemala, harmful algal blooms, *Margalefidinium*, microalgae, Pacific Ocean, phytoplankton, *Pyrodinium*, toxic phytoplankton

---

C i t a t i o n . Paz-Cordón K.E., Okolodkov Y.B., Cobo-Gradín F. 2024. Annual cycle of phytoplankton in the Pacific ocean near Guatemala in relation to physicochemical parameters. *Algologia*. 34(3): 205–226.

<https://doi.org/10.15407/alg34.03.205>

ПУШПА ПУДЕЛ<sup>1</sup>, НАРАЯН ПРАСАД ГХІМІР<sup>2\*</sup>, ШИВА КУМАР РАІ<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Лабораторія фікологічних досліджень, факультет ботаніки,

Університет Трібхуван, Біратнагар, Непал

<sup>2</sup>Центральний факультет ботаніки, Університет Трібхуван, Кіртіпур, Катманду, Непал

\*np.ghimire@cdbtu.edu.np

## РІЗНОМАНІТНІСТЬ ВОДОРОСТЕЙ ОЗЕРА ГАДЖЕДІ В ЗАЛЕЖНОСТІ ВІД СЕЗОННИХ КОЛИВАНЬ ЯКОСТІ ВОДИ (НЕПАЛ)

**Реферат:** Досліджено різноманітність водоростей оз. Гаджеді (район Рупандехі, Непал) в різні сезони в залежності від показників якості води. Альгологічні проби та зразки води відбирали з восьми периферійних ділянок озера в літній, дощовий і зимовий сезони 2021 р. Температура води, її електропровідність, загальна кількість розчинених твердих речовин, жорсткість, лужність, вміст фосфору, вільного CO<sub>2</sub> і розчиненого кисню мали високі показники протягом літнього сезону, тоді як значення рН води були високими під час сезону дощів. У результаті дослідження виявлено 93 види водоростей з 52 родів 30 родин 7 класів і 6 відділів. Найрізноманітніше були представлені *Bacillariophyta* (44,08%), менш різноманітно – *Chlorophyta* (17,20%), *Cyanobacteria* (12,90%), *Euglenozoa* (10,97%), *Charophyta* (10,75%) та *Miozoa* (1,07%). Індекс різноманітності Шеннона-Вайнера показав високі значення протягом літнього сезону з більш рівномірним розподілом видів водоростей. Найбільше видів зареєстровано в зимовий сезон. Влітку домінували *Trachelomonas*, *Navicula* та *Nitzschia*, під час сезону дощів – *Anagostidinema*, *Desmodesmus* і *Pinnularia*, взимку – *Trachelomonas*, *Tetrademus* і *Gomphonema*. Упорядкування аналізу надлишковості показало, що склад водоростей змінювався разом із сезонними змінами фізико-хімічних параметрів. Таким чином, температура, рН і провідність були визначені як важливі фактори, що впливають на багатство видів.

**Ключові слова:** водорості, озеро Гаджеді, індекс різноманітності, фізико-хімічні параметри, Непал

Надійшла до редакції 15.06.2023. Після доопрацювання 10.08.2023. Підписана до друку 05.09.2023.

Опублікована 20.09.2024

Цитування. Пушпа Пудел, Нараян Прасад Гхімір, Шива Кумар Раї. 2024. Різноманітність водоростей озера Гаджеді в залежності від сезонних коливань якості води (Непал). *Альгологія*. 34(3): 227–248. <https://doi.org/10.15407/alg34.03.227>

This is open access article under the CC BY license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)



## Вступ

Водорості – найбільш поширені водні організми в прісноводних екосистемах (Xavier, Jose, 2020). Їх вважають найвпливовішими первинними продуцентами, а також екологічними біоіндикаторами водних екосистем (Stevenson, Smol, 2003). Вони впливають на біологічне різноманіття. Наявність водоростей у водному середовищі та їх різноманіття безпосередньо пов'язані з фізико-хімічними характеристиками води (Nasser, Sureshkumar, 2014; Jayagoudar et al., 2020). Сезонні коливання фізико-хімічних параметрів призводять до змін видового та систематичного складу водоростей у різні пори року (Hajong, Ramanujam, 2018). Дослідження цих змін в озерах і водосховищах дають змогу зрозуміти, як впливає евтрофікація на водну екосистему (Shinde et al., 2012).

Дослідження якості води та різноманітності водоростей протягом різних сезонів дозволяють оцінити біологічний та фізико-хімічний стан озера. Різні види водоростей проявляють чітку реакцію на сезонні коливання освітленості, температури, доступності поживних речовин і тиску виїдання. Ці коливання сприяють відмінностям у продуктивності водоростей і біорізноманітті в різних водних середовищах (Hajong, Ramanujam, 2018). Дослідження різноманіття водоростей дозволяють оцінити екологічний стан водойми. Такі параметри, як загальна кількість розчинених твердих речовин (TDS), лужність, розчинений кисень (DO), рН і хлориди, часто демонструють негативну кореляцію з розвитком водоростей у водоймах (Rani, Sivakumar, 2012). Також існує відповідна кореляція з температурою води, вмістом фосфатів і нітратів (Sharma, Singh, 2018). Представники *Chlorophyceae* мешкають у воді, багатій на поживні речовини, яка містить велику кількість нітратів і фосфатів (Philipose, 1967). Евтрофікація виникає внаслідок значного збагачення води різними хімічними сполуками, спричиненого в першу чергу екстенсивним застосуванням добрив у сільському господарстві та веденням сільськогосподарської діяльності поблизу водозбірних ділянок. Внесення поживних речовин, таких як фосфати і нітрати, призводить до швидкого й неконтрольованого розвитку мікрowodоростей у воді. Це порушує екологічну рівновагу водних організмів (Volterra et al., 2002).

Загальна кількість видів водоростей у світі оцінюється в діапазоні від 30 тис. до понад 10 млн. Кількість відомих видів водоростей становить > 40 000 (Guiry, 2012). Дослідження водоростей у Непалі порівняно з іншими країнами були відносно обмеженими. Всього для країни відомо 998 видів водоростей (*Chlorophyta* – 415, *Cyanobacteria* – 277 та

*Bacillariophyta* – 235), включаючи 29 ендемічних видів (Rai, Ghimire, 2020). Спеціальні дослідження альгофлори в країні проводилися в декількох конкретних місцях. У водно-болотних угіддях Бетана, Моранг та Біз Хазарі Тал і Читван ідентифіковано 23 види водоростей (Rai, 2011, 2013). Загалом 52 таксони (*Cyanobacteria* – 9, *Chlorophyta* – 36, *Bacillariophyta* – 7), включаючи 10 нових для Непалу видів, зареєстровано в Ітахарі, Сунсарі (Shrestha et al., 2013). В оз. Раджа-Рані в Дханкуті виявлено 46 видів водоростей з 34 родів і 3 класів, включаючи 13 нових для країни видів (Shrestha, Rai, 2017). Повідомлялося також про 44 види, за винятком діатомових і червоних водоростей із водно-болотних угідь Хасіна (Rai, Rai, 2018). У водно-болотних угіддях Раджа-Рані, Летанг і Моранг знайдено 72 види зелених водоростей (Godar, Rai, 2018). Rajopadhyaya та Rai (2019) досліджували альгофлору водно-болотних угідь Баг-Джода і Моранг, де виявили 46 видів водоростей. У водосховищі Джагадішпур у районі Капілвасту спочатку було ідентифіковано 124 види водоростей з 58 родів 9 класів, серед яких 35 видів виявилися новими для Непалу (Rai, Paudel, 2019), а пізніше – ще 81 вид з 53 родів 6 класів водоростей (Pokhrel et al., 2021).

У Непалі проведено небагато досліджень щодо різноманіття водоростей та його кореляції з сезонними коливаннями показників фізико-хімічних параметрів води. Дослідження були проведені на водосховищі Джагадішпур (Pokhrel et al., 2021) і оз. Біз Хазарі в районі Читван (Roka et al., 2022). Крім того, у роботі, присвяченій різноманіттю водо-ростей оз. Гаджеді, Рупандехі (Dhakal et al., 2020) повідомлялося про 33 види водоростей (*Cyanobacteria* – 5, *Chlorophyta* – 26 та *Euglenophyta* – 2).

Враховуючи недостатню кількість проведених досліджень, нашою метою було заповнити цю прогалину шляхом вивчення різноманіття водоростей та його зв'язку з сезонними параметрами води в оз. Гаджеді та оцінити вплив фізико-хімічних характеристик води в ньому на різноманіття водоростей у тропічному регіоні.

## Матеріали та методи

### Район досліджень

Озеро Гаджеді (27°39'35.33" N, 83°16'23.58" E, 22 м н.р.м.) розташоване за 3 км на південь від шосе Махендра, неподалік місця паломництва Лумбіні, на рівнині Терай (рис. 1). Довжина озера з півдня на північ становить близько 1 км, ширина зі сходу на захід – близько 317 м, площа – 4,5 км<sup>2</sup>. Середньорічна кількість опадів на даній території 2600 мм (Thapa, Poudel, 2018).

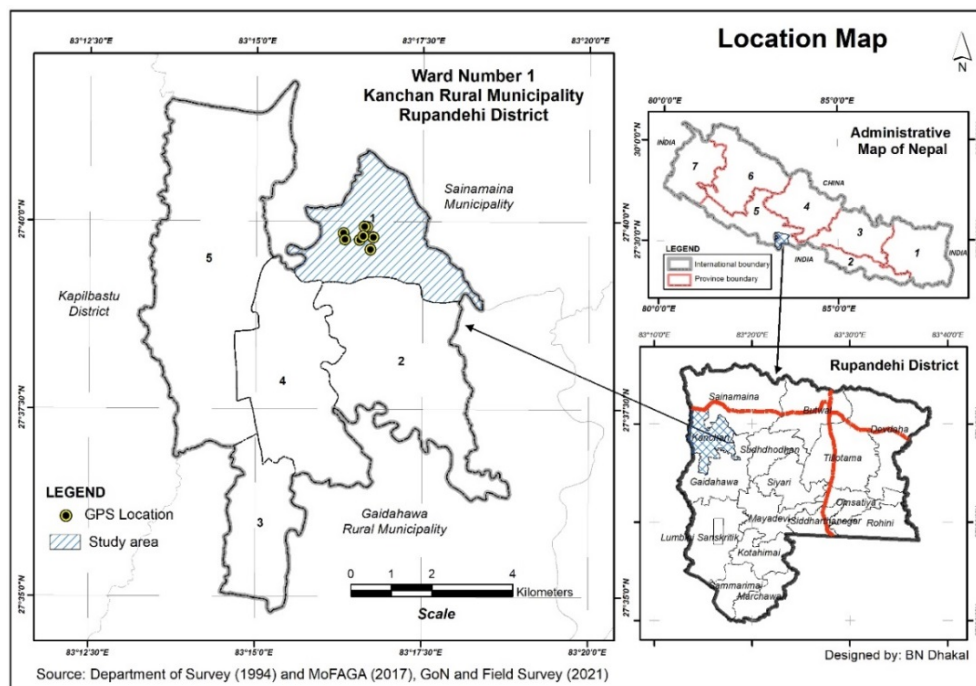


Рис. 1. Карта оз. Гаджеді зі станціями відбору проб

Зі сходу, півночі та заходу озеро оточене лісом із *Shorea robusta* та супутніми видами, такими як *Haldina cordifolia*, *Dalbergia sissoo*, *D. latifolia*, *Terminalia alata*, *T. bellirica*, *T. chebula*, *Pterocarpus marsupium* і *Schleichera oleosa* тощо, а також приватними землями та поселенням на південно-західній стороні (Dhakal et al., 2019).

#### Відбір та ідентифікація водоростей

Відбір проб проводили на восьми периферійних ділянках озера в літній, дощовий та зимовий сезони 2021 р. На кожній ділянці було закладено 10 квадратів  $1 \times 1 \text{ м}^2$  у лінійний трансект. Водорості збирали з кожного квадрата окремо в пластикові лабораторні пляшки об'ємом 1 л, фіксували 4%-ним розчином формальдегіду, маркували та мітили. Ідентифікацію та підрахунок зразків проводили шляхом вивчення тимчасових препаратів з гліцерином під світловим мікроскопом. Розміри водоростей вимірювали за допомогою окулярного та предметного мікрометрів. Підрахунок зразків проводили за допомогою лічильної камери. Ідентифікацію водоростей здійснювали шляхом порівняння морфологічних характеристик, середовища зростання та розмірів з використанням відповідної літератури (Deshikachary, 1959; Croasdale et al., 1994; Wojtal, 2009; Karthick et al., 2013; Godar, Rai, 2018; Rai, Dhakal, 2020).

#### Аналіз води

Температуру та рН вимірювали за допомогою набору для аналізу води (Deluxe Water і Soil Analysis Kit, Model 191, Індія). Для аналізу решти параметрів, таких як DO, BOD, фосфор, азот, сірка, провідність тощо, зразки води відбирали окремо в чорні полімерні лабораторні пляшки й аналізували в лабораторії Батаваранья Сева Кендра, Біратнагар, Моранг (Непал).

#### Аналіз даних

Розраховували показники частоти трапляння, рясності та видового різноманіття, у тому числі індекс Шеннона-Вайнера та вирівняність видів водоростей. Взаємозв'язок між видовим багатством водоростей та фізико-хімічними параметрами води оцінювали шляхом ординації. В якості попереднього багатовимірного аналізу застосовували метод непрямого градієнтного аналізу DCA (Detrended Correspondence Analysis). Схема розподілу отримана у вигляді ординаційної діаграми DCA. Перша вісь DCA корелює з  $\beta$ -різноманітністю. З ординації DCA було отримано довжину градієнта 3,676. Оскільки довжина градієнта першої осі була меншою за 2,5, для пояснення зв'язку між видом і середовищем було доцільним застосувати аналіз надмірності RDA (Redundancy analysis). Кореляцію між фізико-хімічними параметрами води та різноманітністю водоростей визначали за допомогою версії 3.4.4. програми R Studio.

### Результати

#### Фізико-хімічні показники води

Середні та стандартні значення похибок усіх змінних, визначених протягом трьох різних сезонів, представлені в табл. 1. Дослідження показало значні коливання температури, рН, провідності, TDS, жорсткості, лужності, вільного CO<sub>2</sub> і DO. При цьому варіювання показників середньої концентрації фосфору протягом трьох сезонів було несуттєвим. Середня концентрація DO протягом літнього (S) сезону була значно вищою ( $6,68 \pm 0,3$  мг/л), ніж взимку (W) та в сезон дощів (R), при цьому жодних відмінностей у середніх значеннях нітратного азоту не зареєстровано. Така сама тенденція спостерігалася в показниках температури ( $33,6 \pm 0,9$  °C), електропровідності ( $395,5 \pm 52,2$  мкСм/см), TDS ( $197,75 \pm 26,1$  мг/л), жорсткості ( $145,5 \pm 22,7$  мг/л) і лужності ( $158,3 \pm 22,9$  мг/л). Середнє значення рН було значно вищим протягом сезону дощів ( $7,7 \pm 0,09$ ), ніж у два інших сезони (див. табл. 1).

### Різноманіття водоростей

За весь період досліджень в оз. Гаджеді знайдено 93 види водоростей, що належать до 52 родів, 30 родин, 17 порядків і 7 класів з 6 відділів водоростей. Найрізноманітнішими виявилися *Bacillariophyta* (44,1%), менш різноманітними – *Chlorophyta* (17,2%), *Euglenozoa* (13,9%), *Cyanobacteria* (12,9%), *Charophyta* (10,7%) і *Miozoa* (1,1%). Серед класів найвищим видовим багатством вирізнялися *Bacillariophyceae* (43,01%), *Chlorophyceae* (17,2%), *Euglenophyceae* (13,9%), *Cyanophyceae* (12,9%), *Zygnematomphyceae* (10,75%), *Dinophyceae* (1,07%) та *Mediophyceae* (1,07%).

Розподіл родів за сезонами спостережень був нерівномірним. У зимовий сезон зареєстровано 46 родів водоростей, тоді як у дощовий та літній сезони – лише по 34 роди відповідно. Дев'ять родів зареєстровано виключно в зимовий сезон. Це *Bulbochaete*, *Caloneis*, *Coelastrum*, *Hippodonta*, *Iconella*, *Jaaginema*, *Limnolyngbya*, *Parvodinium* та *Tryblionella*. Лише під час сезону дощів було виявлено 4 роди: *Encyonema*, *Euglenaformis*, *Monomorphina* та *Placoneis*. *Mougeotia* та *Sellaphora* відмічені лише влітку.

Значення показників різноманітності водоростей за індексом Шеннона-Вайнера були вищими у літній сезон ( $3,42 \pm 0,1$ ) порівняно з дощовим ( $3,42 \pm 0,9$ ) та зимовим ( $3,3 \pm 0,6$ ) сезонами. Види водоростей більш рівномірно були розподілені протягом сезону дощів ( $0,80 \pm 0,02$ ), менш рівномірно – влітку ( $0,83 \pm 0,0$ ) та взимку ( $0,74 \pm 0,0$ ).

Влітку частота трапляння була найвищою у *Scenedesmus* та *Navicula* ( $F = 90$ ) і найнижчою у *Euglena*, *Eunotia*, та *Merismopedia* ( $F = 5$ ). В цей період максимальну рясність мали *Tetradesmus* ( $D = 2,95$ ), *Trachelomonas* ( $D = 0,95$ ) та *Ankistrodesmus* ( $D = 0,85$ ), тоді як найменші значення цього показника ( $D = 0,05$ ) відмічені у *Closterium*, *Pediastrum* та *Hantzschia*. У сезон дощів найчастіше траплялися *Nitzschia* та *Trachelomonas* ( $F = 100$ ), *Gomphonema* ( $F = 95$ ) і *Anagostidinema* ( $F = 90$ ). Мінімальні значення частоти трапляння в цьому сезоні мали *Tetraspora*, *Euglena*, *Monomorphina* та *Phacus* ( $F = 5$ ). Показники рясності в дощовий період були максимальними у *Trachelomonas* ( $D = 3,2$ ), *Pinnularia* ( $D = 1,55$ ) та *Scenedesmus* ( $D = 0,95$ ), а мінімальними – у *Hantzschia*, *Euglena* та *Ankistrodesmus* ( $D = 0,05$ ). Для зимового сезону характерними були максимально високі ( $F = 100$ ) показники частоти трапляння у *Pinnularia*, *Desmodesmus*, *Trachelomonas* і мінімальні ( $F = 5$ ) у *Nitzschia*, *Pediastrum*, *Peridium*, *Amphora* та *Coelastrum* (табл. 2). Найвищі показники рясності взимку мали *Nitzschia* ( $D = 6,5$ ), *Pinnularia* ( $D = 4,8$ ) та *Trachelomonas* ( $D = 2,75$ ), найнижчі – *Euglena*, *Tetraëdron* та *Stauroneis* ( $D = 0,05$ ).

Таблиця 1. Фізико-хімічні параметри води в озері Гаджеді в різні сезони 2021 р.  
(S – літній, R – дощовий, W – зимовий)

Показник	Сезон	Середнє	Статистична похибка	F	p-value
Температура, °C	S	33,6	0,9	–	–
	R	30,1	0,4	89,52	0,001
	W	17,9	1,1	–	–
pH	S	7,1	0,1	–	–
	R	7,7	0,1	16,04	0,001
	W	7,1	0,1	–	–
Електропровідність, мкСм/см	S	395,5	52,3	–	–
	R	196,9	14,9	9,86	0,005
	W	286,4	7,5	–	–
TDS, мг/л	S	197,7	26,1	–	–
	R	98,4	7,5	9,86	0,005
	W	143,2	3,7	–	–
Жорсткість води, мг/л	S	145,5	22,7	–	–
	R	75,5	3,3	8,29	0,009
	W	142,2	5,9	–	–
Лужність, мг/л	S	158,3	22,9	–	–
	R	87,9	6,0	8,06	0,01
	W	155,1	5,0	–	–
Нітроген, мг/л	S	0,01	0	6,55	0
	R	0,01	0	–	–
	W	0,01	0	–	–
Фосфати, мг/л	S	0,2	0,1	1,12	0,37
	R	0,06	0	–	–
	W	0,1	0	–	–
Вільний CO <sub>2</sub> , мг/л	S	0,2	3,2	26,41	0,0002
	R	8,8	0	–	–
	W	8,8	0	–	–
DO, мг/л	S	6,7	0,4	44,85	0,00
	R	5,9	0,1	–	–
	W	3,2	0,3	–	–
Нітрати, мг/л	S	0,05	0	6,55	0
	R	0,05	0	–	–
	W	0,05	0	–	–

Таблиця 2. Показники різноманітності та видового багатства водоростей в озері Гаджеді в різні сезони 2021 р.

Сезон	Індекс Шеннона-Вайнера	Видове багатство	Вирівняність
Літній	3,42 ± 0,1	19	0,80 ± 0,02
Дощовий	3,42 ± 0,9	17,62	0,83 ± 0,0
Зимовий	3,3 ± 0,6	22,12	0,74 ± 0,0

**Кореляція між фізико-хімічними показниками води та видовим багатством водоростей в озері Гаджеді**

Видове багатство показало значну негативну кореляцію з температурою ( $p < 0,01$ ) та розчиненим киснем ( $p < 0,05$ ). Температура підвищувалася зі збільшенням  $CO_2$  і DO, тоді як значення рН зростало зі зменшенням провідності, TDS, жорсткості, лужності та  $CO_2$ .

Провідність зростала зі збільшенням жорсткості, лужності, вмісту фосфору та  $CO_2$ . Жорсткість води позитивно корелювала з лужністю, вмістом азоту та фосфору. Лужність води позитивно корелювала з вмістом азоту та фосфору. Концентрація фосфору зростала зі збільшенням  $CO_2$ .  $CO_2$  позитивно корелював з нітратами ( $p < 0,05$ ). У той же час нітратний азот не виявив жодної кореляції між видовим багатством і параметрами води (табл. 3).

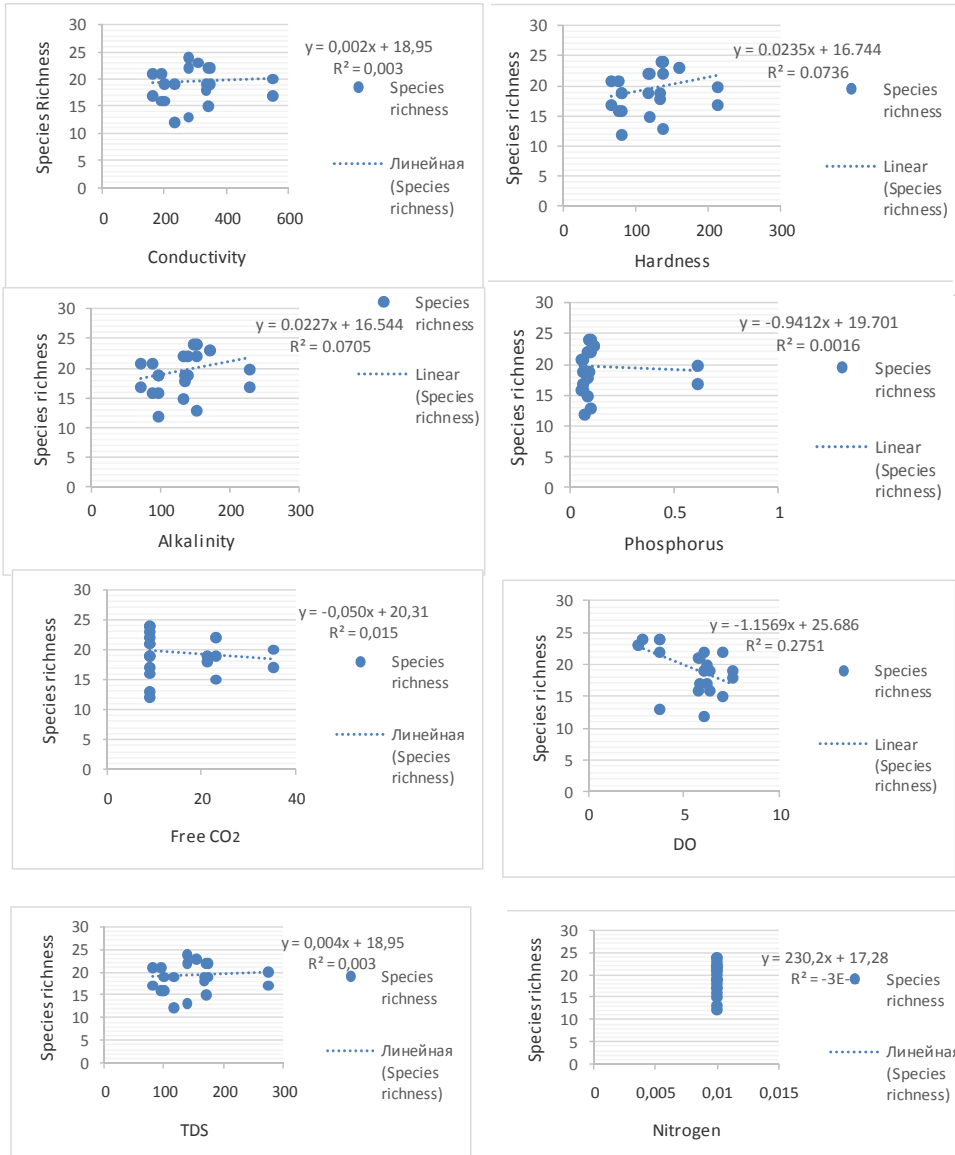
Таблиця 3. Кореляція між видовим багатством та фізико-хімічними показниками води в озері Гаджеді

	ВБ	°C	рН	ЕПР	TDS	ЖВ	Лужн.	Nitro.	Phos.	$CO_2$	DO	Nitra.
ВБ	1.00											
°C	-0.46*	1.00										
рН	-0.38	0.37	1.00									
ЕПР	0.06	0.23	-0.63**	1.00								
TDS	0.06	0.23	-0.63**	1.00	1.00							
ЖВ	0.27	-0.17	-0.70**	0.89**	0.89**	1.00						
Лужн.	0.27	-0.18	-0.71**	0.90**	0.90**	0.99**	1.00					
Nitro.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00				
Phos.	-0.04	0.24	-0.33	0.84**	0.84**	0.77**	0.77**	0.00	1.00			
$CO_2$	-0.12	0.62**	-0.41*	0.89**	0.89**	0.61**	0.61**	0.00	0.74**	1.00		
DO	0.52**	0.96**	0.36	0.14	0.14	-0.27	-0.28	0.00	0.10	0.54**	1.00	
Nitra.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00

Позначення: ВБ – видове багатство, °C – температура, ЕПР – електропровідність, TDS – загальна кількість розчинених твердих речовин, ЖВ – жорсткість води, Лужн. – лужність, Nitro. – загальний азот, Phos. – фосфор, DO – розчинений кисень, Nitra. – нітратний азот.

**Залежність між фізико-хімічними показниками води та різноманітністю водоростей в оз. Гаджеді**

Зв'язок видового різноманіття водоростей з параметрами води показав різні статистично значущі результати. Так, відмічена статистично значуща ( $R^2 = 0,2078$ ) лінійна залежність між різноманітністю водоростей та температурою. Їхня різноманітність зростала зі зниженням температури і зменшувалася зі збільшенням рН, про що свідчить статистично значущий ( $R^2 = 0,1466$ ) зв'язок між цими показниками. Також різноманіття водоростей зростало зі зменшенням провідності. Відмічена статистично значуща ( $R^2 = 0,0037$ ) лінійна залежність між різноманітністю водоростей і провідністю (рис. 2).





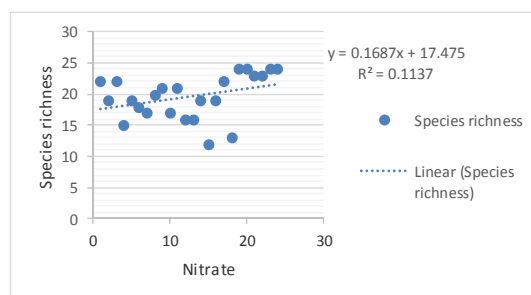


Рис. 2. Зв'язок видового різноманіття водоростей з окремими параметрами води в озері Гаджеді

Як видно з рис. 2, зареєстровано статистично значущий вплив на різноманіття водоростей таких показників, як TDS, жорсткість, лужність, вміст азоту і фосфору, концентрація вуглекислого газу та розчиненого кисню у воді. Зокрема, між показниками TDS та жорсткості води й видовим різноманіттям існує зворотня залежність: різноманіття водоростей зростало, коли показники TDS ( $R^2 = 0,037$ ) та жорсткості ( $R^2 = 0,0736$ ) зменшувалися.

Простежується статистично значуща ( $R^2 = 0,0705$ ) лінійна залежність між різноманітністю водоростей і лужністю. Різноманітність водоростей зростала за нормальної лужності води в межах 100–150. Зафіксовано статистично значущу лінійну залежність між різноманітністю водоростей і азотом ( $R^2 = -8E-16$ ) та фосфором ( $R^2 = 0,0016$ ) і  $CO_2$  ( $R^2 = 0,0156$ ). Так, різноманітність водоростей зростала зі зменшенням вмісту фосфору та концентрації  $CO_2$ . Збільшення вмісту розчиненого кисню у воді, навпаки, призводило до зростання альгорізноманіття ( $R^2 = 0,275$ ). Простежується статистично значущий лінійний зв'язок між різноманіттям водоростей і нітратами.

#### **DCA аналіз між змінними середовища та видовим багатством водоростей**

DCA аналіз видового багатства родів водоростей за фізико-хімічними параметрами води показав, що власні значення поступово зменшуються від DCA1 до DCA4 відповідно. Довжина градієнта першої осі становила 0,81, що свідчить про високу плинність видового складу або високе  $\beta$ -різноманіття серед ділянок. Перша та друга осі графіка мають відповідні власні значення 0,007873 та 0,05198, що пояснюється 0,78% та 5,1% варіації. Довжина градієнта осей DCA1, DCA2, DCA3 і DCA4 була меншою за 2,5, що не підтримує виконання аналізу CCA. Тому для відповідних даних ми провели аналіз надмірності (RDA), що представляє сезонний розподіл родів водоростей щодо змінних навколишнього середовища (табл. 4, рис. 3).

Таблиця 4. Підсумок біплотних балів RDA

Сезон	Власні значення							
	Зв'язані осі				Незв'язані осі			
	RDA <sub>1</sub>	RDA <sub>2</sub>	RDA <sub>3</sub>		PC <sub>1</sub>	PC <sub>2</sub>	PC <sub>3</sub>	PC <sub>4</sub>
Літній	279,2	208,71	34,88		369,1	78,2	21,2	12,5
Дощовий	896,4	204,6	106,4		984,4	464	262,3	38,5
Зимовий	896,4	204,6	106,4		984,4	464	262,3	38,5

#### Аналіз надмірності (RDA)

В аналізі RDA стрілки представляють змінні навколишнього середовища. Довжина стрілок вказує на ступінь поширення видів відповідно до змінних навколишнього середовища. Відстань між видами та ділянкою відображає їхній взаємозв'язок. Невелика відстань вказує на високу та відносну рясність видів на ділянці, відстань між різними видами – на ступінь дивергенції розподілу (рис. 4).

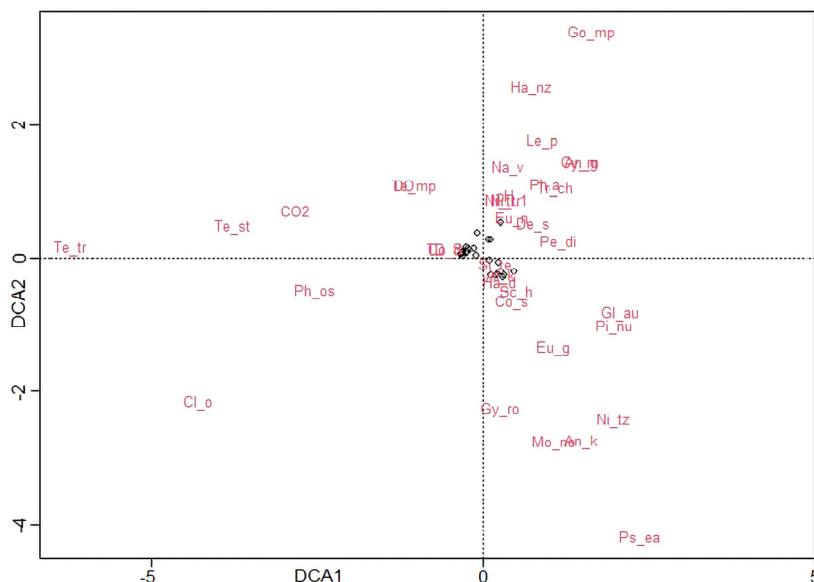


Рис. 3. Діаграма DCA, що представляє сезонний розподіл родів водоростей

Позначення. Тут і на рис. 4: Eug. – *Euglena*, Eun. – *Eunotia*, Glau. – *Glaucospira*, Gomp. – *Gomphonema*, Gyro. – *Gyrosigma*, Hanz. – *Hantzschia*, Lep. – *Lepocinclis*, Mono. – *Monoraphidium*, Nav. – *Navicula*, Nitz. – *Nitzschia*, Pha. – *Phacus*, Pinu. – *Pinnularia*, Trch. – *Trachelomonas*, Pseu. – *Pseudanabaena*, Tetr. – *Tetradesmus*, Test. – *Tetrastrum*, Sch. – *Schroederia*, Pedi. – *Pediastrum*, Ang. – *Anagnostidinema*, Ank. – *Ankistrodesmus*, Clo. – *Closterium*, Cos. – *Cosmarium*, Cym. – *Cymbella*, Des. – *Desmodesmus*.

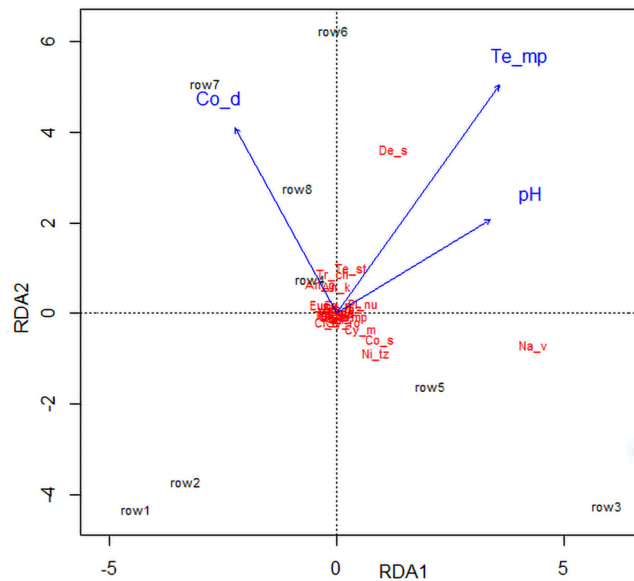


Рис. 4. RDA коробковий графік родів водоростей та змінних параметрів середовища протягом літнього сезону

Вісь 1 RDA не показує екологічні зміни протягом літнього сезону. Власне значення її становило 279,20 і свідчило про відсутність дисперсії видів уздовж цієї осі. Вісь 2 RDA вказує на вплив електропровідності, температури та pH. Власне значення осі становило 208,72 і свідчило про низьку дисперсію видів уздовж цієї осі.

*Desmodesmus*, *Tetrastrum*, *Pinnularia* та *Ankistrodesmus* показали високу рясність при підвищенні/зниженні температури та pH, у той час як *Cymbella*, *Cosmarium*, *Nitzschia*, *Navicula*, *Closterium* та *Gomphonema* не виявили жодної реакції на коливання змінних середовища. Види *Trachelomonas*, *Eunotia* та *Euglena* були більш сконцентровані у напрямку високої/низької провідності (рис. 5).

Під час дощового та зимового сезонів вісь 1 RDA показує електропровідність як змінну середовища. Власне значення RDA осі 1 становило 896,4 і свідчило про відсутність дисперсії видів уздовж цієї осі. Вісь 2 RDA вказує на вплив pH і температури та pH як змінних параметрів середовища. Власне значення RDA осі 2 становило 204,6 і пояснювало дисперсію видів уздовж цієї осі.

*Nitzschia* показала позитивний взаємозв'язок із електропровідністю, у той час як *Trachelomonas* негативно реагував на зміни pH, температури та електропровідності. *Gomphonema* та *Anagnostidinema* мали високу рясність стосовно pH та температури. *Pinnularia*, *Eunotia*, *Cymbella*, *Closterium*, *Cosmarium*, *Navicula* та *Ankistrodesmus* потребували pH, температури та електропровідності для сприятливих умов існування.

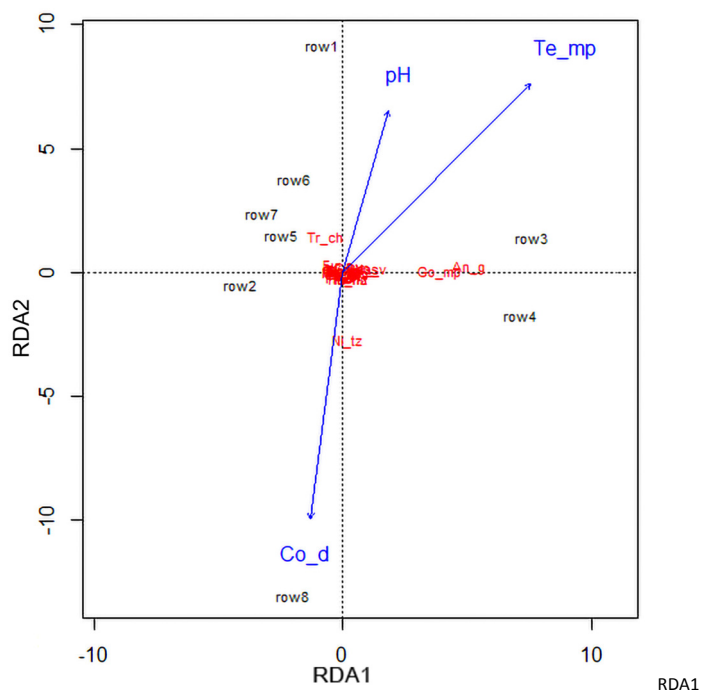


Рис. 5. RDA коробковий графік родів водоростей та змінних параметрів середовища протягом зимового та дощового сезонів

## Обговорення

### Сезонні коливання фізико-хімічних показників води

Широкомасштабні дослідження показали вирішальну роль, яку відіграють фізико-хімічні умови як основний рушій кожної екосистеми. Зміни температури поверхневої води можуть бути спричинені такими факторами, як температура повітря, прозорість атмосфери та сезонний вплив (Manjare et al., 2010).

У нашому дослідженні температура води була високою в літній сезон, подібно до даних інших авторів (Shankar et al., 2010; Offem et al., 2011; Pawar, Shembekar, 2012; Thapa, Saund, 2012; Chaudhary, Devkota, 2018). Сезонна зміна температури води була пов'язана зі зміною температури повітря. Температура позитивно корелювала з рН, електропровідністю, TDS, фосфором,  $\text{CO}_2$  і концентрацією розчиненого кисню у воді й негативно корелювала з жорсткістю та лужністю. У зимовий сезон було відмічено найвище різноманіття водоростей. Результати нашого дослідження частково співпадають з літературними даними (Fonseca, de Mattos Bicudo, 2011; Khatoon et al., 2013; Yuan et al., 2014) стосовно позитивної кореляції температури з показниками рН, вільного  $\text{CO}_2$ ,

розчиненого кисню та TDS, проте відносно жорсткості та лужності води результати відрізнялися. у сезон дощів показники рН були високими. Причиною цього може бути збільшення швидкості фотосинтетичної активності, що призводить до зниження концентрації CO<sub>2</sub> і бікарбонату (Manjare et al., 2010). Коливання рН пояснюють спільні дії вивільнення іонів і буферної здатності води. Показники рН позитивно корелювали з концентрацією розчиненого кисню і негативно – з провідністю, TDS, жорсткістю, лужністю, фосфором і CO<sub>2</sub>. Подібний результат отримано у нижній частині водосховища Манейр району Карімнагар, Андра-Прадеш (Thirupathaiiah et al., 2012; Chaudhary, Devkota, 2018), але середній рН водойми показав інші результати порівняно з даними Niroula et al. (2010) у ставку Бетана. Khatoon та ін. (2013) також описали подібний результат, за винятком концентрації розчиненого кисню. Дослідження Dixit et al. (2015) підтвердили позитивну кореляцію з електропровідністю та негативну – з іншими параметрами.

Значення електропровідності води в оз. Гаджеді були високими в літній сезон і відповідали результатам Pokhrel et al. (2021), на відміну від даних Thapa, Saund (2012) і Gautam, Bhattarai (2008). Провідність позитивно корелювала з температурою, рН, TDS, нітратами, CO<sub>2</sub>, DO, лужністю та фосфором, але не була пов'язана з азотом та нітратами, що відповідає результатам Khatoon et al. (2013), за виключенням кореляції з нітратним азотом. Середня провідність води в озері, вочевидь, зростає, нижча провідність у вологий сезон може бути пов'язана з розбавленням води під час опадів (Singh et al., 2010).

Показники загальної кількості розчинених твердих речовин (TDS) в озері були вищими у літній сезон, що відповідає даним Chaudhary, Devkota (2018), але відрізняються від результатів, зареєстрованих у ставку Бетана у Східному Непалі (Niroula et al., 2010). TDS показав позитивну кореляцію з температурою, рН, провідністю та жорсткістю води, але не корелює з нітратним азотом. Khatoon et al. (2013) також показали іншу кореляцію з нітратами. Рівень TDS у воді може збільшуватися в результаті інтенсифікації антропогенного впливу (Senthilkumar, Sivakumar 2008).

Значення лужності виявилися високими у сухий сезон, що відповідало даним інших дослідників (Pawar, Shembekar, 2012; Chaudhary, Devkota, 2018; Pokhrel et al., 2021). Високі показники лужності влітку можна пояснити сезонним зменшенням об'єму води. Лужність позитивно корелює з фосфором, а CO<sub>2</sub> – з DO. Жорсткість води в озері також була найвищою у літній сезон, що співпадає з даними Pawar, Shembekar (2012) та Chaudhary, Devkota (2018). Це може бути пов'язане з вищою температурою, яка сприяє збільшенню концентрації солей через надмірне випаровування. Жорсткість

позитивно корелює з вільним CO<sub>2</sub>, температурою, TDS, провідністю та фосфором, але негативно корелює з DO. Значення DO було трохи вищим у літній сезон, такий же результат отримали Thirupathaiiah et al. (2012) та Chaudhary, Devkota (2018).

DO показує позитивну кореляцію з температурою, рН і TDS та негативну – з видовим багатством, жорсткістю та лужністю, за винятком нітратного азоту. Найвище значення вільного CO<sub>2</sub> зафіксовано в літній сезон. Подібний результат отримали Chaudhary, Devkota (2018) та Thapa, Saund (2012), але середній вільний CO<sub>2</sub> у досліджуваній водоймі, здається, збільшився. Це може бути наслідком розкладання органічної речовини, що призводить до швидкого утворення вільного CO<sub>2</sub>. Під час сухого сезону через повільне розкладання органічної речовини вироблення CO<sub>2</sub> зменшується (Patra et al., 2010). Вільний CO<sub>2</sub> позитивно корелює з температурою та DO. Показники фосфору були високими у літній сезон, що співпадає з даними Chaudhary, Devkota (2018), але вони відрізняються від отриманих Rawar, Shembekar (2012). Високі концентрації фосфору під час вологого сезону можуть бути спричинені сільськогосподарським стоком, який несе добрива, збільшуючи вміст поживних речовин у водоймі, а нижчі концентрації фосфору під час посушливого сезону можна пояснити високою швидкістю його накопичення макрофітами та фітопланктоном. Аналогічний результат отримали Chaudhary, Devkota (2018). Фосфати мали позитивну кореляцію з вмістом вільного CO<sub>2</sub> і DO та негативну – з температурою, TDS, провідністю та лужністю. Показники азоту та нітратів показали значущу різницю та не виявили кореляції з іншими параметрами та видовим багатством водоростей.

#### Сезонний склад водоростей і вплив показників води

Наше дослідження показало, що різноманіття водоростей було найвищим взимку, менш різноманітне – у сезон дощів і влітку. Подібний результат отримали Tiwari, Chauhan (2006) та Fonseca, de Mattos Bicudo (2011). Клас *Bacillariophyceae* займав перше місце за видовим багатством протягом трьох сезонів, далі – *Chlorophyceae* > *Cyanophyceae* > *Euglenophyceae* > *Zygnematophyceae* > *Dinophyceae* та *Mediophyceae*. Хоча зимовий сезон загалом не є сприятливим для розвитку водоростей, представники класів *Bacillariophyceae* та *Chlorophyceae* все ж мали помітні показники. Провідну роль *Bacillariophyceae* відмічали також інші дослідники (Tiwari, Chauhan, 2006; Nasser, Sureshkumar, 2014).

Стосовно трапляння видів у різні сезони, то більшість з них були спільними для всіх сезонів спостереження, що могло бути пов'язано з їхньою стійкістю до зміни умов оточуючого середовища та здатністю

переносити зміну сезонів. Максимальна кількість зареєстрованих видів припадала на зимовий сезон. Отже, водорості продемонстрували рясний розвиток при дещо низькій температурі, помірних показниках рН, DO, TDS та провідності води.

Певні види водоростей показали чіткі сезонні моделі їх появи. Протягом зимового сезону повідомлялося виключно про ці роди, що можна пояснити їхнім фізіологічними пристосуванням до умов, що характеризуються низькими значеннями температури, вільного CO<sub>2</sub>, фосфору, розчиненого кисню і рН, а також високими показниками електропровідності, загальної кількості розчинених твердих речовин (TDS), жорсткості та лужності води.

Навпаки, в сезон дощів спостерігаються виключно інші види водоростей, що можна пояснити їх приуроченістю до умов навколишнього середовища, які характеризуються високою температурою, рН і DO, а також низькою провідністю, TDS, жорсткістю та лужністю.

Деякі види водоростей були відмічені виключно протягом літнього сезону, оскільки демонструють оптимальний ріст в умовах, що характеризуються високою температурою, провідністю, TDS, жорсткістю, лужністю, вільним CO<sub>2</sub>, фосфором і помірним рН. Ці сезонні переваги та адаптації сприяють динамічному та різноманітному поширенню водоростей у різних середовищах протягом року.

Значне переважання за частотою трапляння взимку представників *Bacillariophyceae* та *Chlorophyceae* подібне до відміченого Tiwari, Chauhan (2006). В зимових пробах найчастіше траплялися представники *Gomphonema*, *Pinnularia* та *Cosmarium*. У сезон дощів найвища частота трапляння зареєстрована у *Phacus*, *Trachelomonas* і *Nitzschia*, а влітку найпоширенішими були *Pseudanabaena* та *Anagostidinema*. Найвища рясність у представників *Gomphonema*, *Pinnularia* та *Cosmarium* протягом усіх сезонів спостереження, можливо, є доказом їхньої стійкості та толерантності як до суворих, так і до сприятливих умов для їх росту та розмноження.

#### **Зв'язок між різноманіттям водоростей, фізико-хімічними параметрами та сезонними коливаннями екологічних умов**

Видове багатство продемонструвало позитивну кореляцію з провідністю, TDS, жорсткістю та лужністю води та негативно корелювало з температурою, рН, фосфором, вільним CO<sub>2</sub> та DO, тоді як азот і нітрати не виявляли кореляції з багатством видів. Подібні результати отримані іншими дослідниками (Sharma, Singh, 2018; Pokhrel et al., 2021).

У літній сезон широко поширеними були представники родів *Trachelomonas*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Tetrastrum*, *Gomphonema* та *Desmodesmus*.

Під час сезону дощів максимальну частоту трапляння мали види *Anagnostidinema*, *Navicula*, *Desmodesmus*, *Pinnularia*, *Pseudanabaena* та *Trachelomonas*. Взимку найбільше багатство показали *Trachelomonas*, *Tetradesmus*, *Pseudanabaena*, *Pinnularia*, *Nitzschia*, *Navicula*, *Gomphonema*, *Cymbella*, *Desmodesmus* та *Cosmarium*. Tiwari, Chauhan (2006) отримали подібний результат, відмітивши високе багатство класів *Bacillariophyceae* та *Chlorophyceae* під час сухого сезону. Розповсюдження видів *Bacillariophyceae* протягом сухого сезону можна пояснити значним накопиченням TDS на відміну від вологого сезону, оскільки TDS потенційно сприяє росту *Bacillariophyceae* (Singh et al., 2010).

Регресійний аналіз показав, що кількість видів водоростей збільшується зі зниженням температури, рН, провідності, жорсткості, TDS, лужності, фосфору, вільного CO<sub>2</sub> та нітратів і зменшується зі збільшенням рН, тоді як зміни показників нітратного азоту не впливають на видове багатство.

Ординація RDA показала, що склад водоростей змінюється залежно від фізико-хімічних параметрів зі зміною сезонів. Температура, рН і провідність були визначені як суттєві фактори для поширення видів водоростей. Температура та рН відіграють величезну роль у розвитку водоростей (Manigandan et al., 2018).

### Заключення

Середні значення показників температури води, електропровідності, TDS, жорсткості, лужності, фосфору, вільного CO<sub>2</sub> і DO були вищими в літній сезон, тоді як середні значення рН підвищувалися в сезон дощів. Максимальна кількість видів водоростей зареєстрована в зимовий період, коли відмічалася вища концентрація поживних речовин у воді. Це свідчить про те, що фізико-хімічні властивості води могли сприяти розвитку водоростей.

Більшість зареєстрованих видів зустрічалися протягом усіх сезонів спостереження завдяки їхній стійкості та здатності переносити суворі умови та сезонні зміни умов навколишнього середовища. Видове різноманіття розподілялося між класами водоростей у порядку зменшення: *Bacillariophyceae* > *Chlorophyceae* > *Cyanophyceae* > *Euglenophyceae* > *Zygnematorphyceae* > *Dinophyceae* > *Mediophyceae*. Максимальна кількість видів водоростей позитивно сприймала низьку температуру, помірну провідність, TDS, жорсткість, лужність і DO. Представники класів



*Bacillariophyceae* і *Chlorophyceae* протягом зимового сезону мали вище різноманіття. Високі показники рН, низька провідність і низький рівень вільного CO<sub>2</sub> виявилися сприятливими умовами середовища для класів *Bacillariophyceae* і *Euglenophyceae*.

Ординація RDA вказує на зв'язок між видовим складом водоростей та фізико-хімічними параметрами води в різні сезони. Різноманіття водоростей виявилось більшим у зимовий період. Кількість видів водоростей змінювалася залежно від сезону через коливання хімічних параметрів.

*Автори вдячні професору, доктору Умешу Койралі, колишньому завідувачу кафедри ботаніки університетського містечка Трібхуван, Біратнагар за надання лабораторних приміщень, а також Комісії університетських грантів Непалу за грант, наданий для проведення даної роботи.*

### Список літератури

- Chaudhary R.K., Devkota A. 2018. Evaluation of limnological status of Jagadisapur reservoir, Kapilvastu District, Nepal. *Int. J. Appl. Sci. Biotechnol.* 6(3): 255–260.
- Croasdale H., Flint E.A., Racine M.M. 1994. *Flora of New Zealand, Fresh water algae, chlorophyta, desmids with ecological comments on their habitat.* Vol. III. Canterbury: Lincoln, New Zealand. 218 p.
- Deshikachary T.V. 1959. *Cyanophyta.* In: *Monograph in Algae.* New Delhi: I.C.A.R. Pp. 1–686 p.
- Dhakal K.S., Saud D.S., Joshi N. 2019. Wetland flora of Rupandehi District. *J. Plant Res.* 16(1): 1–17.
- Dhakal S., Chalise P., Thapa T.K., Rai S.K. 2020. Algal flora of Gajedi Lake, Rupandehi District, Central Nepal. *J. Plant Res.* 18(1): 27–38.
- Dixit A.K., Panday S.D.K., Meheta R., Ahamed N.G., Pandey J. 2015. Study of physico-chemical parameters of different pond water of Bilaspur District, Chhattishgarh, India. *Environ. Skeptics Critics.* 4(4): 85–89.
- Fonseca B.M., de Mattos Bicudo C.E. 2011. Phytoplankton seasonal and vertical variations in a Tropical Shallow Reservoir with abundant macrophytes Ninfeias pond, Brazil. *Hydrobiologia.* 665(1): 229–245.
- Gautam B., Bhattarai B. 2008. Seasonal changes in water quality parameters and sediment nutrients in Jagadisapur Reservoir, a Ramsar site in Nepal. *Nepal J. Sci. Technol.* 9: 149–156.
- Godar K., Rai S.K. 2018. Fresh water green algae from Raja-Rani Lake, Bhogateni-Letang, Morang, Nepal. *J. Plant Res.* 16(1): 1–17.

- Guiry M.D. 2012. How many species of algae are there? *J. Phycol.* 48(5): 1057–1063.
- Hajong P., Ramanujam P. 2018. Seasonal variation in algal diversity and productivity in Dachi Lake, Meghalaya. *J. Algal Biomass Util.* 9(2): 9–24.
- Jayagoudar S., Bhat A., Magdum A., Sakreppagol D., Murgod L. 2020. Assessment of diversity and physico-chemical parameters of cyanobacteria, diatoms and other algal species in the paddy fields of Belagavi District, Karnataka. *Plant Sci.* 7: 378–382.
- Karthick B., Hamilton P.B., Kocielek J.P. 2013. *An illustrated guide to common diatoms of Peninsular India*. Gubbi: Gubbi Labs. 206 p.
- Khatoon N., Khan A.H., Rehman M., Pathak V. 2013. Correlation study for the assessment of Water quality and its parameters of Gangariver, Kanpur, Uttarpradesh, India. *J. IOSR Appl. Chem.* 5(3): 80–90.
- Manigandan V., Yosuva M., Saravanakumar A., Machendiranathan M. 2018. Seasonal influence of physico-chemical parameters on phytoplankton diversity, community structure and abundance at Parangipettai Coastal waters, Bay of Bengal, South East Coast of India. *Oceanologia.* 60(2): 114–127.
- Manjare S.A., Vhanalakar S.V., Muley D.V. 2010. Analysis of water quality using physico-chemical parameters Tamdolge tank in Kolhapur district, Maharashtra. *Int. J. Adv. Biotechnol.* 1(2): 115–119.
- Nasser K.M., Sureshkumar S. 2014. Seasonal variation and biodiversity of phytoplankton in Parambikulam reservoir, Western Ghats, Kerala. *Int. J. Pure Appl. Biosci.* 2(3): 272–280.
- Niroula B., Singh K.L.B., Thapa G.B., Pal J. 2010. Seasonal variations in physico-chemical properties and biodiversity in Betana pond, Eastern Nepal. *Our Nat.* 8(1): 212–218.
- Offem B.O., Ayotunde E.O., Ikpi G.U., Ochang S.N., Ada F.B. 2011. Influence of season on water quality, abundance of fish and plankton species of Ikwori Lake, South-Eastern Nigeria. *Fisher. Aquacult. J.* 13: 1–18.
- Patra A., Santra K.B., Manna C.K. 2010. Limnological study related to physico-chemical characteristic of water of Santraghachi and Joypur Jheel, W.B., India. *Our Nat.* 8(1): 185–203.
- Pawar S.B., Shembekar V.S. 2012. Studies on the physico-chemical parameters of reservoir at Dhanegoan District, Osmanabad (M.S), India. *J. Exp. Sci.* 3(5): 51–54.
- Philipose M.T. 1967. *Chlorococcales*. In: *Monograph on algae*. New Delhi: I.C.A.R. Pp. 1–365.
- Pokhrel S., Ghimire N.P., Rai S.K. 2021. Seasonal variations of algal diversity with reference to water quality in Jagadishpur Reservoir, Nepal. *Limnol. Rev.* 21(4): 189–199.
- Rai S.K. 2011. Algal flora of Betana wetland, Morang, Nepal. *Nepal. J. Biosci.* 1: 104–113.
- Rai S.K. 2013. Algal flora of Koshi tappu wildlife reserve including some new species to Nepal. *Nepal. J. Integrat. Sci.* 3: 26–32.
- Rai D.R., Rai S.K. 2018. Fresh water algae (excluding diatoms and red algae) from Hasina wetland, Sundar Haraicha, Morang, Nepal. *Himal. J. Sci. Technol.* 2: 1–12.

- Rai S.K., Paudel S. 2019. Algal flora of Jagdishpur tal, Kapilvastu, Nepal. *J. Plant Res.* 17(1): 6–20.
- Rai S.K., Dhakal S. 2020. *Algal floral of Nepal*. Vol. 1. *Cyanobacteria*. Nat. Herbar. Plant Lab., Godawari, Lalitpur, Dep. Plant Res., Min. Forest Environ., Gover. Nepal. 322 p.
- Rai S.K., Ghimire N.P. 2020. Algal explorations in Nepal. In: *Plant diversity in Nepal*. Kathmandu: Bot. Soc. Nepal. Pp. 16–40.
- Rajopadhyaya R., Rai S.K. 2019. Additional algae (excluding cyanobacteria) of Bagh-Jhoda wetland, Morang, Nepal. *Nepal. J. Biosci.* 9(1): 54–74.
- Rani R., Sivakumar K. 2012. Physico-chemical parameter and Phytoplankton richness in certain ponds of Chidambaram, Cuddalore district of Tamil Nadu. *Int. J. Res. Environ. Sci. Technol.* 2(2): 35–44.
- Reynolds C.S. 1988. The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 23: 683–691.
- Roka D., Rai S.K., Ghimire N.P. 2022. Seasonal variations of algal diversity in response to water quality at Beeshazari Lake, Tropical low land, Nepal. *Pak. J. Bot.* 54(4): 1445–1452.
- Senthilkumar R., Sivakumar K. 2008. Studies on phytoplankton diversity in response to abiotic factor in Veeranam lakes in the Cuddalore District of Tamil Nadu. *J. Environ. Biol.* 29(5): 747–752.
- Shankar R., Ramkumar L., Rajkumar M., Sun J., Ananthan G. 2010. Seasonal variations in physico-chemical parameters and heavy metals in water and sediments of Uppanar estuary, Nagapattinam, India. *J. Environ. Biol.* 31(5): 581–686.
- Sharma R.C., Singh S. 2018. Water quality and phytoplankton diversity of high altitude land, Dodi Tal of Garhwal Himalaya, India. *Biodivers. Int. J.* 2(6): 484–493.
- Shinde S.E., Pathan T.S., Sonawane D.L. 2012. Seasonal variations and biodiversity of phytoplankton in Harsool-Savangi dam, Aurangabad, India. *J. Environ. Biol.* 33(3): 643–647.
- Shrestha G., Rai S.K. 2017. Algal flora of Rajarani Lake, Dhankuta and their seasonal distribution. *Our Nat.* 15(1–2): 44–54.
- Shrestha S., Rai S.K., Dhakal M.R. 2013. Algae of Itahari Municipality and its adjoining area, eastern Nepal. *Int. J. Appl. Sci. Biotechnol.* 1(1): 5–10.
- Singh M., Gupta A., Beeteswari K. 2010. Physio-chemical properties of water samples from Manipur River system, India. *J. Appl. Sci. Environ. Manag.* 14(4): 85–89.
- Stevenson R.J., Smol J.P. 2003. Use of algae in environmental Assessments in fresh water algae of North America. In: *Freshwater Algae of North America*. Amsterdam: Elsevier Inc. Pp. 775–804.
- Thapa J.B., Saund T.B. 2012. Water quality parameters and bird diversity in Jagdishpur Reservoir, Nepal. *Nepal J. Sci. Technol.* 13(1): 172–180.
- Thapa M.S., Poudel G. 2018. Assessing the coverage of urban area space in Butwal Sub-Metropolitan city, Nepal. A GIS based approach. *J. Inst. For.* 15: 77–86.

- Thirupathaiah M., Samatha C.H., Sammaiah C. 2012. Analysis of water quality using physico-chemical parameters in lower manair reservoir of Karimnagar District, Andra Pradesh. *Int. J. Environ. Sci.* 3(1): 172–180.
- Tiwari A., Chauhan S.V.S. 2006. Seasonal phytoplankton diversity of Kitham Lake, Agra. *J. Environ. Biol.* 27(1): 35–38.
- Volterra L., Boualam M., Menesguen A., Duguet J.P., Duchemin J., Bonnefoy X. 2002. *European commission eutrophication and health Luxembourg*. Office Official Publ. Eur. Commun. ISBN92-894-4413-4.
- Wojtal A.Z. 2009. The diatoms of Kobylanka stream near Krakow (Wyzyna Krakowsko-Czestochowska upland Poland). *Pol. Bot. J.* 54(2): 129–330.
- Xavier J., Jose J. 2020. Study of mineral and nutritional composition of some seaweeds found along the coast of Gulf of Mannar, India. *Plant Sci. Today.* 7(4): 631–637.
- Yuan M., Zhang C., Jiang Z., Guo S., Sun J. 2014. Seasonal variations in phytoplankton community structure in the Sanggou, Ailian and Lidao Bays. *J. Ocean Univ. China.* 13: 1012–1024.

**Pushpa Poudel<sup>1</sup>, Narayan Prasad Ghimire<sup>2</sup>, Shiva Kumar Rai<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Phycology Research Lab., Department of Botany, Degree Campus, Tribhuvan University, Biratnagar, Nepal

<sup>2</sup> Central Department of Botany, Tribhuvan University, Kirtipur, Kathmandu, Nepal

**Algal diversity and its relationship with seasonal variation of water quality in Gajedi Lake, Rupandehi District (Nepal)**

The current study focuses on the algal diversity of Gajedi Lake in different seasons in connection to the lake's water quality indicators. Algae and water samples were collected from eight peripheral sites of the lake in summer, rainy, and winter seasons in 2021. The water temperature, conductivity, total dissolved solids, hardness, alkalinity, phosphorus, free CO<sub>2</sub>, and dissolved oxygen were recorded as high during the summer season while water pH was high during the rainy season. Altogether 93 species of algae were reported under 52 genera, 30 families, 7 classes and 6 phyla in this study. The largest phylum was *Bacillariophyta* (44.08%) followed by *Chlorophyta* (17.20%), *Euglenozoa* (10.97%), *Cyanobacteria* (12.90%), *Charophyta* (10.75%) and *Miozoa* (1.07%). The Shannon-Weiner diversity index indicated high abundance during the summer season, with more evenly distributed algal species. More algal species were recorded in the winter season. *Trachelomonas*, *Navicula*, and *Nitzschia* were dominant genera during summer;

*Anagostidinema*, *Desmodesmus*, and *Pinnularia* were dominant during rainy; and *Trachelomonas*, *Tetradesmus*, and *Gomphonema* were dominant during winter. The redundancy analysis ordination showed that the algal composition varied along with the seasonal changes in physico-chemical parameters. Temperature, pH, and conductivity were thus identified as significant factors influencing species richness.

**Key words :** algal composition, diversity index, physico-chemical parameters, Nepal

---

Citation. Pushpa Poudel, Narayan Prasad Ghimire, Shiva Kumar Rai. 2024. Algal diversity and its relationship with seasonal variation of water quality in Gajedi Lake, Rupandehi District (Nepal). *Algologia*. 34(3): 227–248. <https://doi.org/10.15407/alg34.03.227>

ГРИГОРЕНКО Т.В. (<https://orcid.org/0000-0002-8769-1443>)

ЧУЖМА Н.П. (<https://orcid.org/0000-0002-9901-0991>)

БАЗАЄВА А.М. (<https://orcid.org/0000-0002-0509-1349>)

Інститут рибного господарства НААН України,

вул. Обухівська, 135, Київ 03164, Україна

[grygorenko-@ukr.net](mailto:grygorenko-@ukr.net); [n\\_chuzhma@ukr.net](mailto:n_chuzhma@ukr.net); [a\\_bazaeva@ukr.net](mailto:a_bazaeva@ukr.net)

## ТАКСОНОМІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ФІТОПЛАНКТОНУ РИБНИЦЬКИХ СТАВІВ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ, УКРАЇНА

**Реферат.** Представлено результати досліджень (2021 р.) таксономічного різноманіття та екологічних характеристик фітопланктону рибницьких ставів Львівської обл. Встановлено, що фітопланктон даних водойм має високе таксономічне різноманіття і представлений 170 видами та внутрішньовидовими таксонами, які належать до 95 родів, 52 родин, 29 порядків, 13 класів і 7 відділів водоростей. Основу флористичного складу становлять *Chlorophyta* (49 – 64% загальної кількості виявлених видів), субдомінантами виступали *Bacillariophyta* (11 – 15%), *Euglenozoa* (7 – 20%) та *Cyanobacteria* (5– 12%). Коефіцієнти видової подібності Серенсена ( $K_s = 0,62–0,83$ ) та рангової кореляції Кендела для провідних родин ( $\tau = 0,54–0,73$ ) та родів ( $\tau = 0,41–0,70$ ) були високими, що вказує на схожість видового складу водоростевих угруповань досліджуваних водойм. Аналіз екологічних характеристик водоростей показав, що за біотопічною приуроченістю у фітопланктоні переважають планктонні (33 – 38%) форми. Другорядне значення мають планктонно-бентосні та епіфітні форми, частки яких складають 26 – 29% та 20 – 29% загальної кількості видів із відомою біотопічною приуроченістю). За реофільністю домінували повільно текучі форми – (79 – 88%), за галобністю (82 – 91%) та відношенням до рН (73 – 86%) – види-індіференти.

Надійшла до редакції 24.07.2024. Після доопрацювання 31.07.2024. Підписана до друку 05.08.2024.

Опублікована 20.09.2024

Цитування. Григоренко Т.В., Чужма Н.П., Базаєва А.М. 2024. Таксономічне різноманіття фітопланктону рибницьких ставів Львівської області, Україна. *Альгологія*. 34(3): 249–272. <https://doi.org/10.15407/alg34.03.249>

This is open access article under the CC BY license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

Основну частку видів-індикаторів сапробності фітопланктону формували  $\beta$ -мезосапроби (51 – 59%) та  $\alpha$ -мезосапроби (17 – 19%), що характеризує дані водойми, як такі, що мають помірний рівень органічного забруднення.

**Ключові слова:** фітопланктон, видове, таксономічне, екологічне різноманіття, рибницькі стави

## Вступ

Відомо, що провідне значення у функціонуванні водних екосистем має фітопланктон – первинна ланка потоків енергії, продуцент автохтонної органічної речовини, важливий агент самоочищення та фотосинтетичної аерації води. Таксономічне різноманіття та флористична структура є важливими діагностичними ознаками в порівняльному аналізі якісного різноманіття планктонних водоростевих угруповань. Вивчення основних структурних характеристик фітопланктону є важливим не лише для оцінки якості природних вод за сапробіологічною характеристикою водоростей, а й для створення короточасних і довготривалих прогнозів стану водойм загалом та оцінки їхньої біопродуктивності (Shcherbak, 2002, 2006).

Рослинний планктон рибницьких ставів формується та розвивається за дії різноманітних чинників навколишнього середовища, до яких належать температурний, газовий та світловий режими, загальний сольовий склад водойм, трофічні умови, зокрема вміст біогенних елементів тощо (Krazhan, Khizhnyak, 2014; Prokorchuk, Manturova, 2017; Kravtsova et al., 2019; Shcherbak, Semeniuk, 2023). Вивчення флористичної структури та кількісного розвитку фітопланктону рибницьких ставів має певні особливості в порівнянні з дослідженнями фітопланктону природних водойм. По-перше, фітопланктон рибницьких ставів розглядається не стільки як певне угруповання в екосистемі водойми, що залучені до процесів підтримки рівноваги в даній екосистемі, скільки як продуктивна частка природної кормової бази риб та зоопланктону. Тому вивчення флористичної структури фітопланктону в рибницьких ставах є необхідним, оскільки хімічний склад та харчова цінність водоростей, які належать до різних систематичних відділів, не є рівноцінними і по-різному забезпечують живлення вирощуваної риби чи розвиток кормових безхребетних (Krazhan, Khizhnyak, 2014). По-друге, підвищення евтрофності водойми здебільшого розглядають як негативну тенденцію, яка може свідчити, наприклад, про зростання антропогенного пресу на екосистему (Prokorchuk, Manturova, 2017; Shcherbak, Semeniuk, 2023). Натомість для рибницьких водойм підвищення рівня евтрофії часто є наслідком внесення добрив, спрямованого на збільшення трофності

водойми та її рибопродуктивності. По-третє, дослідження фітопланктону рібницьких водойм, як правило, здійснюється лише впродовж весняно-літнього періоду. Наразі існує низка наукових праць вітчизняних дослідників, що стосуються таксономічного різноманіття та екологічної характеристики водоростевих угруповань різнотипних водних об'єктів (Shcherbak, 1989; Shcherbak, Semeniuk, 2007; Varinova et al., 2019; Shelyuk, 2020, 2022; Shcherbak et al., 2023), проте досить обмеженими є дані щодо якісного складу фітопланктону саме рібницьких ставів, зокрема західного регіону (Khamar, 2002).

За сучасних екологічних умов, пов'язаних з кліматичними змінами та зростаючим антропогенним навантаженням на водні екосистеми, відмічаються також істотні зміни якісних і кількісних показників гідробіологічних угруповань, що формують природні кормові ресурси водойм (Shcherbak et al., 2019). У цьому контексті вивчення якісного складу фітопланктону рібницьких ставів наразі є актуальним.

Мета даної роботи – охарактеризувати сучасне таксономічне та екологічне різноманіття фітопланктону різнотипних рібницьких ставів Львівської обл.

#### **Матеріали та методи**

Дослідження проводили в 2021 р. у Державному підприємстві «Дослідне господарство Львівської дослідної станції Інституту рибного господарства НААН» (ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН»), ТзОВ «Карпатський водограй» та фермерському господарстві ФГ «Короп» Львівської обл. (рис. 1).

ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» розташоване на Волино-Подільській височині, в долині р. Верещиця. Має стави різної величини та призначення загальною площею 250 га. ТзОВ «Карпатський водограй» знаходиться в межір'ччі р. Щирки та її правій притоки – р. Ставчанки. Налічує 36 ставів різної категорії загальною площею водного дзеркала 128,3 га. Фермерське господарство «Короп» розташоване у смт Рава Руська. Налічує 60,2 га водного плеса. За фізико-географічним розташуванням господарства ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» та ТзОВ «Карпатський водограй» належать до зони Полісся, а ФГ «Короп» – до Прикарпаття.

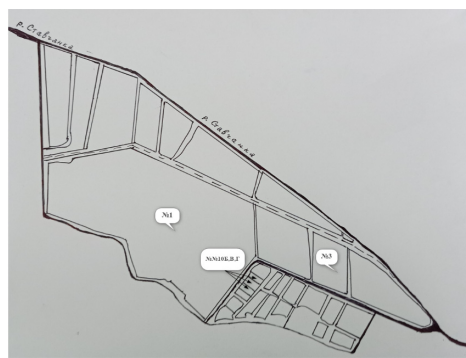
Таксономічне різноманіття фітопланктону вивчали впродовж травня–вересня у п'яти нагульних та семи вирощувальних ставах, які значно різнилися за площею та водозабезпеченням. У господарстві ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» дослідження проводили на нагульних ставах № 1 та № 2 площею 30 і 130 га відповідно, з середньою глибиною 1,2–1,5 м, а також вирощувальних ставах № 33 та № 34 площею 0,54 та 0,63 га відповідно,



глибиною 1,0 м. У ТзОВ «Карпатський водограй» аналогічні дослідження проводили на нагульних ставах № 1 та № 3 площею 58,7 та 5,1 га відповідно, глибиною 1,0–1,2 м і невеличких вирощувальних ставах № 10Б, № 10В і № 10Г площею 0,13 та 0,18 га відповідно та середньою глибиною 1,1 м. У ФГ «Короп» дослідження проводили на нагульному ставі № 5 площею 4,0 га та вирощувальних ставах № 3 та № 4 площею 0,4 та 2,5 га відповідно, середньою глибиною 1,0–1,2 м.



ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН»



ТзОВ «Карпатський водограй»



ФГ «Короп»

Рис. 1. Карти-схеми господарств, де проводили дослідження.  
Цифрами позначені номери ставів, у яких відбирали проби

Температура води в рибницьких ставах упродовж періоду дослідження змінювалася в межах 15–28 °С, з максимальними показниками в липні (до 24–26 °С) та серпні (до 26–28 °С) і мінімальними у вересні (15–17 °С).

У ставах ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» вміст розчиненого у воді кисню в середньому становив 4,0–7,2 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, а рН змінювався від 7,0 до 9,1, з середньосезонним значенням на рівні 8,00±0,20. Аналогічними показниками вмісту розчиненого у воді кисню і рН характеризувалися також стави ТзОВ «Карпатський водограй». У ставах ФГ «Короп» вміст розчиненого у воді кисню в середньому знаходився на рівні 5–8 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, рН змінювався в межах 7,1–7,7, із середньосезонними значеннями 7,39±0,06.

Джерелом водопостачання ставів ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» є р. Верещиця (ліва притока Дністра) та атмосферні опади, джерелом водопостачання ТзОВ «Карпатський водограй» – р. Ставчанка (ліва притока р. Верещиці, басейн Дністра), а ФГ «Короп» – р. Рата (ліва притока р. Західний Буг).

У вирощувальних ставах даних господарств за однакової густоти посадки вирощували рибопосадковий матеріал коропа (*Cyprinus carpio* L.) у монокультурі, а в нагульних – товарний короп у полікультурі з рослиноїдними рибами (*Hypophthalmichthys molitrix* Val., *H. nobilis* Rich.).

Альгологічні проби відбирали 2 рази на місяць за загальноприйнятими методиками (Shcherbak, 2002, 2006). У рибницьких ставах площею до 4,0 га зразки відбирали на різних ділянках водойми, у великих за площею (30,0–130,0 га) ставах – у межах умовного поділу водойми на розрізи (вершина, середина, гребля).

У даній роботі під терміном «фітопланктон» розглядається сукупність усіх форм мікроскопічних водоростей, незалежно від їхньої біотопічної приуроченості, які на момент відбору проб знаходились у товщі води та характеризувалися відповідними структурно-функціональними показниками угруповань (Shcherbak, Kuzmenko, 1987).

Проби фітопланктону відбирали батометром Рутнера з горизонту до 0,5 м. Фіксацію, концентрацію та опрацювання альгологічних проб проводили згідно стандартних методик (Shcherbak, 2002, 2006). Камеральне опрацювання зразків здійснювали з використанням світлових мікроскопів Micros MC-300 та Micromed SX-3330 з окулярами 10×, 20× та об'єктивами ×20, ×40. Для ідентифікації видового складу використовували літературні джерела (Topachevsky, Masyuk, 1984; Wasser et al., 1989; Tsarenko, 1990; Hiddak, 1984; Kramer, Lange-Berlaton, 1986). Застосовували таксономічну систему водоростей *Algae of Ukraine* (Tsarenko et al., 2006, 2009, 2011, 2014), з подальшим уточненням відповідно до *Algae Base* (Guiry, Guiry, 2023). Екологічні характеристики водоростей наведені згідно: Varinova et al., 2006, 2019.

Подібність видового складу визначали за індексом Серенсена ( $K_s$ ) (Sorensen, 1948). Для порівняння флористичної структури фітопланктону на рівні родин і родів застосовували коефіцієнт рангової кореляції Кендела ( $\tau$ ) (Shmidt, 1980).

### Результати та обговорення

Фітопланктон досліджуваних ставів Львівської обл. був представлений 170 видами та внутрішньовидовими таксонами (ввт), які належать до 95 родів, 52 родин, 29 порядків, 13 класів та 7 відділів: *Cyanobacteria*, *Bacillariophyta*, *Miozoa*, *Ochrophyta*, *Charophyta*, *Chlorophyta* та *Euglenozoa* (табл. 1).

Таблиця 1. Таксономічний склад фітопланктону рибницьких ставів Львівської обл.

Відділ	Клас	Порядок	Родина	Рід	Вид (ввт)	Визначено до роду
<i>Cyanobacteria</i>	<i>Cyanophyceae</i>	<i>Nostocales</i>	3	5	8	3
		<i>Chroococcales</i>	1	2	5	2
		<i>Oscillatoriales</i>	2	2	2	2
		<i>Chroococciopsidales</i>	1	1	1	1
		<i>Pseudanabaenales</i>	1	1	1	-
		<i>Synechococcales</i>	1	1	1	-
<b>Σ</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>18</b>	<b>8</b>
<i>Bacillariophyta</i>	<i>Coscinodiscophyceae</i>	<i>Aulacoseirales</i>	1	1	2	-
		<i>Melozirales</i>	1	1	2	1
	<i>Mediophyceae</i>	<i>Stephanodiscales</i>	1	1	1	-
	<i>Bacillariophyceae</i>	<i>Rhabdonematales</i>	1	1	2	-
		<i>Licmophrals</i>	1	1	3	1
		<i>Cymbellales</i>	2	2	3	1
		<i>Naviculales</i>	3	3	3	2
		<i>Thalassiophysales</i>	1	1	1	-
		<i>Bacillariales</i>	1	2	5	1
<b>Σ</b>	<b>3</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>22</b>	<b>6</b>
<i>Miozoa</i>	<i>Dinophyceae</i>	<i>Peridiniales</i>	2	2	2	2
		<i>Gonyaulacales</i>	1	1	2	1
<b>Σ</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>3</b>
<i>Ochrophyta</i>	<i>Chrysophyceae</i>	<i>Chromulinales</i>	1	1	2	1
		<i>Synurales</i>	1	1	1	1
	<i>Xanthophyceae</i>	<i>Tribonematales</i>	1	1	1	1

$\Sigma$	2	3	3	3	4	3
<i>Charophyta</i>	<i>Zygnematoephyceae</i>	<i>Desmidiiales</i>	2	3	7	3
	<i>Klebsormidiohyceae</i>	<i>Klebsormidiales</i>	1	1	1	1
$\Sigma$	2	2	3	4	8	4
<i>Chlorophyta</i>	<i>Trebouxiophyceae</i>	<i>Chlorellales</i>	2	13	21	4
		<i>Trebouxiales</i>	1	1	1	1
		<i>Trebouxiophyceae</i> <i>ordo incertae sedis</i>	1	2	2	1
	<i>Chlorophyceae</i>	<i>Chlamydomonadales</i>	5	7	7	5
		<i>Sphaeropleales</i>	10	28	53	10
$\Sigma$	2	5	19	51	84	21
<i>Euglenozoa</i>	<i>Euglenophyceae</i>	<i>Euglenales</i>	2	8	28	4
	<i>Peranemea</i>	<i>Natomonadida</i>	1	1	2	1
$\Sigma$	2	2	3	9	30	5
<b>Загалом</b>	<b>13</b>	<b>29</b>	<b>52</b>	<b>92</b>	<b>170</b>	<b>50</b>

Найбільшою кількістю видів і внутрішньовидових таксонів представлені: *Chlorophyta* – 84 (49%), *Euglenozoa* – 30 (17%), *Bacillariophyta* – 22 (13%). Автори таксонів водоростей усіх рангів наведені в списку (див. нижче).

На рівні класів більш різноманітно були представлені *Chlorophyceae* – 60 (35%), *Euglenophyceae* – 28 (16%), *Trebouxiophyceae* – 24 (14%) та *Cyanophyceae* – 18 (11%). На рівні порядків домінували: *Sphaeropleales* (53 види та ввт), *Euglenales* (28), *Chlorellales* (21), *Nostocales* (8) та *Desmidiiales* (7), на рівні родин – *Scenedesmaceae* (21 вид та ввт), *Euglenaceae* (19), *Selenastraceae* (12), *Oocystaceae* (11), *Chlorellaceae* (10), *Phacaceae* (9) *Hydrodictyaceae* (8), та *Aphanizomenonaceae* (6). До провідних родів належали: *Euglena* (8 видів і ввт), *Trachelomonas* (8), *Scenedesmus* (5), *Desmodesmus* (5), *Lepocinclis* (5), *Ankistrodesmus* (4), *Nitzschia* (4) та *Legerheimia* (4).

У фітопланктоні рибницьких водойм у межах досліджуваних господарств реєстрували від 86 до 137 видів та ввт. Більшим видовим багатством характеризувалися ТзОВ «Карпатський водограй» – 137 (видів і ввт) та ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» – 132 (табл. 2).

Таблиця 2. Кількість видів та внутрішньовидових таксонів фітопланктону в рибницьких ставах різних господарств Львівської обл.

Відділ	Господарства		
	ДП «ДГ «ЛДС ІРГ НААН»	ТзОВ «Карпатський водограй»	ФГ «Короп»
<i>Cyanobacteria</i>	15	17	4
<i>Bacillariophyta</i>	18	15	13
<i>Miozoa</i>	4	2	1
<i>Ochrophyta</i>	2	3	2
<i>Charophyta</i>	5	6	5
<i>Chlorophyta</i>	67	67	55
<i>Euglenozoa</i>	21	27	6
<b>Загалом</b>	<b>132</b>	<b>137</b>	<b>86</b>

У флористичному відношенні найбагатшими виявилися *Chlorophyta* – найбільш цінний кормовий ресурс рибницьких ставів для безхребетних і планктоноїдних риб. Так, частка *Chlorophyta* знаходилася в межах 49 – 64% загальної кількості виявлених видів та внутрішньовидових таксонів (рис. 2). Спільними серед *Chlorophyta*, які зустрічалися в ставах усіх трьох господарств, були 39 видів, основні з них: *Mucidosphaerium pulchellum*, *Ankyra judai*, *Oocystis borgei*, *O. submarina*, *Lagerheimia genevensis*, *Willea rectangularis*, *Pandorina morum*, *Monactinus simplex*, *Stauridium tetras*, *Pediastrum duplex*, *Chlorotetraedron incus*, *Tetraedron caudatum*, *T. minimum*, *Kirchneriella lunaris*, *Coelastrum microporum*, *Desmodesmus armatus*, *D. denticulatus*, *D. communis*, *Pseudodidymocystis planctonica*, *Tetrademus lagerheimii*, *Tetrastrum staurogeniaeforme*, *Schroederia setigera* та *S. spiralis* тощо (див. список). Субдомінантами виступали представники *Euglenozoa*, *Bacillariophyta* та *Cyanobacteria* (рис. 2).

У ставах ТзОВ «Карпатський водограй» та ДП ДГ «ЛДС ІРГ НААН» на відміну від ставів ФГ «Короп» досить різноманітно були представлені *Euglenozoa* 21–27 видів, або 16 – 20% загальної кількості виявлених видів (див. табл. 2, рис. 2). Поряд зі звичайними формами ставового планктону (рід *Trachelomonas*) значну видову представленість мали роди *Euglena* (*Euglena granulata*, *E. caudata*, *E. deses*, *E. oblonga*, *E. gracilis*) та *Lepocinclis* (*Lepocinclis* sp., *L. acus*, *L. oxyuris* та *L. ovum*).

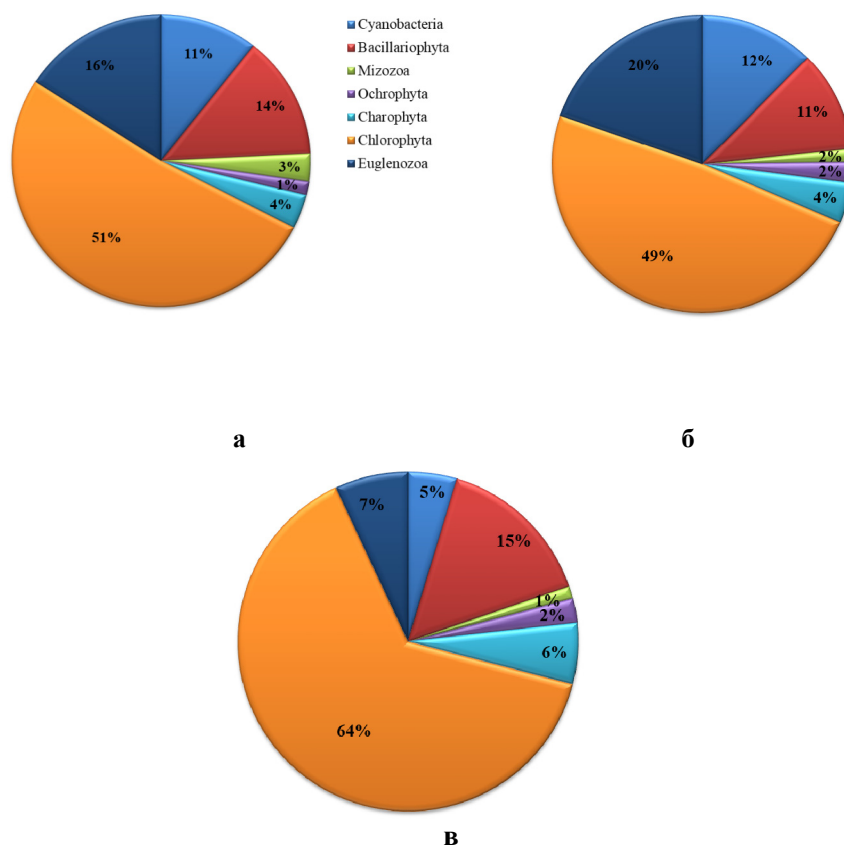


Рис. 2. Флористична структура фітопланктону досліджуваних господарств:  
 а – ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН»; б – ТзОВ «Карпатський водограй»; в – ФГ «Короп»

Частка *Bacillariophyta* в ставах різних господарств становила 11–15% (див. рис. 2). Найчастіше траплялися види: *Amphora ovalis*, *Asterionella formosa*, *Nitzschia acicularis*, *N. palea*, *Ulnaria acus* та *U. ulna*, а також види роду *Aulacoseira* (*Aulacoseira granulata*, *A. granulata* var. *angustissima*).

*Cyanobacteria* займали 5 – 12% загальної кількості виявлених видів та ввт) і в основному були представлені видами родів: *Dolichospermum* (*Dolichospermum flos-aquae*, *D. scheremetieviae*, *D. spiroides*), *Microcystis* (*Microcystis aeruginosa*, *M. pulvereae*) та *Aphanizomenon* (*Aphanizomenon flos-aquae*).

Частка представників інших відділів не перевищувала 1 – 6% і не впливала на формування флористичного спектру. Загалом флористичний склад фітопланктону ставів ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» і ТзОВ «Карпатський водограй» можна охарактеризувати як зелено-евгленово-діатомовий, а ФГ «Короп» – зелено-діатомовий (див. рис. 2). У більшості

обстежених рибницьких ставів видове різноманіття фітопланктону, як правило, збільшувалося від весни до осені.

Видове різноманіття фітопланктону рибницьких ставів різних господарств було схоже, коефіцієнти видової подібності Серенсена – високими ( $K_S = 0,62-0,83$ ). Найвищі рівні подібності відмічені між водоростями з водойм господарств ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» та ТОВ «Карпатський водограй» – 0,83, що, можливо, пов'язано зі схожими екологічними умовами та приналежністю до спільної гідрологічної складової – р. Верещиця та її лівої притоки – р. Ставчанка. Дещо нижчі коефіцієнти подібності отримані для порівнюваних водоростевих угруповань господарств ФГ «Короп» і ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» – 0,64 та ФГ «Короп» і ТОВ «Карпатський водограй» – 0,62 (рис. 3).

Список. Таксономічний склад фітопланктону рибницьких ставів різних господарств Львівської обл.

Номер	Таксон	ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН»	ФГ «Короп»	ТОВ «Карпатський водограй»
<b>CYANOBACTERIA</b>				
<b>Клас <i>Cyanophyceae</i></b>				
<b>Порядок <i>Nostocales</i></b>				
<b>Родина <i>Aphanizomenonaceae</i></b>				
1.	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault	+	+	+
2.	<i>Cuspidotrix issatschenkoi</i> (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P.Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen	+		+
3.	<i>Dolichospermum flos-aquae</i> (Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	+		+
4.	<i>Dolichospermum scheremetieviae</i> (Elenkin) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	+		+
5.	<i>Dolichospermum spiroides</i> (Klebahn)Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	+		+
6.	<i>Dolichospermum</i> sp.	+		+
<b>Родина <i>Nodulariaceae</i></b>				
7.	<i>Anabaenopsis</i> sp.			+
<b>Родина <i>Nostocaceae</i></b>				
8.	<i>Nostoc</i> sp.			+

<b>Порядок <i>Oscillatoriales</i></b>				
<b>Родина <i>Oscillatoriaceae</i></b>				
9.	<i>Oscillatoria</i> sp.	+	+	+
<b>Родина <i>Microcoleaceae</i></b>				
10.	<i>Lyngbya</i> sp.	+		+
<b>Порядок <i>Chroococcidiopsidales</i></b>				
<b>Родина <i>Gloeocapsaceae</i></b>				
11.	<i>Gloeocapsa</i> sp.	+		+
<b>Порядок <i>Chroococcales</i></b>				
<b>Родина <i>Microcystaceae</i></b>				
12.	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	+		+
13.	<i>Microcystis pulverea</i> (H.C.Wood) Forti	+		+
14.	<i>Microcystis</i> sp.		+	+
15.	<i>Merismopedia tranquilla</i> (Ehrenberg) Trevisan	+		+
16.	<i>Merismopedia</i> sp.	+		+
<b>Порядок <i>Pseudanabaenales</i></b>				
<b>Родина <i>Pseudanabaenaceae</i></b>				
17.	<i>Limnothrix planctonica</i> (Wolosznska) Meffert	+	+	
<b>Порядок <i>Synechococcales</i></b>				
<b>Родина <i>Synechococcales familia incertae sedis</i></b>				
18.	<i>Jaaginema geminatum</i> (Schwabe ex Gomom) Anagnostidis & Komárek	+		+
<b>EUGLENOZOA</b>				
<b>Клас <i>Euglenophyceae</i></b>				
<b>Порядок <i>Euglenales</i></b>				
<b>Родина <i>Euglenaceae</i></b>				
19.	<i>Euglena granulata</i> (G.A.Klebs) F.Schmitz	+		+
20.	<i>Euglena acus</i> var. <i>major</i> Pringsheim			+
21.	<i>Euglena deses</i> (O.F.Müller) Ehrenberg	+		+
22.	<i>Euglena gracilis</i> G.A.Klebs			+
23.	<i>Euglena oblonga</i> F.Schmitz	+		+
24.	<i>Euglena viridis</i> (O.F.Müller) Ehrenberg	+		
25.	<i>Euglena</i> sp.	+		+
26.	<i>Euglenaria caudata</i> (E.F.W.Hübner) Karnkowska-Ishikawa & E.W.Linton	+	+	+
27.	<i>Euglenaria caudata</i> E.F.W.Hübner	+		
28.	<i>Strombomonas acuminata</i> (Schmarda) Deflandre	+		+
29.	<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	+		+
30.	<i>Trachelomonas cylindrica</i> Ehrenberg			+



31.	<i>Trachelomonas granulata</i> Svirenko			+
32.	<i>Trachelomonas granulosa</i> Playfair	+		
33.	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein		+	+
34.	<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann			+
35.	<i>Trachelomonas planctonica</i> Svirenko	+		+
36.	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	+	+	+
37.	<i>Trachelomonas</i> sp.	+		+
<b>Родина Phacaceae</b>				
38.	<i>Discoplastis constricta</i> (Matvienko) Zakryś & Łukomska			+
39.	<i>Lepocinclis acus</i> (O.F.Müller) B.Marin & Melkonian	+		+
40.	<i>Lepocinclis longissima</i> (Deflandre) Zakryś & Chaber			+
41.	<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) B.Marin & Melkonian	+		+
42.	<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmerm	+	+	+
43.	<i>Lepocinclis</i> sp.	+	+	+
44.	<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin	+		+
45.	<i>Phacus pleuronectes</i> (O.F.Müller) Nitzsch ex Dujard			+
46.	<i>Phacus</i> sp.	+	+	+
<b>Клас Peranemea</b>				
<b>Порядок Natomonadida</b>				
<b>Родина Astasiidae</b>				
47.	<i>Astasia</i> sp.	+		+
48.	<i>Astasia inflata</i> Dujardin	+		+
<b>MIOZOA</b>				
<b>Клас Dinophyceae</b>				
<b>Порядок Peridinales</b>				
<b>Родина Peridiniaceae</b>				
49.	<i>Peridinium</i> sp.	+	+	+
<b>Родина Peridinales familia incertae sedis</b>				
50.	<i>Glenodinium</i> sp.	+		
<b>Порядок Gonyaulacales</b>				
<b>Родина Ceratiaceae</b>				
51.	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	+		
52.	<i>Ceratium</i> sp.	+		+
<b>OCHROPHYTA</b>				
<b>Клас Chrysophyceae</b>				
<b>Порядок Chromulinales</b>				
<b>Родина Dinobryaceae</b>				

53.	<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof	+	+	
54.	<i>Dinobryon</i> sp.			+
<b>Порядок Synurales</b>				
<b>Родина Mallomonadaceae</b>				
55.	<i>Mallomonas</i> sp.	+	+	+
<b>Клас Xanthophyceae</b>				
<b>Порядок Tribonematales</b>				
<b>Родина Tribonemataceae</b>				
56.	<i>Tribonema</i> sp.			+
<b>BACILLARIOPHYTA</b>				
<b>Клас Coscinodiscophyceae</b>				
<b>Порядок Aulacoseirales</b>				
<b>Родина Aulacoseiraceae</b>				
57.	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.Müller) Simonsen	+	+	+
58.	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	+	+	+
<b>Порядок Melosirales</b>				
<b>Родина Melosiraceae</b>				
59.	<i>Melosira varians</i> C.Agardh	+		
60.	<i>Melosira</i> sp.			+
<b>Клас Mediophyceae</b>				
<b>Порядок Stephanodiscales</b>				
<b>Родина Stephanodiscaceae</b>				
61.	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	+		
<b>Клас Bacillariophyceae</b>				
<b>Порядок Rhabdonematales</b>				
<b>Родина Tabellariaceae</b>				
62.	<i>Asterionella tekeli</i> D.M.Williams, T.M.Schuster, E.Cesar & Jüttener	+		+
63.	<i>Asterionella formosa</i> Hassall	+	+	+
<b>Порядок Licmophorales</b>				
<b>Родина Ulnariaceae</b>				
64.	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	+	+	+
65.	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+	+	+
66.	<i>Ulnaria</i> sp.	+		
<b>Порядок Cymbellales</b>				
<b>Родина Cymbellaceae</b>				
67.	<i>Cymbopleura cuspidata</i> (Kützing) Krammer	+		
68.	<i>Cymbella</i> sp.	+	+	+
<b>Родина Gomphonemataceae</b>				
69.	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	+		

<b>Порядок <i>Naviculales</i></b>				
<b>Родина <i>Naviculaceae</i></b>				
70.	<i>Navicula</i> sp.	+	+	+
<b>Родина <i>Stauroneidaceae</i></b>				
71.	<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) D.G.Mann		+	
<b>Родина <i>Pinnulariaceae</i></b>				
72.	<i>Pinnularia</i> sp.	+	+	+
<b>Порядок <i>Thalassiophysales</i></b>				
<b>Родина <i>Catenulaceae</i></b>				
73.	<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	+	+	+
<b>Порядок <i>Bacillariales</i></b>				
<b>Родина <i>Bacillariaceae</i></b>				
74.	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	+	+	+
75.	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	+		+
76.	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch		+	
77.	<i>Nitzschia</i> sp.	+	+	+
78.	<i>Tryblionella acuminata</i> W.Smith			+
<b>CHAROPHYTA</b>				
<b>Клас <i>Zygnematophyceae</i></b>				
<b>Порядок <i>Desmidiiales</i></b>				
<b>Родина <i>Desmidiaceae</i></b>				
79.	<i>Staurastrum vestitum</i> Ralfs		+	
80.	<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs ex Ralfs			+
81.	<i>Staurastrum</i> sp.	+	+	+
82.	<i>Cosmarium botrytis</i> Meneghini ex Ralfs			+
83.	<i>Cosmarium</i> sp.	+	+	+
<b>Родина <i>Closteriaceae</i></b>				
84.	<i>Closterium moniliferum</i> Ehrenberg ex Ralfs	+	+	+
85.	<i>Closterium</i> sp.	+	+	+
<b>Клас <i>Klebsormiophyceae</i></b>				
<b>Порядок <i>Klebsormidiales</i></b>				
<b>Родина <i>Elakatotrichaceae</i></b>				
86.	<i>Elakatothrix</i> sp.	+		
<b>CHLOROPHYTA</b>				
<b>Клас <i>Trebouxiophyceae</i></b>				
<b>Порядок <i>Chlorellales</i></b>				
<b>Родина <i>Chlorellaceae</i></b>				
87.	<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	+		+
88.	<i>Dicellula geminata</i> (Printz) Korshikov	+		

89.	<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.D.Wood) C.Bock, Proschold & Krienitz	+	+	+
90.	<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i> Van Goor			+
91.	<i>Dictyosphaerium</i> sp.		+	
92.	<i>Geminella</i> sp.	+	+	+
93.	<i>Golenkiniopsis</i> sp.	+	+	+
94.	<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	+		+
95.	<i>Siderocelis ornata</i> (Fott) Fott		+	
96.	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck		+	
<b>Родина Oocystaceae</b>				
97.	<i>Franceia ovalis</i> (Francé) Lemmermann	+		+
98.	<i>Oocystis borgei</i> J.W.Snow	+	+	+
99.	<i>Oocystis submarina</i> Lagerheim	+	+	+
100.	<i>Oocystis</i> sp.	+	+	+
101.	<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerheim) Chodat		+	
102.	<i>Lagerheimia citriformis</i> (J.W.Snow) Collins	+		+
103.	<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chodat) Chodat	+	+	+
104.	<i>Lagerheimia wratislaviensis</i> Schröder		+	
105.	<i>Willea apiculata</i> (Lemmermann) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko		+	+
106.	<i>Willea rectangularis</i> (A.Braun) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	+	+	+
107.	<i>Willea irregularis</i> (Wille) Schmidle			+
<b>Порядок Trebouxiales</b>				
<b>Родина Botryococcaceae</b>				
108.	<i>Botryococcus</i> sp.	+	+	+
<b>Порядок Trebouxiophyceae ordo incertae sedis</b>				
<b>Родина Trebouxiophyceae incertae sedis</b>				
109.	<i>Lemmermannia tetrapedia</i> (Kirchner) Lemmermann		+	+
110.	<i>Crucigenia</i> sp.		+	
<b>Клас Chlorophyceae</b>				
<b>Порядок Chlamydomonadales</b>				
<b>Родина Chlamydomonadaceae</b>				
111.	<i>Chlamydomonas</i> sp.	+	+	+
<b>Родина Chlamydomonadales familia incerta sedis</b>				
112.	<i>Desmotractum indutum</i> (Geitl.) Pasch.	+		+
<b>Родина Chlorococcaceae</b>				
113.	<i>Chlorococcum</i> sp.	+		

114.	<i>Nautococcus</i> sp.	+		
<b>Родина Phacotaceae</b>				
115.	<i>Pteromonas</i> sp.	+		+
<b>Родина Volvocaceae</b>				
116.	<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory	+	+	+
117.	<i>Volvox</i> sp.		+	
<b>Порядок Sphaeropleales</b>				
<b>Родина Hydrodictyaceae</b>				
118.	<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda	+	+	+
119.	<i>Pediastrum angulosum</i> Ehrenberg ex Meneghini			+
120.	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	+	+	+
121.	<i>Parapediastrium biradiatum</i> (Meyen) E.Hegewald	+		+
122.	<i>Pseudopediastrium boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald	+		+
123.	<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald	+	+	+
124.	<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	+	+	+
125.	<i>Tetraedron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	+	+	+
<b>Родина Neochloridaceae</b>				
126.	<i>Chlorotetraedron incus</i> (Teiling) Komárek & Kováčik	+	+	+
127.	<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	+	+	+
128.	<i>Golenkinia</i> sp.	+	+	
<b>Родина Nephrocystiaceae</b>				
129.	<i>Nephrocystium</i> sp.	+		
<b>Родина Selenastraceae</b>				
130.	<i>Ankistrodesmus arcuatus</i> Korschikov		+	+
131.	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda			+
132.	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	+		
133.	<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (W.B.Turner) Lemmermann	+		+
134.	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	+	+	+
135.	<i>Kirchneriella</i> sp.	+		+
136.	<i>Hyaloraphidium contortum</i> Pascher & Korschikov	+	+	+
137.	<i>Hyaloraphidium</i> sp.	+	+	+
138.	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková- Legnerová	+	+	+
139.	<i>Monoraphidium</i> sp.	+		+
140.	<i>Raphidocelis</i> sp.	+		+
141.	<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch	+	+	+
<b>Родина Sphaeropleaceae</b>				
142.	<i>Ankyra ancora</i> (G.M.Smith) Fott		+	

143.	<i>Ankyra judai</i> (G.M.Smith) Fott	+	+	+
<b>Родина <i>Sphaeropleales incertae sedis</i></b>				
144.	<i>Polyedriopsis spinulosa</i> Schmidle	+	+	+
<b>Родина <i>Scenedesmaceae</i></b>				
145.	<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	+	+	+
146.	<i>Coelastrum</i> sp.	+		+
147.	<i>Comasiella arcuata</i> (Lemmermann) E.Hegewald, M.Wolf, Al. Keller, Friedli & Krienitz	+		+
148.	<i>Desmodesmus armatus</i> (Chobat) E.H.Hegewald ( <i>Scenedesmus bicaudatus</i> (Roll) Hegewald)	+	+	+
149.	<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedli & E.Hegewald	+	+	+
150.	<i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) E.Hegewald	+	+	+
151.	<i>Desmodesmus multicauda</i> Masjuk	+		+
152.	<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) E.Hegewald	+	+	+
153.	<i>Pseudodidymocystis planctonica</i> (Korschikow) E.Hegewald & Deason	+	+	+
154.	<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing	+	+	
155.	<i>Scenedesmus intermedius</i> f. <i>danubialis</i> Hortobagyi	+	+	
156.	<i>Scenedesmus falcatus</i> Chodat	+	+	+
157.	<i>Scenedesmus obtusus</i> var. <i>apiculatus</i> (West & G.S.West) P.M.Tsarenko	+	+	+
158.	<i>Scenedesmus</i> sp.	+	+	+
159.	<i>Tetradesmus lagerheimii</i> M.J.Wynne & Guiry	+	+	+
160.	<i>Tetradesmus lagerheimii</i> var. <i>biseriatus</i> (Reinhard) Taskin & Alp	+	+	+
161.	<i>Tetradesmus obliquus</i> (Turpin) M.J.Wynne	+	+	
162.	<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Chodat			+
163.	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> (Schröder) Lemmermann	+	+	+
164.	<i>Tetrastrum</i> sp.	+	+	+
165.	<i>Westella botryoides</i> (West) De Wildeman	+		+
<b>Родина <i>Schroederiaceae</i></b>				
166.	<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	+	+	+
167.	<i>Schroederia spiralis</i> (Printz) Korschikov	+	+	+
<b>Родина <i>Treubariaceae</i></b>				
168.	<i>Treubaria planctonica</i> (G.M.Smith) Korschikov	+		+

169.	<i>Treubaria triappendiculata</i> C. Bernard	+		+
<b>Родина Radiococcaceae</b>				
170.	<i>Coenochloris</i> sp.			+
<b>Всього</b>		<b>132</b>	<b>86</b>	<b>137</b>

Ступінь подібності флористичної структури різних водоростевих угруповань на рівні родин і родів за коефіцієнтом рангової кореляції Кендала показав, що коефіцієнти Кендала ( $\tau$ ), розраховані за провідними родинами й родами, становили:

- між фітопланктоном ставів ДП «ДГ ДЛС ІРГ НААН» і ТзОВ «Карпатський водограй»  $\tau_{\text{родин}} = 0,73$ ;  $\tau_{\text{родів}} = 0,70$ ;
- між водоростями ставів ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» і ФГ «Короп»  $\tau_{\text{родин}} = 0,54$ ;  $\tau_{\text{родів}} = 0,41$ ;
- між фітопланктоном ставів ФГ «Короп» і ТзОВ «Карпатський водограй»  $\tau_{\text{родин}} = 0,62$ ;  $\tau_{\text{родів}} = 0,46$ .

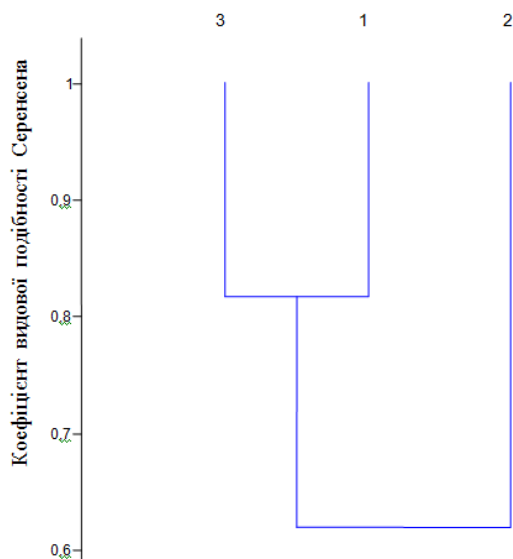


Рис. 3 Дендрограма подібності видового складу фітопланктону рибницьких ставів різних господарств Львівської обл. за коефіцієнтом Серенсена: 1 – ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН»; 2 – ФГ «Короп»; 3 – ТзОВ «Карпатський водограй»

Таким чином, найбільший ступінь подібності флористичної структури на рівні родин і родів був характерний для фітопланктону рибницьких ставів ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» та ТзОВ «Карпатський водограй».

Аналіз еколого-географічних характеристик водоростей показав (табл. 3), що у фітопланктоні різних господарств переважають планктонні водорості – від 19 до 33 (38% загальної кількості видів із відомою біотопічною приуроченістю. Проте досить поширеними були також

планктонно-бентосні та епіфітні форми, частка яких у ставах різних господарств становила відповідно 26 – 29% та 20 – 29%. Відмічено переважання індикаторів повільно текучих вод – 79 – 88%, а стоячих – не перевищувала 12 – 21%. За відношенням до солоності води та активної реакції водного середовища (рН) домінували види-індиференти, частка яких у різних ставах була в межах відповідно 82 – 91% та 73 – 86%.

Таблиця 3. Екологічна характеристика водоростей рибницьких ставів різних господарств Львівської обл.

Характеристика видів	ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН»	ТзОВ «Карпатський водограй»	ФГ «Короп»
<b>Біотопічна приуроченість</b>			
P (планктонні)	33	32	19
P-B (планктонно-бентосні)	24	26	15
P-B (епіфітні) Ep	17	22	17
P-B, S	5	3	2
B (бентосні)	3	2	3
P, Ep	2	2	–
P- B, Ep, S	1	1	1
Ep	1	1	1
<b>Реофільність</b>			
st (стоячі)	13	14	5
st-str (повільно текучі)	50	54	38
<b>Галобність</b>			
i (індиференти)	51	53	40
hl (олігогалофи-галофіти)	3	3	2
mh (мезогалофи)	7	5	1
oh (олігогалофи)	–	1	–
hb (олігогалофи-галофоби)	1	–	1
<b>Відношення до рН</b>			
ind (індиференти)	32	31	16
acf (ацидофіли)	–	1	1
alb (алкаліобіонти)	1	2	1
alf (алкаліфіли)	4	4	4
<b>Сапробність</b>			
o (олігосапробіонти)	3	3	1
o-β (оліго-бетамезосапробіонти)	7	6	6
β-o (бета-олігосапробіонти)	3	3	2
o-α (оліго-альфамезосапробіонти)	15	15	9



$\beta$ (бета-мезосапробіонти)	41	44	32
$\beta$ - $\alpha$ (бета-альфамезосапробіонти)	1	2	1
$\alpha$ - $\alpha$ (альфа-олігосапробіонти)	8	9	1
$\alpha$ (альфа-мезосапробіонти)	2	2	2

Примітка: «←» види-індикатори не виявлені.

У рибницьких ставках різних господарств зафіксовано від 54 до 84 видів-індикаторів сапробності. Ранжування останніх за зонами сапробності показало, що у фітопланктоні всіх ставів переважали  $\beta$ -мезосапроби – від 32 до 44 видів, або 51 – 59% загальної кількості видів-індикаторів.. Різноманітними також були індикатори проміжного рівня забруднення, зокрема  $\alpha$ - $\alpha$ -мезосапроби – 9 – 15, або 17 – 19%,  $\alpha$ - $\beta$ -мезосапроби – 6 – 7, або 7 – 11% та  $\alpha$ - $\alpha$ -сапробіонти – 1 – 9, або 2 – 11%, що характерно для водойм з помірним рівнем органічного забруднення.

### Висновки

У фітопланктоні рибницьких ставів господарств Львівської обл. було ідентифіковано 170 видів та внутрішньовидових таксонів водоростей, що належать до 95 родів, 52 родин, 29 порядків, 13 класів і 7 відділів: *Cyanobacteria*, *Euglenozoa*, *Bacillariophyta*, *Miozoa*, *Ochrophyta*, *Charophyta*, *Chlorophyta*. Більшим різноманіттям характеризувалися стави господарств ТзОВ «Карпатський водограй» та ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН». Провідна роль у формуванні флористичного спектру в усіх рибницьких ставках належала *Chlorophyta* – 55-67 видів (або 49 – 64% загальної кількості), які є цінним кормовим ресурсом для безхребетних і риби. Меншу роль відігравали *Euglenozoa* – 6-27 видів, або 7 – 20%, *Bacillariophyta* – 13-18, або 11 – 15% та *Cyanobacteria* – 4 – 17, або 5 – 12% загальної кількості виявлених видів. Різноманіття фітопланктону за коефіцієнтом Серенсена було високим ( $K_s = 0,62-0,83$ ). Найвищий рівень подібності видового складу як за коефіцієнтом Серенсена ( $K_s = 0,83$ ), так і флористичної структури на рівні родин і родів за коефіцієнтом Кендела ( $\tau_{\text{родин}} = 0,73$ ;  $\tau_{\text{родів}} = 0,70$ ), був притаманний водоростевим угрупованням рибницьких ставів господарств ДП «ДГ ЛДС ІРГ НААН» та ТзОВ «Карпатський водограй», що, наймовірніше, зумовлено приналежністю до однієї гідрологічної мережі – р. Верещиця та її притоки – р. Ставчанка.

За біотопічною приуроченістю у фітопланктоні всіх досліджених ставів переважали планктонні форми, за реофільністю – повільно-текучі, за відношенням до галобності та рН – види-індиференти, за відношенням до ступеня органічного забруднення водного середовища –  $\beta$ -мезосапроби.

Автори вдячні к.с.-г.н. Гурбик В.В. та к.с.-г.н. Тучапській А.Я. за допомогу при відборі альгологічних проб.

### Список літератури

- Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprocarvota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Gaucocystophyta, and Rhodophyta.* 2006. Eds P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. Ruggell: Ganter Verlag. 713 p.
- Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 2. Bacillariophyta.* 2009. Eds P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. Ruggell: Ganter Verlag. 413 p.
- Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 3. Chlorophyta.* 2011. Eds P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. Ruggell: Ganter Verlag. 511 p.
- Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 4. Charophyta.* 2014. Eds P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. Ruggell: Ganter Verlag. 703 p.
- Algae: Reference Book.* 1989. Eds S.P. Wasser. Kyiv: Nauk. Dumka. 608 p. [Водоросли: Справочник. Под ред. С.П. Вассера. 1989. Киев: Наук. думка. 608 с.].
- Barinova S.S., Medvedeva L.A., Anisimova O.V. 2006. *Biodiversity of algae-indicators of the environment.* Tel-Aviv: Piles Stud. 498 p. [Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. 2006. *Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды.* Тель-Авив: Piles Stud. 498 с.].
- Barinova S.S., Belous O.P., Tsarenko P.M. 2019. *Algal indication of water bodies in Ukraine: methods and perspectives.* Haifa, Kyiv: Haifa Univ. Press. 367 p. [Барінова С.С., Белоус Е.П., Царенко П.М. 2019. *Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы.* Хайфа, Киев: Изд-во Ун-та Хайфы. 367 с.].
- Guiry M.D., Guiry G.M. 2023. *AlgaeBase.* World-wide electron. Publ. Nat. Univ. Ireland, Galway.
- Hiddak F. 1984. Studies on Chlorococcal algae (*Chlorophyceae*). *Biol. Pr.* (Bratislava). 30(1): 1–308.
- Khamar I.S. 2002. Phytoplankton of ponds of the Lviv region. *Bull. Lviv Univ. Biol. Ser.* Issue 31: 155–167. [Хамар І.С. Фітопланктон ставів Львівської області. *Вісн. Львів. ун-ту.* Сер. біол. Вип. 31: 155–167].
- Kramer K., Lange-Berlaton H. 1986. *Bacillariophyceae.* 1 Teil. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa.* Jena: Gustav Fisher Verlag. 876 p.
- Kravtsova O.V., Shcherbak V.I., Linchuk M.I. 2019. The regularities of phytoplankton formation at various biogenic elements and organic matter concentrations. *Sci. Not. Ternop. Nat. Ped. Univ. Biol. Ser.* 1(75): 43–51. [Кравцова О.В., Щербак В.І., Лінчук М.І. 2019. Закономірності формування фітопланктону за різних концентрацій біогенних елементів та органічної речовини. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. унів.* Сер. біол. 1(75): 43–51]. <https://doi.org/10.25128/2078-2357.19.1.5>

- Krazhan S.A., Khizhnyak M.I. 2014. *Natural fodder base of fishing ponds*. Kherson: Oldi-plus. 330 p. [Кражан С.А., Хижняк М.І. 2014. *Природна кормова база рибогосподарських водойм*. Херсон: Олді-плюс. 330 с.].
- Prokorchuk E.I., Manturova O.V. 2017. Phytoplankton of small rivers of the Ternopil region and the relationship of its quantitative indicators with the phosphorus content in water. *Hydrobiol. J.* 3(53): 41–49. [Прокопчук Е.І., Мантурова О.В. 2017. Фітопланктон малих рек Тернопольської області і зв'язь його кількісних показателів з вмістом фосфору в воді. *Гідробиол. журн.* 3(53): 41–49].
- Shcherbak V.I. 1989. Phytoplankton of the Dnieper and its reservoirs. In: *Vegetation and bacterial population of the Dnieper and its reservoirs*. Kyiv: Nauk. Dumka. Pp. 77–84. [Щербак В.І. 1989. Фітопланктон Дніпра і його водохранилищ. В кн.: *Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ*. Киев. Наук. думка. С. 77–84].
- Shcherbak V.I. 2002. Phytoplankton research methods. In: *Methodological foundations of hydrobiological research of aquatic ecosystems*. Kyiv. Pp. 41–47. [Щербак В.І. 2002. Методи досліджень фітопланктону. У кн.: *Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем*. Київ. С. 41–47].
- Shcherbak V.I. 2006. Phytoplankton. In: *Methods of hydroecological investigations of surface waters*. Kyiv: Logos. Pp. 12–44. [Щербак В.І. 2006. Фітопланктон. В кн.: *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. Київ: Логос. С. 12–44].
- Shcherbak V.I., Kuzmenko M.I. 1987. Intensity of photosynthesis by phytoplankton at various depths in the photic zone. *Hydrobiol. J.* 2(23): 20–25.
- Shcherbak V.I., Semeniuk N.Ye. 2007. Classification of water bodies of urban territories in terms of phytoplankton diversity. *Hydrobiol. J.* 1(43): 3–18.
- Shcherbak V.I., Semeniuk N.Ye. 2023. Structural and functional characteristic of phytoplankton, algal mats, detritus and water quality under main abiotic factors in urban ponds (case study of urban settlement Hostomel, Bucha district, Kyiv Region, Ukraine). Rep. I. Species and taxonomic composition, ecological diversity of phytoplankton and filamentous algal mats characteristics under main abiotic factors. *Algologia*. 33(1): 22–47. [Щербак В.І., Семенюк Н.Є. 2023. Структурно-функціональна характеристика фітопланктону, дерновин-подушок, детриту та якості води за дії основних абіотичних чинників ставків міської агломерації (смт Гостомель, Бучанський р-н Київської обл., Україна). Повідомлення I. Видове, таксономічне, екологічне різноманіття фітопланктону та характеристика дерновин-подушок за основних абіотичних складових ставків. *Альгологія*. 33(1): 22–47]. <https://doi.org/1015407/alg33.01.022>
- Shcherbak V.I., Semeniuk N.Ye., Davydov O.A., Larionova D.P. 2023. Present-day characteristics of phytoplankton, microphytobenthos and phytoperiphyton of the Kaniv Reservoir. Rep. 1. Taxonomic, ecological diversity and spatial patterns. *Algologia*. 33(3): 147–184.
- [Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Ларіонова Д.П. 2023. Сучасна характеристика фітопланктону, мікрофітобентосу та фітоепіфітону Канівського водосховища.

- Повідомлення І. Таксономічне, екологічне різноманіття та просторовий розподіл. *Альгологія*. 33(3): 147–184. <https://doi.org/1015407/alg33.03.147>
- Shelyuk Yu.S. 2020. *Phytoplankton of different types of water ecosystems of Polissia*: Dr.Sci. (Biol.) Abstract. Kyiv. 36 p. [Шелюк Ю.С. 2020. *Фітопланктон різнотипних водних екосистем Полісся*: Автореф. дис. ... д-ра біол. наук. Київ. 36 с.].
- Shelyuk Yu.S. 2022. Phytoplankton structure of river ecosystems of Ukrainian Polissya. *Algologia*. 32(1): 35–52. [Шелюк Ю.С. 2022. Фітопланктон річкових екосистем Українського Полісся. *Альгологія*. 32(1): 35–52]. <https://doi.org/1015407/alg32.01.35>
- Shmidt V.M. 1980. *Statistical methods in comparative floristics*. Leningrad: Leningrad Univ. Publ. 176 p. [Шмидт В.М. 1980. *Статистические методы в сравнительной флористике*. Ленинград: Изд-во Ленинград. ун-та. 176 с.].
- Sorensen T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation of Danish commons. *Kong. Dansk. Vidensk. Selskab Boil. Skrift*. 5(4): 1–46.
- Topachevsky A.V., Masyuk N.P. 1984. *Freshwater algae of the Ukrainian SSR*. Kyiv: Vishcha School. 336 p. [Топачевский А.В., Масыук Н.П. 1984. *Пресноводные водоросли Украинской ССР*. Киев: Вища шк. 336 с.].
- Tsarenko P.M. 1990. *Identification manual of hlorococcales algae of the Ukrainian SSR*. Kyiv: Nauk. Dumka. 207 p. [Царенко П.М. 1990. *Определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР*. Киев: Наук. думка. 207 с.].

**Hryhorenko T.V.** (<https://orcid.org/0000-0002-8769-1443>)

**Chuzhma N.P.** (<https://orcid.org/0000-0002-9901-0991>)

**Bazaieva A.M.** (<https://orcid.org/0000-0002-0509-1349>)

### **Taxonomic diversity of phytoplankton of fish ponds of Lviv Region**

Institute of Fisheries of the NAAS of Ukraine,  
135, Obukhivska Str., Kyiv 03164, Ukraine

The article presents the results of research on the taxonomic diversity and ecological characteristics of phytoplankton in fish ponds of Lviv region. It was found that the phytoplankton of the studied water bodies was characterized by high taxonomic diversity and was represented by 170 species and intraspecific taxa belonging to 95 genera, 52 families, 29 orders, 13 classes and 7 systematic divisions. The dominant group of the floristic composition were *Chlorophyta* (49 – 64% of the total number of revealed species), the subdominants were *Bacillariophyta* (11 – 15%), *Euglenozoa* 7 – 20%) and *Cyanobacteria* 5 – 12%). Coefficients of species similarity according to Serensen ( $K_s = 0.62–0.83$ ) and Kendel's rank correlation for leading families ( $\tau = 0.54–0.73$ ) and genera ( $\tau = 0.41–0.70$ ) were high that indicates the similarity of the species composition of

algal communities of different farms. The analysis of the ecological characteristics of algae showed that planktonic (33 – 38%) forms predominated in phytoplankton in terms of biotope distribution. Plankton-benthic, epiphytic forms were of secondary importance, accounting for 26 – 29% and 20 – 29% of the total number of species with a known biotope distribution, respectively. Slow-flowing forms dominated in terms of rheophilicity (79 – 88%), in terms of salinity (82 – 91%) and relation to pH (73 – 86%) – indifferent species. The main share of phytoplankton saprobic indicator species was formed by  $\beta$ -mesosaprobies (51 – 59%) and  $\alpha$ -mesosaprobies (17 – 19%), which characterize these water bodies as those with a moderate level of organic pollution.

**Key words:** phytoplankton, species, taxonomic, ecological diversity, fish ponds