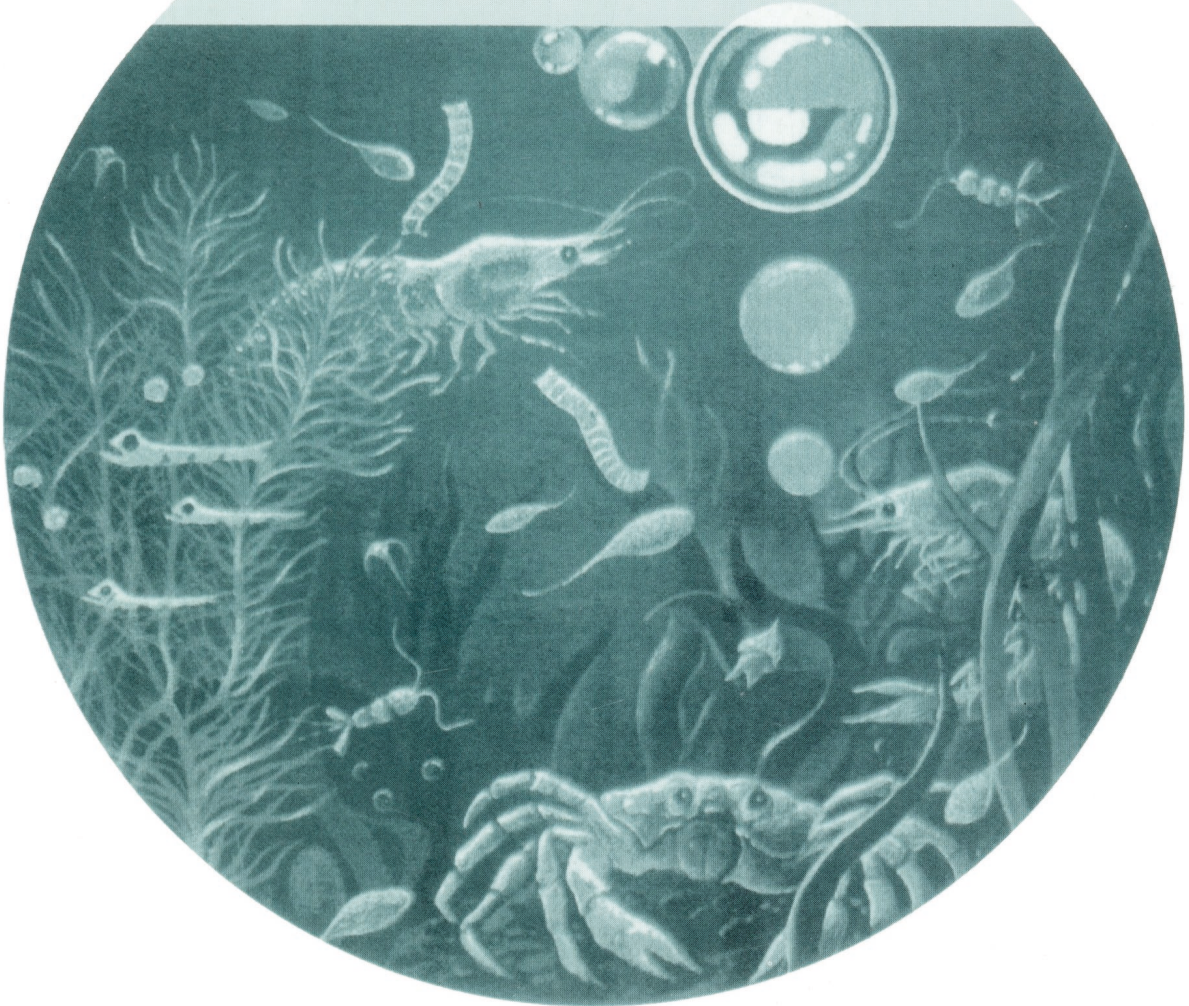


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



1 (355)

ТОМ 60 • 2024

Засновники: Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

Видавець: Інститут гідробіології НАН України

Редакційна колегія

С.О. Афанасьєв, головний редактор, Ін-т гідробіології НАН України; *В.І. Юришинець*, заст. головного редактора, Ін-т гідробіології НАН України; *Л.І. Калініна*, відповідальний секретар редакції, Ін-т гідробіології НАН України; *Р. Банадук*, Ун-т Сібіу, Румунія; *Л. Бурлакова*, Буффало-коледж при Державному Університеті, США; *Д.І. Гудков*, Ін-т гідробіології НАН України; *М.Ю. Євтушенко*, Нац. ун-т біоресурсів і природокористування, Україна; *Йонгтуан Жу*, Ін-т міського середовища Китайської академії наук, КНР; *Б. Здановський*, Ін-т риб. госп. внутр. водойм, м. Ольштин, Польща; *О. Каратаєв*, Центр з вивчення Великих Озер, США; *П.Д. Клоченко*, Ін-т гідробіології НАН України; *Ю.Г. Крот*, Ін-т гідробіології НАН України; *П.М. Линник*, Ін-т гідробіології НАН України; *К. Оболевський*, Ун-т Казіміра Великого, Польща; *О.О. Протасов*, Ін-т гідробіології НАН України; *О.В. Романенко*, Нац. мед. ун-т ім. О.О. Богомольця, Україна; *Я. Слободнік*, Ін-т навколишнього середовища, Словацька республіка; *І.К. Тодераш*, Ін-т зоології АН Молдови; *Й.І. Узунов*, Ін-т біорізноманітності та екосистемних досліджень Болгарської академії наук; *К. Феррагут*, Ін-т ботаніки, Бразилія; *Т.Ф. Шевченко*, Ін-т гідробіології НАН України; *В.І. Щербак*, Ін-т гідробіології НАН України; *В.М. Якушин*, Ін-т гідробіології НАН України

Свідectво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації — серія KB № 13477-2361ПР від 26.10.2007

Журнал включений до Переліку наукових фахових видань України з приєднанням категорії «А»

Журнал перевидається ВД Begell House. Англomовна версія «Hydrobiological Journal» входить до бази даних Scopus

Editorial Board

S.A. Afanasyev, Editor-in-Chief, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *V.I. Yuryshynets*, Deputy Editor-in-Chief, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *L.I. Kalinina*, Editorial Board Executive Secretary, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *D. Bănăduc*, Lucian Blaga University of Sibiu, Romania; *L.E. Burlakova*, SUNY Buffalo State, USA; *C. Ferragut*, Institute of Botany São Paulo, Brazil; *D.I. Gudkov*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *A.Y. Karatajev*, SUNY Buffalo State, USA; *P.D. Klochenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *Yu.G. Krot*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *P.N. Linnik*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *K. Obolewski*, Kazimierz Wielki University, Poland; *A.A. Protasov*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *A.V. Romanenko*, Bogomolets National Medical University, Ukraine; *V.I. Shcherbak*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *T.F. Shevchenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *J. Slobodnik*, Environmental Institute, Slovakia; *I. Toderas*, Institute of Zoology, Academy of Sciences of Moldova; *Y. Uzunov*, Institute of Biodiversity and Ecosystem Research of Bulgarian Academy of Sciences; *V.M. Yakushin*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *N.Yu. Yevtushenko*, National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine; *B. Zdanowski*, Inland Fisheries Institute, Poland; *Y.G. Zhu*, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

МІЖНАРОДНИЙ НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ
ВИХОДИТЬ 6 РАЗІВ НА РІК
ЗАСНОВАНИЙ У ЛЮТОМУ 1965 р.
КИЇВ

1 (355)
том 60 • 2024

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Ляшенко А.В., Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Зоріна-Сахарова К.Є. Континуальність і дискретність угруповань гідробіонтів у лотично-лентичній гідроекосистемі дельти Дунаю: донні безхребетні 3
- Шевченко Т.Ф., Клоченко П.Д., Середа Т.М. Річна динаміка та екологічні характеристики фітопланктону р. Ірпінь (Україна) до початку воєнних дій 27
- Дворецький Т.В. Використання даних дистанційного зондування Землі для оцінки наслідків випалювання рослинності плавневих екосистем НПП Нижньодністровський (Одеська область) 47

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Ісмаїл М.М., Ібрагім Х.А.Х., Ель Зокм Г.М. Порівняння хімічного складу та біологічної активності полісахаридів бурих водоростей, Червоне море, Єгипет, Хургада. 60

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

- Потрохов О.С., Зінковський О.Г., Худіяш Ю.М., Водяницький О.М., Кофонов К., Красюк Ю.М. Особливості гормонального регулювання темпів росту та генеративних функцій риб за посиленого антропогенного впливу 84

Санітарна і технічна гідробіологія

- Морозовська І.О., Рогальський С.П., Джужа О.В., Тарасюк О.П., Протасов О.О. Зооперифітон на антиобростаючих покриттях та зміни його ценотичної структури. 99

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 12 від 29.11.2023 р.)

Адреса редакції та видавця

Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ-210, 04210, Україна
Тел. 418-60-04, e-mail: hydrobioljournal@gmail.com

Редактори *О.В. Жук, О.В. Мантурова*
Комп'ютерна верстка та макетування *Л.Є. Десницька*
Комп'ютерний набір *А.А. Силаєва*

Підп. до друку 26.01.2024. Формат 70×108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 13,7. Тираж 50 прим. Зам. №

Віддруковано ТОВ «Про формат». Україна, 04080, м. Київ, вул. Кирилівська, 86.
Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи ДК № 5942 від 11 січня 2018 р.

ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК 574.587.(282.243.7)

А.В. ЛЯШЕНКО, д. б. н., ст. наук. співроб., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ArtemLyashenko@bigmir.net
ORCID 0000-0003-0028-4974

В.І. ЩЕРБАК, д. б. н., проф., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ek424nat@ukr.net
ORCID 0000-0002-1237-6465

Н.Є. СЕМЕНЮК, д. б. н., ст. досл., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: natasemenyuk@gmail.com
ORCID 0000-0003-4447-3507

К.Є. ЗОРІНА-САХАРОВА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: katernazorinasakharova@gmail.com
ORCID 0000-0001-6159-2642

КОНТИНУАЛЬНІСТЬ І ДИСКРЕТНІСТЬ УГРУПОВАНЬ ГІДРОБІОНТІВ У ЛОТИЧНО-ЛЕНТИЧНІЙ ГІДРОЕКОСИСТЕМІ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ: ДОННІ БЕЗХРЕБЕТНІ¹

Запропоновано визначення дискретності та континуальності структурно-функціональних характеристик річкових систем за допомогою статистичних тестів множинного порівняння. За результатами багаторічних досліджень гідролого-гідрохімічних показників, видового складу та кількісних характеристик донних безхребетних розглянуто прояви дискретності та континуальності їхнього просторового розподілу в лотично-лентичній системі Кілійської дельти Дунаю. Встановлено континуальність як абіотичних, так і біотичних показників, її порушення відмічено на передньому краю дельти, в місцях нестабільного гідрологічного та гідрохімічного режиму. Ключовими чинниками формування структури донних без-

¹ Роботу виконано за рахунок бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень (КПКВК 6541230)».

Ц и т у в а н н я: Ляшенко А.В., Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Зоріна-Сахарова К.Є. Континуальність і дискретність угруповань гідробіонтів у лотично-лентичній гідро-екосистемі дельти Дунаю: донні безхребетні. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 1. С. 3—26.

хребетних визначено солоність вод та походження (штучне або природне) водних об'єктів.

Ключові слова: *множинне порівняння, природні та штучні водні об'єкти, подібність, солоність вод.*

Сьогодні організацію екосистем річок описують за допомогою декількох концепцій, дві з яких, на наш погляд, можна вважати основними: концепцію річкового континуума [40] (КРК) та концепцію динаміки плям/осередків (КДП/О) [39]. Крім того, для річок, русло яких зазнало антропогенних змін, розроблено концепцію серійної неcontinuity [41] та концепцію континууму каскадних водосховищ [11]. Відзначимо, що ці концепції мало стосуються дельт великих річок, до того ж їхнє застосування стосовно біоти дельти Дунаю не проводилось. Разом з тим, остання (дельта Дунаю) завдяки збереженню недоторканності природних характеристик, складній гідрологічній структурі, переплетенню різнотипних біотопів і їхніх біоценозів являє собою потужну природну лабораторію. Це надає унікальні можливості для вивчення широкого кола фундаментальних та прикладних питань сучасної гідроекології, в тому числі й можливості застосування річкових концепцій для визначення закономірностей функціонування та формування структури водних екосистем дельт загалом та їхніх складових (різнотипні біоценози, біотичні угруповання тощо) зокрема.

Зазначені концепції базуються на визначенні (перевазі) континуальності (КРК) та дискретності (КДП/О) стосовно структурно-функціональних характеристик річкових екосистем, оцінці характеру їхніх змін від витоків до пониззя. Дельта Дунаю, друга за величиною дельта Європи, невелика, відносно усієї довжини, частина річки, складається з безлічі лотично-лентичних гідроекосистем, забезпечуючи мозаїку різнотипних біотопів та їхніх біоценозів. Певну роль тут відіграють і штучні водні об'єкти (канали, ерики, запруды тощо). Зокрема, це іригаційний канал Дунай — Сасик (КДС) та штучно модифікований у водосховище наприкінці 70-х — на початку 80-х років минулого сторіччя морський лиман Сасик. Складна гідрологічна система дельти, переплетіння водойм і водотоків, різновиди біотопів породжують високе різноманіття біологічних систем різного рівня організації. Визначення їхньої побудови, значущості біотичних та абіотичних чинників у формуванні цілісності із застосуванням концепцій континуальності та дискретності є одним з аспектів нашої роботи. Власне, це продовження досліджень, спрямованих на пізнання організації біоти різних трофічних рівнів та екологічних груп Кілійської дельти Дунаю, а також встановлення об'єктивності існування їхніх угруповань, визначення меж та перехідних зон, взаємозв'язків, ієрархії організації, основних чинників, що підтримують (чи то, навпаки, порушують) їхню цілісність [22, 23, 27, 28, 36].

У попередній статті [35] були розглянуті закономірності формування континуальності та дискретності фітопланктону в лотично-лентичній гідроекосистемі «рукави Кілійської дельти Дунаю — КДС — Сасицьке во-

досховище» в осінньо-зимовий період. Мета цієї роботи: за аналізом результатів багаторічних досліджень встановити прояви континуальності та дискретності просторового розподілу абіотичних показників та біотичних характеристик донних безхребетних в різнотипних водних екосистемах Кілійської дельти Дунаю.

Матеріал і методика досліджень

Інформація про характеристики станцій відбору проб, водні екосистеми, досліджені впродовж 2009—2020 рр., частково наведена раніше [35]. В цій роботі використані дані за 2009—2012 рр. спостережень. Для окремих станцій обрані по три роки, де дослідження охоплюють цілий вегетаційний сезон (весна, літо, осінь) (табл. 1, рис. 1). Результати, отримані на кількох станціях певного водного об'єкту, об'єднані та усереднені в межах сезону та року досліджень, тобто для аналізу залучені середньорічні вибірки (сукупності) за три роки окремих характеристик водних об'єктів з відповідною статистичною обробкою.

Аналізуючи прояви дискретності та континуальності показників, крім загального пулу станцій (див. рис. 1), ми провели також дослідження вздовж чотирьох окремих потоків річкових вод: 1) від рук. Кілійський через КДС до Сасицького водосховища; 2) через рук. Очаківський в затоки Делюків Кут та Потапів Кут; 3) через рукави Старостамбульський та Бистрий в підхідний канал глибоководного суднового ходу (ПК ГСХ) та зат. Бистрий Кут; 4) через рукави Старостамбульський та Восточний до зат. Ананькін Кут.

Приймаючи відносність континуальності та дискретності процесів і явищ [8, 10, 17, 31], ми розуміємо континуальність як безперервність, або спільність, певних характеристик в просторі та часі, а дискретність — як їхню перервність, або роздільність, неподібність, у вибраній мірі. При цьому міра спільності не є загально визнаною, загалом її обирає дослідник [31]. Дискретними ми вважаємо показники, значення яких достовірно відрізняються (на обраному рівні), а континуальними, навпаки, ті, які достовірної різниці не мають. Оцінка ознак дискретності та континуальності лотично-лентичної гідроекосистеми української частини дельти Кілійського рукава проведена за абіотичними (солоність, рН, температура, концентрація кисню у воді) та біотичними (кількість видів, чисельність, біомаса, індекс Шеннона) показниками, а також на основі аналізу подібності домінуючих комплексів видів.

Визначення приналежності показників на різних станціях до одного континууму виконано за допомогою статистичних тестів множинного порівняння. Для кількісних показників та індексу Шеннона був використаний критерій Краскела — Уолліса [18], який є багатовимірним узагальненням U-критерію Манна — Уїтні [29] і перевіряє нульову гіпотезу походження обраних вибірок із сукупностей з однаковими значеннями медіани (або, за умови однакового типу розподілу вибірок, з однаковими середніми значеннями). Якщо загальний рівень значущості $p > 0,05$, то вибірки походять з сукупностей з однаковими середніми (або медіанами)

і не відрізняються між собою, якщо $p < 0,05$, то з вірогідністю 95,0 % — це вибірки з різних сукупностей. В останньому випадку для визначення, які саме з вибірок відрізняються, було проведено попарне їх порівняння за

Таблиця 1

Перелік водних об'єктів, станцій та періодів досліджень

Типи водних об'єктів	Водні об'єкти	Станції	Роки досліджень
Природні водотоки (рукави)	рук. Кілійський	— в межах м. Вилкове	2009—2011
	рук. Очаківський	— виток	2009—2011
		— розгалуження на рукави Потапівський і Прорва	
	рук. Старостамбульський	— вище витоку рук. Бистрий	2007—2009
		— нижче витоку рук. Бистрий	
Природні водойми (затоки)	рук. Бистрий	— виток	2009—2011
		— гирло	
	рук. Восточний	— виток	2009—2011
		— гирло	
	зат. Бистрий Кут	— від рук. Бистрий	2009—2011
Модифіковані та штучні водні об'єкти		— середина водойми	
	зат. Потапів Кут	— вхід від рукава	2007—2009
		— середина водойми	
	зат. Делюків Кут	— вхід від рукава	2009—2011
		— середина водойми	
	зат. Ананькін Кут	— вхід від рукава	2009—2011
		— середина водойми	
	ПК ГСХ	— від рук. Бистрий	2010—2012
		— середина каналу	
		— біля шпиля дамби	
	КДС	— від р. Дунай	2009—2011
		— середина каналу	
		— від Сасицького водосховища	
	Сасицьке водосховище	— біля дамби у с. Приморське	2009—2011
		— біля середини дамби	
		— біля дамби в районі насосної станції відкачки	

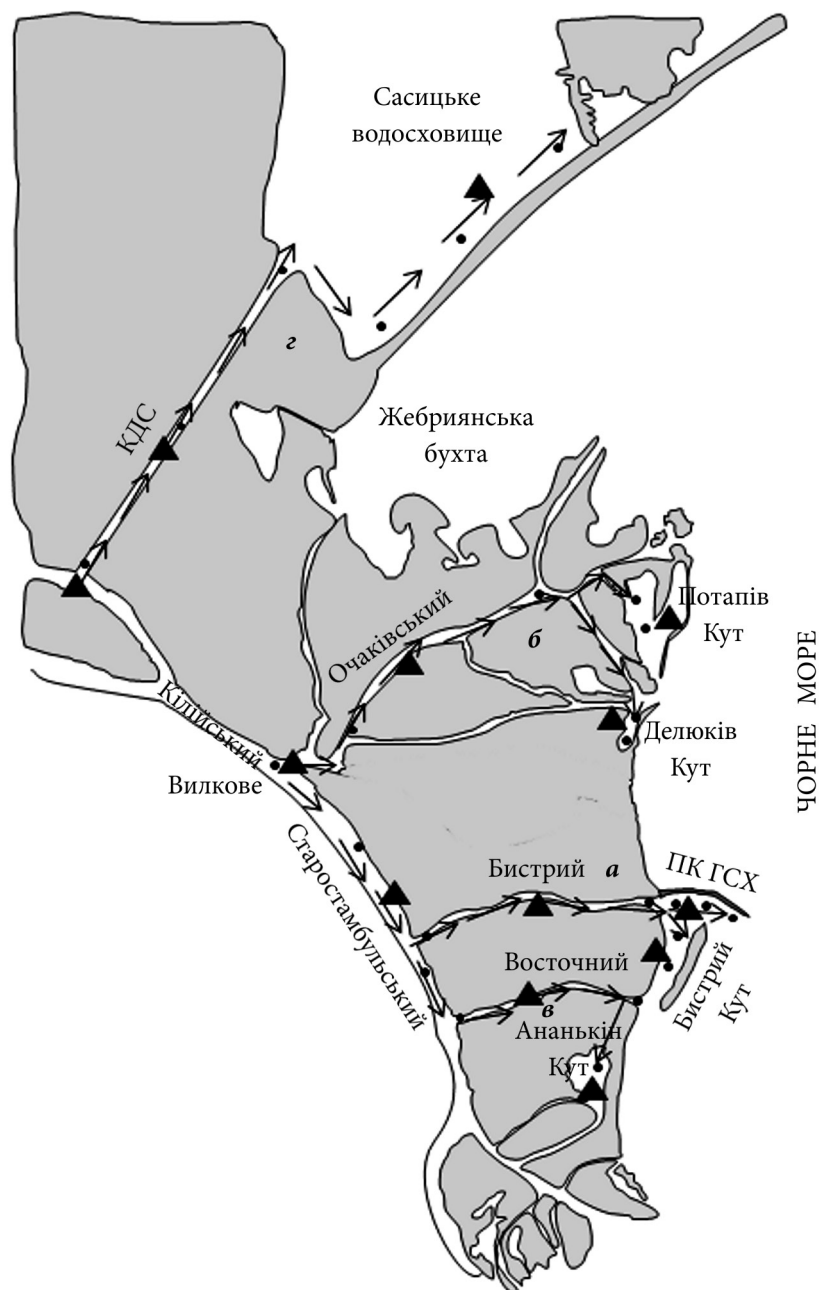


Рис. 1. Карта-схема регіону досліджень: чорні точки — станції досліджень, чорні трикутники — водні об'єкти (див. табл. 1); стрілками вказано напрямки основних потоків річкових вод через водні об'єкти (а — рук. Кілійський — рук. Бистрий — ПК ГСХ або зат. Бистрий Кут; б — рук. Кілійський — рук. Очаківський — зат. Потопів Кут та зат. Делюків Кут; в — рук. Кілійський — рук. Старостамбульський — рук. Восточний — зат. Ананькін Кут; г — рук. Кілійський — КДС — Сасицьке водосховище)

тестом Данна [14], який, на відміну від інших post-hoc тестів, зберігає об'єднану дисперсію, передбачену нульовою гіпотезою Краскела — Уолліса. Для обмеження можливості отримання статистично значущого результату при перевірці кількох гіпотез була використана поправка Бонферроні [12], яка дорівнює відношенню рівня значущості до кількості гіпотез, що перевіряються. Результати виражені як середнє значення та стандартне відхилення ($\bar{x} \pm SD$) для показників кількості видів, загальної чисельності, загальної біомаси та індексу Шеннона між визначеними роками досліджень для кожного водного об'єкту. Всі статистичні розрахунки виконанні в пакеті аналізу PAST 4.11 [15].

Для абіотичних показників визначення приналежності до одного континууму проводилось, аналогічно біотичним характеристикам, за середньорічними значеннями солоності, рН, температури води, концентрації кисню у воді, які були отримані одночасно з відбором проб донних безхребетних з використанням кондуктометра HANNA HI 9835, рН-метру PH-3011 та оксиметру АЖА-101М.

Подібність видового складу донних безхребетних визначали за індексами Брея — Кертиса [13], подальшу кластеризацію водних об'єктів проводили за методом рівноважного міжгрупового середнього зв'язку (WPGMA) [38] без стандартизації за матрицею наявності/відсутності видів в пакеті аналізу біологічних даних BioDiversity Pro 2.0 [30]. Чисельність та біомасу безхребетних, а також індекс Шеннона визначали для кожної станції в певний сезон досліджень, з подальшим усередненням за кожен рік в межах водного об'єкту. Для кожного виду безхребетних розраховували коефіцієнти pN та pB , де p — зустрічальність виду (%), N — його середня чисельність, B — середня біомаса в межах водного об'єкту. Домінуючий комплекс складали таксони з максимальними значеннями pN та pB .

Результати досліджень

Абіотичні характеристики. Діапазон змін температури води в період спостережень в усіх водних об'єктах мало відрізнявся і становив в рукавах 12,5—28,7 °С, у водоймах — 13,0—31,2 °С та у штучних і модифікованих водних об'єктах — 9,0—32,2 °С. Водневий показник рН варіював в рукавах у межах 7,21—8,80, у водоймах — 7,03—9,87 та в штучних і модифікованих водних об'єктах — від 7,00 до 9,50. Вміст кисню у воді в рукавах дельти змінювався від 4,67 до 13,70 мг/дм³, у водоймах — у межах 3,40—15,69 мг/дм³, а в модифікованих водних об'єктах — від 6,70 до 12,00 мг/дм³. За результатами множинного порівняння достовірної різниці між показниками температури води, рН та концентрації О₂ в різних водних об'єктах не виявлено ($p > 0,05$) (табл. 2), тобто можемо констатувати континуальність розповсюдження цих характеристик в досліджуваній акваторії, яку зміна типу водного об'єкту та лотичних і лентичних умов не порушувала.

Солоність вод змінювалась у межах гіпо-олігогалінних вод в рукавах (0,17—0,72 ‰) і в затоках (0,17—3,05 ‰) дельти та гіпо-мезогалінних вод

(0,17—12,64 ‰) в штучних і модифікованих водних об'єктах, максимальні значення зафіксовані в ПК ГСХ. За результатами множинного порівняння встановлена достовірна різниця між Сасицьким водосховищем, де середньорічні значення солоності вод відповідали олігогалінній зоні і рук. Старостамбульський, який характеризувався мінімальними значеннями солоності вод, тобто відмічено порушення континуальності солоності в акваторії водосховища.

Видовий склад та видове багатство. Загалом зареєстровано 148 видів донних безхребетних, з яких найбільше — представників комах (табл. 3). В переважній більшості водних об'єктів за кількістю видів переважали Insecta і лише в рук. Бистрий — Clitellata, а в Сасицькому водосховищі — Malacostraca. Від інших водойм та водотоків за таксономічним складом відрізнялась зат. Ананькін Кут, де були зареєстровані лише представники класів Clitellata (Oligochaeta і Hirudinea) та Insecta (Chironomidae і Ceratopogonidae).

Порівняння діапазонів кількості видів в досліджених водних екосистемах показало достовірну різницю між донними комплексами КДС, де в усі роки досліджень зареєстровані їхні найбільші показники, і зат. Ананькін Кут, де вони завжди були найменшими (рис. 2). Діапазони інших водойм і водотоків за результатами множинного порівняння ста-

Таблиця 2
Результати аналізу спільності абіотичних характеристик різнотипних водних об'єктів ($\bar{x} \pm SD$, тест Данна, $n = 3$)

Типи водних об'єктів	Водні об'єкти	$t, ^\circ\text{C}$	pH	$\text{O}_2, \text{мг/л}$	Солоність, ‰
Природні водотоки (рукави)	Кілійський	$20,76 \pm 0,76^a$	$8,22 \pm 0,14^a$	$9,26 \pm 1,32^a$	$0,21 \pm 0,02^{ab}$
	Очаківський	$20,87 \pm 2,91^a$	$8,06 \pm 0,35^a$	$10,08 \pm 0,76^a$	$0,21 \pm 0,01^{ab}$
	Старостамбульський	$20,07 \pm 1,92^a$	$8,09 \pm 0,62^a$	$8,35 \pm 1,82^a$	$0,20 \pm 0,00^b$
	Бистрий	$19,75 \pm 1,79^a$	$7,79 \pm 0,15^a$	$9,21 \pm 0,72^a$	$0,24 \pm 0,06^{ab}$
	Восточний	$19,82 \pm 1,94^a$	$7,79 \pm 0,10^a$	$9,89 \pm 1,64^a$	$0,25 \pm 0,05^{ab}$
Природні водойми (затоки)	Бистрий Кут	$21,56 \pm 1,37^a$	$8,07 \pm 0,35^a$	$10,90 \pm 1,85^a$	$0,75 \pm 0,52^{ab}$
	Потапів Кут	$21,03 \pm 3,04^a$	$7,97 \pm 0,49^a$	$9,90 \pm 3,56^a$	$0,48 \pm 0,28^{ab}$
	Делюків Кут	$21,38 \pm 1,85^a$	$7,82 \pm 0,14^a$	$8,76 \pm 1,19^a$	$0,29 \pm 0,08^{ab}$
	Ананькін Кут	$18,25 \pm 0,35^a$	$7,80 \pm 0,44^a$	$7,36 \pm 1,43^a$	$0,31 \pm 0,07^{ab}$
Модифіковані та штучні водні об'єкти	ПК ГСХ	$22,12 \pm 2,78^a$	$8,19 \pm 0,20^a$	$9,79 \pm 1,19^a$	$1,10 \pm 0,47^{ab}$
	КДС	$20,29 \pm 2,66^a$	$7,80 \pm 0,27^a$	$9,78 \pm 1,01^a$	$0,32 \pm 0,10^{ab}$
	Сасицьке водосховище	$19,70 \pm 0,70^a$	$8,35 \pm 0,28^a$	$8,84 \pm 2,00^a$	$1,02 \pm 0,25^a$

Примітка. Однаковими літерами в межах кожного показника позначені вибірки, які достовірно не відрізняються одна від одної за результатами тесту Данна ($p > 0,05$).

Таблиця 3

Видове багатство донних безхребетних у різноглибинних водних об'єктах

Типи водних об'єктів	Водні об'єкти	Кількість видів						Загалом
		Gastropoda	Bivalvia	Clitellata	Malacostraca	Insecta	інші	
Природні водотоки (рукави)	Кілійський	8	3	12	2	15	—	40
	Очаківський	5	3	16	5	18	2	49
	Старостамбульський	8	4	12	10	14	2	50
	Бистрий	6	1	14	8	12	2	43
	Восточний	7	2	13	14	24	1	61
Природні водотіми (затоки)	Бистрий Кут	5	2	15	16	20	2	60
	Потопів Кут	7	1	11	6	27	1	53
	Делюків Кут	2	1	9	1	11	—	24
	Ананькін Кут	—	—	6	—	9	—	15
	ПК ГСХ	1	4	11	11	15	3	45
Модифіковані та штучні водні об'єкти	КДС	2	2	19	21	15	4	63
	Сасицьке водосховище	5	5	16	16	18	3	63
Загалом		14	10	31	35	52	6	148

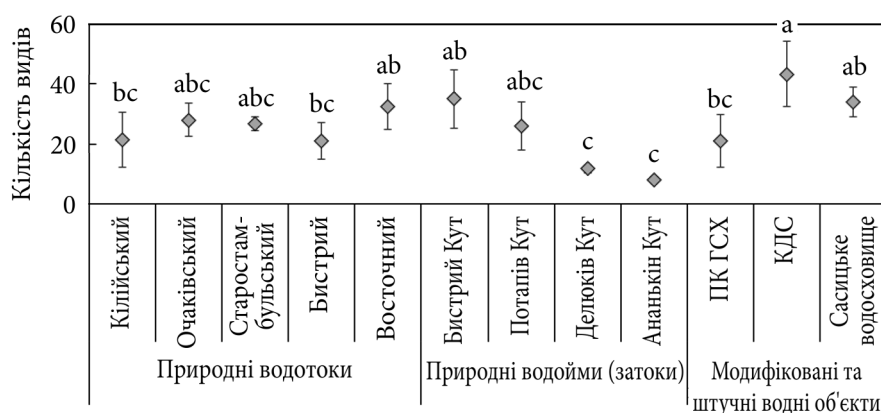


Рис. 2. Порівняння кількості видів у водних об'єктах різного типу: $x \pm SD$, $n = 3$; однаковими літерами позначені вибірки, які достовірно не відрізняються одна від одної за результатами тесту Данна з поправкою Бонферроні ($p > 0,05$)

тистично не відрізнялись, тобто значення кількості видів становили континуум показників. Зазначимо, що КДС та зат. Ананьїн Кут — різно-типні водні об'єкти, віддалені один від одного та не пов'язані окремими водними потоками (див. рис. 1).

На рисунку 3 наведено результати порівняння кількості видів безхребетних в донних угрупованнях різних водних об'єктів уздовж окремих потоків річкових вод (див. рис. 1). У більшості випадків достовірної різниці між показниками не виявлено, відмічено лише певне підвищення значень від вихідної станції рук. Кілійський до прикінцевих ділянок переднього краю дельти, а також встановлена достовірна різниця між показниками, тобто порушення континуальності, наприкінці потоку 4 в рук. Восточний та зат. Ананьїн Кут, які в усі періоди досліджень характеризувались значною різницею у видовому багатстві.

Особливості видової структури донних безхребетних за зустрічальністю наведені на рисунку 4. Із 148 зареєстрованих видів шість зустрічались в усіх екосистемах, серед них чотири види відносились до Oligochaeta (*Limnodrilus* sp., *L. clapedianus* Ratzel, *L. hoffmeisteri* Claparède і *Tubifex tubifex* (Müller)) і два види — до Chironomidae (*Chironomus* sp. і *Polypedilum convictum* (Walker)). Представленість спільних видів змінювалась від 9,5 % в Сасицькому водосховищі і КДС до 40,0 % в зат. Ананьїн Кут.

З усього видового багатства 48 видів (32,4 %) були зареєстровані тільки в окремих гідроекосистемах, серед них Insecta — 19, Malacostraca — 16, Clitellata — 7, Bivalvia — 3, і по одному — Polychaeta, Gastropoda і Hydrozoa. Ці види не було знайдено в рукавах Кілійський і Очаківський та в зат. Делюків Кут, в інших водних об'єктах їхня представленість змінювалась від 5,0 % в рук. Бистрий до 17,0 % в зат. Потопів Кут (рис. 4).

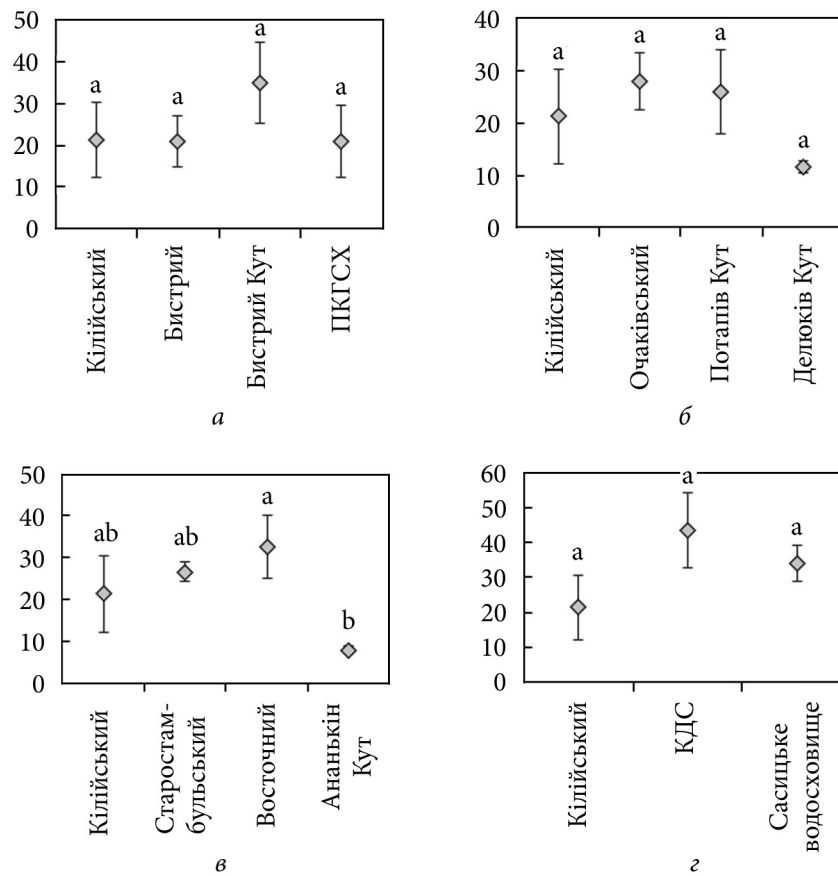


Рис. 3. Порівняння кількості видів уздовж окремих потоків річкових вод: по осі ординат — кількість видів, $x \pm SD$, $n = 3$; однаковими літерами позначені вибірки, які достовірно не відрізняються одна від одної за результатами тесту Данна з поправкою Бонферроні в межах кожного потоку ($p > 0,05$).

Аналіз подібності видового складу (рис. 5) показав, що всі водні об'єкти на рівні 50,0 % утворюють два кластери: перший включає затоки Ананьїн Кут та Делюків Кут, другий — рукави дельти, зат. Бистрий Кут та модифіковані і штучні водні об'єкти. В цьому кластері на рівні 55,0 % можна виділити три групи пов'язаних водних об'єктів: ПК ГСХ — Бистрий Кут; КДС — Сасицьке водосховище; рукави дельти. Окремо відділяється зат. Потопів Кут.

Тобто при загальній доволі високій подібності видового складу (континуальності видового складу) можна стверджувати про певний структуро формуючий вплив на організацію донних безхребетних різних типів водних об'єктів: прісноводні затоки, рукави та модифіковані і штучні об'єкти.

Значення індексу Шеннона змінювались від 1,64 до 2,75 біт/екз. в рукавах дельти, від 1,49 до 3,19 біт/екз. — у водоймах дельти і в межах

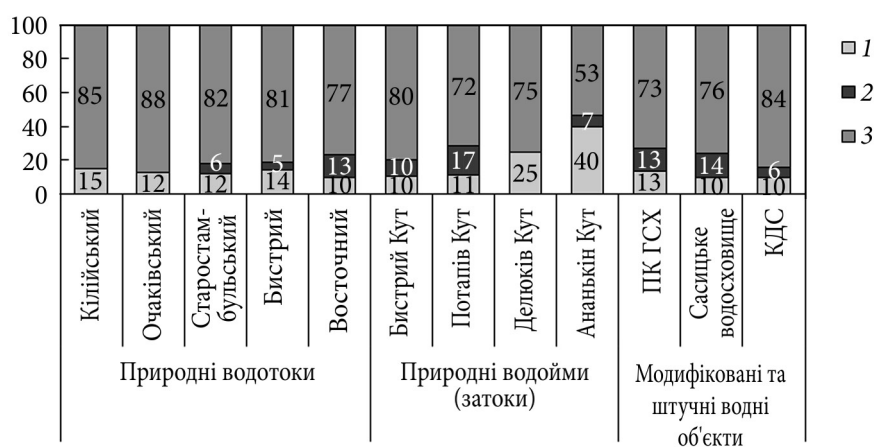


Рис. 4. Структура донних безхребетних за зустрічальністю: по осі ординат — видове багатство, %; 1 — види, які знайдено в усіх водних об'єктах; 2 — види, які знайдено лише в одному водному об'єкті; 3 — інші види

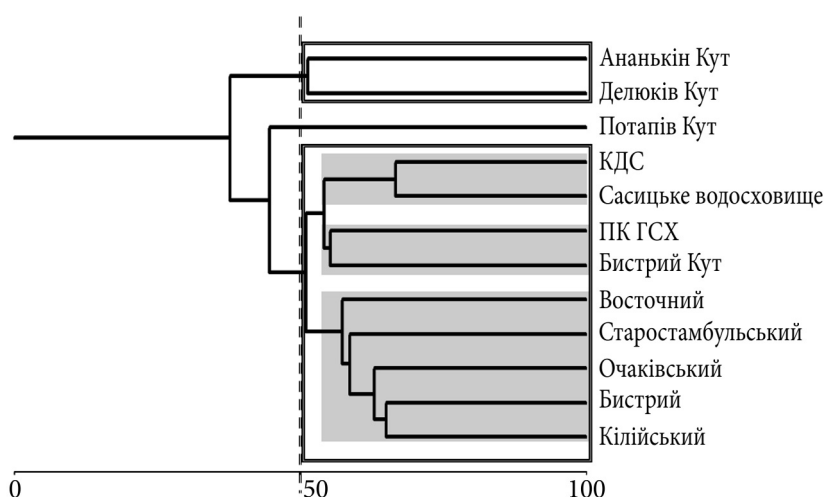


Рис. 5. Дендрограма подібності видового складу донних безхребетних: міра відстані Брея — Кертиса за методом середнього зв'язку; по осі абсцис — подібність, %; вертикальна штрих пунктирна лінія визначає рівень подібності в 50,0 %; блоки з подвійною лінією обмежують кластери водних об'єктів на рівні подібності >50,0 %; блоками виділені кластери на рівні подібності 65,0 %

1,61—3,00 біт/екз. — у модифікованих водних об'єктах. Проведений порівняльний аналіз показав достовірну різницю між зат. Бистрий Кут, де зареєстровані максимуми показників, та зат. Ананькін Кут з мінімальними значеннями (рис. 6). Інші показники статистично не відрізнялись, тобто утворювали загальний континуум, порушений у двох локаціях.

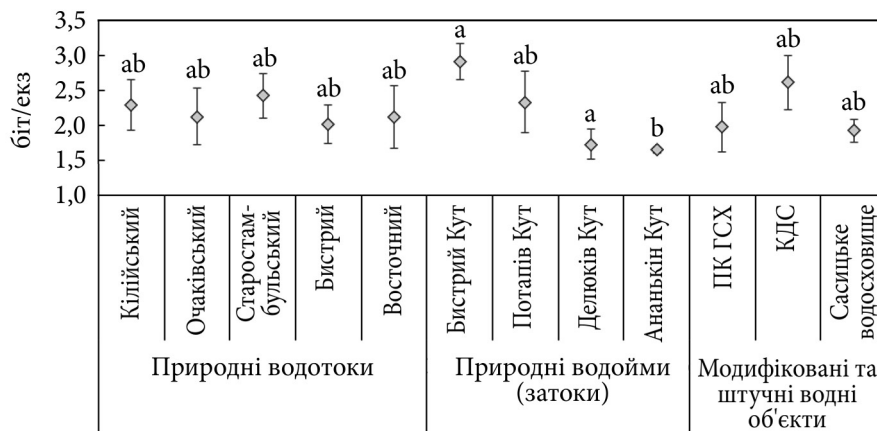


Рис. 6. Порівняння індексу Шеннона у водних об'єктах різного типу: $x \pm SD$, $n = 3$; однаковими літерами позначені вибірки, які достовірно не відрізняються одна від одної за результатами тесту Данна з поправкою Бонферроні в межах кожного потоку ($p > 0,05$)

На рисунку 7 наведено результати порівняння індексу Шеннона вздовж окремих потоків річкових вод (див. рис. 1). Динаміка характеризувалась несуттєвими коливаннями значень, достовірної різниці між показниками не виявлено (див. рис. 7, $a—e$), тобто в усіх випадках зареєстрована континуальність, на відміну від загального масиву даних, що може пояснюватись приналежністю об'єктів, що відрізнялися в попередньому узагальненому аналізі, до різних потоків, тобто відсутністю прямого порівняння показників заток Бистрий Кут та Ананькін Кут.

Кількісні показники та домінуючі комплекси видів. Значення загальної чисельності змінювались у широкому діапазоні в рукавах та водотоках дельти (рис. 8, табл. 4), біомаси — в усіх типах водних об'єктів.

За чисельністю в переважній більшості водних екосистем переважали представники класу Clitellata (зокрема, Oligochaeta) і лише в зат. Бистрий Кут домінували Insecta (Chironomidae) (рис. 8, a). Загалом комахи представлені більше у затоках дельти та в КДС (>20,0 % чисельності) і менше — в рукавах та ПК ГСХ. Ракоподібні характеризуються низькою представленістю в переважній більшості водойм та водотоків, максимальна їхня частка характерна для ПК ГСХ (24,7 %), а в рукавах Восточний і Старостамбульський і в Сасицькому водосховищі їхня чисельність перевищувала 10,0 % від загальної чисельності донних безхребетних. Молюски характеризувались низькими показниками: в рукавах Кілійський, Очаківський і Старостамбульський та КДС чисельність Gastropoda складала 5,8—13,7 %, а в інших водних об'єктах, як і для Bivalvia, була значно нижчою.

За біомасою в рукавах дельти та в зат. Потاپів Кут переважали Gastropoda, а в зат. Бистрий Кут, КДС та Сасицькому водосховищі — Bivalvia,

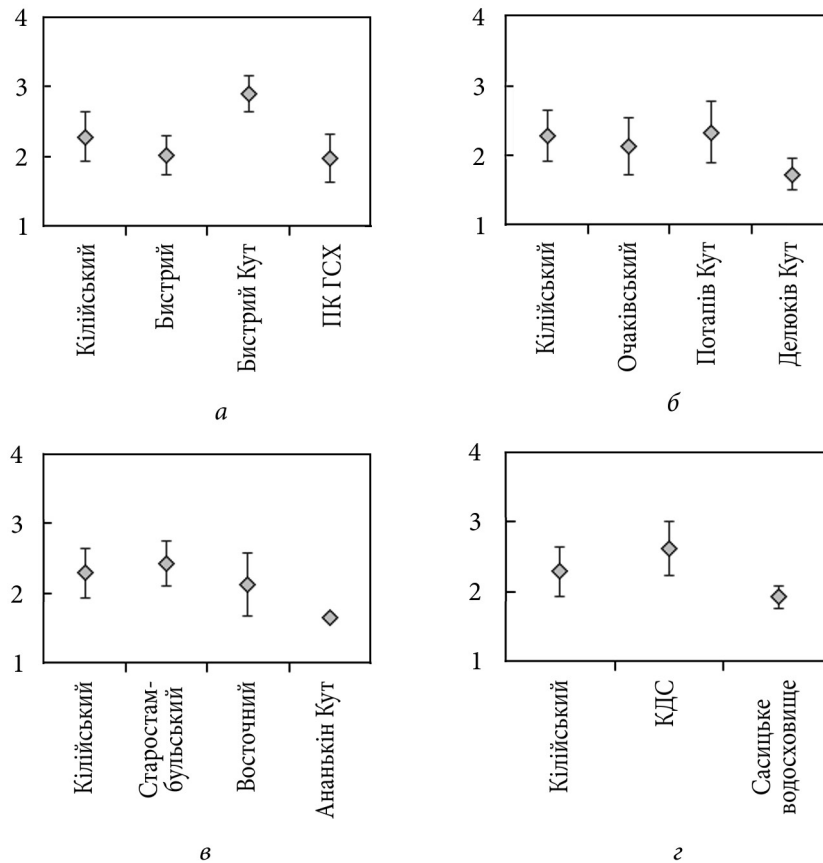


Рис. 7. Порівняння індексу Шеннона ($H'(N)$) вздовж окремих потоків річкових вод (див. рис. 1): по осі ординат — біт/екз., $x \pm SD$, $n = 3$; за результатами порівняння вибірок достовірних відмінностей за тестом Данна з поправкою Бонферроні не отримано ($p > 0,05$)

останні суттєвого розвитку досягали і в Кілійському рукаві (рис. 8, б). В затоках Делюків Кут та Ананьїн Кут домінували Clitellata (зокрема Oligochaeta).

Хоча чисельність і біомаса змінювались у значних межах, достовірної різниці ($p > 0,05$) між їхніми показниками в різних водних об'єктах за результатами множинного аналізу не виявлено, тобто всі значення належать до однієї вибірки, одного континууму. Донні угруповання всіх гідроекосистем характеризувались спільним домінантом за чисельністю (Oligochaeta р. *Limnodrilus*), а рукавів — і за біомасою (Gastropoda *Lithoglyphus naticoides* (C. Pfeiffer)). У водоймах та модифікованих водних об'єктах за біомасою переважали різні види молюсків, а за їхньої відсутності — Oligochaeta р. *Limnodrilus*.

Чисельність донних безхребетних уздовж окремих потоків річкових вод загалом знижувалась від Кілійського рукава до прикінцевих ділянок

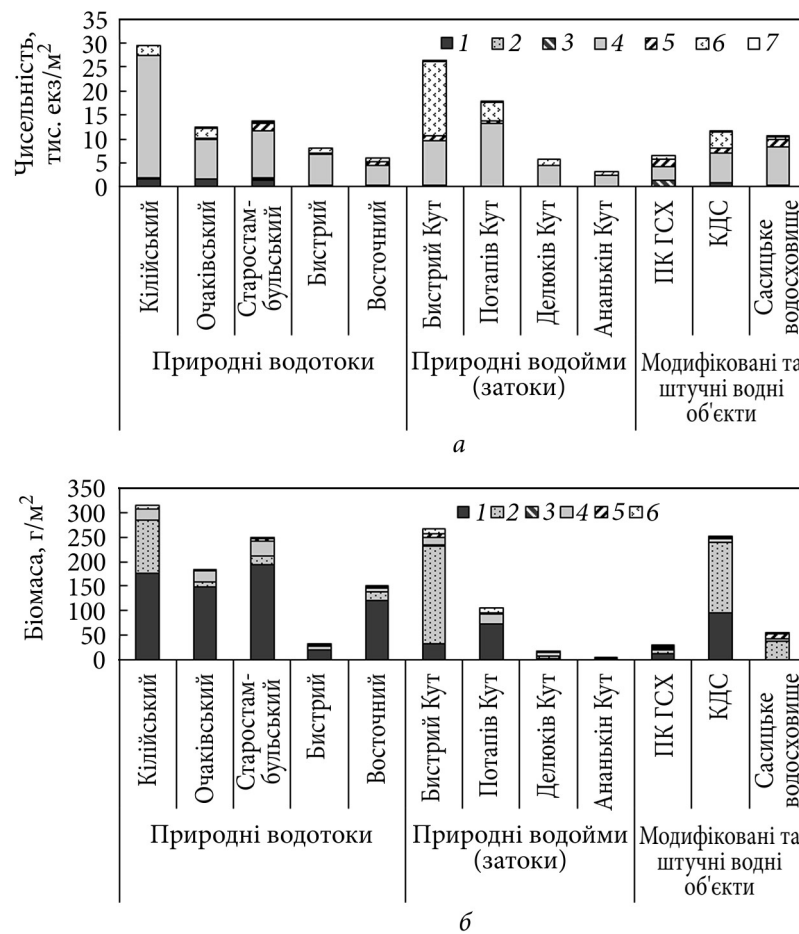


Рис. 8. Чисельність (а) та біомаса (б) в різнотипних водних об'єктах: 1 — Gastropoda; 2 — Bivalvia; 3 — Polychaeta; 4 — Clitellata; 5 — Malacostraca; 6 — Insecta; 7 — Nematoda

переднього краю дельти та Сасицького водосховища (рис. 9), певне підвищення зареєстровано лише в зат. Бистрий Кут (див. рис. 9, а). Разом з тим, достовірна різниця порівнюваних діапазонів значень, тобто порушення континуальності, зафіксована вздовж потоку 4 між початковою (Кілійський рукав) та прикінцевою (зат. Ананьїн Кут) локаціями.

Біомаса донних безхребетних уздовж окремих потоків річкових вод загалом повторювала динаміку чисельності (рис. 10): певне підвищення зареєстровано на прикінцевій ділянці в зат. Бистрий Кут, а порушення континуальності відмічено для потоку 2 між початковою (Кілійський рукав) та прикінцевою (зат. Делюків Кут) локаціями.

Таким чином, аналіз загального масиву даних усіх досліджених водних екосистем не показав достовірних відмінностей у розподілі середніх величин чисельності та біомаси донних безхребетних різних водойм та

водотоків. Проте розгляд ділянок уздовж окремих потоків виявив певні відмінності: зокрема різниця між початковою локацією (потужний рук. Кілійський) та прикінцевими, найбільш віддаленими водоймами Ананькін Кут та Делюків Кут спостерігається більш явно, до достовірно різних значень обох показників.

Обговорення результатів досліджень

Систематичні гідроекологічні дослідження Кілійської дельти Дунаю були розпочаті одразу після Другої світової війни, і з того часу отримано і опубліковано дані як щодо абіотичних, так і біотичних характеристик. Відомості стосовно гідролого-гідрохімічних показників узагальнені у низці робіт [1—3], зокрема і авторів цього повідомлення [7, 20, 25, 26, 32]. Показано широкий діапазон мінливості визначених нами для аналізу ди-

Таблиця 4

Результати множинного аналізу чисельності і біомаси та домінуючий комплекс видів донних безхребетних різнотипних водних об'єктів
($\bar{x} \pm SD$, тест Данна, $n = 3$)

Типи водних об'єктів	Водні об'єкти	Чисельність, тис. екз/м ²	Біомаса, г/м ²	Домінуючий комплекс видів
Природні водо-токи (рукави)	Кілійський	29,50±30,68	315,20±187,59	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Lithoglyphus naticoides</i>
	Очаківський	12,25±6,99	184,80±76,00	
	Старостамбульський	13,57±12,07	250,22±78,08	
	Бистрий	7,96±5,80	32,19±22,07	
	Восточний	6,06±0,10	148,84±119,28	
Природні водойми (затоки)	Бистрий Кут	26,22±26,67	267,01±361,97	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Corbicula fluminea</i>
	Потопів Кут	17,81±9,54	106,35±97,10	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Viviparus viviparus</i>
	Делюків Кут	5,72±1,52	16,39±16,90	<i>Limnodrilus</i> sp.
	Ананькін Кут	3,11±1,42	2,37±1,61	
Модифіковані та штучні водні об'єкти	ПК ГСХ	6,46±4,37	28,06±28,50	<i>Limnodrilus</i> sp.
	КДС	11,58±5,00	250,78±97,72	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Dreissena polymorpha</i>
	Сасицьке водосховище	10,51±5,07	51,82±32,70	

Примітка. За результатами порівняння вибірок достовірних відмінностей за тестом Данна з поправкою Бонферроні не отримано ($p > 0,05$).

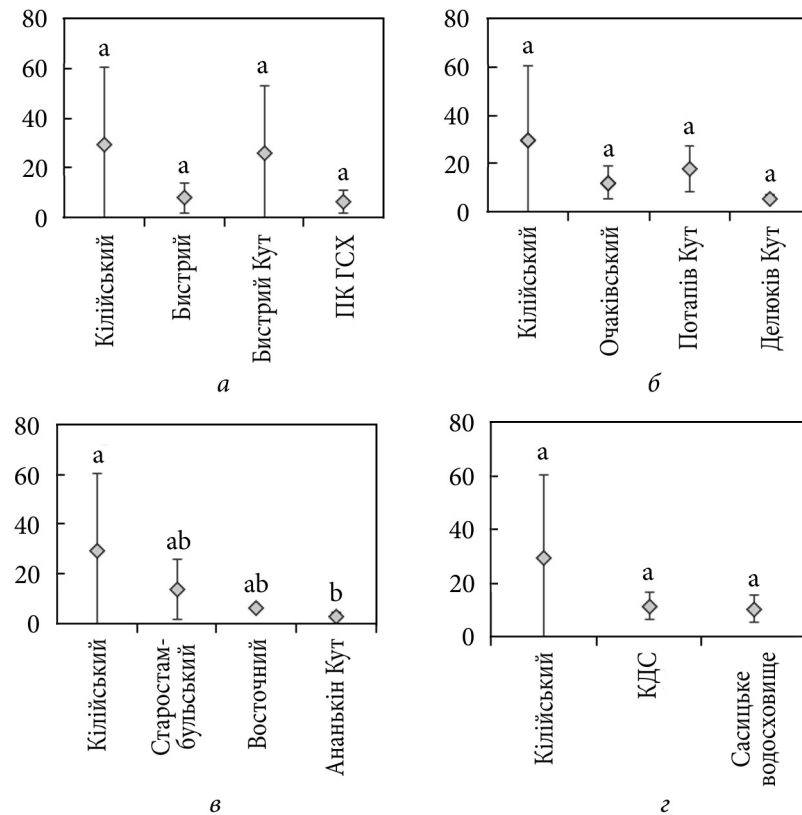


Рис. 9. Порівняння чисельності донних безхребетних уздовж окремих потоків річкових вод: по осі ординат — чисельність, тис. екз/м²; $\bar{x} \pm SD$, $n = 3$; однаковими літерами позначені вибірки, які достовірно не відрізняються одна від одної за результатами тесту Данна з поправкою Бонферроні в межах кожного потоку ($p > 0,05$)

скретності та континуальності параметрів як у часі, так і просторі. Так, річковий потік в районі м. Вилкове має швидкість переважно біля 1,0 м/с, зумовлюється водністю річки, сягаючи максимальних значень в періоди водопілля та мінімальних в межень. За такої швидкості — 3,6 км на годину — вода досягає переднього краю дельти приблизно за 5 годин. В рукавах внаслідок високої турбулентності потоку показники по всій глибині мають близькі значення. За нашими спостереженнями та іншими свідченнями, проходячи вздовж рукавів, вода може змінювати значення своїх характеристик, зокрема засвідчено, що від м. Вилкове до Чорного моря вода може збагачуватись киснем на 12,00 % [3].

Температура в дельті змінюється від мінімальної 1,5 °С взимку до більш ніж 25 °С в літній період [2, 3]. В затоках переднього краю дельти у найспекотніші дні вода може прогріватись до 30 °С і більше, перевищуючи на кілька градусів показники в рукавах. Значення водневого показника загалом змінюється незначно (6,98—8,23), середні показники переваж-

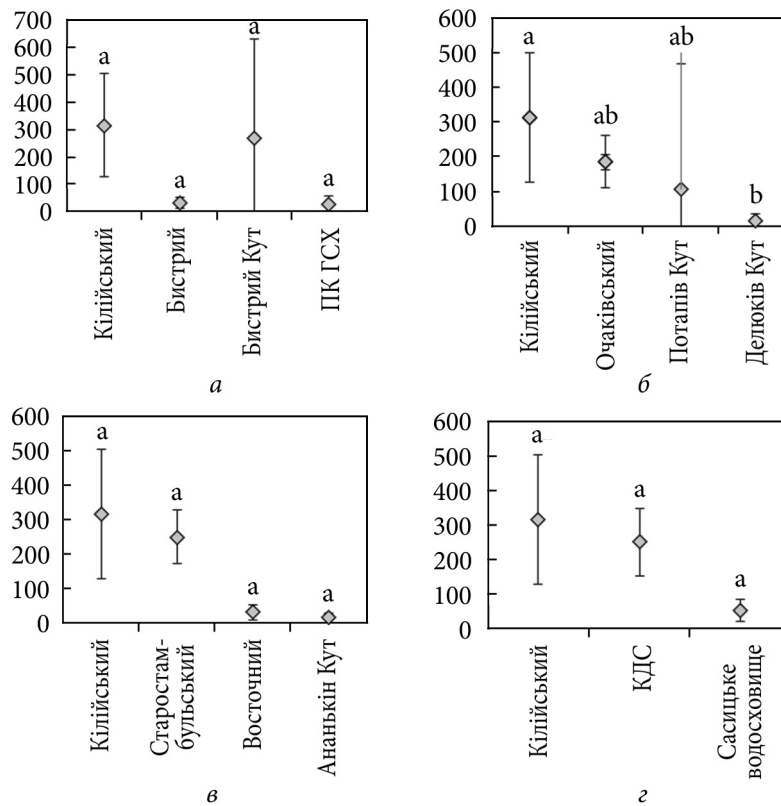


Рис. 10. Порівняння біомаси донних безхребетних уздовж окремих потоків річкових вод: по осі ординат — біомаса, г/м², $\bar{x} \pm SD$, $n = 3$; однаковими літерами позначені вибірки, які достовірно не відрізняються одна від одної за результатами тесту Данна з поправкою Бонферроні в межах кожного потоку ($p > 0,05$)

но відповідають нейтральній реакції води, разом з тим рН може зростати внаслідок фотосинтетичної діяльності водоростей, особливо в затоках переднього краю дельти [3, 7, 25, 26]. Кисневий режим загалом задовільний, в рукавах вміст кисню переважно змінюється в межах 4,9—13,9 мг О₂/дм³, насиченість — 59—131 %, задухи практично відсутні [7, 25]. В затоках мінімальні показники вмісту кисню можуть бути суттєво нижчими, влітку можливий як періодичний його дефіцит, так і суттєве пересичення внаслідок активного фотосинтезу фітопланктону. Солоність в рукавах зрідка, лише в періоди нагонів води з моря, перевищує межі олігогалінної 0,5‰ зони, в затоках переднього краю дельти показник варіює переважно в межах оліго-мезогалінних вод, в екстремальних випадках солоніша вода може підніматись аж до м. Вилкове. Підвищення солоності у напівзакритих затоках Потопів Кут, Делюків Кут та Ананьїн Кут також зумовлюється здебільшого нагонами з моря, як і у більш відкритих — зат. Бистрий Кут та акваторії ПК ГСХ, де вплив солоних вод

суттєвіший, максимальні значення (12,64 ‰) зафіксовані біля шпиля дамби на виході в море [26].

В Сасицькому водосховищі, за нашими спостереженнями, температура води може перевищувати 30 °С, рН внаслідок фотосинтетичної активності фітопланктону коливається в широкому діапазоні і нерідко сягає величини 9,0 і більше, тобто вода характеризується підвищеною лужністю. Кисневий режим має широкий діапазон значень (переважно 6,8—12,0 мг О₂/дм³), для водойми характерні як періодичні (здебільшого локальні) задухи, так і пересичення внаслідок фотосинтетичної активності водоростей [21, 33]. Солоність води вздовж потоку Кілійський рукав — КДС — Сасицьке водосховище підвищувалась від прісних гіпогалінних до солонуватих b-мезогалінних вод. Загалом у пониззі водосховища вода зазвичай більш опріснена, ніж в середній частині та верхів'ях, за нашими даними, в останнє десятиріччя солоність води водосховища не перевищує 1,6 ‰, іноді вказують солоність до 4,0 ‰ [20].

Спираючись на наведені матеріали, ми та інші дослідники зазвичай розрізняли в Кілійській дельті Дунаю різнотипні водні екосистеми в першу чергу за морфометричними характеристиками та характером (швидкістю) течії (лотичні та лентичні), з характерним температурним і кисневим режимом та солоністю. КДС, Сасицьке водосховище та акваторію ПК ГСХ, зважаючи на їхнє штучне походження, також розглядали як окремі водні об'єкти. Проте проведений аналіз середньорічних значень абіотичних показників показав континуальність їхнього розподілу по всій досліджуваній акваторії, за виключенням солоності в Сасицькому водосховищі. А саме, за результатами множинного порівняння достовірної різниці між середніми значеннями температури води, рН та концентрації О₂ в різних водних об'єктах не виявлено ($p > 0,05$) (див. табл. 2), тобто можемо констатувати континуальність розподілу цих характеристик в досліджуваній акваторії, яку зміна лотичних і лентичних умов не порушувала. За результатами множинного порівняння також встановлена достовірна різниця між Сасицьким водосховищем, де середньорічні значення солоності вод були максимальними і відповідали олігогалінній зоні, і рук. Старостамбульський, який характеризується мінімальним значенням солоності вод, тобто відмічено порушення континуальності солоності лише в акваторії Сасицького водосховища. Важливо, що аналогічні результати наведені і в нашій попередній роботі [35].

Спираючись на широко розповсюджене сьогодні твердження про те, що біотопічне різноманіття, зокрема утворюване абіотичними чинниками, зумовлює різноманіття біологічне, яке, напевне, є парадигмою сучасної екології [5, 6], можна очікувати й відповідні порушення біотичних характеристик, в першу чергу в місці порушення континуальності солоності.

Порівняльний аналіз масивів даних трьох основних гідробіологічних характеристик (кількість видів, чисельність та біомаса), а також комплексного розрахункового показника (інформаційного індексу Шеннона) як по всій досліджуваній акваторії, так і вздовж окремих потоків річкових

вод засвідчили переважання континуальності їхнього розподілу. В основному аналогічні закономірності отримані і для фітопланктону [35].

Донні безхребетні, як і фітопланктон [35], характеризуються просторовим континуумом домінуючого комплексу за чисельністю і певною локальною дискретністю — за біомасою. Отже, просторовий розподіл кількісних показників фітопланктону і донної фауни має певні спільні закономірності.

Для кількості видів на загальній акваторії в усіх досліджених водних екосистемах встановлено достовірну різницю між донними комплексами КДС і зат. Ананькін Кут (див. рис. 2). Діапазони інших водних об'єктів статистично не відрізнялись, тобто значення кількості видів являли континуум показників. Зазначимо, що КДС та зат. Ананькін Кут — різнотипні водні об'єкти, віддалені один від одного та не пов'язані спрямованим водним потоком (див. рис. 1). Для кількості видів уздовж окремих потоків річкових вод встановлено достовірну різницю, тобто порушення континуальності, наприкінці потоку 4 між показниками в рук. Восточний та зат. Ананькін Кут (див. рис. 3). Зауважимо, що ця прикінцева ділянка першою піддається впливу солоних вод, наближена до моря і є одним з об'єктів переднього краю дельти.

Для індексу Шеннона на всій акваторії встановлено достовірну різницю між затоками Бистрий Кут та Ананькін Кут. Зауважимо, що це водойми переднього краю дельти, до того ж зат. Бистрий Кут характеризується найбільш високою динамічністю та впливом солоних вод.

Для чисельності та біомаси в усіх досліджених екосистемах, незважаючи на значні коливання показників, не виявлено достовірної різниці значень, тобто всі вони належать до однієї вибірки, одного континууму. Однак для чисельності встановлено порушення континуальності вздовж потоку 4 між початковою (рук. Кілійський) та прикінцевою (зат. Ананькін Кут) локаціями (див. рис. 9), а для біомаси встановлено порушення континуальності вздовж потоку 2 між початковою (рук. Кілійський) та прикінцевою (зат. Делюків Кут) локаціями (див. рис. 10).

До того ж результати аналізу показників уздовж окремих потоків річкових вод, де зареєстровані порушення континуальності, наразі 2 та 4 (див. рис. 3, 9 та 10), свідчать про наявність клинальної мінливості, коли на сусідніх станціях спостережень відмічається висока подібність показників, тобто пули їхніх даних мають спільне поле, тоді як віддалені локації високої схожості показників не мають, їхні поля не перехресчуються. Зауважимо, що клинальна мінливість — явище в екології широко відоме [4, 5, 9, 16], виникає коли відмінності між суміжними вибірками незначні, але добре виражені між тими, що займають віддалені (крайні) положення.

Подібна закономірність спостерігалась не тільки для донних, а і для планктонних організмів. Так, при вивченні фітопланктону великих приднаїнських озер встановлено, що найвищою подібністю характеризуються гідрологічно пов'язані між собою озера (Ялпут і Кутурлуй), а найниж-

чою подібністю — озера, найвіддаленіші географічно одне від одного (Кагул і Китай) [37].

Загалом можна стверджувати про загальну просторову континуальність розподілу досліджених абіотичних та біотичних показників в акваторіях Кілійської дельти Дунаю. Прояви дискретності, зареєстровані, в першу чергу, у водоймах переднього краю дельти, вірогідно, обумовлені зміною переважаючих прісних річкових вод на морські солоні.

Такі висновки загалом підтверджуються і кластерним аналізом (див. рис. 5), який показав високу подібність видового складу донних безхребетних досліджуваної акваторії: на рівні 50,0 % схожості визначені три кластери відповідно типам водних об'єктів (природні рукави, природні затоки та штучні і модифіковані водні об'єкти). Зауважимо, що два кластери відрізняються за солоністю вод: прісні, переважно гіпогалінні річкові рукави та переважно прісні, але періодично затоплювані морськими водами, гіпо-олігогалінні затоки.

Окремо кластерний аналіз визначив зат. Потапів Кут, яка за своєю еволюцією, морфометричними, гідрологічними та гідрохімічними характеристиками входить в одну групу прісноводних водойм переднього краю дельти з іншими досліджуваними затоками [6, 34]; напевне, питання схожості та відмінності видового складу їхніх донних безхребетних потребує додаткових досліджень.

До того кластерний аналіз визначив природну зат. Бистрий Кут в одному кластері з модифікованими та штучними водними об'єктами, а найбільшу подібність їхнього видового складу з ПК ГСХ. Зазначимо, що ці водні об'єкти мають частину спільної акваторії (див. рис. 1), обидва знаходяться під впливом рук. Бистрий, яким до них надходить потік прісної води та здійснюється дрифт гідробіонтів, до того ж вони утворені приблизно в один час, близько 20 років тому [2]. Це є чинниками, які сприяють схожості їхнього видового складу. Разом з тим їхні різні абіотичні характеристики (глибини, переважаючі субстрати, розподіл потоку та швидкість течії, переважаюча солоність тощо) формують суттєво відмінні біотопи і, як наслідок, зумовлюють певні відмінності видового складу.

Необхідно підкреслити, що результати кластерного аналізу донних безхребетних узгоджуються з результатами аналогічних досліджень фітопланктону, викладеними в попередній публікації [35]. Так, на дендрограмі подібності видового складу фітопланктону модифіковані і штучні водні екосистеми (КДС та Сасицьке водосховище) також виділялись в окремий кластер з високим рівнем подібності. Рівень подібності між природними екосистемами (рукавами дельти) та модифікованими і штучними екосистемами був низьким, що вказує на наявність локальної дискретності [35]. Отже, реакція гідробіонтів різних трофічних рівнів (автотрофи, консументи) та екологічних груп (планктон, бентос) є досить подібною, що ще раз підкреслює єдність біоти в лотично-лентичній гідроекосистемі дельти Дунаю. Певною мірою цієї єдності є їхній континуально-дискретний розподіл.

Відповідаючи на питання, поставлене у вступі роботи, можна стверджувати, що отримані результати свідчать про те, що структура екосистеми дельти, зокрема донна фауна, незважаючи на загальновизнане високе різноманіття абіотичних характеристик, насиченість різноманітними біотопами та мозаїчність їхнього розташування, більше відповідає концепції річкового континуума, ніж концепції динаміки плям/осередків. Узагальнюючи матеріали цього повідомлення, вважаємо встановленим переважання континуальності показників визначених абіотичних і біотичних характеристик в досліджуваній акваторії дельти. Зауважимо, що порушення континуальності зафіксовані в першу чергу у водних об'єктах її переднього краю, широкий перехідний зоні контакту річкових та морських вод, екотоні типу річка — море, з одного боку, та зоні екологічної напруги та катастрофи [19, 24, 26, 42] — з іншого, і тому вважаються нами доволі логічними.

Висновки

Дослідження дискретності та континуальності абіотичних і біотичних показників різнотипних водних екосистем Кілійської дельти Дунаю (природних водойм і водотоків, модифікованих та штучних водних об'єктів) методами множинного порівняння показали:

- континуальність розподілу показників температури, рН та вмісту кисню та дискретність солоності вод, зокрема в акваторії Сасицького водосховища;

- переважання континуальності розподілу основних гідробіологічних характеристик (кількість видів, чисельність, біомаса, індекс біологічного різноманіття за Шенноном та склад домінуючого комплексу видів) як по всій досліджуваній акваторії, так і вздовж основних потоків річкових вод;

- разом з тим, порушення континуальності (локальну дискретність) біотичних показників за всіма показниками зареєстровано в затоках дельти, які знаходяться під періодичним впливом солоних вод моря.

За результатами подібності видового складу континуальність проявляється для (штучних та природних) водотоків (рівень подібності клас-терів 50,0 %), а дискретність — для водойм переднього краю дельти.

Таким чином, незважаючи на значне біотопічне різноманіття та наявність в Кілійській дельті Дунаю водних об'єктів різного типу, для переважної більшості абіотичних характеристик та біотичних показників донних безхребетних встановлено континуальність їхнього розподілу, яка локально порушується в акваторіях з динамічним режимом солоності вод.

Список використаної літератури

1. Биопродуктивность и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения. Киев : Наук. думка, 1990. 276 с.
2. Гидрология дельты Дуная. Москва : ГЕОС, 2004. 448 с.
3. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов. Киев : Наук. думка, 1993. 328 с.

4. Гродзинський Д.М. Основи ландшафтної екології: Підручник. Київ : Либідь, 1993. 224 с.
5. Константинов А.С. Общая гидробиология. Москва : Высш. шк., 1986. 472 с.
6. Ляшенко А.В. Бентосні безхребетні пониззя Дунаю : дис. ... докт. біол. наук: 03.00.17 / Нац. б-ка України ім. В.І. Вернадського. Київ, 2021.
7. Ляшенко А.В., Афанасьєв С.О., Санду К. та ін. Hydrobiocenoses of the transboundary sections of the Ukrainian and Romanian parts of the Danube delta: Гідробіоценози транскордонних ділянок української та румунської дельти Дунаю. Київ : Кафедра, 2018. 312 с.
8. Одум Ю. Основы экологии. Москва : Мир, 1975. 745 с.
9. Плахтій Д.П., Чинчик О.С., Кобринська С.В. Екологія. Основні терміни, поняття та означення. Кам'янець-Подільський: Медобори-2006, 2011. 320 с.
10. Філософський енциклопедичний словник: енциклопедія / ред. В.І. Шинкарук. Київ : Абрис, 2002. 742 с.
11. Barbosa F.A.R., Padisák J., Espíndola E.G. L. et al. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the River Tietk — Basin, Sro Paulo State, Brazil. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* / Ed. by J.G Tundisi, M. Straškraba. Rio de Janeiro, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1999. P. 425—437.
12. Bonferroni C.E. Teoria statistica delle classi e calcolo delle probabilita. Seeber : 1936. 62 p.
13. Bray J.R., Curtis J.T. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*. 1957. Vol. 27, N 4. P. 325—349. doi:10.2307/1942268
14. Dunn O.J. Multiple comparisons among means. *JASA*. 1961. N 56. P. 54—64.
15. Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. 2001. Vol. 4, N 1. 9 p.
16. Huxley J. Clines: an Auxiliary Taxonomic Principle. *Nature*. 1938. N 142. P. 219—220.
17. Kafanov A.I. Continuity and discreteness of the Geomerid: bionomic and biotic aspects. *Zh. Obshch. Biol.* 2004. Vol. 56, N 6. P. 486—512.
18. Kruskal W.H., Wallis W.A. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *J. Amer. Statistical Association*. 1952, Vol. 47, N 260. P. 583—621.
19. Liashenko A., Zorina-Sakharova K. The influence of the invertebrate drift on the communities of the Danube Delta marine edge. *Acta zool. bulg.* 2014. Suppl. 7. P. 27—31.
20. Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye. Hydrological-hydrochemical characteristics of the Sasyk Liman and the Sasyk Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 2. P. 97—107.
21. Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye. Hydroecological characteristics of the Sasyk Liman and the Sasyk Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 3. P. 26—43.
22. Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye. Display of the contact zone edge effects in the Danube Delta. Intern. sci. conf., dedicated to 95th Anniversary of Academician of the NAS of Ukraine Yuvnaly Zaitsev «Achievements in studies of marginal effect in water ecosystems and their practical significance» (June 13—14, 2019, Odessa, Ukraine). Book of abstracts. Odessa, 2019. P. 36.
23. Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye. The communities of benthic invertebrates of the Kiliia Danube Delta. *Hydrobiol. J.* 2023. Vol. 59, N 6, P. 3—19.
24. Liashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Y., Pohorielova M.S. et al. Impact of hydro-technical construction on aquatic ecosystems of the Kiliia branch of the Danube delta. *Bio-systems Diversity*. 2022. Vol. 30, N 4. P. 359—371.
25. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova Ye.Ye. Biological indication of the water quality of the Kiliya Danube Delta by aquatic invertebrates' fauna. *Hydrobiol. J.* 2012. Vol. 48, N 6. P. 51—72.
26. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova Ye.Ye. Macroinvertebrates of the marine edge and fore-delta of the Kiliya branch of the Danube River delta. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 2. P. 3—20.

27. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye. Edge effect display in the communities of benthic invertebrates of the Danube River delta. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 56, N 6. P. 19—37.
28. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye., Guleykova L.V., Pogoryelova M.S. Peculiarities of the structural and functional characteristics of contact hydrobiocenoses. *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 1. P. 3—23.
29. Mann H.B., Whitney D.R. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Annals of Mathematical Statistics.* 1947. N 18. P. 50—60.
30. McAlece N., Gage J.D.G., Lambhead P.J.D., Paterson G.L.J. BioDiversity Professional statistics analysis software. Jointly developed by the Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum London. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science, Oban. 1997.
31. Protasov A.A., Uzunov Y.I., Syliaeva A.A et al. Ecological continuum: fundamental concepts and use in applied hydrobiology. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 5, P. 3—15
32. Romanenko V.D., Lyashenko A.V., Afanasyev S.A. et al. Comprehensive characteristics of bottom sediments of water bodies of various types in the Kiliya Delta of the Danube River. *Hydrobiol. J.* 2011. Vol. 47, N 5. P. 3—20.
33. Shcherbak V.I. Primary production of algae in the Dnieper and Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. J.* 1999. Vol. 35, N 1. P. 1—13.
34. Shcherbak V.I., Koziychuk E.Sh. Phytomicrobenthos dynamics in water bodies of various types in the Kiliya delta of the Danube River depending on some ecological factors. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 3. P. 3—14.
35. Shcherbak V.I., Liashenko A.V., Semeniuk N.Ye. et al. Continuity and discreteness of the communities of hydrobionts in the lotic-lentic ecosystem of the Danube River delta: phytoplankton. *Hydrobiol. J.* 2023. Vol. 59, N 3. P. 3—27.
36. Shcherbak V.I., Pyl L.L., Klenus V.G. Primary production of phytoplankton in the Chilia branch of the Danube. *Hydrobiol. J.* 1987. Vol. 23, N 4. P. 8—11.
37. Shcherbak V.I., Semeniuk N.Ye., Lutsenko D.A. Diveristy and ecological characteristics of algae in the water column in the subbasin of the large Danube lakes during the autumn-winter period (Ukraine). *Intern. J. on Algae.* 2023. Vol. 25, N 1. P. 71—94.
38. Sokal R.R., Michener C.D. A statistical method for evaluating systematic relationships. *University of Kansas Science Bulletin.* 1958. N 38. P. 1409—1438.
39. Townsend C. The patch dynamics concept of stream community ecology. *J. North Amer. Benthol. Society.* 1989. Vol. 8, N 1. P. 36—50.
40. Vannote R.L., Minchall G.W., Cummins K.W. et al. The river continuum concept. *Can. J. Fisher. and Aquat. Sci.* 1980. Vol. 37, N 1, P. 130—137.
41. Ward J.V., Stanford J.A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of lotic ecosystems* / Ed. by T.D. Fontaine, S.M. Bartell. Ann Arbor : Ann Arbor Science, 1983. P. 29—42.
42. Zorina-Sakharova K.Ye., Lyashenko A.V. Macroinvertebrates-Invasers in the Kiliya Delta of the Danube River. *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 3. P. 46—61.

Надійшла 22.08.2023

A.V. Liashenko, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher, Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ArtemLyashenko@bigmir.net
ORCID 0000-0003-0028-4974

V.I. Shcherbak, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ek424nat@ukr.net
ORCID 0000-0002-1237-6465

N. Ye. Semenyuk, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: natasemenyuk@gmail.com
ORCID 0000-0003-4447-3507

K.Ye. Zorina-Sakharova, PhD (Biol.), Senior Researcher
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: katerynazorinasakharova@gmail.com
ORCID 0000-0001-6159-2642

CONTINUITY AND DISCRETENESS OF AQUATIC COMMUNITIES IN
LOTIC-LENTIC ECOSYSTEM OF THE DANUBE DELTA: BOTTOM
INVERTEBRATES

It is proposed to determine the discreteness-continuity of the structural and functional characteristics of river systems using statistical tests of multiple comparisons. Based on the results of long-term studies of hydrological and hydrochemical indicators, species composition, and quantitative characteristics of benthic invertebrates, the manifestations of discreteness and continuity of their spatial distribution in the lotic-lentic system of the Kilia Danube Delta were considered. The continuity of both abiotic and biotic indicators was established, its violation was noted at the front edge of the delta, in places of unstable hydrological and hydrochemical regimes. The salinity of water and the origin (artificial or natural) of water bodies have been determined as key factors in the formation of the structure of benthic invertebrates.

Keywords: *multiple comparisons tests, natural and artificial water objects, similarity, water salinity*

УДК 582.232 (282) (477)

Т.Ф. ШЕВЧЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: tf_shevchenko@ukr.net
ORCID 0000-0002-6436-4968

П.Д. КЛОЧЕНКО, д. б. н., проф., завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: pklochenko@ukr.net
ORCID 0000-0003-4886-6746

Т.М. СЕРЕДА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: seredatm@ukr.net
ORCID 0000-0003-2679-4008

РІЧНА ДИНАМІКА ТА ЕКОЛОГІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ФІТОПЛАНКТОНУ Р. ІРПІНЬ (УКРАЇНА) ДО ПОЧАТКУ ВОЄННИХ ДІЙ¹

Досліджено річну динаміку та екологічну структуру фітопланктону р. Ірпінь (права притока Київського водосховища) в районі м. Ірпінь (50°31' N, 30°15' E). Всього ідентифіковано 121 вид водоростей із дев'яти відділів. Найбільшу кількість видів включали Chlorophyta (57) та Bacillariophyta (27). Протягом року видовий склад фітопланктону, а також його домінуючий комплекс, значно змінювались, що підтверджується досить низькими значеннями коефіцієнта флористичної подібності (в середньому відповідно 53 та 41 %). Кількісні показники його розвитку також значно варіювали. Найменшу кількість видів (25), чисельність і біомасу планктонних водоростей (в середньому 662 тис. кл/дм³ і 0,165 мг/дм³) виявлено взимку, а найбільшу кількість видів спостерігали влітку (83). При цьому найвищі кількісні показники (19480 тис. кл/дм³ і 5,143 мг/дм³) зареєстровано восени (у вересні). Встановлена достовірна пряма залежність між кількісними показниками фітопланктону і температурою води. В той же час річна динаміка розвитку планктонних водоростей залежала не тільки від температури води, а й від рівня трофності досліджуваного водотоку. Проведений біоіндикаційний аналіз засвідчив, що за такими показниками як частка видів — індикаторів трофічного стану, типу живлення та органічного забруднення, а також за біомасою фітопланктону води досліджуваної ділянки р. Ірпінь можуть бути охарактеризовані як евтрофні, що підтверджується і даними прямих

¹Роботу виконано за підтримки Національного фонду досліджень України (проект від 01.08.2023 № 187/0077).

Ц и т у в а н н я: Шевченко Т.Ф., Клоченко П.Д., Серeda Т.М. Річна динаміка та екологічні характеристики фітопланктону р. Ірпінь (Україна) до початку воєнних дій. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60. № 1. С. 27—46.

гідрохімічних вимірювань. Хід річної динаміки фітопланктону характеризувався формуванням піку його чисельності та біомаси на початку осені, зумовленого інтенсивним розвитком синьоzielених водоростей з домінуванням *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, який належить до збудників «цвітіння» води, що є типовим для евтрофних водойм. Отримана інформація щодо розвитку водоростей в р. Ірпінь у період, який передував початку воєнних дій, може бути використана для оцінки їхніх наслідків.

Ключові слова: фітопланктон, річна динаміка, екологічна структура, хімічний склад води, р. Ірпінь.

У сучасних умовах, коли антропогенний вплив на водні об'єкти досяг глобальних масштабів, особливої ваги набули дослідження, спрямовані на оцінку екологічного стану водойм і ступеню порушення їхніх екосистем за дії різних чинників (зміни морфометричних і гідрологічних параметрів, забруднення неорганічними та органічними речовинами тощо). На сьогодні належної уваги потребують загрози і ризики прісноводним екосистемам внаслідок проведення воєнних дій, які супроводжуються руйнуванням гідротехнічних споруд і затопленням значних територій, зокрема, і населених пунктів [14]. Прикладом може бути широко відомий факт затоплення долини р. Ірпінь, яка бере початок в Житомирській області і закінчується біля с. Козаровичі (Київська область), де води річки піднімаються насосною станцією до рівня Київського водосховища. В результаті підриву водоскиду на Козаровицькій дамбі була затоплена територія площею понад 2500 га [11]. Важливим аспектом екологічної драми в долині Ірпеня стало забруднення річкової води внаслідок надходження в неї агрохімікатів із меліоративних земель, а також відходів життєдіяльності і господарювання сільського населення та залишків палива, технічних мастил і боєприпасів [11, 13].

Екологічні наслідки затоплення долини річки Ірпінь можна буде оцінити, порівнявши актуальні дані спостережень з отриманими напередодні широкомасштабної агресії Росії. Тобто моніторинг водних об'єктів є найважливішим елементом менеджменту навіть у період війни.

Для характеристики стану водних об'єктів та виявлення змін, які відбуваються в їхніх екосистемах за дії різних чинників, досить важливим є вибір адекватних і надійних показників. Серед них варто відзначити видовий склад та кількісні показники розвитку гідробіонтів і, в першу чергу, планктонних водоростей — основи трофічної ланки різнотипних водних об'єктів. Фітопланктон досить чутливий до змін абіотичних і біотичних чинників середовища й чітко реагує на різнобічний антропогенний вплив [18, 20, 29]. Це обумовлює ефективність його використання для оцінки екологічного стану водних об'єктів [19, 22, 23].

Перші відомості щодо фітопланктону річки Ірпінь містяться в роботі Д.О. Радзимовського [8], а також у монографії В.В. Поліщука із співавторами [7]. В подальшому планктонні водорості р. Ірпінь досліджували в період з 1989 по 1999 рр. Основну увагу дослідники приділили вивченню видового складу фітопланктону, кількісним показникам його розвитку та комплексу домінуючих видів [3, 4, 5]. Низку кореляційних залежностей

встановлено в результаті дослідження динаміки біогенних елементів та органічних речовин у р. Ірпінь у зв'язку з розвитком фітопланктону [2, 36, 37].

Мета роботи полягала у вивченні річної динаміки розвитку планктонних водоростей в р. Ірпінь та їх екологічних характеристик у період, що передував початку воєнних дій, для отримання даних щодо оцінки їхніх наслідків.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили на річці Ірпінь (права притока Київського водосховища) в районі м. Ірпінь (50°31' N, 30°15' E). Згідно типології масивів поверхневих вод та гідрографічного районування України [15] ця ділянка річки відноситься до великих річок на низовині, що протікають в силікатних породах в межах екорегіону Східні рівнини.

Проби фітопланктону та води для хімічного аналізу відбирали кожний місяць протягом 2018 р. (у двох повторностях) за допомогою батометра Руттнера із поверхневого шару води (15—20 см). Альгологічні проби об'ємом 0,5 дм³ фіксували 40 % розчином формальдегіду (із кінцевою концентрацією 4 %) і концентрували методом седиментації. Чисельність водоростей визначали методом прямого підрахунку в камері Нажотта об'ємом 0,02 см³, а біомасу — стереометричним методом [12]. Чисельність водоростей наведено в тис. кл/дм³, а біомасу — в мг/дм³. До складу домінантів відносили види, внесок яких до загальної чисельності та біомаси фітопланктону у пробі, становив ≥ 10 %. Видовий склад водоростей, знайдених у різні пори року, порівнювали з використанням коефіцієнта флористичної подібності (КФП) Серенсена [6]. Екологічні характеристики водоростей-індикаторів наведено згідно [1, 35]. Екологічні групи визначали з урахуванням публікацій [17, 25, 27, 28].

Латинські назви і обсяг таксонів водоростей наведені у відповідності до класифікаційних систем [31—34].

Концентрацію неорганічних сполук азоту і фосфору визначали колориметричним методом, а розчинених органічних речовин — за біхроматною окиснюваністю (БО) [10]. Трофічний статус водотоку на досліджуваній ділянці оцінювали згідно методики [9].

Статистичне опрацювання отриманих даних проведено за допомогою програми MS Excel 2010.

Результати досліджень

Характеристика досліджуваної ділянки р. Ірпінь за гідрохімічними показниками. Серед багатьох абіотичних компонентів, що обумовлюють екологічний стан природних водних об'єктів (річки, озера, ставки тощо), основним є вміст органічних та біогенних речовин, які надходять у водойми і водотоки з поверхневим стоком, атмосферними опадами, промисловими, господарсько-побутовими та сільськогосподарськими стічними водами, а також накопичуються в них в результаті внутрішньоводоймних процесів.

Найбільш повно віддзеркалює гідрохімічний режим будь-яких водних об'єктів рівень азоту і фосфору. Надмірне надходження у водну товщу цих елементів є свідченням біогенного забруднення або так званої антропогенної евтрофікації.

Проведені гідрохімічні аналізи засвідчили, що концентрація амонійного азоту у воді р. Ірпінь на досліджуваній ділянці протягом усього періоду спостережень знаходилася в межах 0,10—0,90 мг N/дм³ (табл. 1). При цьому його найвища середня концентрація зареєстрована взимку, а найменша — влітку.

Найбільша концентрація нітратного азоту у воді також спостерігалася взимку і в середньому становила 1,20 мг N/дм³, тоді як влітку вона була у два рази меншою (0,61 мг N/дм³) (див. табл. 1). Такі зміни концентрації нітрат-іонів, як і іонів амонію, обумовлені, перш за все, внутрішньоводними процесами, коли ці елементи накопичуються у воді в холодний період внаслідок мінералізації органічних речовин. В теплу пору року за максимальної активізації біологічних процесів відбувається зниження їхньої кількості внаслідок активного споживання водоростями [16, 24].

Концентрація нітритів, які є проміжним продуктом у циклі азотовмісних сполук, в середньому коливалася від 0,015 до 0,026 мг N/дм³ (див. табл. 1).

Середня концентрація неорганічного фосфору у воді р. Ірпінь на досліджуваній ділянці взимку, навесні та восени знаходилася в межах 0,043—0,050 мг/дм³, тоді як влітку вона становила 0,108 мг/дм³ з максимальним значенням (0,195 мг/дм³) у серпні (див. табл. 1). Таке явище можна

Таблиця 1

Хімічні та фізичні показники води р. Ірпінь

Показники	Сезони			
	зима	весна	літо	осінь
NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	0,77–0,90 0,82	0,10–0,42 0,31	0,18–0,23 0,21	0,10–0,45 0,31
NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	0,012–0,024 0,018	0,012–0,018 0,015	0,009–0,042 0,025	0,014–0,040 0,026
NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	0,90–1,40 1,20	0,65–1,50 0,77	0,40–0,72 0,61	0,32–1,50 0,74
P _{неорг.} , мг/дм ³	0,037–0,060 0,045	0,010–0,100 0,043	0,040–0,195 0,108	0,038–0,072 0,050
БО, мг О/дм ³	19,0–36,0 26,0	18,0–52,0 35,4	25,0–41,0 33,3	30,0–40,0 34,7
Температура, °C	0,1–0,5 0,3	4,3–15,9 10,2	21,7–23,5 22,5	0,1–17,5 9,0

Примітка. Над рискою — граничні величини; під рискою — середні значення.

пояснити двома причинами — надходженням сполук цього елементу з водозбірної площі річкового басейну або їх потраплянням у воду з антропогенних джерел.

Сезонна динаміка загального вмісту органічних речовин, яка оцінюється величиною біхроматної окиснюваності (БО), характеризувалась наступними рисами: кількість зазначених хімічних сполук у воді була помітно більшою протягом вегетаційного періоду, ймовірно, за рахунок її збагачення органічними речовинами автохтонного походження (див. табл. 1).

Характеристика фітопланктону досліджуваної ділянки р. Ірпінь. Проведені дослідження показали, що фітопланктон р. Ірпінь характеризується значним *видовим багатством*. Загалом було знайдено 121 вид водоростей з дев'яти відділів. Найбільшу кількість видів включали Chlorophyta — 57 та Bacillariophyta — 27. Їхня частка становила відповідно 47,1 та 22,3 % загальної кількості видів. Euglenophyta (16 видів) та Cyanoprokaryota (11 видів) значно поступалися першим двом відділам. Їхня частка була нижчою — відповідно 13,2 та 9,1 %. Відділи Dinophyta, Cryptophyta, Chrysophyta, Xanthophyta та Charophyta представлені 1—3 видами. Їхня частка коливалася в межах від 0,8 до 2,5 % загальної кількості видів (табл. 2).

Серед зелених водоростей переважали представники класу Chlorophyceae, порядку Sphaeropleales, родини Scenedesmaceae та родів *Acutodesmus* (E. Hegew.) P. Tsarenko, *Desmodesmus* (Chodat) An et al. і *Scenedesmus* Meyen.

Основу видового багатства діатомових водоростей становили представники класу Bacillariophyceae, порядків Fragilariales, Cymbellales, Navi-

Таблиця 2

Таксономічна структура фітопланктону р. Ірпінь

Відділи	Класи	Порядки	Родини	Роди	Види	Частка (%) загальної кількості видів
Cyanoprokaryota	2	3	6	8	11	9,1
Euglenophyta	1	1	1	4	16	13,2
Chrysophyta	1	2	2	2	3	2,5
Xanthophyta	1	2	2	2	2	1,7
Bacillariophyta	3	9	11	18	27	22,3
Dinophyta	1	1	1	1	1	0,8
Cryptophyta	1	1	1	1	3	2,5
Chlorophyta	2	5	11	37	57	47,1
Charophyta	1	1	1	1	1	0,8
Всього	13	25	36	74	121	100

culales та Bacillariales, родин Fragilariaceae, Cymbellaceae, Naviculaceae та Bacillariaceae, а також родів *Navicula* Bory та *Nitzschia* Hassal.

Евгленофітові водорості представлені класом Euglenophyceae, порядком Euglenales та родиною Euglenaceae, серед яких переважали роди *Euglena* Ehrenb. і *Trachelomonas* Ehrenb.

Представники синьозелених водоростей належать до двох класів Суанопхуцеє та Нормогоніопхуцеє. Найбільшу кількість видів включав порядок Chroococcales, родини Merismopediaceae і Microcystaceae та рід *Microcystis* Kütz. ex Lemmerm.

Динофітові, криптофітові, золотисті, жовтозелені та харофітові водорості включали незначну кількість видів. Серед них варто зазначити представників родів *Peridiniopsis* Lemmerm. (Dinophyta), *Cryptomonas* Ehrenb. (Cryptophyta), *Kephyrion* Pascher (Chrysophyta), *Goniocloris* Geitler (Xanthophyta) та *Cosmarium* Corda ex Ralfs (Charophyta).

До числа провідних родин, що містять 57,9 % загальної кількості видів планктонних водоростей р. Ірпінь, входили Scenedesmaceae (22 види), Euglenaceae (16), Oocystaceae (8), Fragilariaceae (8), Hydrodictiaceae (7), Selenastraceae (7) та Chlorellaceae (5).

До провідних родів, що визначають основу видового багатства фітопланктону р. Ірпінь (38,9 %), входили *Desmodesmus* (6 видів), *Euglena* (6), *Trachelomonas* (6), *Acutodesmus* (4), *Nitzschia* (4), *Navicula* (3), *Tetraedron* Kütz. (3), *Tetrastrum* Chodat (3), *Monoraphidium* Komárk.-Legn. (3) та *Microcystis* (3).

В залежності від сезону року *видовий склад* планктонних водоростей значно змінювався, що підтверджується досить низькими значеннями коефіцієнта флористичної подібності (в середньому 53 %). Найбільш суттєво відрізнявся видовий склад фітопланктону у зимовий період при порівнянні з іншими сезонами (КФП = 38—48 %). Навесні він був більш подібним до видового складу літнього та осіннього фітопланктону (КФП = 61 та 58 %, відповідно) і найбільш подібним — влітку при порівнянні з осіннім періодом (КФП = 71 %).

Розподіл *кількості видів* планктонних водоростей протягом року був дуже нерівномірним (рис. 1). Взимку кількість видів фітопланктону змінювалась від 12 до 14 і в середньому становила 13. Навесні кількість видів значно зросла (30—39) і в середньому становила 34. Влітку кількість видів знаходилась в межах 37—48 (в середньому — 42), а восени коливалась від 17 до 46 (в середньому — 36) і була найменшою у листопаді. У холодний період року (з листопада до квітня) за кількістю видів переважали представники діатомових водоростей, частка яких становила 42,8—55,5 %, а у теплий (з травня до жовтня) — зелені водорості (50,0—66,5 %) (рис. 2).

Розподіл *чисельності* фітопланктону протягом року також був дуже нерівномірним (див. рис. 1). Найнижчі показники спостерігали взимку — 485—775 тис. кл/дм³. Навесні чисельність фітопланктону була значно вищою і поступово зростала із березня (1265 тис. кл/дм³) до травня (2552 тис. кл/дм³). Значний підйом чисельності планктонних водоростей спостерігали влітку. У червні її значення становили 6280 тис. кл/дм³, у

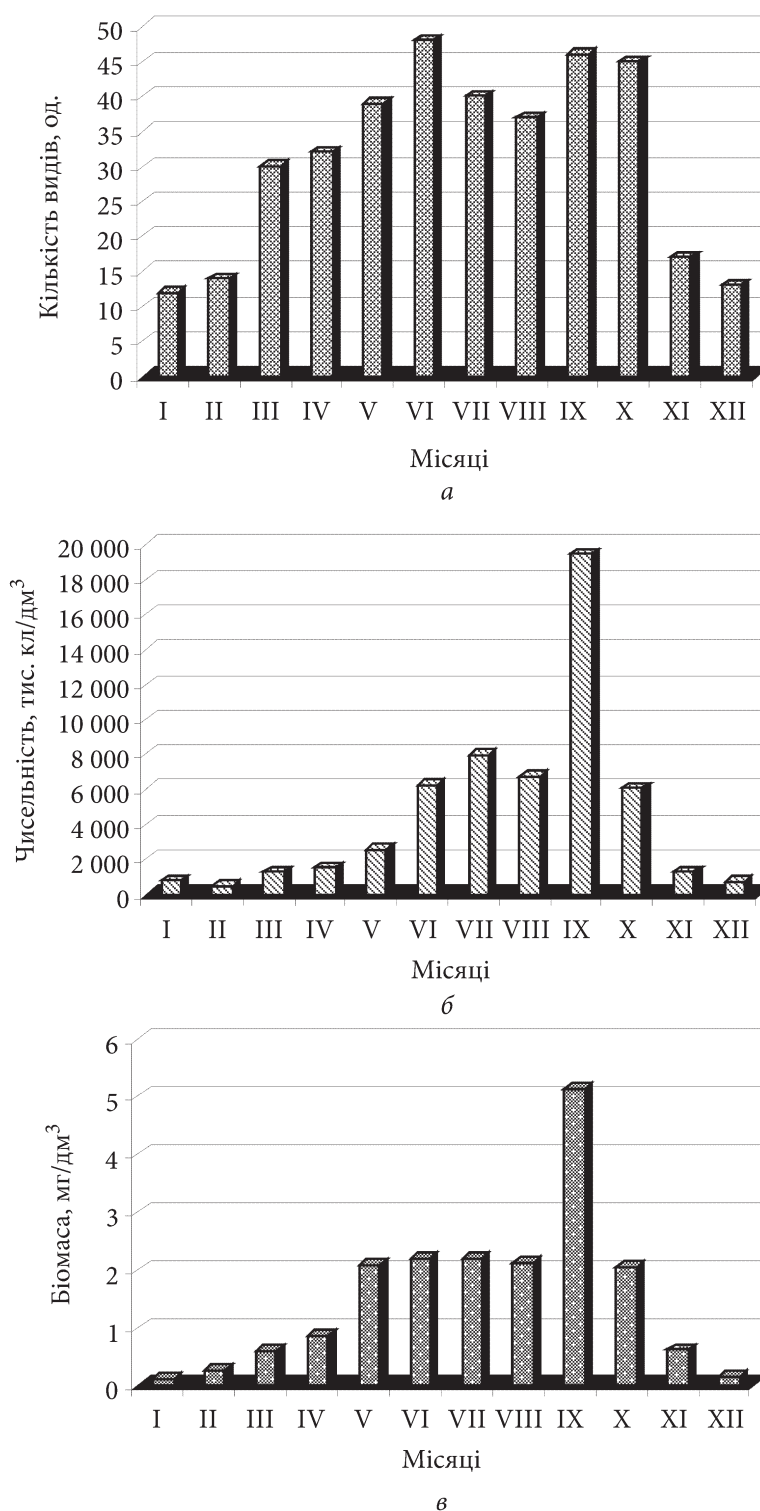


Рис. 1. Видове багатство (а), чисельність (б) та біомаса (в) фітопланктону р. Ірпінь

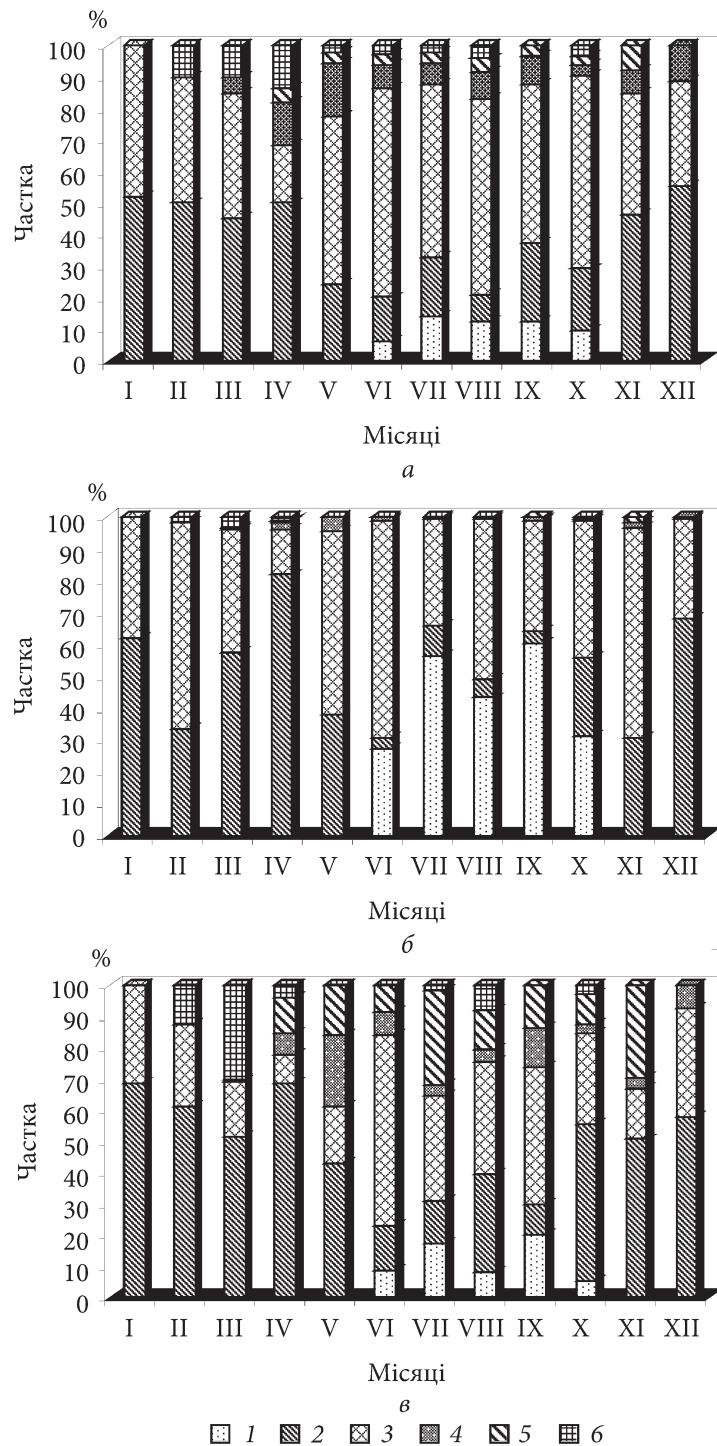


Рис. 2. Структура видового багатства (а), чисельності (б) та біомаси (в) фітопланктону р. Ірпінь: 1 — Cyanoprokaryota, 2 — Bacillariophyta, 3 — Chlorophyta, 4 — Euglenophyta, 5 — Dinophyta, 6 — інші

липні — 7992 тис. кл/дм³, а у серпні — 6750 тис. кл/дм³. Максимальну чисельність фітопланктону спостерігали восени (у вересні), коли її значення досягали 19480 тис. кл/дм³. Осінній пік чисельності фітопланктону був зумовлений інтенсивним розвитком синьозелених водоростей з домінуванням *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, що належить до збудників «цвітіння» води. У жовтні чисельність становила 6090 тис. кл/дм³, а у листопаді значно зменшилася до 1285 тис. кл/дм³. У зимовий період та на початку весни переважали діатомові водорості (57,7—81,9 %), а починаючи із травня — зелені (43,1—68,6 %) (див. рис. 2). Лише у липні та вересні провідна роль належала синьозеленим водоростям (56,2 та 60,5 %).

Динаміка біомаси фітопланктону протягом року була подібною до динаміки його чисельності. Найнижчі її показники зареєстровані у зимовий період — 0,100—0,250 мг/дм³ (див. рис. 1). Навесні біомаса фітопланктону була значно вищою і поступово зростала із березня (0,597 мг/дм³) до травня (2,094 мг/дм³). Влітку її значення становили 2,193—2,300 мг/дм³. Максимальна біомаса фітопланктону, зумовлена інтенсивним розвитком зелених (44,1 %) та синьозелених (20,0 %) водоростей зареєстрована восени (у вересні) — 5,143 мг/дм³. При цьому домінували *Aphanizomenon flos-aquae*, *Peridiniopsis quadridens* (F. Stein) Bourr., *Euglena caudata* Hübner та *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew. У жовтні біомаса фітопланктону становила 2,040 мг/дм³ і у листопаді значно зменшилася до 0,617 мг/дм³. У холодний період року (з жовтня до травня) за біомасою переважали діатомові водорості, частка яких становила 43,0—68,6 %, і лише влітку та у вересні — зелені водорості (34,0—61,0 %) (див. рис. 2).

Домінуючий комплекс фітопланктону, до складу якого входило 19 видів водоростей із шести відділів (Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Bacillariophyta, Dinophyta, Cryptophyta і Chlorophyta), суттєво змінювався протягом року (табл. 3). Найбільше відрізнявся видовий склад домінантів взимку при його порівнянні із весняним, літнім та осіннім періодом, а також навесні та влітку (КФП = 22—40 %). Навесні і восени, а також влітку та восени він був досить подібним (КФП = 59 % та 60 %, відповідно). В середньому значення КФП становило 41 %.

У холодний період року за чисельністю домінували переважно діатомові водорості. Частота домінування *Stephanodiscus hantzschii* Grunow становила 67 %, а *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen — 25 %. Влітку та у вересні і жовтні до складу домінантів за чисельністю входили синьозелені водорості — *Aphanizomenon flos-aquae* (частота домінування становила 42 %), *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. (17 %) та *Microcystis pulvereae* (Wood) Forti emend Elenkin (8 %). Зелені водорості домінували за чисельністю в усі сезони, але спорадично лише в окремі місяці (частота їх домінування не перевищувала 17 %) (табл. 3).

За біомасою протягом майже всього року домінували діатомові водорості. Частота домінування *Stephanodiscus hantzschii* становила 83 %, *Aulacoseira granulata* — 33 %, а *Cymatopleura solea* (Bréb.) W. Sm. — 25 %. Починаючи з квітня і до листопада до складу домінуючого комплексу входив

Домінуючі види фітопланктону р. Ірпінь

Таблиця 3

Таксони	Місяці											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Cyanoprokaryota												
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	—	—	—	—	—	d	d	d	d	d	—	—
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	—	—	—	—	—	+	d	d	+	+	—	—
<i>Microcystis pulverea</i> (Wood) Forti emend Elenkin	—	—	—	—	—	—	+	d	—	—	—	—
Euglenophyta												
<i>Euglena caudata</i> Hübner	—	—	—	—	d	+	—	—	d	—	—	—
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenb.	—	—	—	+	d	+	+	+	+	+	+	—
Bacillariophyta												
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenb.) Simonsen	d	d	—	—	—	d	+	—	+	+	—	d
<i>Cymatopleura solea</i> (Bréb.) W. Sm.	—	d	—	d	+	—	—	—	—	—	d	—
<i>Stephanodiscus hantschii</i> Grunow	d	d	d	d	d	+	d	d	+	d	d	d
Dinophyta												
<i>Peridiniopsis quadridens</i> (F. Stein) Bourr.	—	—	+	d	d	d	d	d	d	d	d	—
Cryptophyta												
<i>Cryptomonas caudata</i> J. Schiller	—	—	d	+	—	—	—	—	—	—	—	—

Таксони	Продовження табл. 3											
	Місяці											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenb.	—	d	—	—	—	—	+	+	+	—	—	—
Chlorophyta												
<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerh.) P. Tsarenko	—	—	—	—	+	d	+	+	+	+	—	—
<i>Coelastrum sphaericum</i> Nägeli	—	—	+	—	+	d	+	+	+	+	—	—
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchn.) W. et G.S. West	—	—	+	—	—	+	+	d	+	+	d	—
<i>Crucigeniella irregularis</i> (Wille) P. Tsarenko et D.M. John	—	—	—	—	d	d	+	+	+	+	—	—
<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchn.) E. Hegew.	+	—	—	—	+	d	+	—	+	+	d	—
<i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegew.) E. Hegew.	—	+	+	+	d	+	d	d	+	+	+	+
<i>Pseudopediastrium boryanum</i> (Turp.) Menegh.	—	—	d	—	—	+	+	+	—	—	—	d
<i>Pediastrium duplex</i> Meyen	d	d	—	—	—	+	+	—	+	—	—	—

Пр і м і т к а. «d» — домінуючий вид; «+» — вид не входить до складу домінуючого комплексу; «—» — вид не знайдено.

ли динофітові водорості — *Peridiniopsis quadridens* (67 %). Кристофітові водорості домінували у лютому (*Cryptomonas ovata* Ehrenb.) і березні (*Cryptomonas caudata* J. Schiller). Частота їх домінування була низькою — 8 %. Влітку та у вересні до складу домінантів за біомасою входили синьо-зелені водорості — *Aphanizomenon flos-aquae* (33 %). Евгленофітові водорості входили до складу домінуючого комплексу у травні (*Euglena caudata* і *Trachelomonas volvocina* Ehrenb.) та у вересні (*Euglena caudata*). Частота їх домінування не перевищувала 17 %. Зелені водорості домінували за біомасою в усі сезони, але лише в окремі місяці (частота їх домінування не перевищувала 25 %) (див. табл. 3).

Проведений біоіндикаційний аналіз показав, що серед знайдених організмів 118 видів (98 % загальної кількості) є індикаторами умов навколишнього середовища, а саме: місцезростання — 118 видів, проточності та насичення води киснем — 76, температурного режиму — 29, активної реакції середовища — 51, солоності води — 83, типу живлення та відношення до концентрації азотовмісних органічних сполук — 18, трофічного статусу водойм — 20, органічного забруднення — 99 видів (за Р. Пантле та Г. Бук) та 22 видів (за Т. Ватанабе).

На досліджуваній ділянці р. Ірпінь за приуроченістю до місцезростання переважали планктонно-бентосні (*Acutodesmus acuminatus* (Lagerh.) P. Tsarenko, *Crucigeniella irregularis* (Wille) P. Tsarenko et D.M. John, *Desmodesmus abundans* (Kirchn.) E. Hegew. та ін.) та планктонні (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis pulverea*, *Peridiniopsis quadridens* та ін.) організми. Їхня частка у загальній кількості видів — індикаторів місцезростання становила відповідно 49,3 та 34,7 %. Частка бентосних організмів (*Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz., *Gomphonema olivaceum* (Horn) Dawes ex R. Ross et P.A. Sims, *Nitzschia vermicularis* (Kütz.) Hantzsch та ін.) була значно нижчою — 16,0 %.

Представники повільно текучих вод із помірним насиченням киснем (*Monoraphidium irregulare* (G. Sm.) Komárk.-Legn., *Acutodesmus pectinatus* (Meyen) P. Tsarenko, *Desmodesmus intermedius* (Chodat) E. Hegew. та ін.) суттєво переважали серед видів — індикаторів проточності (84,9 %). Частка індикаторів стоячих вод становила 15,1 %, а представники швидко текучих вод взагалі не були виявлені.

Серед водоростей — індикаторів температурного режиму переважали представники помірно теплих вод — *Navicula cryptocephala* Kütz., *Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm., *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenb. та ін. (41,2 %) і евритермні організми — *Phacus caudatus* Hübner, *Trachelomonas intermedia* P.A. Dang., *Trachelomonas volvocina* та ін. (41,2 %). Частка холодолюбних видів становила 15,8 %.

Серед видів — індикаторів активної реакції середовища найбільшою кількістю (50,0 %) представлені індиференти (*Coelastrum microporum* Nägeli, *Crucigenia tetrapedia* (Kirchn.) W. et G.S. West, *Acutodesmus obliquus* (Turp.) P. Tsarenko та ін.). Суттєвим був і внесок алкаліфілів (38,9 %), серед яких найчастіше зустрічались *Asterionella formosa* Hass., *Aulacoseira*

granulata, *Nitzschia acicularis* та ін. Частка алкалібійонтів становила 8,3 %, а ацидофілів — 2,8 % (рис. 3).

Переважаючою групою серед індикаторів солоності води були індиференти (*Microcystis pulverea*, *Snowella lacustris* (Chodat) Komárek et Hindák, *Actinastrium hantzschii* Lagerh. та ін.), частка яких становила 88,1 %. Внесок галофілів, мезогалобів та олігогалобів був значно нижчим — відповідно 6,8 %, 3,4 % та 1,7 %.

Серед індикаторів трофічного рівня вод знайдені представники мезотрофних, мезо-евтрофних, евтрофних та гіпертрофних вод, а також види, що зустрічаються в широких межах трофності. Найбільшою виявилася частка індикаторів евтрофних (*Aulacoseira granulata*, *Nitzschia acicularis* та ін.) — 50,0 % і значно меншою — мезо-евтрофних (14,3 %), гіпертрофних (14,3 %) і мезотрофних (7,2 %) вод, а також видів, що зустрічаються в широких межах трофності (7,2 %) (рис. 4).

Система індикації типу живлення, розроблена Г. Ван Дамом із співавторами [35], базується на індикаторних властивостях діатомових водоростей, зокрема їхнього живлення та відношення до кількості у воді азотовмісних органічних сполук. Результати проведеного аналізу свідчать про те, що у товщі води досліджуваної ділянки р. Ірпінь найбільшою кількістю видів були представлені автотрофи, що витримують підвищену концентрацію азотовмісних органічних сполук у воді (76,9 %). Серед них найбільш часто зустрічались *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira italica* (Ehrenb.) Simonsen, *Asterionella formosa* та ін. Частка автотрофів, що витримують лише низьку концентрацію азотовмісних органічних сполук у воді (7,7 %), факультативних гетеротрофів,

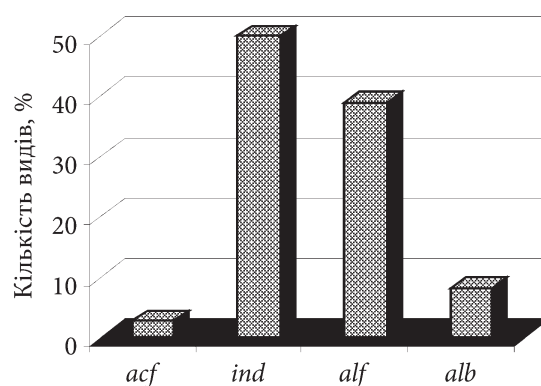


Рис. 3. Розподіл водоростей — індикаторів рН води: acf — ацидофіли; ind — індиференти; alf — алкаліфіли; alb — алкалібійонти

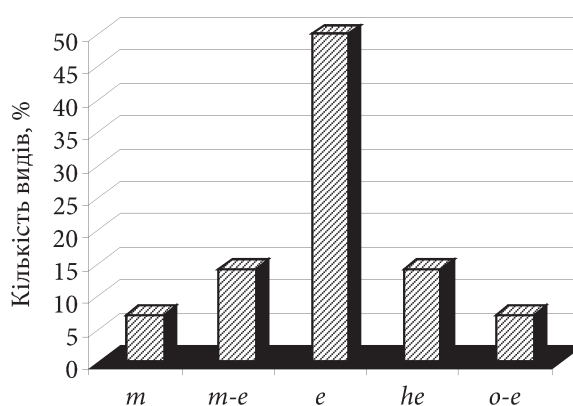


Рис. 4. Розподіл водоростей — індикаторів рівня трофності вод: t — мезотрофних; t-e — мезо-евтрофних; e — евтрофних; he — гіпертрофних; o-e — оліго-евтрофних

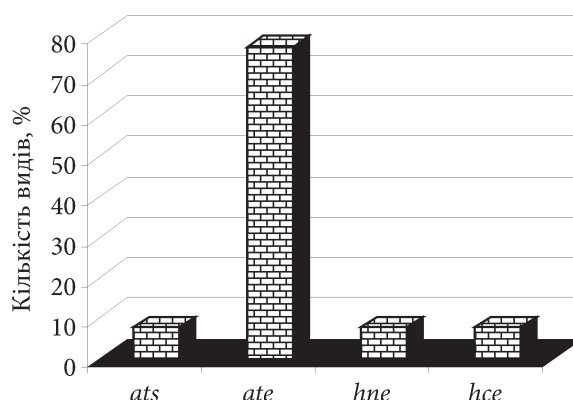


Рис. 5. Розподіл водоростей — індикаторів типу живлення і відношення до концентрації азотовмісних органічних сполук (АОС): *ats* — автотрофи, які витримують лише низькі концентрації АОС; *ate* — автотрофи, які витримують підвищені концентрації АОС; *hne* — факультативні гетеротрофи, яким необхідне періодичне підвищення концентрації АОС; *hce* — облігатні гетеротрофи, яким необхідні постійно підвищені концентрації АОС

що потребують періодичного підвищення концентрації азотовмісних органічних сполук (7,7 %), а також облігатних гетеротрофів, що потребують постійного підвищення концентрації азотовмісних органічних сполук у воді (7,7 %) була значно нижчою (рис. 5).

У системі індикації органічного забруднення, запропонованій Т. Ватанабе [38], види-індикатори розподіляються на три групи: сапроксени — мешканці чистих вод, еврисапроби — мешканці помірно забруднених вод і сапрофіли — мешканці забруднених вод. На досліджуваній ділянці річки переважали еврисапроби (80,0 %), представлені, зокрема, *Stephanodiscus hantzschii*, *Synedra acus* Kütz., *Aulacoseira granulata* та ін. Частка сапроксенів становила 13,3 %, а сапрофілів — 6,7 %.

Серед індикаторів органічного забруднення (за системою Р. Пантле та Г. Бук) [26] знайдені види водоростей, що належать до чотирьох основних груп: олігосапробіонтів, бета-мезосапробіонтів, альфа-мезосапробіонтів і полісапробіонтів. Найбільшою кількістю видів були представлені бета-мезосапробні організми — 71,4 %. Серед них найчастіше зустрічались *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Coelastrum sphaericum* Nägeli та ін. Частка олігосапробіонтів становила 14,3 %, альфа-мезосапробіонтів — 8,6 %, а полісапробіонтів — 5,7 % (рис. 6).

Таким чином, результати проведеного біоіндикаційного аналізу показали, що на досліджуваній ділянці р. Ірпінь найбільшою кількістю видів представлені планктонно-бентосні та планктонні організми. Серед видів — індикаторів проточності переважали мешканці повільно текучих вод, температурного режиму — представники помірно теплих вод та евритермні організми, активної реакції середовища та солоності — індіферентні організми. Індикатори типу живлення були представлені пере-

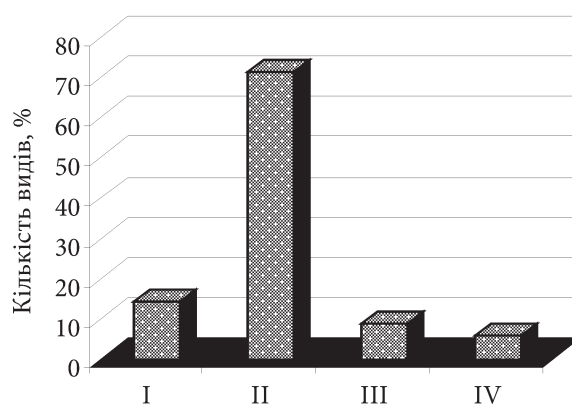


Рис. 6. Розподіл водоростей — індикаторів органічного забруднення (за П. Пантле і Г. Бук) між основними групами: I — α -сапробіонти (індекс сапробності $S = 0,5—1,5$); II — β -мезосапробіонти ($S = 1,5—2,5$); III — α -мезосапробіонти ($S = 2,5—3,5$); IV — ρ -сапробіонти ($S = 3,5—4,0$)

важно автотрофами, що витримують підвищену концентрацію азотовмісних органічних сполук у воді. Серед індикаторів органічного забруднення домінували бета-мезосапробіонти та еврисапроби, а серед індикаторів трофічного рівня — мешканці евтрофних вод.

Обговорення результатів досліджень

В залежності від сезону року видовий склад планктонних водоростей значно змінювався, що підтверджується досить низькими значеннями коефіцієнта флористичної подібності (в середньому 53 %).

Вегетацію зелених та діатомових водоростей спостерігали протягом усього року, еугленофітових — також майже увесь рік за виключенням січня та лютого. Представники *Cyano-prokaryota* зареєстровані влітку та у вересні і жовтні. Динофітові водорості зустрічалися навесні (у квітні і травні), а також протягом всього літнього та осіннього періодів. Представники *Cryptophyta* знайдені в усі сезони року, але тільки в окремі місяці. Вегетацію золотистих водоростей відмічали з березня по червень. Жовтозелені водорості траплялися з квітня по червень, а також у серпні і вересні. *Charophyta* знайдені лише у березні.

Кількісні показники розвитку фітопланктону протягом року також значно варіювали. Найменшу кількість видів (25), а також найнижчі значення чисельності та біомаси (в середньому 662 тис. кл/дм³ і 0,165 мг/дм³) фітопланктону реєстрували взимку. Навесні кількість видів планктонних водоростей (80), а також їхня чисельність і біомаса (в середньому 1767 тис. кл/дм³ і 1,180 мг/дм³) значно зросли. Найбільша кількість видів (83) відмічена в літній період, при цьому чисельність планктонних водоростей в середньому становила 7007 тис. кл/дм³, а біомаса — 2,239 мг/дм³. Восени кількість видів планктонних водоростей зменшилась до 63, проте найвищі значення чисельності і біомаси (в середньому 8952 тис. кл/дм³ і

2,600 мг/дм³) зареєстровані саме в цей період. Осінній пік чисельності фітопланктону був зумовлений інтенсивним розвитком синьозелених водоростей з домінуванням *Aphanizomenon flos-aquae*, що належить до збудників «цвітіння» води, а максимум біомаси фітопланктону — інтенсивним розвитком зелених та синьозелених водоростей.

Такий хід річної динаміки фітопланктону пояснюється в першу чергу впливом температури. Так, пряма достовірна залежність встановлена між температурою води та кількістю видів планктонних водоростей ($r = 0,86, p \leq 0,05, n = 24$), їхньою чисельністю ($r = 0,63, p \leq 0,05, n = 24$) та біомасою ($r = 0,70, p \leq 0,05, n = 24$).

В той же час формування піку чисельності та біомаси фітопланктону у вересні при зниженні температури води до 17,5°C пояснюється зростанням трофності водотоку. В результаті проведеного біоіндикаційного аналізу було встановлено, що серед водоростей — індикаторів трофічного статусу на досліджуваній ділянці річки переважали мешканці евтрофних вод, серед індикаторів типу живлення — автотрофи, що витримують підвищену концентрацію азотовмісних органічних сполук у воді, а серед показників органічного забруднення — бета-мезосапробіонти. Варто також зазначити, що влітку та у вересні біомаса фітопланктону варіювала від 2,193 до 5,143 мг/дм³, що відповідає евтрофному статусу вод [9]. При цьому дані прямих гідрохімічних вимірів підтверджують, що води на досліджуваній ділянці р. Ірпінь належать до евтрофного типу. Так, концентрація амонійного азоту взимку, навесні і восени в середньому змінювалась від 0,31 до 0,82 мг N/дм³, що відповідає евтрофному статусу вод і тільки влітку становила 0,21 мг N/дм³ (мезотрофні води). Середня концентрація нітритів протягом всього року змінювалась від 0,015 до 0,026 мг N/дм³, що також відповідає евтрофному статусу вод. Ще більш високою була концентрація нітратів — влітку вона в середньому становила 0,61 мг N/дм³, що відповідає евтрофному статусу вод, навесні та восени — 0,77 та 0,74 мг N/дм³ (евполітрофні води), а в зимовий період — 1,20 мг N/дм³ (політрофні води). Щодо концентрації неорганічного фосфору, то в зимовий період, навесні та восени вона була помірною — в середньому 0,043—0,050 мг/дм³ (мезотрофні води), а от влітку (у серпні) відбулося значне її підвищення до 0,195 мг/дм³ (евтрофні води), що очевидно і було поштовхом для масового розвитку синьозелених водоростей — збудників «цвітіння» води. Відомо [21], що реакція водоростей на підвищення концентрації біогенних речовин у воді спостерігається дещо згодом з деяким запізненням. Подібний хід динаміки фітопланктону спостерігали і в інших евтрофних водоймах [30].

Висновки

Всього за період досліджень у планктоні р. Ірпінь знайдено 121 вид водоростей з дев'яти відділів. Найбільшу кількість видів включали Chlorophyta та Bacillariophyta. Видовий склад планктонних водоростей, а також їх домінуючий комплекс помітно змінювались протягом року. Кількісні показники розвитку фітопланктону також значно варіювали. Най-

меншу кількість видів, чисельність і біомасу планктонних водоростей виявлено взимку, а найбільшу кількість видів спостерігали влітку. В той же час найбільші величини чисельності і біомаси водоростей зареєстровано восени (у вересні). Такий хід річної динаміки фітопланктону пояснюється в першу чергу впливом температури. Так, пряма достовірна залежність встановлена між та кількістю видів планктонних водоростей, їхньою чисельністю і біомасою та температурою води. Проте, у р. Ірпінь річна динаміка фітопланктону залежала не тільки від температури води, а й від рівня трофності водотоку.

Результати проведеного біоіндикаційного аналізу за такими показниками як частка видів — індикаторів трофічного стану, типу живлення та органічного забруднення, а також за біомасою фітопланктону свідчать про те, що води досліджуваної ділянки р. Ірпінь можуть бути охарактеризовані як евтрофні, що підтверджується і даними прямих гідрохімічних вимірювань за такими показниками як концентрація амонійного азоту, нітритів, нітратів і неорганічного фосфору та біхроматна окиснюваність. Хід річної динаміки фітопланктону характеризувався формуванням піку його чисельності та біомаси на початку осені, зумовленого інтенсивним розвитком синьозелених водоростей — збудників «цвітіння» води, що є типовим для евтрофних водоемів.

Інформація щодо розвитку гідробіонтів у період, який передував початку воєнних дій, може бути використана для оцінки їхніх наслідків та прийняття науково обґрунтованих та екологічно ефективних рішень та заходів щодо зменшення їх негативного впливу на навколишнє середовище.

Список використаної літератури

1. Баринова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив : Pilies Studio, 2006. 498 с.
2. Ключенко П.Д. Динамика неорганических соединений азота в загрязненных малых реках в связи с развитием фитопланктона (на примере некоторых притоков Днестра). *Гидробиол. журн.* 1995. Т. 31, № 2. С. 95—102.
3. Ключенко П.Д. Сравнительная характеристика фитопланктона притоков Днестра (Украина). *Альгология.* 1996. Т. 6, № 3. С. 272—284.
4. Ключенко П.Д., Иванова И.Ю. Особенности видового разнообразия фитопланктона притоков Днестра. *Альгология.* 2009. Т. 19, № 4. С. 362—379.
5. Ключенко П.Д., Митківська Т.І. Фітопланктон приток Верхнього Дніпра. *Укр. ботан. журн.* 1993. Т. 50, № 2. С. 69—79.
6. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ : Логос, 2006. 408 с.
7. Поліщук В.В., Трав'янка В.С., Коненко Г.Д., Гарасевич І.Г. Гідробіологія і гідрохімія річок Правобережного Придніпров'я. Київ : Наук. думка, 1978. 270 с.
8. Радзимовський Д.А. Фитопланктон р. Ирпень до и после мелиорации // Вопросы рыбохозяйственного освоения и санитарно-биологического режима водоемов Украины. Киев : Наук. думка, 1970. С. 52—54.
9. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості води поверхневих вод суші та естуаріїв України. Київ, 2001. 48 с.

10. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. Ленинград : Гидрометеиздат, 1977. 542 с.
11. Стародубцев В.М., Лади́ка М.М., У Жофань та ін. Героїчна оборона та екологічна драма в долині річки Ірпінь. *Міжнарод. наук. журн. «Грааль науки»*. 2022. № 23. С. 172—182.
12. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. Киев : Вища шк., 1984. 333 с.
13. Afanasyev S.O. Impact of war on hydroecosystems of Ukraine: conclusion of the first year of the full-scale invasion of Russia (a review). *Hydrobiol. J.* 2023. Vol. 59, N 4. P. 3—16.
14. Bănăduc D., Simić V., Cianfaglion K. et al. Freshwater as a sustainable resource and generator of secondary resources in the 21st century: stressors, threats, risks, management and protection strategies, and conservation approaches. *Intern. J. Environ. Res. Publ. Health*. 2022. Vol. 19, N 24, art. no. 16570.
15. Grebin V.V., Mokin V.B., Kryzhanivskiy Y.M., Afanasyev S.A. Optimization of hydrographic and water-management regionalization of Ukraine according to world approaches and principles of the EU Water Framework Directive. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 5. P. 81—92.
16. Klochenko P.D., Grubinko V.V., Gumenyuk G.B., Arsan O.M. Peculiarities of ammonium nitrogen assimilation in green and blue-green algae. *Hydrobiol. J.* 2003. Vol. 39, N 6. P. 102—108.
17. Klochenko, P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V. Structural organization of phytoplankton and phytoepiphyton of the lakes of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 4. P. 47—63.
18. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V. Structural and functional organization of phytoplankton in the thickets and in the sections free of vegetation in the lakes of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 3. P. 45—60.
19. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Lilitskaya G.G. Bioindication of the ecological state of water bodies of the Goloseyevo National Natural Park. *Hydrobiol. J.* 2018. Vol. 54, N 5. P. 17—27.
20. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Nezbryskaya I.N. et al. Phytoplankton production and decomposition characteristics in water bodies differing in the degree of their contamination by inorganic compounds of nitrogen and phosphorus. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 3. P. 29—43.
21. Kureyshevich A.V. Response of phytoplankton of eutrophic reservoirs to the increase in the content of phosphorus and nitrogen in their waters. *Hydrobiol. J.* 2005. Vol. 41, N 6. P. 3—22.
22. Medved' V.O. Phytoplankton spectral pigment indices in the lakes of the city of Kyiv. *Hydrobiol. J.* 2023. Vol. 59, N 4. P. 30—46.
23. Medved' V.O., Kharchenko G.V. Pigment and quantitative indices of phytoplankton of megapolis lakes and assessment of their trophic status. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 3. P. 54—67.
24. Nezbryskaya I.N., Kureyshevich A.V., Yarovoy A.A. et al. Peculiarities of the influence of high concentrations of ammonium on the functioning of some species of Cyanoprokaryota, Chlorophyta and Euglenophyta. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 2. P. 69—82.
25. Oksiyuk O.P., Davydov O.A., Karpezo Yu.I. Ecological and morphological structure of microphytobenthos. *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 45, N 2. P. 13—23.
26. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserbach.* 1955. Vol. 96, N 18. S. 604.
27. Shevchenko T.F. Species composition of periphyton algae of the reservoirs of the Dnieper cascade. *Hydrobiol. J.* 2007. Vol. 43, N 5. P. 3—42.
28. Shevchenko T.F. Distribution of periphyton algae of the Dnieper reservoirs depending on the type of substratum. *Hydrobiol. J.* 2011. Vol. 47, N 3. P. 3—13.
29. Shevchenko T., Klochenko P., Nezbryska I. Response of phytoplankton to heavy pollution of water bodies. *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2020. Vol. 49, N 3. P. 267—280.

30. Shcherbak V.I., Yakushyn V.M., Zadorozhnaya A.M. et al. Seasonal and interannual dynamics of phytoplankton, phytomicroepiphyton, and nutrients content in the river section of the Kanev Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 1. P. 49—61.
31. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, Rhodophyta. (Vol. 1). Ruggell: Gantner Verlag, 2006. 713 p.
32. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Bacillariophyta. (Vol. 2). Ruggell: Gantner Verlag, 2009. 413 p.
33. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Chlorophyta. (Vol. 3). Ruggell: Gantner Verlag, 2011. 511 p.
34. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Charophyta. (Vol. 4). Ruggell: Gantner Verlag, 2014. 703 p.
35. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Nether. J. Aquat. Ecol.* 1994. Vol. 28, N 1. P. 117—133.
36. Vasilchuk T.A., Klochenko P.D. Dynamics of the content of nutrients and organic matter in some tributaries of the Dnieper River depending on the development of phytoplankton. *Hydrobiol. J.* 2001. Vol. 37, N 6. P. 111—121.
37. Vasilchuk T.A., Klochenko P.D. Composition of dissolved organic matter in some tributaries of the Dnieper River depending on the development of planktonic algae. *Hydrobiol. J.* 2004. Vol. 40, N 1. P. 92—103.
38. Watanabe T. Biological indicator for the assessment of organic water pollution. *Japan J. of Water Pollut. Res.* 1986. Vol. 19. P. 7—11.

Надійшла 07.10.2023

T.F. Shevchenko, PhD (Biol.), Senior researcher, Senior researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: tf_shevchenko@ukr.net
ORCID 0000-0002-6436-4968

P.D. Klochenko, Doctor of Biology, Prof., Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: pklochenko@ukr.net
ORCID 0000-0003-4886-6746

T.M. Sereda, PhD (Biol.), Senior researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: seredatm@ukr.net
ORCID 0000-0003-2679-4008

PHYTOPLANKTON ANNUAL DYNAMICS AND ECOLOGICAL CHARACTERISTICS IN THE IRPIN RIVER (UKRAINE) PRIOR TO HOSTILITIES

Phytoplankton annual dynamics and ecological structure were studied in the Irpin River (the right bank tributary of the Kyiv Reservoir) near the town of Irpin (50°31' N, 30°15' E). On the whole, 121 algal species of nine divisions were identified. Chlorophyta (57) and Bacillariophyta (27) included the largest number of species. During a year, phytoplankton species composition, and also the complex of dominant species, significantly varied. This is supported by rather low values of the Sorensen coefficient of community similarity (on the average 53 % and 41 %, respectively). The quantitative indices of its deve-

lopment also significantly varied. The lowest number of species (25), cell numbers, and biomass of plankton algae (on the average 662 thousand cells/dm³ and 0.165 mg/dm³) were registered in winter and the largest number of species (83) — in summertime. At the same time, the highest cell numbers and biomass (19 480 thousand cells/dm³ and 5.143 mg/dm³) were observed in autumn (in September). Direct significant correlations were established between phytoplankton quantitative indices and water temperature. However, it has been found that phytoplankton annual dynamics in the Irpin River depended not only on water temperature, but also on the trophic status of the watercourse. As a result of the performed bioindication analysis, it has been found that in terms of such indices as the contribution of species — indicators of the trophic status, nutrition type, and organic contamination, and also in terms of phytoplankton biomass, the waters of the studied section of the Irpin River can be characterized as eutrophic ones, which is supported by the data of direct hydrochemical measurements. The pattern of phytoplankton annual dynamics was characterized by the formation of the peak of its numbers and biomass in early autumn. The maximum quantitative indices of phytoplankton development were conditioned by intensive development of blue-green algae with a predominance of *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs belonging to water bloom forming species. Such pattern of phytoplankton annual dynamics is typical to eutrophic water bodies. The obtained information on the development of algae in the Irpin River in the period preceding the beginning of hostilities can be used to assess their consequences.

Keywords: *phytoplankton, annual dynamics, ecological structure, water chemical composition, the Irpin River*

УДК [504.73:574.68](282.247.314)

Т.В. ДВОРЕЦЬКИЙ, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: d.taras.v@gmail.com
ORCID 0000-0001-6899-1689

ВИКОРИСТАННЯ ДАНИХ ДИСТАНЦІЙНОГО ЗОНДУВАННЯ ЗЕМЛІ ДЛЯ ОЦІНКИ НАСЛІДКІВ ВИПАЛЮВАННЯ РОСЛИННОСТІ ПЛАВНЕВИХ ЕКОСИСТЕМ НПП «НИЖНЬОДНІСТРОВСЬКИЙ» (ОДЕСЬКА ОБЛАСТЬ)¹

Метою нашого дослідження було визначення площ випалювання території Нижньодністровського національного природного парку, відновлення рослинності плавневих екосистем та виявлення різниці між ними та ділянками, які не горіли, з використанням даних дистанційного зондування Землі. Оцінку впливу випалювання проводили з використанням спектральних індексів, що відображають окремі показники стану рослинності: нормалізований відносний індекс рослинності (Normalized Difference Vegetation Index — NDVI), індекс зеленого хлорофілу (Green Chlorophyll Index — GCI), індекс питомої площі листкової пластинки (Specific Leaf Area Vegetation Index — SLAVI), нормалізований диференціальний індекс вологості (Normalized Difference Moisture Index — NDMI) та індекс вологостійкості (Moisture stress index — MSI). Протягом зимово-весняного періоду 2020 р. пожежі на території Нижньодністровського НПП охоплювали майже 4453 га (33,1 % площі плавневих екосистем). На основі методу імітаційного моделювання виявлено, що різниця між горілими та негорілими ділянками протягом вегетаційного періоду поступово зменшується. Максимальну різницю відмічено на початок вегетації (якість виділення груп — 43,2 %), що свідчить про створення відносно індивідуальних екологічних умов для розвитку плавневої рослинності. У весняний період — 20,3 %, що зумовлено розвитком едіфікатора рослинних комплексів водно-болотних екосистем — *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., стебла якого вийшли зі стадії пікулів і розвинули листову пластинку. Літній період відзначається подальшим зниженням якості виділення груп (19,9 %), що пояснюється вирівнюванням екологічних умов розвитку рослинності внаслідок літньої межени. Осінній період відзначався посушливими умовами та закінченням вегетаційного періоду, що призводило до майже повного зникнення різниці між ділянками (14,5 %). На основі аналізу подібності (ANOSIM) встановлено, що ступінь відмінності між горілими ділянками невелика, що пов'язано з локальни-

¹ Роботу виконано за рахунок бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень (КПКВК 6541230)».

Ц и т у в а н н я: Дворецький Т.В. Використання даних дистанційного зондування Землі для оцінки наслідків випалювання рослинності плавневих екосистем НПП Нижньодністровський (Одеська область). *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60. № 1. С. 47—59.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2024. 60(1)

ми умовами та інтенсивністю випалювання, а також з кількістю сухої органічної речовини на окремих площах. Виявлено, що лише при зимовому (лютий) випалюванні спостерігається поступове (впродовж вегетаційного періоду) зменшення відмінностей порівняно з контролем. Вплив весняного (березень, квітень) випалювання відзначається значною варіабельністю значень ступеня подібності за сезонами.

Ключові слова: Дністер, плавневі екосистеми, несанкціоноване випалювання, вегетаційні індекси, сезонна динаміка, дистанційні дослідження.

Плавневі екосистеми в усьому світі зберігають непропорційно велику кількість вуглецю в ґрунті, що робить їх вразливими під час пожеж. Випалювання є найбільш розповсюдженим і також найбільш дискусійним методом регулювання плавневих екосистем, і особливу небезпеку представляють несанкціоновані підпали [1—4, 8, 15]. В умовах порушеного гідрологічного режиму територій пониззя Дністра підпали є переважно позитивним фактором, оскільки дозволяють вилучити надлишок сухої органічної речовини рослинності плавнів, поліпшити кисневий режим та сприяють кращому проростанню насіння і відростанню молодих пагонів. Випалювання широко застосовується для управління сукцесіями перезволожених територій, підвищення їхньої продуктивності, регулювання кормової бази водних птахів [1, 2, 12, 16]. Головними недоліками цього методу управління є слабкий контроль за швидкістю розповсюдження вогню та залежність від погодних умов.

Супутникові дані відіграють виключно важливу роль в отриманні оперативної інформації для точного і швидкого картування територій, пошкоджених вогнем [13, 16, 18, 22]. Вони мають фундаментальне значення для виявлення впливу випалювання на рослинність, розрахунку екологічних втрат, уточнення стратегій планування та моніторингу відновлення рослинності. Визначення площ та ступеня випалювання, оцінка відновлення рослинності протягом вегетаційного періоду є важливим практичним і теоретичним завданням у зв'язку з посиленням антропогенного впливу та глобальними кліматичними змінами, які суттєво впливають на стан та функціонування рослинних угруповань.

Метою роботи було визначення площ пожеж протягом зимового та ранньовесняного періоду 2020 р., виявлення сезонної динаміки горілих і негорілих ділянок у межах Нижньодністровського НПП на основі спектральних показників стану рослинності.

Матеріал і методика досліджень

Завданням нашого дослідження є визначення відновлення ділянок рослинності плавневих екосистем Нижньодністровського НПП після зимових (лютий) та весняних (березень, квітень) пожеж з використанням даних дистанційного зондування та спектральних індексів. Контролем виступали 25 довільно обраних на всій території парку плавневих ділянок, що не горіли, загальною площею 314 га (рис. 1).

Вихідна інформація отримана з даних багатоспектральних космічних знімків, зроблених супутником «Landsat 8», який був створений Націона-



Рис. 1. Карта-схема розташування площ пожеж у зимово-весняний період 2020 р. на території плавневих екосистем Нижньодністровського НПП: ділянки, які випалювались у F — лютому, M — березні, A — квітні; K — контрольні ділянки

льним управлінням з аеронавтики і дослідження космічного простору (NASA) спільно з Геологічною служби США (USGS) (<https://www.usgs.gov/>) для дистанційного зондування Землі в рамках програми Landsat.

У роботі використовували архівні зображення, які зроблені в лютому — жовтні 2020 р. Застосовували прямокутну географічну систему координат EPSG: 32636 — WGS 84 / UTM zone 36N. Для всіх зображень проводили атмосферну корекцію з використанням плагіну Semi-Automatic Classification [7]. Використовували знімки, що мають не більше 20 % хмарного покриття, для яких робили маску хмар.

Визначення площ пожеж проводили з використанням нормалізованого коефіцієнту випалювання (Normalized Burn Ratio — NBR) [9, 13]. Він є найефективнішим інструментом для кращого розуміння масштабів пожежі та ступеня ушкодження рослинності. Біофізичною передумовою для його застосування є те, що після пожежі в інфрачервоній зоні (Near

Infrared) спектру спостерігається зниження світлового потоку, в той час як у короткохвильовому інфрачервоному спектрі (Short Wavelength Infrared 1) спостерігається підвищення значень порівняно з іншими каналами. Формула для розрахунку NBR:

$$NBR = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{SWIR1}}{\rho_{NIR} + \rho_{SWIR1}}$$

Другим етапом є визначення різниці (Δ) між двома знімками — до і після пожежі:

$$\Delta NBR = NBR_{pre} - NBR_{post},$$

де NBR_{pre} — значення індексу NBR перед пожежею, NBR_{post} — після пожежі.

Оцінку впливу випалювання на рослинність плавневих екосистем проводили з використанням вегетаційних індексів, що відображають окремі показники стану рослинності: нормалізований диференціальний індекс рослинності (Normalized Difference Vegetation Index — NDVI) [21], індекс зеленого хлорофілу (Green Chlorophyll Index — GCI) [10, 11], індекс питомої площі листової пластинки (Specific Leaf Area Vegetation Index — SLAVI) [5, 15], нормалізований диференціальний індекс вологості (Normalized Difference Moisture Index — NDMI) [19] та індекс вологостійкості (Moisture stress index — MSI) [23].

Отримані результати були розбиті на чотири групи. Перша (I) група сформована даними за лютий та березень і визначає вплив випалювання на початкові умови розвитку рослинності. Друга (II) об'єднує три місяці — березень, квітень і травень — і узагальнює розвиток рослинності за весняний період. Третя (III) представлена червнем, липнем та серпнем (літній період). Четверта (IV) — вереснем та жовтнем (осінній період).

Розраховані індекси є інтегральним показником функціонування плавневих екосистем і залежать від умов місцезростань та пірогенного фактору. Вплив випалювання на взаємозв'язки між індексами визначали з використанням тесту суми рангів Вілкоксона, методу головних компонент, імітаційного моделювання та аналізу подібності (ANOSIM).

Метод головних компонент широко застосовується для обробки даних з багатьма змінними, дозволяє встановити кореляцію між ними і зменшити кількість даних з найменшою втратою інформації. Моделювання екологічної напруги на вегетаційні індекси здійснювали за допомогою методу Монте-Карло. Одним з найбільш широко використовуваних багатовимірних методів в екології є аналіз подібності (ANOSIM). Він застосовується для порівняння внутрішньо- та міжгрупової подібності [6] за допомогою міри відстані. Метод заснований на простій ідеї: якщо тестовані групи різні, то зразки всередині груп повинні бути більш схожі за складом, ніж зразки з різних груп. Тому нульова гіпотеза говорить: «середнє значення рангів внутрішньогрупових відстаней більше або дорів-

ное середньому значенню рангів міжгрупових відстаней». Статистика тесту ANOSIM заснована на різниці середніх рангів між групами і всередині груп. Значення R інтерпретується як коефіцієнт кореляції, який є мірою «розміру ефекту». Статистика ANOSIM порівнює середнє значення ранжованих відмінностей між групами з середнім значенням та ранжованих відмінностей всередині груп. Емпірично виділяють наступні групи: $0,75 < R < 1$ — сильно розрізняються, $0,5 < R < 0,75$ — розрізняються; $0,25 < R < 0,5$ — різні з деяким перекриттям; $0,1 < R < 0,25$ — схожі з деякими відмінностями (або великий збіг); $R < 0,1$ — схожі.

Для отримання та аналізу кількісних характеристик знімків використовували програмні продукти Quantum GIS і статистичний пакет R версії 3.4.4 [20] з використанням бібліотеки «vegan» [18].

Результати досліджень та їх обговорення

Результати обробки космічних знімків показали, що в зимово-весняний період 2020 р. площа пожеж дорівнювала 4453 га, або 33,1 % загальної площі плавневих систем (див. рис. 1). Площа палів у лютому складала 467 га (3,5 %), у березні — 1230 га (9,1 %). У квітні відбулися наймасштабніші пожежі, їхня загальна площа складала 2756 га (20,5 %).

За результатами тесту суми рангів Вілкоксона встановлено, що значення ΔNBR на початок вегетаційного періоду між ділянками з випалюванням та контролем мали статистично значущу ($p < 0,05$) різницю. Це обумовлено зростанням просторових відмінностей порівняно з контрольними ділянками внаслідок нерівномірного випалювання мертвої органічної речовини та дії інших чинників, переважно нерівномірності підтоплення території НПП (рис. 2).

Встановлено, що середні значення вегетативних індексів усіх ділянок, що розглядаються, досить близькі, але характеризуються суттєвими показниками асиметрії та ексцесу. Це пояснюється сукупним впливом часу випалювання та дії погодних факторів — вітру, опадів. На основі методу головних компонент виявлено, що взаємозв'язок варіабельності значень вегетаційних індексів, екологічних умов та часу випалювання на початок вегетаційного періоду визначається двома головними компонентами, які пояснюють 88,7 % загальної варіації даних (рис. 3, а). Перша головна компонента пояснює 50,8 % та є інтегральною оцінкою взаємодії значень індексів NDVI, GCI та SLAVI. Друга компонента, сформована індексами зволоження NDMI та MSI, пояснює 37,9 % загальної варіабельності даних.

Моделювання впливу сукупності пірогенного фактору та екологічних умов на динаміку значень вегетаційних індексів проводилось з використанням методу Монте-Карло. Якість виділення груп становила 43,2 %, що свідчить про нечітку різницю між ними за показниками вегетаційних індексів (див. рис. 3, а).

На основі аналізу подібності (ANOSIM) встановлено, що для дослідних ділянок значення R дорівнювало 0,4 ($p = 1e-04$). Це також свідчить про те, що вплив пірогенного фактора сформував на них різні умови, з де-

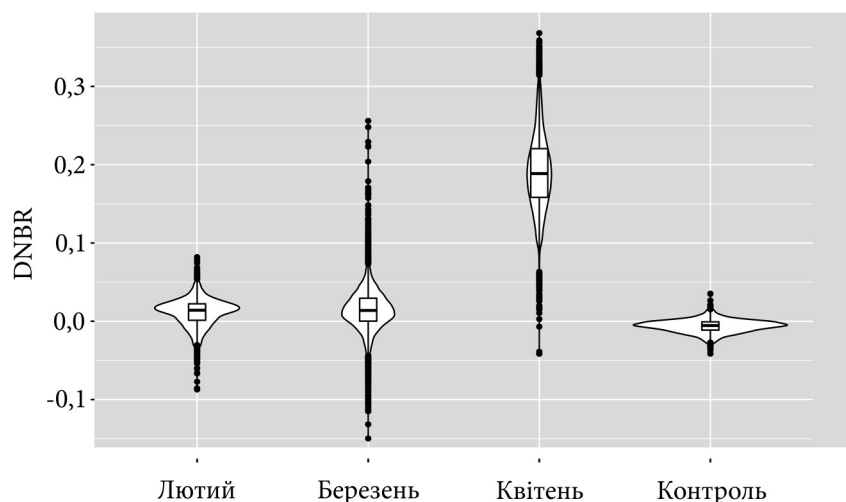


Рис. 2. Зміна значень ΔNBR залежно від часу випалювання травостою плавневих екосистем Нижньодністровського НПП на початок вегетаційного періоду

яким перекриттям, і підтверджує результати методу Монте-Карло (рис. 4, а).

Міжгруповий аналіз окремих ділянок на початок вегетаційного періоду виявив, що за ступенем подібності ділянки можна об'єднати в декілька груп (табл. 1).

Першу, найбільш подібну групу формують ділянки, що вигорали в лютому та березні (див. рис. 3, а). Друга група створена ділянками, котрі випалювалися в березні — квітні та лютому — квітні. Третя, найменш подібна група сформована парами з контролем, найбільша різниця наявна в контролі — квітні (табл. 1).

Показано, що на початок вегетаційного періоду різні строки зимово-весняного випалювання, за даними вегетаційних індексів, формують відносно індивідуальні екологічні умови для розвитку плавневої рослинності. Однак виявлена різниця є нечіткою, що може пояснюватися сукупним впливом: часом підтоплення території, природними умовами та ступенем випалювання рослинності.

Протягом весняного періоду відмічається значна варіація показників вегетаційних індексів, обумовлених різним ступенем підтоплення та часом випалювання. Їхній взаємозв'язок визначається двома головними компонентами, які пояснюють 93,5 % загальної варіації даних (див. рис. 3, б). Перша головна компонента пояснює 61,0 % та є інтегральною оцінкою взаємодії значень індексів SLAVI, GCI та NDVI. Друга компонента, сформована індексами зволоження NDMI та MSI, пояснює 32,5 % загальної варіабельності даних. Якість виділення груп знижувалась і становила 20,3 %. Це свідчить про малу різницю між ділянками та зменшення опосередкованого впливу пірогенного фактора (див. рис. 3, б).

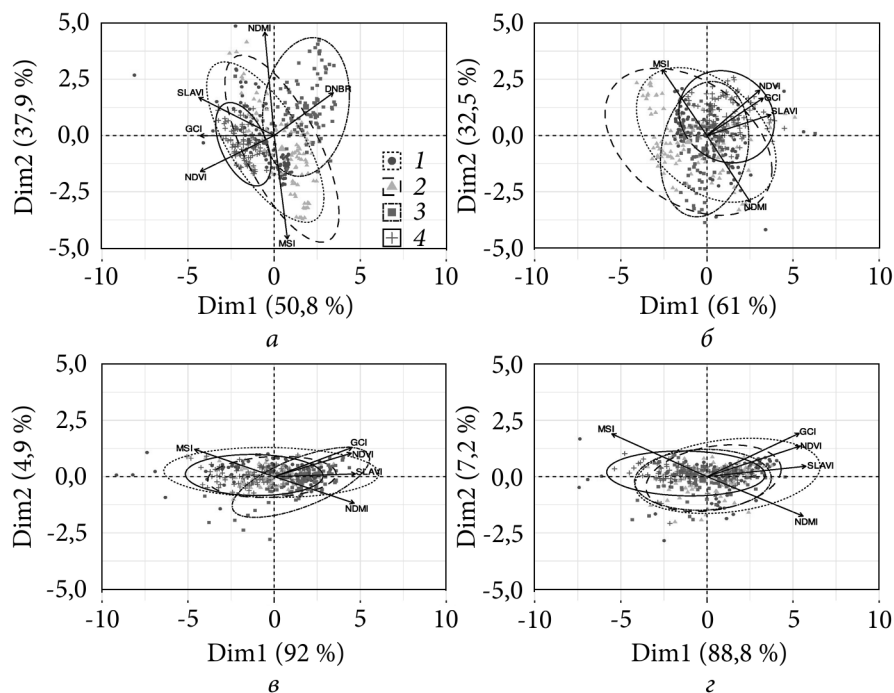


Рис. 3. Міжгруповий аналіз значень вегетаційних індексів та внесок кожного фактора в перші дві компоненти на початок вегетаційного періоду: *a* — на початок вегетаційного періоду; *б* — весна; *в* — літо; *г* — осінь; 1 — лютий; 2 — березень; 3 — квітень; 4 — контроль

Виявлено, що для дослідних ділянок значення R дорівнювало 0,25 ($p = 1e-04$). Це також підтверджує, що вплив пірогенного фактора сформував подібні, з деяким перекриттям, умови для розвитку рослинності плавневих екосистем (рис. 4, б). Міжгруповий аналіз окремих ділянок за весняний період виявив, що за ступенем подібності їх можна об'єднати в декілька груп (табл. 1). Першу, найбільш подібну групу формують ділянки, що вигорали в лютому та березні (див. рис. 4, б). Друга група створена ділянками, що випалювалися в березні — квітні та лютому — квітні. Третя група представлена контрольними ділянками та тими, що випалювалися у лютому. Найменш подібна група сформована парами з контролем, максимальна різниця наявна в парі контроль — лютий (див. табл. 1).

Показано, що протягом весняного періоду на ділянках з різними строками зимово-весняного випалювання, за даними вегетаційних індексів, зберігаються відносно індивідуальні екологічні умови розвитку плавневої рослинності. Однак виявлена різниця, порівняно з початком вегетаційного періоду, є нечіткою, що пояснюється сукупним впливом формування рослинності залежно від локальних умов та тривалістю підтоплення території.

Встановлено, що протягом літнього періоду наявне майже 2—3-разове збільшення середніх значень вегетаційних індексів та суттєве знижен-

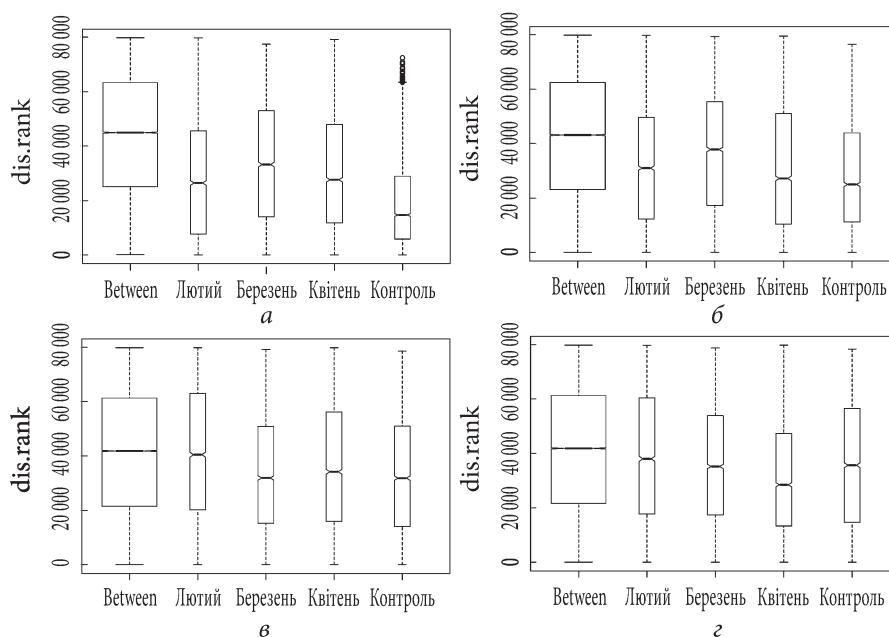


Рис. 4. Графіки аналізу подібності (ANOSIM), що показує відмінність між ділянками та всередині них: dis.rank — значення рангу відмінності (dissimilarity rank value); between — ранг відстані між ділянками; а — на початок вегетаційного періоду; б — весна; в — літо; г — осінь

ня їхньої варіації порівняно з весняними показниками, що обумовлено вирівнюванням екологічних умов існування плавневої рослинності Нижньодністровського НПП [8]. Їхній взаємозв'язок найбільш повно визначається двома головними компонентами, які пояснюють 96,9 % загальної варіації даних (див. рис. 3, в). Перша головна компонента пояснює 92,0 % та є інтегральною оцінкою взаємодії значень вегетаційних індексів. Друга компонента, сформована неоднорідністю зволоження території (NDMI та MSI), пояснює 4,9 % загальної варіабельності даних. Якість виділення груп продовжує знижуватись (19,9 %) і обумовлена нівелюванням природних умов на всій дослідній території та незначною різницею між дослідними ділянками за даними вегетаційних індексів.

Літній період характеризується досить незначними відмінностями між ділянками. Значення R складало 0,13 ($p = 1e-04$), що визначає їх як схожі, з деякими відмінностями. Це пояснюється подальшим розвитком плавневої рослинності протягом літніх місяців, яке нівелює вплив пірогенного фактору і формує подібні умови для її розвитку (рис. 4, г). Міжгруповий аналіз окремих ділянок за цей період виявив, що за ступенем подібності ділянки можна об'єднати в три групи (див. табл. 1). Першу (схожі) групу формують ділянки, що вигорали в лютому, березні та квітні (лютий — березень, лютий — квітень) та квітень — контроль (див. рис. 4,

г). Друга (подібні, з деякими відмінностями) група представлена парами лютий — контроль та березень — квітень. Третя (різні, з перекриттям) група сформована лише однією парою: квітень — контроль (див. табл. 1).

Показано, що вплив різних строків випалювання майже повністю нівелюється протягом літнього періоду. Виявлена різниця є нечіткою і пояснюється нерівномірністю розвитку рослинності плавневих екосистем залежно від строку випалювання, що виражається в значній розбіжності показників асиметрії та ексцесу значень вегетаційних індексів.

Протягом осіннього періоду відмічається повільне зменшення середніх значень вегетаційних індексів та збільшення показників асиметрії та ексцесу, що обумовлено зміною рівня підтоплення протягом літньо-осіннього періоду плавневих екосистем Нижньодністровського НПП [7]. Їхній взаємозв'язок також визначається двома головними компонентами, які пояснюють 96,0 % загальної варіації даних. Перша, головна, компонента пояснює 88,8 % та є інтегральною оцінкою взаємодії значень індексів SLAVI, GCI та NDVI. Друга компонента, сформована індексами зволоження (NDMI та MSI), пояснює 7,2 % загальної варіабельності даних. Якість виділення груп є мінімальною (14,5 %), що свідчить про майже повне зникнення відмінностей між ними (див. рис. 3, г).

Таблиця 1

Результати порівняння дослідних ділянок протягом вегетаційного періоду методом ANOSIM

Час випалювання	березень	квітень	контроль
Початок вегетаційного періоду			
Лютий	0,05	0,22	0,53
Березень		0,17	0,6
Квітень			0,72
Весна			
Лютий	0,05	0,13	0,42
Березень		0,18	0,52
Квітень			0,22
Літо			
Лютий	0,06	0,07	0,1
Березень		0,2	0,03
Квітень			0,33
Осінь			
Лютий	0,09	0,19	0,3
Березень		0,03	0,12
Квітень			0,09

Усі дослідні ділянки визначаються як схожі, з деякими відмінностями ($R = 0,13$, $p = 1e-04$). Це обумовлено продовженням формування подібних умов розвитку плавневої рослинності, яке нівелює вплив пірогенного фактору (див. рис. 4, з). Міжгруповий аналіз окремих ділянок за весняний період виявив, що за ступенем подібності ділянки можна об'єднати в три групи (табл. 2). Першу (схожі) групу формують ділянки, що вигорали в лютому, березні та квітні (лютий — березень, березень — квітень), а також пара квітень — контроль (див. рис. 4, з). Друга (подібні, з деякими відмінностями) група представлена парами лютий — квітень та березень — контроль. Третя (різні, з перекриттям) група сформована лише однією парою: лютий — контроль (див. табл. 1).

Виявлено, що протягом осіннього періоду майже повністю зникає вплив різних строків випалювання. Переважно це пов'язано зі зменшенням рівня обводненості території та закінченням вегетаційного періоду.

Результати аналізу подібності вегетаційних індексів дослідних ділянок протягом вегетаційного періоду дозволили встановити закономірності їхнього відновлення (табл. 2).

Таблиця 2

Розподіл за ступенем подібності ділянок з різними строками випалювання та контролем протягом вегетаційного періоду 2020 р.

Інтервали R	Лютий — березень	Лютий — квітень	Березень — квітень	Лютий — контроль	Березень — контроль	Квітень — контроль
<0,1	I, II, III, IV	III	IV	IV	III	IV
0,1—0,25		I, II, IV	I, II, III	III	IV	II
0,25—0,5				II		III
0,5—0,75				I	I, II	I

Показано, що ділянки, які випалювались до початку вегетаційного періоду (лютий та березень), характеризувалися схожим розвитком протягом усього періоду спостережень (див. табл. 2). Встановлено, що ступінь відмінності між горілими ділянками невелика, що пов'язано з локальними умовами підтоплення та інтенсивністю випалювання, а також кількістю сухої органічної речовини на окремих площах. Виявлено, що лише при зимовому (лютий) випалюванні спостерігається поступове, впродовж вегетаційного періоду, зменшення відмінностей порівняно з контролем (див. табл. 2). Вплив весняного (березень, квітень) випалювання відзначається значною варіабельністю значень ступеня подібності за сезонами протягом вегетаційного періоду (див. табл. 2).

Висновки

Дослідження даних дистанційного зондування Землі показали, що протягом зимово-весняного періоду 2020 р. пожежі на території Ниж-

ньодністровського НПП охоплювали майже 4453 га (33,1 % площі плавневих систем). На початок вегетаційного періоду різні строки зимово—весняного випалювання, за даними спектральних індексів показників стану рослинності (NDVI, GCI, SLAVI, NDMI, MSI), формують відносно індивідуальні екологічні умови для розвитку плавневої рослинності. Однак виявлена різниця є нечіткою (якість виділення груп — 43,2 %), що пояснюється сукупним впливом підтоплення території, природними умовами та ступенем випалювання рослинного покриву. Протягом весняного періоду зберігаються відносно індивідуальні екологічні умови розвитку плавневої рослинності. Однак виявлена різниця стає менш нечіткою (20,3 %), що обумовлено масовим розвитком едифікатора рослинних комплексів водно-болотних екосистем — *Phragmites australis*, стебла якого вийшли зі стадії пікулів і розвинули листову пластинку. Протягом літнього періоду різниця у розвитку рослинності продовжує знижуватись (19,9 %) і пояснюється просторовою нерівномірністю екологічних умов розвитку рослинності. Формування посушливих умов протягом осіннього сезону та закінчення вегетаційного періоду сприяє майже повному зникненню різниці між ділянками (14,5 %), що пов'язано з локальними умовами та інтенсивністю випалювання, а також із залишками сухої органічної речовини на окремих площах. Виявлено, що лише при зимовому (лютий) випалюванні спостерігається поступове (впродовж вегетаційного періоду) зменшення відмінностей порівняно з контролем. Вплив весняного (березень, квітень) випалювання відзначається значною варіабельністю значень ступеня подібності за сезонами протягом вегетаційного періоду.

Розроблений алгоритм може бути адаптований для різних типів екосистем та використаний для отримання більш повних даних. Краще розуміння масштабів пожеж та динаміки відновлення рослинності має вирішальне значення для ефективного управління цими та іншими плавневими екосистемами.

Список використаної літератури

1. Дворецький Т.В. Зміни ресурсних і морфометричних параметрів *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. болотних угруповань дельти Кілійського гирла Дунаю під впливом прямих антропогенних факторів. *Укр. ботан. журн.* 2002. № 5. С. 547—553.
2. Дубина Д.В., Дворецький Т.В., Дзюба Т.П., Тимошенко П.А. Активна охорона фіторізноманіття природно-заповідного фонду плавнево-літоральних геосистем Північного Причорномор'я: проблеми та шляхи їх вирішення *Чорноморськ. ботан. журн.* 2017. Т. 13, № 2. С. 22—238
3. Дубина Д.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Плавни Причорномор'я. Київ : Наук. думка, 1989. 272 с.
4. Екомережа степової зони України: принципи створення, структура, елементи / Ред. д-р біол. наук, проф. Д.В. Дубина, д-р біол. наук, проф. Я.І. Мовчан. Київ, 2013. 409 с.
5. Aber James S., Marzolf Irene, Ries Johannes Ries. Small-format aerial photography. Elsevier, 2010. 268 p.

6. Clarke K.R. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian J. Ecol.* 1993. N 18. P. 117—143.
7. Congedo L. Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *JOSS.* 2021. Vol. 6. DOI: 10.21105/joss.03172
8. Dvoretzkiy T.V., Gubanov V.V. Seasonal dynamics of vegetation in the wetlands of the Lower Dniester NNP based on remote data from the Landsat-8 Satellite *Hydrobiol. J.* 2023. Vol. 59, N 1. P. 3—15.
9. Garcia M.J.L., Caselles V. Mapping burns and natural reforestation using thematic mapper data. *Geocarto Int.* 1991. N .6 (1), P. 31—37.
10. Gitelson A., Gritz Y., Merzlyak M. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. *J. Plant Physiol.* 2003. Vol. 160. P. 271—282.
11. Gitelson A.A., Kaufman Y.J., Merzlyak M.N. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment.* 1996. Vol. 58. P. 289—298.
12. Hawbaker T., Vanderhoof iM., Beal Y.-J. et al. Mapping burned areas using dense time-series of Landsat data. *Ibid.* 2017. Vol. 198. P. 504—522. (11)
13. Keeley J.E. Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *Intern. J. Wildland Fire.* 2009. Vol. 18, N 1. P. 116—126.
14. Li Xiaodong, Song Kaishan, Liu Ge. Wetland Fire Scar Monitoring and Its Response to Changes of the Pantanal. *Wetland. Sensors.* 2020. Vol. 20 (15):4268. DOI:10.3390/s20154268
15. Lymburner L., Beggs P., Jacobson C. Estimation of canopy-average surface-specific leaf area using Landsat TM data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing.* 2000. Vol. 66, N 2. P. 183—191.
16. McKenna Ph., Phinn S., Erskine P. Fire severity and vegetation recovery on mine site rehabilitation using WorldView-3 Imagery. *Fire.* 2018. Vol. 1 (2):22. DOI:10.3390/fire1020022
17. Moura S., Bento-Gonzalves A., Rocha W., Baptista G. Assessment of burned forest area severity and postfire regrowth in Chapada Diamantina National Park (Bahia, Brazil) using dNBR and RdNBR spectral indices. *Geosciences.* 2020. Vol. 10 (3):106 DOI:10.3390/geosciences10030106
18. Oksanen Jari, Simpson Gavin L., Blanchet F. Guillaume et al. Community ecology package. October 2022. Режим доступа: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>
19. Penuelas J., Filella I., Gamon J.A. Assessment of photosynthetic radiation-use efficiency with spectral reflectance. *New Phytologist.* 2010. Vol. 131, N 3. P. 291—296.
20. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. R Core Team (2021). Режим доступа: URL <https://www.R-project.org/>.
21. Rouse J.W, Haas R.H., Scheel J.A., Deering D.W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Proceed. 3rd Earth resource technology satellite (ERTS) symposium. 1974. Vol. 1. P. 48—62.
22. Viedma O., Torres I., Perez B., Moreno J.M. Modeling plant species richness using reflectance and texture data derived from QuickBird in a recently burned area of Central Spain. *Remote Sensing of Environment.* 2012. Vol. 119. P. 208—221.
23. Welikhe P., Quansah J.E., Fall S., Elhenney W.Mc. Estimation of soil moisture percentage using LANDSAT-based moisture stress index. *Remote Sensing & GIS.* 2017. DOI:10.4172/2469-4134.1000200

Надійшла 19.06.2023

T.V. Dvoreckiy, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: d.taras.v@gmail.com
ORCID 0000-0001-6899-1689

USE OF REMOTE EARTH SENSING DATA FOR ASSESSMENT OF THE
CONSEQUENCES OF BURNING VEGETATION OF FLOODIAN ECOSYSTEMS OF
THE LOWER DNIESTER NATIONAL NATURE PARK

The aim of our study was to determine the areas of fires, the response of floodplain ecosystems to burning, and to identify the difference between them and the control using remote sensing data. The impact of burning was assessed using spectral indices that reflect certain indicators of ecosystem condition: Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Green Chlorophyll Index (GCI), Specific Leaf Area Vegetation Index (SLAVI), Normalized Difference Moisture Index (NDMI) and Moisture stress index (MSI). It was established that during the winter-spring period of 2020, fires in the territory of the Lower Dniester NNP covered almost 4453 hectares (33.1 % of the area of floodplain ecosystems). Based on the method of simulation modeling, it was found that the difference between the burned areas and the control is gradually decreasing over the course of the vegetation period. The maximum difference was observed at the beginning of the growing season (the quality of group selection is 43.2 %), which indicates the creation of relatively individual environmental conditions for the development of floodplain vegetation. In the spring, the difference is 20.3 %, which is due to the development of *Phragmites australis*, a unifier of plant complexes of wetland ecosystems, whose stems have developed a leaf blade. The summer period is characterized by a further decrease in the quality of group selection (19.9 %), which can be explained by the equalization of ecological conditions for vegetation development. The autumn period is characterized by dry conditions and the end of the growing season, which also contributes to the almost complete disappearance of differences between the plots (14.5 %). Based on the analysis of similarity (ANOSIM), it was found that the degree of difference between the burned plots is small, which is related to local conditions and intensity of burning, as well as the amount of dry organic matter in certain areas. It was found that only during winter (February) burning there is a gradual decrease in differences during the vegetation season compared to the control. The influence of spring (March, April) burning is marked by significant variability of the degree of similarity by season during the vegetation period.

Keywords: Dniester, floodplain ecosystems, fires, vegetation indices, seasonal dynamics, remote sensing.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК (582.232:577.1) (620)

М.М. ІСМАЇЛ,

Національний Інститут Океанографії та Рибного Господарства,
Каїр, Єгипет

mona_es5@yahoo.com; mm.esmail@niof.sci.eg;

ORCID 0000-0001-7029-6802

Х.А.Х. ІБРАГІМ,

Національний Інститут Океанографії та Рибного Господарства,
Каїр, Єгипет

Г.М. ЕЛЬ ЗОКМ,

Національний Інститут Океанографії та Рибного Господарства,
Каїр, Єгипет

ПОРІВНЯННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ТА БІОЛОГІЧНОЇ АКТИВНОСТІ ПОЛІСАХАРИДІВ БУРИХ ВОДОРОСТЕЙ, ЧЕРВОНЕ МОРЕ, ЄГИПЕТ, ХУРГАДА¹

Показано, що сульфатовані полісахариди з водоростей можуть мати широке застосування у медичних цілях. Хімічний склад та біологічні функції різних полісахаридів були визначені для трьох видів бурих водоростей з єгипетського Червоного моря: *Dictyopteris polypodioides*, *Polycladia tyrica* та *Turbinaria decurrens*. Виявлено, що вихід неочищених полісахаридів був вищим, ніж вихід альгінату та фукоїдану в діапазоні від 43,64 до 61,90 %. У *D. polypodioides* виявлено фукоїдан, який має максимальний вміст вуглеводів — 56,89 %. Найвищий вміст сульфату (22,44 %) зареєстровано у сирих (неочищених) полісахаридах, екстрагованих з *P. tyrica*. Усі функціональні групи досліджуваних зразків були підтверджені інфрачервоним спектром Фур'є (FTIR). Для кількісного визначення антиоксидантної активності екстрагованих полісахаридів залежно від застосованого методу, типу полісахаридів і виду водоростей експериментально було проведено три типи аналізів. Протидіабетична активність *T. decurrens*-неочищеного полісахариду була високою і становила 85,85 % в аналізі із застосуванням α -глюкозидази. Крім того *T. decurrens*-неочищений полісахарид мав найвищу проти-артритну активність (89,89 %). Найвищим значенням активності проти зайвої ваги (95,25 %) характеризувався *T. decurrens*-фукоїдан. Виділені екстракти полісахаридів проявляли і протибактеріальну активність. Найбільш активний екстракт *T. decurrens*-неочищений полісахарид був перевірений

¹ The authors would like to thank the National Institute of Oceanography and Fisheries for providing the capabilities and facilities available for a research plan entitled «Some economical applications of crude extracted products from marine biota, during 2020—2021», from which this work was produced.

Ц и т у в а н н я: Ісмаїл М.М., Ібрагім Х.А.Х., Ель Зокм Г.М. Порівняння хімічного складу та біологічної активності полісахаридів бурих водоростей, Червоне море, Єгипет, Хургада. Гідробіол. журн. 2024. Т. 60, № 1. С. 60—83.

на цитотоксичність щодо клітин печінки людини та визнаний безпечним. Встановлена залежність між активністю екстрагованих полісахаридів та їхнім хімічним складом. Біологічно активні протестовані полісахариди можуть бути використані в медичних цілях для розробки нового терапевтичного втручання.

Ключові слова: альгінат, фукоїдан, протибактеріальний, проти-діабетичний, проти зайвої ваги, *Phaeorhysae*.

Macroalgae are among the main producers of biomass in marine ecosystems, which also have a variety of bioactive metabolites with useful applications in the food and pharmaceutical industries [30, 61]. Additionally, they are regenerative, simple to cultivate, non-toxic, and have no negative side effects [33]. Especially, brown algae are widely distributed throughout the tropics, subtropics, and occasionally in temperate marine ecosystems [25].

On focus, sulfated polysaccharides (SPs) are the primary biochemical structure among the several bioactive chemicals that are pertinent to the algal taxonomic position. High levels of polysaccharides, which are absent in terrestrial plants, are mostly replaced by sulfate in the macroalgal cell wall, which is what gives it its distinctive appearance. According to phylum, species, various locations, and harvest time, the chemical composition and diversity of the algal polysaccharides vary [34, 36].

SPs are complex and diverse anionic macromolecules that can make approximately 4 to 76 % of the dry weight of macroalgae. In particular, alginate, laminarin, and fucoidan are only a few examples of the polysaccharides from brown algae that account for more than 50 % of the total dry weight of the algae and may even reach 70 % in some species [42].

While alginate is among the most widely used brown seaweed polysaccharides by a variety of industries, it is crucial to identify and study new sources for obtaining alginate to meet the rising demand for alginate, particularly sodium alginate, around the world [18]. The extraction process of alginate is based on the transformation of an insoluble combination of salts of alginic acid into a soluble salt (alginate), which is suitable for water extraction. On the other side, fucoidans are SPs found in the cell walls of brown seaweed species composed of fucose as the main monosaccharide, but accompanied by very variable amounts of other monosaccharides like galactose, xylose, mannose, rhamnose, and/or glucuronic acid [34].

There is a wealth of information available about the bioactivity of fucoidans, including their antiviral, anticoagulant, anticancer, antioxidant, anti-inflammatory, and anti-coagulant properties [34, 64]. Numerous investigations have sought to explore the structural details of fucoidans, but it has been very difficult to identify a common characteristic shared by all of the fucoidans that have been studied to date [57, 64]. Typically, fucoidans are extracted from brown algae in a multi-step, hot acid process. However, the extraction parameters have a substantial impact on the structural and compositional characteristics of the fucoidan polysaccharides, as well as on their bioactivity [64]. Furthermore, alginate and fucoidan also have beneficial qualities such as biocompatibility, non-toxicity, biodegradability, and functional adaptability with dif-

ferent matrices and substrates [18]. The alginate and fucoidan extracted from *Turbinaria* species may be valuable in medical uses due to their antioxidant and anticancer properties [69].

Generally, a challenge for the use of macroalgae in food and medicine is that seaweed harvesting is often seasonal so it should be kept and maintained to provide year-round industrial processes. Information on post-harvest storage techniques and conditions for algal raw materials, as well as their impact on the stability and concentration of biologically active chemicals, are crucial step. According to [50], there are very few studies on the impact of freezing and long-term storage at low temperatures on the amount of bioactive substances in algae. However, the effects of cryopreservation allow one to rely on a high quality and level of these substances while maintaining the original properties of the material. Regarding the amounts of polysaccharides, amino acids, and total phenols, air drying and freezing are viable processes that allow for a shelf life of at least 365 days [48].

Therefore, the aim of the present study was to extract and characterize crude sulfated polysaccharides, crude alginate and fucoidan from three brown seaweed species collected from the Egyptian Red Sea, Hurghada and to evaluate their antioxidant, anti-diabetic, anti-obesity, anti-arthritis, and antimicrobial activities, and also to determine the cytotoxicity effect of the most active sample.

Material and Methods

Chemicals. All chemicals were purchased from the Sigma-Aldrich Co (Darmstadt, Germany).

Reference bacterial strains. The bacterial indicator strains (*Bacillus subtilis* ATCC 6051, *Aeromonas hydrophila* ATCC 13037, *Pseudomonas aeruginosa* ATCC 9027, *P. fluorescens* ATCC 13525, *Staphylococcus aureus* ATCC 25923, *Streptococcus agalactiae* ATCC 13813, *Vibrio damsela* ATCC 33539, *V. fluvialis* ATCC 33812, *Escherichia coli* ATCC 8739, and *Klebsiella pneumoniae* ATCC 13883) were kindly provided by the Marine Microbiology Department, the NIOF, Alexandria, Egypt.

Seaweed collection and identification. In front of the National Institute of Oceanography and Fisheries (NIOF) in the city of Hurghada, the Red Sea, Egypt, between latitudes 27°17'13"N and longitudes 33°46'21"E, three brown seaweeds (*Dictyopteris polypodioides* (De Candolle) J.V. Lamouroux, *Polycladia myrica* (S.G. Gmelin) Draisma, Ballesteros, F. Rousseau & T. Thibaut, and *Turbinaria decurrens* Bory) were collected. The collected species were cleaned with seawater before being transported in an ice tank to the Taxonomy and Biodiversity of Aquatic Biota Laboratory at the NIOF in Alexandria, Egypt for morphological description and identification in accordance with [3, 51] and confirmed using the Algae Base website [25]. They were washed with tap and distilled water, dried in the shade, ground into a powder, and stored at 4°C for additional analyses.

Seaweed polysaccharides extraction and yield. According to [17], water-soluble polysaccharides were isolated. For the extraction of crude alginate, the

procedure described in [10] was used. Crude fucoidan was extracted by the method [60], with a few adjustments. The extraction process was carried out for 12 h at 25°C. The yields of the extracted samples were reported as a percentage of the alga's initial dry weight (% DW).

Polysaccharides characterization. The total content of carbohydrate, protein, sulfate, and total organic carbon content were determined in all extracted polysaccharide samples. According to [16], the total carbohydrates were calculated using d-glucose as the reference. The total proteins were identified using bovine serum albumin (BSA) as the reference protein [43]. As well, barium chloride-gelatin was used to estimate the sulfate content [40]. The amount of total organic carbon was measured using the acid/dichromate titration assay [23]. All the estimated chemical parameters were expressed as a percentage of the extracted polysaccharides (%). The Fourier Transform Infrared (FTIR) spectroscopy was carried out using a Perkin Elmer spectrophotometer.

Biological activities of the extracted polysaccharides in vitro. Antioxidant activities. DPPH (2,2-diphenyl-1-picrylhydrazyl) radical scavenging activity. The DPPH radical scavenging activity of the SPs methanol extract (100 µg/ml) was assessed using the technique [67]. The radical scavenging efficiency was determined using the following formula and measured at 550 nm:

$$\text{Antioxidant activity} = \frac{A_{\text{sample}} - A_{\text{blank}}}{A_{\text{control}}}$$

where, A_{sample} is the absorbance of the tested solutions, while A_{control} is the absorbance of the control sample, and A_{blank} is the absorbance of the blank solutions. The ascorbic acid standard was used to calculate the results and the GraphPad Prism software was used to determine the LC_{50} (µg/ml) values, or the concentration of SPs extracts that could scavenge 50 % of DPPH free radical.

Hydrogen peroxide radical scavenging activity. The hydrogen peroxide radical scavenging test was carried out at 230 nm. Standardization was done using ascorbic acid [26]. The fraction of SPs that can scavenge free radicals was determined using the following equation:

$$\text{Free radical scavenging (Hydrogen peroxide)\%} = \left[\frac{(A_c - A_s)}{A_c} \right] \times 100$$

where, A_c is the absorbance of control and A_s — the absorbance of sample.

Total antioxidant activity. Using the method described in [58], the total antioxidant capacity (TAC) of various extracted SPs (100 µg/ml methanol) was calculated. The obtained results are expressed in equivalent mg of extract weight (mg AsAE per g SPs) and were calculated using an ascorbic acid standard curve.

Antidiabetic activity. Inhibition of α -amylase activity. Following a procedure outlined in [27], the inhibition of α -amylase of several SPs extracts was determined. The non-linear regression curve was used to get the LC_{50} value

(µg/ml), or the concentration of extracts or standards that inhibit 50 % of the enzyme activity. In this case, acarbose was used as standard.

Inhibition of α-glucosidase activity. The method [15] was used to assess the α-glucosidase inhibition using acarbose as a standard to detect the absorbance at 540 nm. Additionally, the non-linear regression curve was used to calculate the LC₅₀ value (µg/ml).

Anti-obesity pancreatic lipase inhibitory assay. According to the approach [39], the lipase inhibitory activity of various SPs and Orlistat (a reference drug) extract was assessed using a Multiplate Reader at 750 nm. The following equation was used to estimate the results:

$$\text{Inhibitory activity} = \left[1 - \frac{As}{Ac} \right] \times 100$$

where As is the absorbance in the presence of SPs substance and Ac is the absorbance of control.

Anti-arthritic activity. The anti-arthritic activity was assessed using the albumin denaturation test and a microplate reader set at 660 nm. As a reference drug, diclofenac sodium was used to calculate the percentage of protein denaturation inhibition:

$$\% \text{ Inhibition of protein denaturation} = \left[1 - \frac{A1}{A2} \right] \times 100$$

where A1 is the absorbance of control, A2 — the absorbance of test/standard sample with albumin solution, and the LC₅₀ value was established as the concentration to inhibit 50 % of protein denaturation under the assay conditions.

Antibacterial activity. Using the well diffusion method, the antibacterial efficacy of all examined SPs dissolved in sterile distilled water was evaluated against ten bacterial pathogens [4]. The diameter of the inhibitory zone around each well measured in millimeters was used to represent positive results [28].

Cytotoxic evaluation of T. decurrens crude SPs. Preliminarily, the crude SPs from *T. decurrens* was initially chosen because it had the highest bioactivity in the majority of experiments and was tested as a cytotoxic agent. The WISH cells (Human amnion; normal liver cells) were obtained from the American Type Culture Collection (ATCC, Rockville, MD). Additionally, the Sigma (St. Louis, Missouri, USA) supplied the trypan blue dye, 3-(4,5-dimethylthiazol-2-yl)-2,5-diphenyl-2H-tetrazolium bromide (MTT), and dimethyl sulfoxide (DMSO). Moreover, fetal bovine serum, DMEM, 4-(2-hydroxyethyl)-1-piperazineethanesulfonic acid (HEPES) buffer solution, l-glutamine, gentamicin, and 0.25 % trypsin-EDTA were purchased from the Lonza.

Cell line propagation. The Dulbecco's modified Eagle's medium (DMEM) supplemented with 10 % heat-inactivated fetal bovine serum, 1 % l-glutamine, HEPES buffer, and 50 µg/ml gentamicin was used to propagate the cells. All cells were sub-cultured twice a week and kept at 37°C in a humidified atmosphere with 5 % CO₂.

Cytotoxicity evaluation using viability assay. For the cytotoxicity experiment, the WISH cells were seeded in 96-well plates at a density of 1×10^4 cells per well in 100 μ L of cultural media. After 24 h of seeding, fresh medium with various concentrations of the test sample was introduced. Serial two-fold dilutions of the investigated chemical component were added to confluent cell monolayers dispensed into 96-well, flat-bottomed microtiter plates (Falcon, NJ, USA) using a multichannel pipette. The microtiter plates were incubated at 37°C for 24 h in a humidified incubator with 5 % CO₂. For each concentration of the test material, three wells were used. Control cells were cultured with or without DMSO and without the test sample. The experiment was shown to be unaffected by the minimal amount of DMSO (a maximum of 0.1 %) contained in the wells. A colorimetric approach was used to calculate the viable cell yield after incubation.

Briefly, the Roswell Park Memorial Institute (RPMI) 1640 medium without phenol red was added to the 96-well plates in 100 μ L increments, and 10 μ L of the 12 mM MTT stock solution (5 mg of MTT in 1 ml of phosphate-buffered saline (PBS)) was added to each well, including the untreated controls. Afterwards, the 96-well plates were incubated for 4 h at 37°C with 5 % CO₂. After removing an 85 μ L aliquot of the media from each well, 50 μ L of DMSO was added, mixed well with the pipette, and incubated at 37°C for 10 min. The number of viable cells was then determined by measuring the optical density at 590 nm using a microplate reader (SunRise, TECAN, Inc., USA) according to [24], and the percentage of viability was calculated as follows:

$$\text{Viability} = \left[\frac{OD_t}{OD_c} \right] \times 100$$

where OD_t is the mean optical density of wells treated with the SPs samples and OD_c is the mean optical density of untreated cells.

To determine the relation between sample concentrations and surviving cells is plotted to get the survival curve of the cell line after treatment with *T. decurrens* crude SPs. The 50 % inhibitory concentration (LC₅₀), or the dosage needed to cause toxic effects in 50 % of intact cells, was detected by using Graph-Pad Prism software (San Diego, CA, USA) [46].

Statistical analysis. Data were reported as the mean and standard deviation (SD) for all experimental works that were carried out in triplicate ($n = 3$). To ascertain their relationship, the Pearson correlation was performed between the chemical composition of the separated polysaccharides and the bioactivities.

Results and Discussion

Identification of the collected seaweeds. Initially, seaweeds richen with alginate and fucoidan were selected from the Egyptian part of the Red Sea. They were identified as *D. polypodioides*, *P. myrica* and *T. decurrens* (Figure 1). Many other researches monitored them in their studies. Several biological activities were detected in the same species previously [35]. Fucoidan was isolated

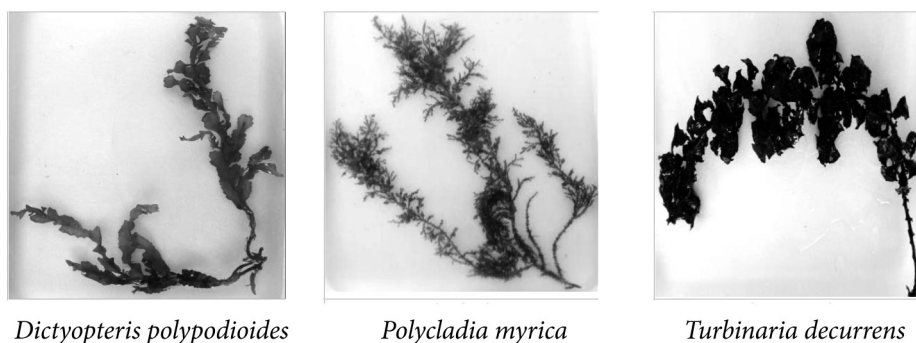


Fig. 1. General features of the collected algal species

from both *Cystoseira barbata* and *Fucus virsoides* [14]. Further, the bioactivity of alginate from *Dictyopteris polypodioides* was reported [1].

Yield of extracted algal SPs. The data presented in Table 1 reveal various ratios of different SPs yields from three algal species under investigation in comparison to their crudes. The performed investigations showed that the yield of crude SPs recorded the highest values of all. Its values ranged from 61.90 % to 43.64 % for *T. decurrens* and *P. myrica* dry weight, respectively. In this case, *D. polypodioides* had 46.97 % as a yield of its dry weight. Additionally, the highest alginate yield was recorded in *T. decurrens* (41.90 % DW) followed by *D. polypodioides* (36.97 % DW), whereas the lowest percentage was in *P. myrica* (33.64 % DW). Moreover, *D. polypodioides* showed the highest fucoidan value (22.51 % DW) followed by *P. myrica* (22.12 %), whereas the lowest value was observed in *T. decurrens* (15.37 % DW). This finding confirms that *T. decurrens* was a good source for alginate and *D. polypodioides* was a good source for fucoidan. The variation in the yield of algal SPs may be related to the algal species and their morphological form [18]. The estimated yield of crude SPs was higher than that obtained from *Sargassum euryphyllum* (39.49 %) and *S. aquifolium* (23.13 %), both collected from the same area [29].

Basically, alginate makes up to 40 % of brown algal dry weight and is the major polysaccharide in the cell wall with species-specific composition [41].

Table 1
Yield of the extracted crude SPs (%) from different algal species

Species	Yield of the different extracted SPs (% DW)		
	Crude SPs	Alginate	Fucoidan
<i>D. polypodioides</i>	46.97±2.8	36.97±2.12	22.51±1.24
<i>P. myrica</i>	43.64±9.4	33.64±1.45	22.12±2.23
<i>T. decurrens</i>	61.90±4.10	41.90±1.10	15.37±1.33

The obtained results are less or more similar to [37], which suggests that the alginate yield ranged from 20.19 % to 49.8 % dry weight for *Laminaria ochroleuca* and *Saccorhiza polyschides*, respectively. On the other hand, it has been shown [52] that the total yield of fucoidan isolated from *S. polycystum* is 4.51 %. In the Egyptian part of the Red Sea, fucoidan production varied from 9.085 % in *Sargassum linifolium* to 13.04 % in *Stypopodium schimperi* [18].

Characterization of the extracted algal SPs

Chemical composition. The chemical composition of the extracted SPs is given in Table 2. In some details, the highest total organic carbon (TOC) value was registered in fucoidan of *P. myrica* (28.33 %), followed by *D. polypodioides*-fucoidan (27.64 %), and *T. decurrens*-alginate (25.01 %). In addition, carbohydrate content in all tested SPs ranged from 37.27 % (*D. polypodioides*-crude SPs) to 56.89 % (*D. polypodioides*-fucoidan). Generally its values were higher in the case of fucoidan compared to others. Sulfate content showed moderate values with obvious fluctuations. The lowest one was 13.71 %, which was detected in *D. polypodioides*-alginate and the highest value — 22.44 % in *P. myrica*-crude SPs. Protein content was characterized by very low values, which ranged between 0.0001 % (*T. decurrens*-alginate) and 0.009 % (*D. polypodioides*-crude SPs).

According to findings from the literature, crude polysaccharides from *Sargassum* spp. have a comparable ratio of the total carbohydrate content (44.09—

Table 2

Chemical composition of the extracted SPs from different algal species under investigation in comparison to their crudes

Species	Parameter, %			
	Total organic carbon	Carbohydrate	Sulfate	Protein
Crude SPs				
<i>T. decurrens</i>	17.15 ^b	43.64 ^a	21.63 ^a	0.003 ^a
<i>P. myrica</i>	21.28 ^a	46.90 ^a	22.44 ^a	0.008 ^a
<i>D. polypodioides</i>	17.29 ^b	37.27 ^b	19.89 ^a	0.009 ^a
Alginate				
<i>T. decurrens</i>	25.01 ^a	41.89 ^b	18.97 ^a	0.0001 ^b
<i>P. myrica</i>	23.91 ^a	46.96 ^a	15.98 ^b	0.001 ^a
<i>D. polypodioides</i>	19.32 ^b	43.64 ^a	13.71 ^a	0.003 ^a
Fucoidan				
<i>T. decurrens</i>	14.20 ^b	53.69 ^a	20.03 ^a	0.001 ^b
<i>P. myrica</i>	28.33 ^a	55.07 ^a	17.32 ^b	0.001 ^b
<i>D. polypodioides</i>	27.64 ^a	56.89 ^a	15.03 ^b	0.004 ^a

Note. Different letters at the same row mean significant difference at $P \leq 0.05$.

57.43 %) and sulfate content (13.58—18.26 %), but no protein was found [29]. Later, it has been found [38] that the polysaccharides extracted from different brown algal species significantly differed in the total content of carbohydrates (from 32.15 % in *Turbinaria conoides* to 59.95 % in *Padina minor*). The content of sulfate varied from 9.74 % to 14.22 % depending on algal species. The fucoidan isolated from *T. decurrens* included 54.86 % of the total sugar, 23.51 % of sulfate, and 3.4 % of protein [45].

FTIR profile of SPs. For all illustrated FTIR spectra, shown in Figure 2, a wide peak in the range 3395 to 3470 cm^{-1} is due to the stretching vibrations of O-H and a small peak at 2925—2946 cm^{-1} for the extracted crude SPs and alginates represents the stretching of C-H [17]. For the extracted fucoidan from *D. polypodioides*, and *T. decurrens* this peak does not appear. Sharp peaks were observed in the range from 1618—1640 cm^{-1} , which were attributed to carboxylate O-C-O asymmetric stretching or can be assigned to the amide groups of protein or to the carbonyl stretching groups. In general, the FTIR spectrum shows an intense band at 1594.70 cm^{-1} reflecting the asymmetrical stretching of carboxylate (COO^-) confirming the high content of uronic acid in the extract [9]. The peaks appear at 1413—1466 cm^{-1} for the crude of both *P. myrica* (SPs and alginates) and *D. polypodioides* (SPs, alginate and fucoidan) and indicate C-H bending vibration of polysaccharide. These bands appeared as broad bands at 1408—1409 cm^{-1} for crude SPs and alginate from *T. decurrens* may be assigned to C-OH deformation vibration with the contribution of O-C-O symmetric stretching vibration of the carboxylate group. Weak and short bands at 1249 cm^{-1} in crude SPs of *P. myrica* and *D. polypodioides* are due to the presence of sulfated ester groups ($\text{S}=\text{O}$). Weak and broad bands at 1070—1090 cm^{-1} in all samples except *T. decurrens*-SPs represented the $\text{S}=\text{O}$ stretch of the sulfated polysaccharides or the C-N stretching of aromatic amine group. The bands at 1120—1124 cm^{-1} of *T. decurrens* crude SPs and *P. myrica* alginates are allocated to C-O groups of polyols of polysaccharides. The spectrum also showed the most intense band at 1047.07 cm^{-1} corresponding to the $\text{C}=\text{O}$ group [21].

Additionally, the spectrum displayed three peaks between 950 and 750 cm^{-1} providing further evidence of the existence of uronic acid. With the exception of *P. myrica* crude SPs, all samples showed weak and broad bands between 597 and 619 cm^{-1} , which may have been caused by $\text{C}=\text{C-H}$ stretching vibration. The FTIR spectra of the alginates produced from *L. ochroleuca* and *S. polyschides* resembled those of commercial alginate [37].

The bands at 1618—1640 cm^{-1} related to carbonyl ($\text{C}=\text{O}$) group in alginate. The bands appearing at 1413—1466 cm^{-1} in the extracted alginates are assigned to carboxyl (COOH) group present in the alginate [59]. The short band at 1249 cm^{-1} can be assigned to the C-O stretching vibration. Bands at approximately 1.070—1.090 cm^{-1} in algal species correspond to mannuronic (M) and guluronic (G) units, respectively [55]. The bands at 1120—1124 cm^{-1} in the tested algae correspond to C-O and C-C-H groups present in mannuronic and guluronic acids forming the alginate. The bands at 1.070 and 1.090 cm^{-1} in the tested algae correspond to $\text{S}=\text{O}$ and C-C-H groups. Multiple very small peaks observed in the range of 1070—1124 cm^{-1} represent the $\text{S}=\text{O}$ stretch of the sul-

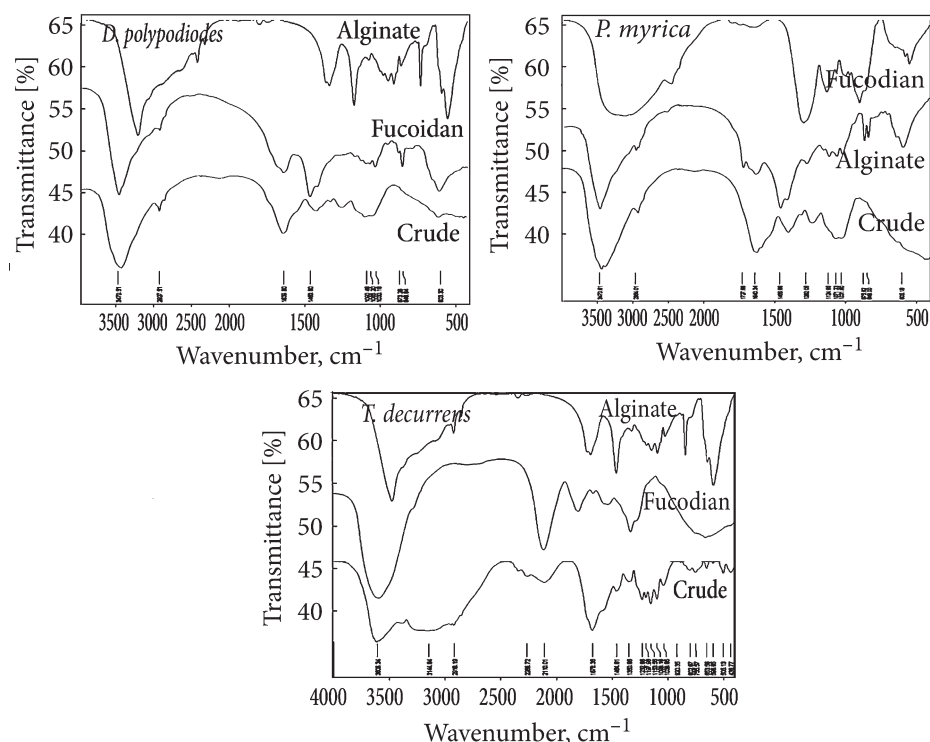


Fig. 2. Different FTIR profiles of the extracted polysaccharides from brown algal species under investigation.

fated polysaccharides or the C-N stretching of the aromatic amine group [47]. The band around 1.000 cm^{-1} is attributed to alcohol groups in the alginate. The bands at $597\text{--}619\text{ cm}^{-1}$ are related to the vibration of the C = C-H stretching [11].

Biological activity of the tested SPs

Antioxidant activity of the extracted algal SPs. The antioxidant activity of three algal SPs was estimated with sharp accuracy via three assays. Table 3 reveals that the SPs activities detected by the DPPH radical scavenging assay were very promising compared to ascorbic acid as a known antioxidant substance. The lowest value (54.2 %) was detected in *D. polypodioides*-fucoidan, whereas the highest value (88.71 %) was recorded in *T. decurrens*-crude SPs. Different LC_{50} values were calculated for all treatments. Obviously, the LC_{50} of most treatments was lower than ascorbic acid's LC_{50} ($69.25\text{ }\mu\text{g/mL}$), which confirmed their strong antioxidant activity and potential to be a radical scavenger agent.

Further, the antioxidant activity was also estimated via the H_2O_2 radical scavenging assay. The data presented in Table 3 exhibit the lowest activity (32.50 %) in the case of alginate from *D. polypodioides*, whereas the highest activity (68.89 %) was detected in the case of *P. myrica*-alginate. The antioxidant activity obtained by ascorbic acid (40.25 %) was lower than that of the majority

of SPs, which demonstrated the highest H₂O₂ radical scavenging activity of these SPs.

The LC₅₀ ranged between 60.48 µg/mL for alginate of *P. myrica* and 83.68 µg/mL for fucoidan of *T. decurrens*.

Moreover, the antioxidant activity was also estimated by TAC assay (Table 3), with the lowest activity (8.20 mg/g AsA equivalent) in the case of alginate of *P. myrica* and the highest activity (18.62 mg/g AsA equivalent) — in the case of *P. myrica*-crude SPs. The antioxidant activity conducted using ascorbic acid (13.25 mg/g AsA equivalent) showed a value lower than most of all algal SPs, but it was much higher than others. These observed variations in antioxidant activity of the experimented SPs were related to the assay and type of SPs used. In general, the highest antioxidant activity was detected in the tested crude SPs

Table 3

Antioxidant activity of algal SPs (crude SPs, alginate and fucoidan) estimated via DPPH radical scavenging, TAC and H₂O₂ radical scavenging assays in comparison to ascorbic acid as a powerful antioxidant

Polysaccharide	Antioxidant activity			
	<i>P. myrica</i>	<i>D. polypodioides</i>	<i>T. decurrens</i>	Ascorbic acid
DPPH radical scavenging %				
Crude Sps, LC ₅₀ (µg/mL)	72.75 ^b 62.48	69.36 ^c 65.53	88.71 ^a 51.24	69.25
Alginate, LC ₅₀ (µg/mL)	68.19 ^b 66.66	66.2 ^b 68.66	72.66 ^a 62.56	
Fucoidan, LC ₅₀ (µg/mL)	60.92 ^a 74.61	54.2 ^b 83.86	64.05 ^a 70.97	
H ₂ O ₂ radical scavenging %				
Crude Sps, LC ₅₀ (µg/mL)	67.82 ^a 61.44	42.50 ^c ND	53.52 ^b 83.68	40.25
Alginate, LC ₅₀ (µg/mL)	68.89 ^a 60.48	32.50 ^c ND	53.50 ^b 81.27	
Fucoidan, LC ₅₀ (µg/mL)	66.30 ^a 62.85	41.31 ^c ND	51.96 ^b 83.68	
TAC (mg/g ASA)				
Crude SPs	18.62 ^a	8.94 ^b	16.61 ^a	13.25
Alginate	8.20 ^b	6.25 ^b	15.77 ^a	
Fucoidan	15.72 ^a	10.29 ^b	16.87 ^a	

Note. Bold values refer LC₅₀. Small superscript letters refer to significant difference between the three extracted seaweed polysaccharides. Different letters at the same row mean significant difference at $P \leq 0.05$.

compared with crude alginate and fucoidan, which may be due to their composition and nature.

The antioxidant activity of sulfated polysaccharides from brown algal species was estimated by several researchers, and as a result, different values were obtained depending on the season, type of algae, and location of the collection. The sodium alginate derived from *D. polypodioides* showed the highest antioxidant activity with LC_{50} (20 $\mu\text{g/mL}$) in the DPPH test [1]. It has been found that the DPPH assay produced powerful antioxidant effects for the SPs from *S. euryphyllum* (59.15 %) and *S. aquifolium* (65.25 %) compared to ascorbic acid (67.33 %), whereas the H_2O_2 radical scavenging activity of the crude SPs from the two *Sargassum* species was less effective than that assessed for ascorbic acid [29]. On the other hand, the highest activity via DPPH (61.2 %), reducing ability (67.56 %), and the total antioxidant activity (65.3 %) were obtained at 1000 g/mL of fucoidan in evaluating the antioxidant activity of *S. polycystum* fucoidan using various assays [52].

Antidiabetic activity of the tested algal SPs. The anti-diabetic ability of the isolated SPs was determined by two effective assays and their data are presented in Figure 3. Firstly, the α -glycosidase assay scored high activity with the range of 62.50 % and 85.85 % for *D. polypodioides*-alginate and *T. decurrens*-crude SPs, respectively, whereas acarbose showed activity (63.63 %). The calculated LC_{50} of α -glycosidase assay for most treatments (14.0—19.5 $\mu\text{g/mL}$) except *D. membranacea*-alginate (20.5 $\mu\text{g/mL}$) was lower than standard concentration (19.64 $\mu\text{g/mL}$).

Secondly, α -amylase assay exhibited rather lower activity values than those gained by the first assay. In addition, acarbose showed activity (55.45 %) in the later assay. The estimated LC_{50} values of α -amylase of most isolated SPs (16.1—19.6 $\mu\text{g/mL}$) exhibited less or more similar behavior of α -glucosidase compared with the value of standard drug 29.84 $\mu\text{g/mL}$. These findings proved the potential anti-diabetic activity of different extracted SPs.

In the same context, alginates from *Laminaria digitata* and *Undaria pinnatifida* appeared to be strong inhibitors of α -amylase activity with LC_{50} of 0.075 ± 0.010 — 0.103 ± 0.017 mg/mL [68]. Overall, this finding shows that alginates are strong α -amylase inhibitors, which may delay the release of glucose from starches and reduce postprandial hyperglycemia. In addition, it has been found [54] that fucoidan treatment reduced insulin-induced 2-deoxy-D-[3H] glucose absorption by up to 51 % compared to control cells.

Anti-obesity pancreatic lipase inhibitory assay of the isolated SPs. For different extracted SPs, anti-obesity activity is illustrated in Figure 4. In particular, results of such an assay showed the lowest value as 62.81 % in the case of alginate of *D. polypodioides*, whereas the highest value (95.25 %) was detected for *T. decurrens*-fucoidan. In addition, Orlistat exhibited moderate activity (89.35 %) when compared to the algal SPs.

Complementarily, the LC_{50} ranged from 22.77 $\mu\text{g/mL}$ (*T. decurrens*-fucoidan) to 79.61 $\mu\text{g/mL}$ (*D. polypodioides*-alginate), whereas Orlistat had its effect at 55.96 $\mu\text{g/mL}$ as LC_{50} . However, all the extracted SPs from *T. decurrens* sho-

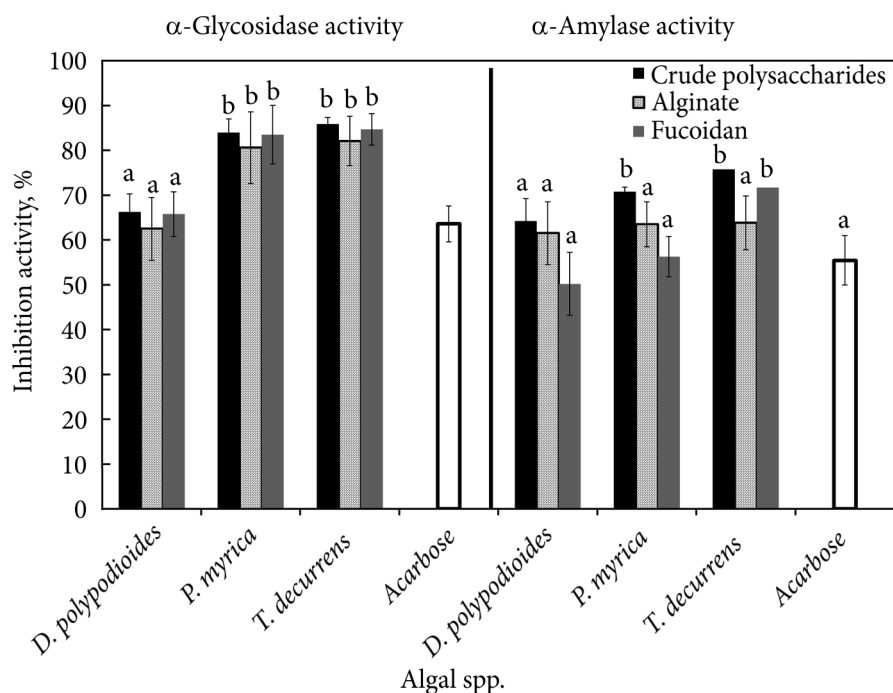


Fig. 3. Antidiabetic activity for different extracted polysaccharides via inhibition of α -amylase and α -glucosidase activity. Different letters mean significant difference at $P \leq 0.05$

wed the lowest values revealing the potential of these polysaccharides as molecules for anti-obesity applications. Seaweeds are a promising source of anti-obesity agents, especially alginates, fucoidans, fucoxanthin, and phlorotannins [65]. Alginates, in particular, have been demonstrated to have inhibitory activity against pancreatic lipase and the source and chemical form of the compound may affect the inhibitory activity of the substance. Practically, the inhibition of pancreatic lipase by alginates is substrate specific [12]. The fucoidans extracted from *U. pinnatifida* reduced lipid accumulation by stimulating lipolysis and demonstrating their anti-obesity properties [54].

Anti-arthritis activity. The data in Figure 5 illustrate the anti-arthritis activity of different extracted SPs via a protein denaturation assay. The crude SPs of *T. decurrens* showed the highest activity (89.89 %), followed by fucoidan of *T. decurrens* (88.25 %) and alginate of *T. decurrens* (86.32 %). The lowest values were recorded for all SPs of *D. polypodioides*, whereas the SPs of *P. myrica* exhibited moderate values between the two when compared with diclofenac sodium as a standard anti-arthritis agent. The LC_{50} values of crude SPs of *P. myrica* (14.75 μ g/mL) were only slightly lower than the LC_{50} of diclofenac sodium (15.12 μ g/mL) and other SPs treatments, so these tested polysaccharides have promising anti-arthritis properties.

It has been proven [2] that fucoidan extracts from *U. pinnatifida*, *L. japonica*, *Fucus vesiculosus*, *Ascophyllum nodosum*, and *Macrocystis pyrifera* have the

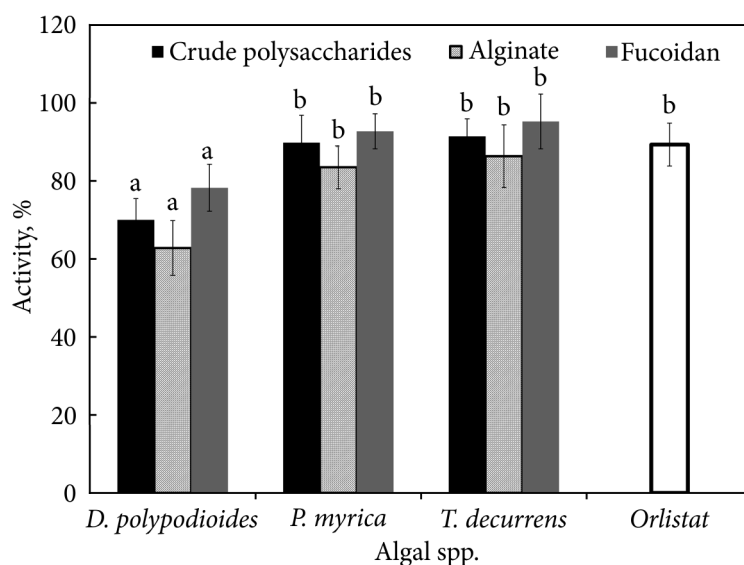


Fig. 4. Anti-obesity activity for different extracted SPs via pancreatic lipase inhibitory assay in vitro. Different letters mean significant difference at $P \leq 0.05$

anti-inflammatory effects. Fucoidan nanoparticles were confirmed to have an anti-oxidative and anti-inflammatory impact against the nephropathy of streptozotocin-induced diabetes in rats [66].

Antibacterial activity. Brown seaweed extracts are utilized in aquaculture feed as preventative and/or therapeutic treatments due to they have antibacterial effect against fish diseases [56]. In particular, the use of brown seaweed extracts encourages immunological system of fish and shrimps [62].

Complementarily to the biological activities determined, the antibacterial activity of all SPs samples was detected by using the well cut-diffusion technique. The data in Figure 6 and Table 4 suggest that few positive activities were recorded. The crude SPs of *D. polypodioides* showed considerable values against *E. coli* ATCC 8739 (22 mm) followed by *S. aureus* ATCC 25923 (20 mm). In addition, its fucoidan showed low inhibition activity towards *S. agalactiae* ATCC 13813, *S. aureus* ATCC 25923, *V. fluvialis* ATCC 33812, and *K. pneumoniae* ATCC 13883. Furthermore, the crude SPs of *P. myrica* showed moderate activity towards *B. subtilis* ATCC 6051 (18 mm), *E. coli* ATCC 8739 (16 mm), *S. aureus* ATCC 25923 (18 mm), and *K. pneumoniae* ATCC 13883 (18 mm) and very low activity against *A. hydrophila* ATCC 13037 (12 mm). The crude SPs of *T. decurrens* showed low activity (12 mm) only against *B. subtilis* ATCC 6051 and *K. pneumoniae* ATCC 13883. Strangely, the alginate of three seaweeds did not show any activity at all against the references tested bacteria. Thus, the sulfate content of SPs may show how effective they are at fighting bacteria. It has been found [8] that that highly sulfated polysaccharides have the strongest antimicrobial properties. On the other hand, the antimicrobial activity of

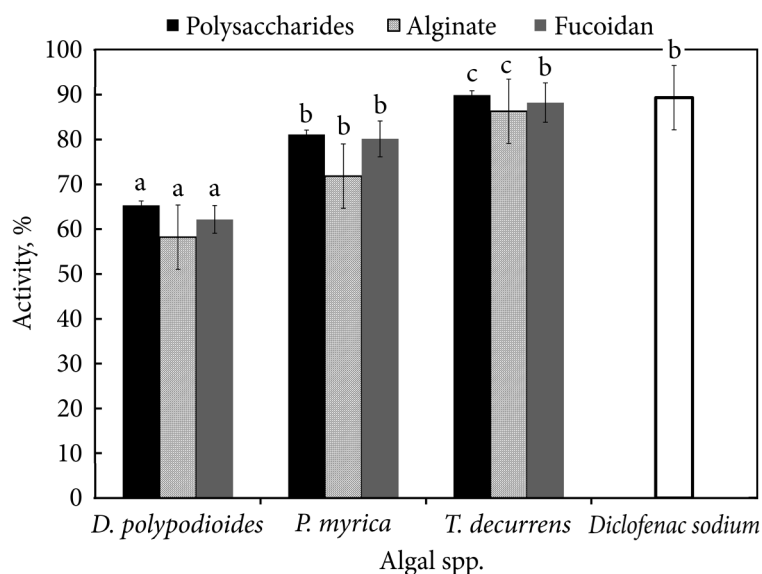


Fig. 5. Anti-arthritis activity for the different extracted SPs *in vitro*. Different letters mean significant difference at $P \leq 0.05$

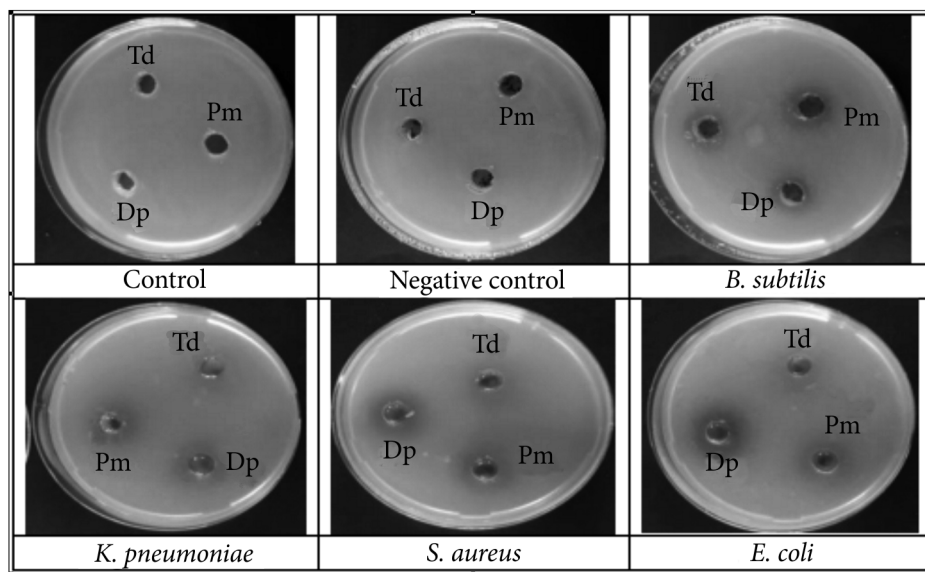


Fig. 6. A side of antibacterial activities detected by the most potent algal crude SPs against bacterial pathogens. Td – *T. decurrens*, Dp – *D. polypodioides*, and Pm – *P. myrica*

the brown algal SPs may be related to the collection season and sites [38]. In relation to this, the antibacterial agent fucoidan, which was isolated from *S. polycystum*, was investigated for its potential to treat human and animal harmful microorganisms [53]. The fucoidans from *Fucus vesiculosus* appeared to have a

significant bacteriostatic effect on the growth of tested bacterial strains and *E. coli* was the most susceptible bacterium [6].

Cytotoxic evaluation of *T. decurrens* crude SPs. As shown in Figure 7, the cytotoxicity of *T. decurrens* crude SPs was further evaluated towards normal liver cells due to this extract exhibited more bioactivity than other SPs extracts in most the estimated activities. Both viability and inhibitory percentages (%) were determined for detecting the safe concentration, upon which it will be restricted and then forbidden. Specifically, even at 31.25 µg/mL the cells keep their viability completely. Above such crude SPs concentration, cellular viability decreased gradually with the increase of SPs concentrations. At 500 µg/mL, the inhibitory effect against cells (58.24 %) started to be high and then the cells started to be extensively affected. This finding was consistent with that made by [5], who found that the crude polysaccharides of *Portieria hornemannii* and *Spyridia hypnoides* were cytotoxic at higher concentrations but promoted cell growth at lower ones. Generally, according to toxicity grade (Table 5), the tes-

Table 4

Screening of antibacterial activities (mm) for different algal SPs against human and fish bacterial pathogens via well cut-diffusion technique

Pathogens	Extract code / Activity (mm)								
	Alginate			Fucoidan			Crude SPs		
	<i>Pm</i>	<i>Dp</i>	<i>Td</i>	<i>Pm</i>	<i>Dp</i>	<i>Td</i>	<i>Pm</i>	<i>Dp</i>	<i>Td</i>
<i>B. subtilis</i> ATCC 6051	ND	ND	ND	ND	ND	ND	18	16	12
<i>E. coli</i> ATCC 8739	ND	ND	ND	ND	ND	ND	16	22	ND
<i>S. agalactiae</i> ATCC 13813	ND	ND	ND	ND	14	ND	ND	ND	ND
<i>S. aureus</i> ATCC 25923	ND	ND	ND	ND	12	ND	18	20	ND
<i>V. damsela</i> ATCC 33539	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	14	ND
<i>V. fluvialis</i> ATCC 33812	ND	ND	ND	ND	12	ND	ND	14	ND
<i>K. pneumoniae</i> ATCC 13883	ND	ND	ND	ND	12	ND	18	16	12
<i>P. aeruginosa</i> ATCC 9027	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<i>P. fluorescens</i> ATCC 13525	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<i>A. hydrophila</i> ATCC 13037	ND	ND	ND	ND	ND	ND	12	14	ND

Note. *Td* — *T. decurrens*, *Dp* — *D. polypodioides*, *Pm* — *P. myrica*. ND — not detected.

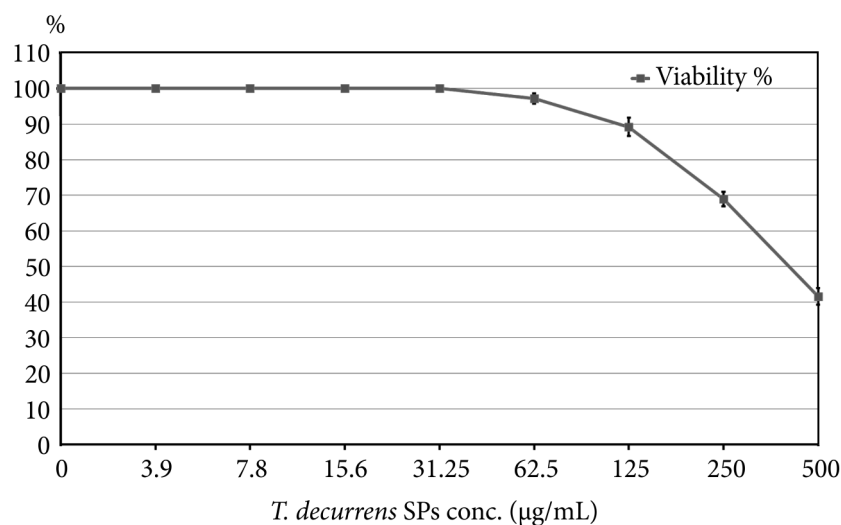


Fig. 7. Cytotoxic evaluation of *T. decurrens* crude SPs by viability and inhibitory % assay

ted crude SPs is a Grade 1 so it is consistently nontoxic towards healthy human liver cell and safe for medical uses [20].

Surprisingly, the majority of studies on alginates tended to focus on their nanocomposites, films, hydrogels, etc. This indicates that there is less information than there should be about the biological activities of alginate as a raw polysaccharide. As a result, we view this research as a collective and comprehensive study of biological evaluation.

Correlation analysis. The correlation analysis proved that there is a strong correlation between the sulfate content of different isolated polysaccharides and the estimated biological activities (Table 6). Generally, the biological efficiency of algal polysaccharides is affected by a variety of parameters such as type, purity, structure, molecular weight, and attached groups. The most crucial factors affecting their biological activities, such as those that affect their capacity to scavenge free radicals and their antiviral activity, are specifically their sulfate

Table 5

Cytotoxicity grade depending on the cell viability percentage of (Feng et al., 2017)

Grade	Viability, %
0	0
1	75—99
2	50—74
3	25—49
4	1—24
5	0

Table 6

Correlations between the chemical composition of SPs and their biological activities

	Sulfate	Protein	TOC	Carb	DPPH	TAC	H ₂ O ₂	α -glucosidase	α -amylase	Anti-arthritis
DPPH _(c)		-0.95	-0.66							
DPPH _(a)	0.99	-0.92	0.85	-0.54						
DPPH _(f)	0.97	-0.97	-0.71	-0.99						
TAC _(c)	0.99	-0.46	0.64	0.99						
TAC _(a)	0.97	-0.87	0.78	-0.63	0.99					
TAC _(f)	0.92	-0.99	-0.60	-0.96	0.99					
H ₂ O _{2(c)}	0.96		0.89	0.97		0.92				
H ₂ O _{2(a)}		-0.72	0.81	0.57	0.99					
H ₂ O _{2(f)}		-0.78			0.60	0.72				
α -glucosidase _(c)	0.92	-0.69		0.91		0.96	0.77			
α -glucosidase _(a)	0.86	-0.96	0.99		0.78	0.71	0.88			
α -glucosidase _(f)	0.87	-0.99	-0.51	-0.93	0.97	0.99	0.79			
α -amylase _(c)	0.72	-0.90		0.70	0.72	0.80	0.50	0.94		
α -amylase _(a)	0.89	-0.98	0.99		0.82	0.75	0.84	0.99		
α -amylase _(f)	0.98	-0.76	-0.95	-0.95	0.90	0.82		0.75		
Anti-arthritis _(c)	0.78	-0.86		0.76	0.66	0.85	0.58	0.96	0.99	
Anti-arthritis _(a)	0.99	-0.98	0.94		0.98	0.95			0.92	

Table 6 (continued)

	Sulfate	Protein	TOC	Carb	DPPH	TAC	H ₂ O ₂	α -glucosidase	α -amylase	Anti-arthritis
Anti-arthritis _(f)							-0.49	-0.70		
Anti-obesity _(c)	0.93	-0.68		0.92		0.96	0.79	0.99	0.93	0.96
Anti-obesity _(a)	0.88	-0.98	0.99		0.81	0.74	0.86	0.99	0.99	0.91
Anti-obesity _(f)	0.91	-0.99	-0.58	-0.95	0.98	0.99	0.73	0.99	0.81	

Note. Bold values are significant correlations at $P < 0.05$ level; c — crude SPs, a — alginate, f — fucoidan.

content, location, and monosaccharide composition [31, 32, 34]. Since it was hypothesized that the sulfate group would activate the hydrogen atom of the anomeric carbon, the polysaccharide's capacity to donate hydrogen would increase [7].

High-sulfated polysaccharides are more effective at scavenging sulfur than low sulfated polysaccharides [13]. In addition, depending on their sulfate concentration, the sulfated polysaccharides could inhibit the lipopolysaccharide-induced inflammatory response in the macrophage (RAW cells) [63]. It has been found [49] that the anti-obesity properties of polysaccharides were related to their sulfate concentration, explaining that the more sulfated sample derived from fucoidan had an anti-adipogenic activity that might regulate obesity *in vivo*. On the other hand, proteins represent contaminants during the extraction process and the purifying procedure is a crucial step. The obtained results demonstrate a negative relationship between the polysaccharide protein content and all the observed activities.

The correlation of the total organic carbon and the total carbohydrate content of different extracted polysaccharides with the estimated biological activities showed a fluctuation pattern according to the types of polysaccharides and biological assays. This observation is in line with [19].

As shown from Table 6, the antioxidant activity of the studied extracted polysaccharides was positively correlated with the anti-diabetic activity meaning these isolated SPs play a protective role against diabetes-related oxidative stress and might be the reason for the major contribution of the increased level of α -glucosidase and amylase inhibition. A similar observation, which confirmed that polysaccharides' anti-diabetic efficiency was due to their antioxidant capabilities, which may play a role in maintaining glucose homeostasis was made [44].

According to the present study, there is a strong correlation between anti-obesity activity and the antioxidant and anti-diabetic activities of the tested algae (Table 6). Polysaccharides are

potent natural antioxidants that may lessen oxidative stress related to diabetes, obesity, and other disorders, as well as oxidative damage in food [22]. Additionally, antioxidant polysaccharides can be used to treat obesity [65]. Algal SPs are the primary contributors to antioxidant and anti-arthritic activities and each assay, although only anti-arthritic of crude and alginate, exhibited a good correlation with the DPPH and TAC [7].

Conclusion

Due to their vast range of important uses today, seaweeds have drawn a lot of interest. The brown algae in particular are a practical and significant source of sulfated polysaccharides. In the present study, the SPs isolated from the Egyptian seaweeds (*Dictyopteris polypodioides*, *Polycladia myrica*, and *Turbinaria decurrens*) inhabiting the Red Sea, contained potent antioxidant, anti-diabetic, anti-obesity, anti-arthritic, and antibacterial properties without having any cytotoxic effects on liver cells. The obtained original data confirm the potential application of these seaweeds as a nutraceutical raw source that can be safely applied by the food industry and/or other sectors, especially since they have a wide array of medicinal, biomedical, and commercial applications.

Literature Cited

1. Abid M.D., Lajili S., Ammar H.H. et al. Chemical and biological properties of sodium alginates isolated from two brown algae *Dictyopteris membranaceae* and *Padina pavonica*. *Trends Journal of Sciences Research*. 2019. Vol. 4. P. 62—67.
2. Ahmad T., Eapen M.S., Ishaq M. et al. Anti-inflammatory activity of fucoidan extracts *in vitro*. *Mar. Drugs*. 2021. Vol. 19, Iss. 12. Art. N 702. P. 1—17. <https://doi.org/10.3390/md19120702>
3. Aleem A.A. A preliminary list of algae from Sierra Leone. *Botanica Marina*. 1978. Vol. 21. P. 397—399.
4. Amer M.S., Ibrahim H.A.H. Chitosan from marine-derived *Penicillium spinulosum* MH2 cell wall with special emphasis on its antimicrobial and antifouling properties. *The Egyptian J. Aquat. Res.* 2019. Vol. 45. P. 359—365.
5. Arunkumar K., Raja R., Kumar V.B.S. et al. Antioxidant and cytotoxic activities of sulfated polysaccharides from five different edible seaweeds. *Food Measure*. 2021. Vol. 15. P. 567—576. <https://doi.org/10.1007/s11694-020-00661-4>
6. Ayrapetyan O.N., Obluchinskaya E.D., Zhurishkina E.V. et al. Antibacterial properties of fucoidans from the brown algae *Fucus vesiculosus* L. of the Barents Sea. *Biology*. 2021. Vol. 10: 67. <https://doi.org/10.3390/biology10010067>
7. Barakat Kh., Ismail M.M., Abou El Hassayeb H., El Sersy N.A., Elshobary M.E. Chemical characterization and biological activities of ulvan extracted from *Ulva fasciata* (Chlorophyta). *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*. 2022. Vol. 33. P. 829—841. <https://doi.org/10.1007/s12210-022-01103-7>.
8. Berteau O., Mulloy B. Sulfated fucans, fresh perspectives: structures, functions, and biological properties of sulfated fucans and an overview of enzymes active toward this class of polysaccharide. *Glycobiology*. 2003. Vol. 13: 29R—40R.
9. Bi F., Mahmood S.J., Arman M., Taj N., Iqbal S. Physicochemical characterization and ionic studies of sodium alginate from *Sargassum terrarium* (brown algae). *Physics and Chemistry of Liquids*. 2007. Vol. 45. P. 453—461.
10. Calumpong P.H., Maypa P.A., Magbanua M. Population and alginate yield and quality assessment of four *Sargassum* species in Negros Island, central Philippines. *Hydrobiologia*. 1999. Vol. 398. P. 211—215.

11. Campos-Vallette M.M., Chandía N.P., Clavijo E. et al. Characterization of sodium alginate and its block fractions by surface-enhanced Raman spectroscopy. *J. Raman Spectroscopy*. 2010. Vol. 41. P. 758—763.
12. Chater P.I., Wilcox M.D., Houghton D., Pearson J.P. The role of seaweed bioactivities in the control of digestion: Implications for obesity treatments. *Food Function*. 2015. Vol. 6. P. 3420—3427.
13. Costa L.S., Fidelis G.P., Cordeiro S.L., Oliveira R.M., Sabry DA. et al. Biological activities of sulfated polysaccharides from tropical seaweeds. *Biomedicine and Pharmacotherapy*. 2010. Vol. 64. P. 21—28.
14. Dobrincic A., Pedisic S., Zoric Z. et al. Microwave assisted extraction and pressurized liquid extraction of sulfated polysaccharides from *Fucus virsoides* and *Cystoseira barbata*. *Foods*. 2021. Vol. 10: 1481. <https://doi.org/10.3390/foods10071481>
15. Dong H.Q., Li M., Zhu F., Liu F.L., Huang J.B. Inhibitory potential of trilobatin from *Lithocarpus Polystachyus* Rehd against α -glucosidase and α -amylase linked to type 2 diabetes. *Food Chemistry*. 2012. Vol. 130. P. 261—266.
16. Dubois M., Gilles K.A., Hamilton J.K. et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*. 1956. Vol. 28 (3). P. 350—356.
17. El-Rafie H.M., El-Rafi, M.H., Zahran M.K. Green synthesis of silver nanoparticles using polysaccharides extracted from marine macro algae. *Carbohydrate Polymers*. 2013. Vol. 96. P. 403—410.
18. El-Sayed A.A.M., Abouzeid F.M., Ismail M.M., El Zokm G.M. Characterization and utilization of *Sargassum linifolium* and *Stypopodium schimperi* polysaccharides as blue inhibitors for steel electro-polishing. *Water Sci. Technol.* 2021. Vol. 83 (2). P. 409—424.
19. Fang X., Jiang B., Wang X. Purification and partial characterization of an acidic polysaccharide with complement fixing ability from the stems of *Avicennia Marina*. *J. Biochemistry and Molecular Biology*. 2006. Vol. 39 (5). P. 546—555
20. Feng W., Feng S., Tang K. et al. A novel composite of collagen-hydroxyapatite/ κ -carrageenan. *J. Alloys and Compounds*. 2017. Vol. 693. P. 482—489.
21. Fenoradosa T.A., Ali G., Delattre C. et al. Extraction and characterization of an alginate from the brown seaweed *Sargassum turbinarioides* Grunow. *J. Appl. Phycology*. 2010. Vol. 22. P. 131—137.
22. Friedman M. Mushroom polysaccharides: chemistry and antiobesity, antidiabetes, anticancer, and antibiotic properties in cells, rodents, and humans. *Foods*. 2016. Vol. 29, N 5 (4): 80. doi: 10.3390/foods5040080. PMID: 28231175; PMCID: PMC5302426.
23. Gaudette H., Flight W., Toner L., Folger D. An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *J. Sedimentary Petrology*. 1974. Vol. 44. P. 249—253.
24. Gomha S.M., Riyadh S.M., Mahmoud E.A., Elaasser M.M. Synthesis and anticancer activities of thiazoles, 1,3-thiazines, and thiazolidine using chitosan-grafted-poly(vinylpyridine) as basic catalyst. *Heterocycles*. 2015. Vol. 91 (6). P. 1227—1243.
25. Guiry M.D., Guiry G.M. Algae Base. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. 2022; <http://www.algaebase.org>
26. Gülçin İ., Mshvildadze V., Gepdiremen A., Elias R. Antioxidant activity of saponins isolated from ivy: α -hederin, hederasaponin-C, hederacolchiside-E and hederacolchiside-F. *Planta Medica*. 2004. Vol. 70. P. 561—563.
27. Hamdan I.I., Afifi F.U. Studies on the *in vitro* and *in vivo* hypoglycemic activities of some medicinal plants used in treatment of diabetes in Jordanian traditional medicine. *J. Ethnopharmacology*. 2004. Vol. 93. P. 117—121.
28. Ibrahim H.A.H., Amer M.S., Ahmed H.O., Hassan N.A. Antimicrobial activity of the sea hare (*Aplysia fasciata*) collected from the Egyptian Mediterranean Sea, Alexandria. *Egypt. J. Aquat. Biol. & Fisher.* 2020. Vol. 24(4). P. 233—248.
29. Ismail G.A., Hessien M., Saleh M.A., Ismail M.M. Antioxidant and antiviral activity of sulfated polysaccharides derived from two *Sargassum* species of Red Sea Egypt. *Journal of Biologically Active Products from Nature*. 2022. Vol. 12(4). P. 24—343

30. Ismail M.M. Probiotics and algal functional food / *Algal Functional Foods and Nutraceuticals: Benefits, Opportunities, and Challenges*. Ed. by Mishra A. Sharjah : Bentham Science Publ., 2022. P. 341—361.
31. Ismail M.M., Alotaibi B.S., EL-Sheekh M.M. Therapeutic uses of red macroalgae. *Molecules*. 2020. Vol. 25: 4411. doi:10.3390/molecules25194411
32. Ismail M.M., Amer M.A. Characterization and biological properties of sulfated polysaccharides of *Corallina officinalis* and *Pterocladia capillacea*. *Acta*. 2020. Vol. 34(4): 623—632. doi: 10.1590/0102-33062020abb0121
33. Ismail M.M., El Sheekh M.M. Enhancement of biochemical and nutritional contents of some cultivated seaweeds under laboratory conditions. *Journal of Dietary Supplements*. 2017. Vol. 15. P. 318—329.
34. Ismail M.M., Kanaan H.M. Chemodiversity of galactans from different red seaweed species with emphasis on their antioxidant and antiproliferative activities *in vitro*. *Biological and Applied Sciences*. 2022. Vol. 65: e22210122, 2022 www.scielo.br/babt Article -
35. Ismail M.M., Mostafa M.H., El Sikaily A.M. Phytochemical variation, antioxidant and antidiabetic capacity of extracts of common brown seaweeds from the Red Sea, Egypt. *Egypt. J. Aquat. Biol. & Fisher.* 2022. Vol. 26(5). P. 445—462.
36. Kadam S.U., Tiwari B.K., O'Donnell C.P. Extraction, structure and biofunctional activities of laminarin from brown algae. *International Journal of Food Science and Technology*. 2015. Vol. 50. P. 24—31. doi: 10.1111/ijfs.12692.
37. Kaidi S., Bentiss F., Jama C. et al. Isolation and structural characterization of alginates from the kelp species *Laminaria ochroleuca* and *Saccorhiza polyschides* from the Atlantic coast of Morocco. *Colloids Interfaces*. 2022. Vol. 6: 51. https:// doi.org/10.3390/colloids6040051
38. Kantachumpoo A., Chirapart A. Components and antimicrobial activity of polysaccharides extracted from Thai brown seaweeds. *Kasetsart Journal (Natural Science)*. 2010. Vol. 44. P. 220 — 233.
39. Kim Y.S., Lee Y.M., Kim H. et al. Anti-obesity effect of *Morus bombycis* root extract: anti-lipase activity and lipolytic effect. *J. Ethnopharmacology*. 2010. Vol. 130. P. 621—624.
40. Kolmert Å., Wikström P., Hallberg K.B. A fast and simple turbidimetric method for the determination of sulfate in sulfate-reducing bacterial cultures. *Journal of Microbiological Methods*. 2000. Vol. 41. P. 179—184.
41. Łabowska B., Michalak M.I., Jerzy D. Methods of extraction, physicochemical properties of alginates and their applications in biomedical field—a review. *Open Chemistry*. 2019. Vol. 17 (1). P. 738—762. https://doi.org/10.15 15/chem-2019-0077
42. Li Y., Zheng Y., Zhang Y. et al. Brown algae carbohydrates: structures, pharmaceutical properties, and research challenges. *Marine Drugs*. 2021. Vol. 19(11): 620.
43. Lowry O.H., Rosebrough N.J., Farr A.L., Randall R.J. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry*. 1951. Vol. 193. P. 265—275.
44. Maheswari A., Salamun D.A. *In vitro* correlation studies of antidiabetic, antioxidant activity and HPLC-ESI-MS/MS analysis of marine seaweeds from Gulf of Mannar. *Regional Studies in Marine Science*. 2022. Vol. 56: 102686.
45. Manikandan R., Parimalanandhini D., Mahalakshmi K. et al. Studies on isolation, characterization of fucoidan from brown algae *Turbinaria decurrens* and evaluation of its *in vivo* and *in vitro* anti-inflammatory activities. *Intern. J. Biological Macromolecules*. 2020. Vol. 160. P. 1263—1276.
46. Mosmann T. Rapid colorimetric assay for cellular growth and survival: application to proliferation and cytotoxicity assays. *J. Immunological Methods*. 1983. Vol. 65. P. 55—63.
47. Nakamoto K. Infrared and raman spectra of inorganic and coordination compounds. New York : John Wiley & Sons Ltd., 1986.

48. Obluchinskaya E., Daurtseva A. Effects of air drying and freezing and long-term storage on phytochemical composition of brown seaweeds. *J. Appl. Phycology*. 2020. Vol. 32. P. 4235—4249.
49. Oliveira R.M., Câmara R.B.G., Monte J.F.S. et al. Commercial fucoidans from *Fucus vesiculosus* can be grouped into antiadipogenic and adipogenic agents. *Marine Drugs*. 2018. Vol. 16: 193.
50. Olmo A., Picon A., Nuñez M. High pressure processing for the extension of *Laminaria ochroleuca* (kombu) shelf-life: a comparative study with seaweed salting and freezing. *Innovative Food Science and Emerging Technologies*. 2019. Vol. 52. P. 420—428.
51. Oza R.M., Zaidi S.H. *A revised checklist of Indian marine algae*. Central Salt and Marine Chemicals Research Institute, Bhavnagar. 2001. Vol. 111. 296 p.
52. Palanisamy S., Vinosha M., Marudhupandi T. et al. Isolation of fucoidan from *Sargassum polycystum* brown algae: Structural characterization, *in vitro* antioxidant and anti-cancer activity. *Intern. J. Biological Macromolecules*. 2017. Vol. 102. P. 405—412.
53. Palanisamy S., Vinosha M., Rajasekar P. et al. Antibacterial efficacy of a fucoidan fraction (Fu-F2) extracted from *Sargassum polycystum*. *Ibid.* 2019. Vol. 125. P. 485—495.
54. Park M.K., Jung U., Roh C. Fucoidan from marine brown algae inhibits lipid accumulation. *Marine Drugs*. 2011. Vol. 9. P. 1359—1367.
55. Pereira L., Sousa A., Coelho H. et al. Use of FTIR, FT-Raman and ¹³C-NMR spectroscopy for identification of some seaweed phycocolloids. *Biomolecular Engineering*. 2003. Vol. 20(4—6). P. 223—228. doi: 10.1016/s1389-0344(03)00058-3.
56. Pérez M.J., Falqué E., Domínguez H. Antimicrobial action of compounds from marine seaweed. *Marine Drugs*. 2016. Vol. 14: 52. doi: 10.3390/md14030052.
57. Ponce N.M.A., Stortz C.A. A comprehensive and comparative analysis of the fucoidan compositional data across the Phaeophyceae. *Frontiers in Plant Science*. 2020. Vol. 11: 556312. doi: 10.3389/fpls.2020.556312
58. Prieto P., Pineda M., Aguilar M. Spectrophotometric quantitation of antioxidant capacity through the formation of a phosphomolybdenum complex: specific application to the determination of vitamin E. *Analytical Biochemistry*. 1999. Vol. 269 (2). P. 337—341.
59. Sheng P.X., Ting Y., Chen J.P., Hong L. Sorption of lead, copper, cadmium, zinc, and nickel by marine algal biomass: characterization of biosorptive capacity and investigation of mechanisms. *J. Colloid and Interface Science*. 2004. Vol. 275. P. 131—141.
60. Tako M. Rheological characteristics of fucoidan isolated from commercially cultured *Cladosiphon okamuranus*. *Botanica Marina*. 2003. Vol. 46. P. 461—465.
61. Tanna B., Mishra A. Nutraceutical potential of seaweed polysaccharides: structure, bioactivity, safety, and toxicity. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*. 2019. Vol. 18. P. 817—831.
62. Thanigaivel S., Thomas J., Chandrasekaran N., Mukherjee A. Treating bacterial infections in fishes and shrimps using seaweed extracts. *Aquaculture microbiology* / Ed. by J. Thomas, N. Amaran. New York : Springer Protocols Handbooks. Humana, 2023. https://doi.org/10.1007/978-1-0716-3032-7_18
63. Wang L., Je J.-G., Huang C. et al. Anti-inflammatory effect of sulfated polysaccharides isolated from *Codium fragile* *in vitro* in RAW 264.7 Macrophages and *in vivo* in zebrafish. *Marine Drugs*. 2022. Vol. 20(6). P. 391.
64. Wang Y., Xing M., Cao Q. et al. Biological activities of fucoidan and the factors mediating its therapeutic effects: a review of recent studies. *Ibid.* 2019. Vol. 17: 183. doi: 10.3390/md17030183
65. Wan-Loy C., Siew-Moi P. Marine algae as a potential source for anti-obesity agents. *Marine Drugs*. 2016. Vol. 14: 222. doi:10.3390/md14120222
66. Wardani G., Nugraha J., Mustafa M.R., Sudjarwo S.A. Antioxidative stress and anti-inflammatory activity of fucoidan nanoparticles against nephropathy of streptozotocin-induced diabetes in rats. *Evidence-based Complementary and Alternative Medicine*. 2022. 3405871.

67. Ye H., Zhou C., Sun Y. et al. Antioxidant activities of ethanol extracts from brown seaweed *Sargassum pallidum*. *European Food Research and Technology*. 2009. Vol. 230. P. 101—109.

68. Zaharudin N., Salmean A.A., Dragsted L.O. Inhibitory effects of edible seaweeds, polyphenolics and alginates on the activities of porcine pancreatic alpha-amylase. *Food Chemistry*. 2018. Vol. 245. P. 1196—1203.

69. Zubia M., Stiger-Pouvreau V., Mattio L. et al. A comprehensive review of the brown macroalgal genus *Turbinaria* J.V. Lamouroux (Fucales, Sargassaceae). *J. Appl. Phycol.* 2020. Vol. 32. P. 2743—2760. <https://doi.org/10.1007/s10811-020-02188-z>.

Надійшла 29.07.2023

M.M. Ismail,

National Institute of Oceanography and Fisheries (NIOF),
Cairo, Egypt

mona_es5@yahoo.com; mm.esmail@niof.sci.eg;

ORCID 0000-0001-7029-6802

H.A.H. Ibrahim,

National Institute of Oceanography and Fisheries (NIOF),
Cairo, Egypt

G.M. El Zokm,

National Institute of Oceanography and Fisheries (NIOF),
Cairo, Egypt

COMPARISON OF CHEMICAL COMPOSITION AND BIOACTIVITIES OF VARIOUS POLYSACCHARIDES OF BROWN SEAWEEDS, THE RED SEA, EGYPT, HURGHADA

Sulfated polysaccharides (SPs) from algae have been shown to be effective in a number of biological applications. Therefore, the chemical composition and different biological functions of various SPs were determined for three brown seaweed species from the Egyptian Red Sea: *Dictyopteris polypodioides*, *Polycladia myrica*, and *Turbinaria decurrens*. It has been found that the yield of crude SPs was higher than that of alginate and fucoidan with a range of 43.64 % to 61.90 %. Fucoidan, which has the maximum carbohydrate content of 56.89 %, was found in *D. polypodioides*. The crude SPs of *P. myrica* had the greatest sulfate content of 22.44 %. All functional groups of the examined samples were confirmed by the Fourier Transform Infrared spectrum (FTIR). Experimentally, three applicable assays were used to quantify the antioxidant activity of the extracted SPs depending on the method used, the type of polysaccharides, and algal species. The anti-diabetic activity of *T. decurrens*-crude SPs was highly active scoring 85.85 % in the α -glucosidase assay. The anti-obesity activity showed the highest value (95.25 %) for *T. decurrens*-fucoidan. Besides, *T. decurrens*-crude SPs showed the highest anti-arthritis activity (89.89 %). In addition, a few positive records of antibacterial activity were detected. Furthermore, the most potent *T. decurrens*-crude SPs extract was tested for cytotoxicity against human liver cells and found to be safe. The activity of the isolated SPs and their chemical composition were shown to be correlated. Conclusively, the bioactivities recorded herein by the tested SPs pose promising medicinal applications towards developing a new therapeutic intervention.

Keywords: alginate, fucoidan, antibacterial, anti-diabetic, anti-obesity, *Phaeophyceae*.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 574.24:591.1[57.02+57.04](597)

О.С. ПОТРОХОВ, д. б. н., ст. наук. співроб., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: apotrokhov@gmail.com
ORCID 0000-0002-8274-6898

О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ, к. б. н., ст. наук. співр., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: olzinkovskyi@gmail.com
ORCID 0000-0003-4135-5839

Ю.М. ХУДІЯШ, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: yurahud@ukr.net,
ORCID 0000-0002-8588-0371

О.М. ВОДЯНИЦЬКИЙ, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: fishfarmeralex@ukr.net,
ORCID 0000-0002-4912-689X

К. КОФОНОВ, д-р філософ., м. н. с.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: kirillkofonov16@gmail.com
ORCID 0000-0002-7859-5193

Ю.М. КРАСЮК, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: j-kasyuk@ukr.net
ORCID 0000-0002-8148-3168

ОСОБЛИВОСТІ ГОРМОНАЛЬНОГО РЕГУЛЮВАННЯ ТЕМПІВ РОСТУ ТА ГЕНЕРАТИВНИХ ФУНКЦІЙ РИБ ЗА ПОСИЛЕНОГО АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ

Досліджено хімічні показники води й продукцію та деструкцію органічних речовин на різних ділянках р. Рось та р. Протока. В районі с. Городище (р. Рось) та с. Піщана (р. Протока) концентрація амонійного азоту перевищувала в 2—5 разів, нітритів — у 1,5—2,5 рази, нітратів — майже в 3,0—5,8 разів контрольні показни-

Ц и т у в а н н я: Потрохов О.С., Зіньковський О.Г., Худіяш Ю.М., Водяницький О.М., Кофонов К., Красюк Ю.М. Особливості гормонального регулювання темпів росту та генеративних функцій риб за посиленого антропогенного впливу. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 1. С. 84—98.

ки (дендропарк «Олександрія», р. Рось). На ділянках цих річок спостерігалось істотне забруднення води пестицидами (хлорпірифосом) з прилеглих до водойм територій. За наявності збагачення води біогенними речовинами істотно зростають продукційні процеси у воді (с. Піщана), а при значній концентрації хлорпірифосу (с. Городище) продукція органічних речовин знижується порівняно до контролю.

Встановлено, що з погіршенням якості води та за наявності токсичного забруднення водойми зменшуються розмірно-масові показники йоржа звичайного, окуня річкового та краснопірки звичайної. Це, в першу чергу, пов'язано зі зниженням вмісту соматотропіну у крові. Гонадосоматичний індекс самок окуня та краснопірки із забруднених водойм збільшувався, а самців — зменшувався порівняно з контрольними величинами. Також відмічено зростання відносної та абсолютної плодючості краснопірки зі зростанням ступеня забруднення водойми. З підвищенням плодючості самок під дією несприятливих умов зростає вміст естрадіолу в крові. Для самців окуня та краснопірки характерно зниження вмісту тестостерону в крові.

Таким чином, адаптивною відповіддю риб, яка спрямована на підтримку популяції та на підвищення життєстійкості за токсичних умов, є зниження розмірно-масових показників, підвищення плодючості самок. Ці процеси забезпечуються гормональним регулюванням обмінних процесів.

Ключові слова: агропромислові стічні води, окунь річковий, краснопірка звичайна, йорж звичайний, ріст та плодючість риб, соматотропін, тестостерон, естрадіол.

Інтенсивний розвиток промисловості та аграрних господарств чинить значний антропогенний вплив на водні системи та гідробіонтів. Головним джерелом надходження в природні води токсичних речовин є стічні води промислових підприємств. Проте істотний внесок у забруднення водного середовища вносять і агропромислові підприємства через широке застосування мінеральних добрив та різноманітних пестицидів і гербіцидів. Особливо небезпечними є колекторні і дренажні води зрошуваних полів, які забруднюють поверхневі і ґрунтові води сполуками азоту та фосфору, пестицидами. Великі тваринницькі комплекси також істотно забруднюють водне середовище своїми недоочищеними стічними водами. Суттєвим джерелом забруднень водойм і водотоків є й господарсько-побутові стічні води [7].

Під впливом надходження органічних речовин та ксенобіотиків у водах річок та інших водних об'єктів погіршується фізіологічний стан фауни і флори, знижується їхнє розмаїття.

Особливо шкідливими є пестициди, які завдають значної шкоди гідробіонтам при потраплянні їх у воду внаслідок обробки сільськогосподарських угідь і подальшого дощового змиву у прилеглі водойми. Це зумовлено їхньою токсичністю для організмів, здатністю викликати побічні ефекти та післядією [3].

Сучасні пестициди — це складні органічні сполуки, що належать до ксенобіотиків (чужорідних для біосфери хімічних речовин). Більшість цих сполук не мають аналогів у природі, і відповідно, механізмів природного очищення як біоти, так і системи загалом не існує. Їхня токсичність надзвичайно висока, оскільки призводить до порушення життєдіяльності і загибелі організмів, може підірвати біологічний потенціал відтво-

рення гідробіонтів, порушити екологічну рівновагу у системі та призвести до скорочення окремих популяцій та біорізноманіття в цілому [1, 6].

Очевидно те, що негативний вплив на водні системи має багатофакторний характер. Багатофакторність процесу формування якості води обумовлює складність його вивчення. Також проблемою у дослідженні цих процесів є недостатня обґрунтованість теоретичних та методичних розробок, неоднозначність використання інструментальних методів, що ускладнює спроби розкриття механізмів формування якості води, які мають за мету удосконалення управління водоохоронною діяльністю [4].

Нерівнозначність умов і факторів впливу на формування якості водних об'єктів створює необхідність проведення досліджень тих чинників, які спричиняють найбільший вплив. Актуальність таких досліджень обумовлена інтенсивністю використання водних ресурсів та необхідністю визначення пріоритетних джерел забруднення водних екосистем з метою розробки комплексу природоохоронних заходів [5].

Таким чином, нами було поставлено за мету провести дослідження водних ділянок з різним антропогенним навантаженням для визначення сумісної дії негативних чинників (надмірної концентрації біогенних речовин і пестицидів) як на загальний стан водойми, так і на окремі групи гідробіонтів.

Матеріал і методика досліджень

Для досягнення поставленої мети нами було обрано ділянки водойм, розташовані у безпосередній близькості до сільськогосподарських угідь, де активно вносились мінеральні добрива та здійснювалась обробка з використанням різноманітних пестицидів. Обрані водойми та водотоки відрізняються між собою за гідроекологічними характеристиками. Перш за все географічно (наявністю чи відсутністю сільськогосподарських угідь), гідрологічним режимом (наявністю чи відсутністю значної течії), інтенсивністю покриття вищими водними рослинами прибережної території та водного дзеркала.

Районами для досліджень були обрані: Білоцерківське середнє водосховище, вище за течією м. Біла Церква (на ділянці в районі дендропарку «Олександрія»); руслові ділянки р. Рось (поблизу с. Городище) та р. Протока (в районі с. Піщана). За умовний контроль було обрано Білоцерківське середнє водосховище (рис. 1).

Руслова ділянка р. Рось (с. Городище) — вздовж розташовані заплавні луки та поля з посівами різноманітних агропромислових культур. Донні відклади мулисті, розвинена вища водна рослинність.

Білоцерківське середнє водосховище — зарегульована частина р. Рось. На досліджуваній ділянці переважно замулене дно, в окремих частинах вкриті раковинами дрейсени та піском. Вздовж берегів добре розвинена вища водна рослинність. В районі досліджень відсутній агропромисловий стік води.

Річка Протока — дослідна річкова ділянка розташована неподалік с. Піщана. Донні відклади мулисті. В місці відбору проб відмічена добре



Рис. 1. Райони проведених досліджень: 1 — руслова ділянка р. Рось (с. Городище); 2 — Білоцерківське середнє водосховище, р. Рось (дендропарк «Олександрія»); 3 — р. Протока (с. Піщана)

розвинена вища водна рослинність. Вздовж річки розташовані заплавні луки та поля з посівами сої. З лівого боку розташовані рибогосподарські ставки.

Гонадосоматичний індекс (ГСІ) розраховували, використовуючи відношення маси органів до загальної маси тіла [11]. Абсолютну плодючість розраховували за кількістю ікри на одну самку, відносно — за кількістю ікринок на одиницю маси риби.

Кров отримували відбором з серця. Потім шляхом 15-хвилинного центрифугування при 5000 об/хв відділяли плазму та заморожували її за температури -18°C .

Вміст соматотропіну, естрадіолу та тестостерону визначали у плазмі крові методом імуноферментного аналізу з використанням аналізатора Rayto RT-2100C і наборів для лабораторної діагностики Calbiotech (USA): соматотропін — Human Growth Hormone (hGH) ELISA, тестостерон — Testosterone ELISA, естрадіол — Estradiol ELISA.

Дані обробляли статистично [14] за допомогою програм MS Excel з пакета Microsoft 365 та Statistica 10.0. Достовірність між досліджуваними групами оцінювали за допомогою t -критерію Стьюдента за рівня ймовірності $p < 0,05$.

Результати досліджень та їх обговорення

За результатами проведених досліджень встановлено різний ступінь антропогенного токсичного навантаження на різні ділянки р. Рось та

р. Протока. Причому величина рН на досліджених ділянках р. Рось та р. Протока коливалась у межах 7,0—7,4. Концентрацію сполук азоту і фосфору у воді дослідних ділянок водойм наведено в таблиці 1.

Ділянку р. Рось біля дендропарку «Олександрія» можна вважати за контрольну, оскільки азотне забруднення не перевищує нормативні та фонові концентрації для цього регіону. Хоча слід відмітити, що вміст фосфору був близьким до концентрацій на інших двох дослідних ділянках. Це, очевидно, свідчить про потрапляння у водойму побутово-комунальних стоків. У більшості випадків ці стоки характеризуються підвищеним вмістом фосфору як компоненту миючих засобів тощо.

В районі с. Городище і с. Піщана вміст фосфору у воді був близький до значень показників контрольної ділянки. Концентрація азотовмісних сполук була значно вище порівняно з контрольними показниками. Так, в районі с. Городище концентрація амонійного азоту і нітрит-йонів була в середньому в 2 рази, а нітрат-йонів — майже в 5,8 рази вище порівняно з контролем.

В районі с. Піщана спостерігалась найвища концентрація йонів амонію, яка перевищувала контрольні показники в середньому в 5 разів. Концентрація нітрит- і нітрат-йонів збільшувалась відповідно в 2 і 3 рази відносно контролю.

Підвищений вміст азотистих сполук неорганічного азоту в районі дослідних ділянок с. Городище і с. Піщана є свідченням забруднення води сільськогосподарськими стоками. Ці сполуки є головними складовими мінеральних добрив, які застосовуються агропромисловими підприємствами та фермерськими господарствами. Слід відмітити, що підвищена концентрація амонійного і нітритного азоту у воді зазвичай є показником відносно нещодавнього їхнього надходження у водойму.

Нами було досліджено вміст хлорпірифосу у контрольній і дослідних водоймах. Цей інсектицид (О,О-Диетил-О-3,5,6-трихлор-2-піридилфосфоротіоат, $C_{12}H_{11}Cl_3NO_3PS$) широко використовується у аграрному секторі. Хлорпірифос — фосфорорганічний інсектицид широкого спектру дії. Застосовується як інсектицид на зернових, бавовнику, польових, плодових, горіхоплідних і овочевих культурах, а також на газонах і декоративних рослинах [16, 20].

Таблиця 1

Гідрохімічні показники водних дослідних ділянок р. Рось та р. Протока

Точки лову	Нітрати (NO_3^-), мг N/дм ³	Нітрити (NO_2^-), мг N/дм ³	Амоній (NH_4^+), мг N/дм ³	Фосфати (P/PO_4^{3+}), мг P/дм ³
р. Рось, с. Городище	1,83—9,00	0,02—0,09	0,41—1,25	0,39—0,62
р. Протока, с. Піщана	<0,65—6,33	0,02—0,06	0,85—4,6	0,17—0,53
р. Рось, Середнє Білоцерківське вдсх., дендропарк «Олександрія»	#0,65—1,21	0,01—0,04	0,21—0,67	0,23—0,67

Зазвичай при використанні його на сільськогосподарських угіддях певна частина пестициду може потрапляти у прилеглі водойми зі стічними і підземними водами [8]. За токсикологічною класифікацією хлорпірифос належить до надзвичайно токсичних речовин. Його токсичний поріг для більшості видів тварин, в тому числі і гідробіонтів, становить $0,0002 \text{ мг/дм}^3$. Токсичність хлорпірифосу для риб також пов'язана з пригніченням ацетилхолінестерази, яка каталізує розщеплення нейромедіатора ацетилхоліну на холін і ацетат шляхом фосфорилування. Ця реакція необхідна для дезактивації ацетилхоліну і переходу клітини-мішені в стан спокою (наприклад, для розслаблення м'язової клітини). При взаємодії пестициду з естеразами відбувається пригнічення їхньої активності в результаті конкурентного гальмування [17, 20].

Отримані дані по концентрації хлорпірифосу у воді повністю підтверджують розподіл різних ділянок р. Рось та р. Протока за ступенем антропогенного навантаження на водну екосистему (рис. 2). Концентрація хлорпірифосу в районі с. Городище р. Рось перевищувала його концентрацію на контрольній ділянці в 56,5 разів, у р. Протока — у 16 разів. Надмірно застосування пестицидів на полях та змив їх у водойму неминуче призведе до погіршення фізіологічного стану риб.

Переважно, при збалансованому кругообігу речовин у водних екосистемах, наявна рівновага між біотою і біогенними речовинами. Так, інтенсивність синтезу первинної продукції фітопланктоном, в ході якого споживаються неорганічні сполуки азоту та фосфору, зрештою, регулюється швидкістю їхнього утворення в результаті деструкції та мінералізації.

Неконтрольоване надходження у водне середовище значної кількості біогенних речовин спричиняє збільшення швидкості первинного продукування органічної речовини, що не встигає засвоюватись організмами більш високих трофічних рівнів [9].

За джерелами надходження біогенів можна виділити три типи антропогенної евтрофікації: урбогенну, яка виникає внаслідок скидання неочищених від сполук фосфору та азоту міських стічних вод; агрогенну, причиною якої є вимивання ґрунтовими водами і зливами мінеральних добрив із сільськогосподарських угідь; зоогенну внаслідок забруднення водойм стоками тваринницьких ферм [1].

В нашому випадку у всіх досліджених водоймах продукційні процеси значно переважали над деструкційними. Так, на найбільш забрудненій ділянці р. Протока (с. Піщана) A/R — коефіцієнт досягав 95,5, що було викликано масовим розвитком переважно синьозелених водоростей (табл. 2). Збагачення води біогенними сполуками зі стоками з полів та надходження органічного забруднення від пасовищ рогатої худоби викликає істотну евтрофікацію, водойму можна віднести до гіперевтрофної. Істотне надходження до води пестицидів (р. Рось, с. Городище) призводить до деякого зниження первинної продукції та зменшення величини A/R — коефіцієнту порівняно з умовним контролем.

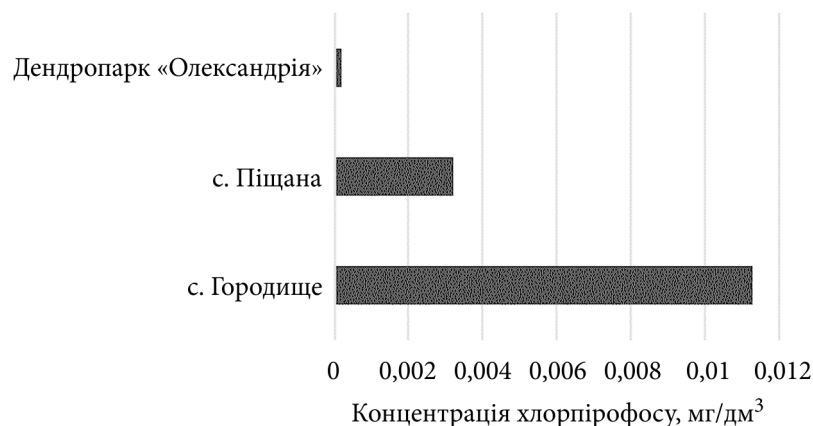


Рис. 2. Концентрація хлорпірофосу у воді на різних ділянках р. Рось та р. Протока, мг/дм³

За ступенем забруднення стоків з прилеглих аграрних територій та господарсько-комунальних стоків досліджені ділянки річок можна розташувати наступним чином: р. Рось (с. Городище) > р. Протока (с. Піщана) > р. Рось (дендропарк «Олександрія»).

Слід також відмітити, що зростання концентрацій біогенних сполук і наявність підвищених концентрацій пестицидів у воді є потенційною загрозою для риб, оскільки їхня дія здатна вплинути на розмірно-масові характеристики та репродуктивну функцію організму.

Розмірно-масові показники риб з дослідних водойм повністю узгоджуються з даними щодо забруднення водойм. Так, на найбільш забрудненій дослідній ділянці р. Рось поблизу с. Городище загальна довжина і маса досліджених видів риб була в середньому майже у 1,5—2 рази менше порівняно з контролем та іншою дослідною ділянкою р. Протока біля с. Піщана (табл. 3).

Слід відмітити, що тривале перебування риб в умовах забруднення також може сприяти більш глобальним змінам і на біохімічному рівні.

Таблиця 2

Первинна продукція та деструкція органічних речовин досліджених водойм, червень 2022 р.

Водойми	Валова продукція (A), мг O ₂ дм³/год.	Чиста продукція, мг O ₂ дм³/год.	Деструкція (R), мг O ₂ дм³/год.	A/R
Р. Рось, с. Городище	0,61	0,57	0,04	15,25
Р. Протока, с. Піщана	1,91	1,88	0,02	95,5
Р. Рось, дендропарк «Олександрія»	0,24	0,24	0,01	24,0

Відомо, що головну роль в регуляції інтенсивності перебігу біохімічних процесів в організмі відіграють гормони. Нами було встановлено, що вміст у крові соматотропіну, який є регулятором процесів росту, істотно змінювався залежно від ступені антропогенного навантаження. Так, у риб, які перебували у забруднених водоймах, рівень соматотропіну був завжди меншим, ніж у риб з контрольної водойми (рис. 3.). При цьому зниження кількості гормону спостерігалось у крові всіх досліджених видів риб. Відомо, що за дії пестицидів зменшується рівень соматотропіну в крові риб [15]. Це підтверджується нашими даними щодо вмісту хлорпірифосу у воді і розмірно-масовими показниками риб з дослідних водойм. Очевидно, зниження вмісту соматотропіну в крові риб, викликане негативною дією пестициду, призводило до зниження темпів росту.

Гонадосоматичний індекс самок окуня і краснопірки збільшувався в забруднених водоймах порівняно до контролю (рис. 4) Лише для йоржа відмічалось зниження ГСІ самок. У самців показники індексу зменшувались із зростанням забруднення води (рис. 5). Однак у йоржа знову виявлялась протилежна іншим видам риб дія погіршення умов існування, ГСІ самців дорівнював контрольним величинам.

Очевидно, в умовах негативного впливу процеси забезпечення життєстійкості риб виявились енергозатратними. Такий прояв може бути компромісом у процесах розподілу енергії між швидкістю росту та толерантністю до пестицидів [19]. Кількість енергії, яку організм може витратити, обмежена, і коли організму потрібно розподілити енергію на захисні механізми, можуть виникнути компроміси з іншими процесами, що потребують енергії, такими як ріст і плодючість [13]. Внаслідок цього, генеративні процеси, а саме — сперматогенез самців, вірогідно, мали нижче енергозабезпечення, що зумовило зниження ГСІ самців досліджених видів риб.

Зростання гонадосоматичного індексу у самок риб на забруднених дослідних ділянках скоріш за все пов'язано з більшою інтенсивністю закладки нових генерацій ооцитів в ястиках. Так, з літературних джерел

Таблиця 3
Маса (г) / довжина (см) тіла риб з досліджених водойм, $n = 25-50$

Види	Р. Рось, дендропарк «Олександрія»	Р. Рось, с. Городище	Р. Протока, с. Піщана
Йорж звичайний <i>Gymnocephalus cernua</i> (L).	$8,74 \pm 0,27$ $9,5 \pm 0,2$	$6,91 \pm 0,86$ $808 \pm 0,3$	$7,99 \pm 0,55$ $9,1 \pm 0,2$
Окунь річковий <i>Perca fluviatilis</i> (L.)	$31,14 \pm 4,61$ $14,3 \pm 0,7$	$14,72 \pm 0,71^*$ $10,8 \pm 0,4^*$	$22,41 \pm 6,89$ $12,7 \pm 1,8$
Краснопірка звичайна <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L)	$17,0 \pm 2,28$ $11,7 \pm 0,5$	$15,01 \pm 3,24$ $10,8 \pm 0,7$	$10,31 \pm 0,45^*$ $8,1 \pm 0,3^*$

Примітка. * $p < 0,05$.

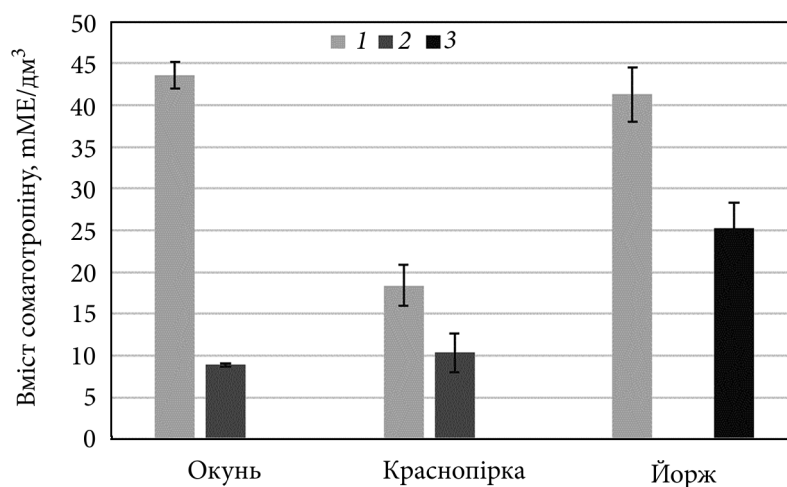


Рис. 3. Вміст соматотропіну у крові риб з досліджених водойм, $M \pm m$, $n = 6-10$. Тут і на рис. 4—8: 1 — р. Рось, дендропарк «Олександрія»; 2 — р. Рось, с. Городище; 3 — р. Протока, с. Піщана

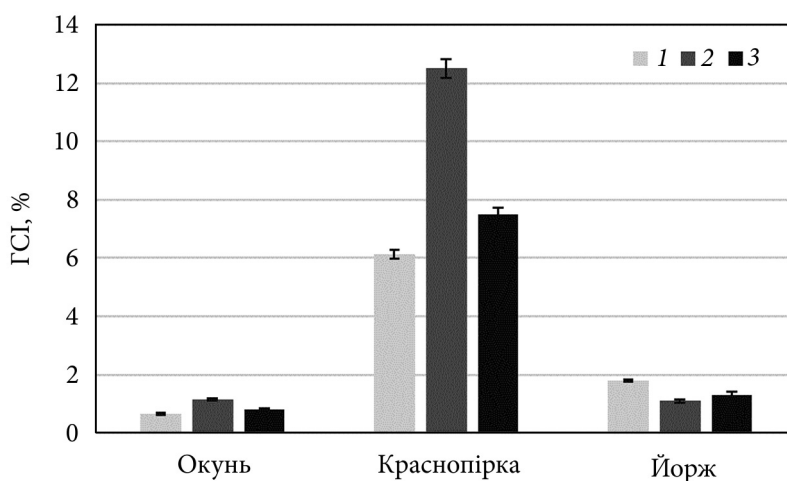


Рис. 4. Гонадосоматичний індекс риб з досліджених водойм, самки, $M \pm m$, $n = 20$

відомо, що в умовах токсичного забруднення води часто величина плодючості зростає задля компенсації зниження виживання. Це дозволяє підтримувати рівень чисельності для нормального існування популяції [2].

Дослідження відносної і абсолютної індивідуальної плодючості краснопірки у певній мірі підтвердили ці твердження. Так, на найбільш забрудненій ділянці р. Рось біля с. Городище відносна і абсолютна індивідуальна плодючість краснопірки була в середньому в 1,5 рази вище, ніж у контрольній водоймі (рис. 6).

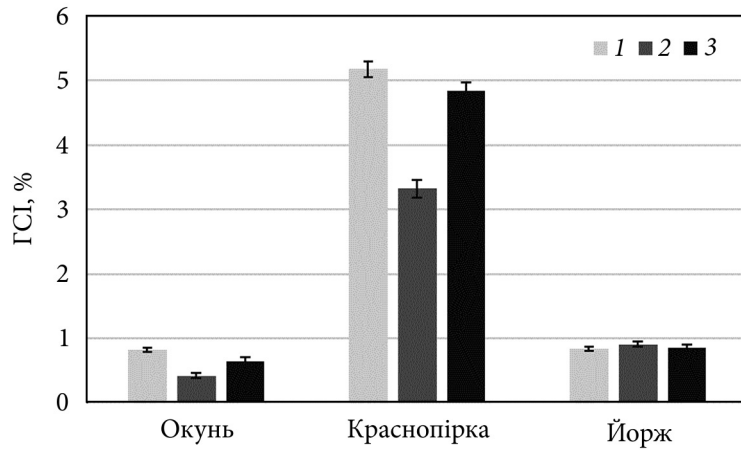


Рис. 5. Гонадосоматичний індекс риб з досліджених водойм, самці, $M \pm m$, $n = 20$

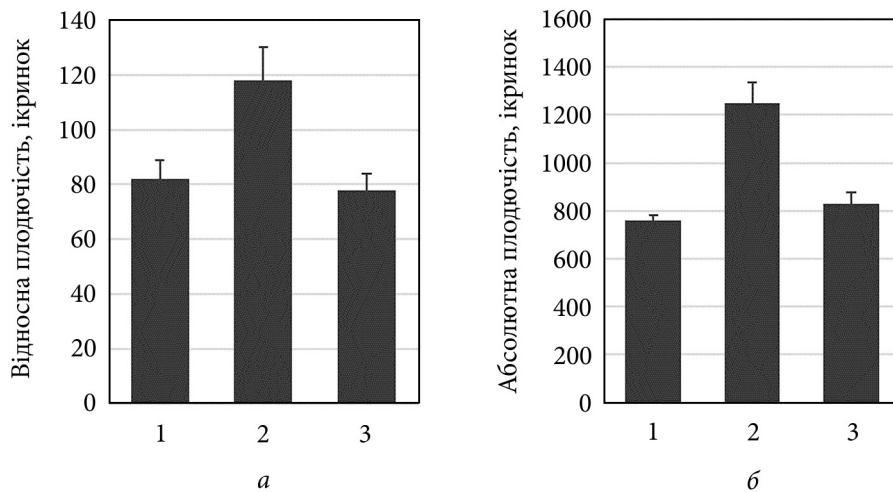


Рис. 6. Відносна плодючість (а) та абсолютна індивідуальна плодючість (б) краснопірки з досліджених водойм, $M \pm m$, $n = 20$

Окрім цього, різні вектори змін ГСІ та плодючості риб за несприятливих умов середовища можна пояснити концепцією гормезису. Гормезис — це явище, при якому низькі концентрації токсиканту або рівні негативного впливу викликають одну реакцію, тоді як вищі рівні та концентрації викликають реакцію в протилежному напрямку, від позитивної до негативної, або навпаки. Залежно від характеру параметра, на який впливають негативно, напрямок відповіді організму змінюється [18].

На генеративні процеси у риб істотно впливають статеві гормони — естрадіол (жіночий) та тестостерон (чоловічий). За нашими даними, вміст естрадіолу і тестостерону в крові повністю корелює з гонадосоматичним індексом (ГСІ) риб. ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2024. 60(1)

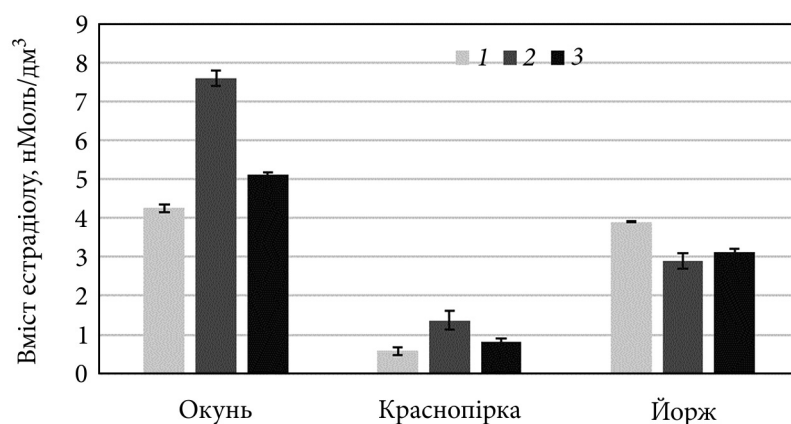


Рис. 7. Вміст естрадіолу в крові риб з досліджених водойм, $M \pm m$, $n = 6-10$

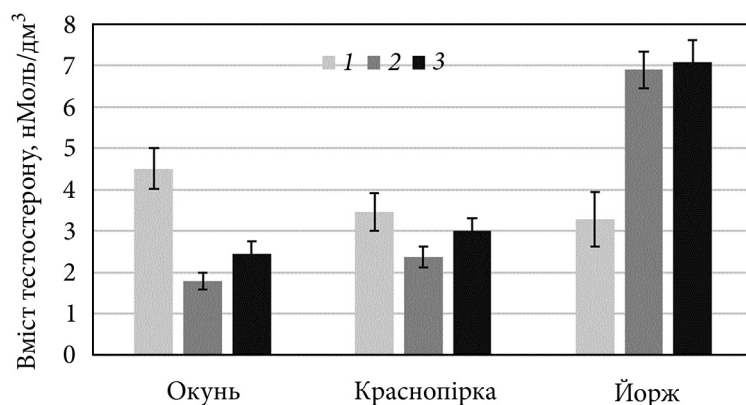


Рис. 8. Вміст тестостерону в крові риб з досліджених водойм, $M \pm m$, $n = 6-10$

тичними індексами дослідних видів риб. Так, естрадіол, який залучений у формування розвитку овоцитів [10]: переважно у всіх досліджених видів риб із забруднених водоймах вміст цього гормону у плазмі крові підвищувався. Так, у окуня по мірі забруднення води вміст естрадіолу збільшувався від 20,5 до 78,8%, у краснопірки — від 37,3% зростав у 2,3 раза (рис. 7). Цей факт пояснює підвищення гонадосоматичного індексу у забруднених водоймах. Проте, рівень естрадіолу у крові йоржа був дещо меншим (на 25,4—34,5%) у забрудненій водоймі, що також пояснює зниження гонадосоматичного індексу.

На протипагу естрадіолу, зміни вмісту тестостерону в плазмі крові риб мають протилежну закономірність. У окуня і краснопірки по мірі забруднення водойми вміст цього гормону знижувався. Для йоржа, навпаки, спостерігається підвищення вмісту тестостерону в крові при забрудненні води стічними водами агропідприємств (рис. 8), що, на фоні зни-

ження естрадіолу, може бути пов'язане з пригніченням ароматази, викликаним, наприклад, негативним впливом токсикантів [12]. Це є видоспецифічною реакцією статеві системи йоржа та гормональної її регуляції.

Висновки

За результатами досліджень встановлено істотний вплив агропідприємств на якість води у водоймах, прилеглих до оброблених полів. В цих водоймах значно підвищується концентрація йонів амонію та нітритів, а також вміст пестицидів (хлорпірифосу). Суттєве підвищення концентрації амонійного азоту свідчить про свіже забруднення води через постійне застосування мінеральних добрив.

Сумарний вплив біогенних сполук і хлорпірифосу призводить до збільшення первинної продукції водойми. Але при значній концентрації хлорпірифосу (р. Рось, с. Городище — 0,0113 мг/дм³) продукція органічних речовин знижується порівняно до контролю.

Під дією погіршення якості води та за наявності токсичних концентрацій пестицидів знижуються темпи росту окуня річкового, краснопірки звичайної та йоржа звичайного. У окуня та краснопірки із забруднених водойм збільшувався гонадосоматичний індекс самок, а самців — знижувався порівняно з контрольними величинами. Відмічено зростання відносної та абсолютної плодючості краснопірки з ростом ступеню забруднення водойми. Проте не відмічається істотного впливу на репродуктивну систему йоржа.

Зниження вмісту гормону росту в крові риб з погіршенням якості води викликає зменшення розмірно-масових показників риб. Збільшення концентрації естрадіолу в крові окуня та краснопірки призвело до зростання плодючості, що є ознаками адаптації організму риб до негативної дії забрудненого середовища. При цьому знижуються енергозатрати на процеси росту задля забезпечення зростаючих енергопотреб на репродуктивні процеси. Для самців більш характерним є зниження вмісту тестостерону в крові на тлі зменшення ГСІ.

Отримані дані свідчать про те, що зміни вмісту гормонів у крові риб можна використовувати для моніторингу якості води водних екосистем.

Список використаної літератури

1. Боярин М.В., Нетробчук І.М. Основи гідроекології: теорія й практика : навч. посіб. Луцьк : Вежа-Друк, 2016. 365 с.
2. Гандзюра В.П., Коваленко В.Ф. Злацький І.А. та ін. Адаптації риб і ракоподібних до токсичного водного середовища. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія*. 2017. № 4. С. 85—92.
3. Забокрицька М.Р. Підручник «Агрогідрохімія» — Внесок у реалізацію положень «нітратної директиви» 91/676/ЄЕС в Україні. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 2021. Т. 60, № 2. С. 74—80. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2021.2.7>.
4. Методичні рекомендації щодо визначення основних антропогенних навантажень та їхніх впливів на стан поверхневих вод. Схвалено Науково-технічною радою Держводагентства (протокол від «27» листопада 2018 року № 2). URL: <https://www.davr.gov.ua/fls18/mvod1.pdf> (дата звернення: 21.05.2023)).

5. Програма дій «Порядок денний на XXI століття» («AGENDA 21»): ухвалена конф. ООН з навколиш. середовища і розвитку в Ріо-де Жанейро (Саміт «Планета Земля» 1992 р.). Київ : Інтелсфера, 2000. 359 с.
6. Романенко В.Д. Основи гідроекології: Підручник. Київ : Обереги, 2001. 728 с.
7. Хільчевський В.К., Забокрицька М.Р., Кравчинський Р.Л., Чунарьов О.В. Основні засади управління якістю водних ресурсів та їхня охорона. Київ : Київський університет, 2015. 172 с.
8. Худіаш Ю.М., Причепя М.В., Кофонов К. та ін. Токсичний вплив хлорпірифосу на личинок коропа за умов модельного експерименту і біотестування. Біологічні дослідження-2022: 36. наук. праць. Матеріали XIII Всеукр. наук.-практ. конф. (10—11 жовт. 2022 р., м. Житомир). Житомир : Євро-Волинь, 2022. С. 126—128.
9. Шостак О.О. Евтрофікація водойм, як глобальна екологічна проблема. *Студентський вісник НУБГП*. Рівне: НУБГП, 2022. Т. 17, вип. 1. С. 49—52.
10. Amenyogbe E., Gang Chen, Zhongliang Wang et al. A Review on Sex Steroid Hormone Estrogen Receptors in Mammals and Fish. *Intern. J. Endocrinology*. 2020. Article ID 5386193. 9 p. <https://doi.org/10.1155/2020/5386193>.
11. Anderson R.O., Neumann R.M. Length, weight, and associated structural indices / Fisheries Techniques, 2nd ed. Ed. by B.R. Murphy, D.W. Willis. Bethesda, MD : American Fisheries Society, 1996. P. 447—482.
12. Brandt C., Burnett D.C., Arcinas L. et al. Effects of chlorpyrifos on in vitro sex steroid production and thyroid follicular development in adult and larval Lake Sturgeon, *Acipenser fulvescens*. *Chemosphere*. 2015. Iss. 132. P. 179—187.
13. Congdon J.D., Dunham A.E., Hopkins W.A. et al. Resource allocation-based life histories: a conceptual basis for studies of ecological toxicology. *Environ. Toxicol. Chemistry: An Intern. J.*, 2021. Vol. 20, N 8. P. 1698—1703.
14. Forthofer R.N., Lee E.S., Hernandez M. Biostatistics: A Guide to Design, Analysis, and Discovery. Amsterdam, Boston, Heidelberg : Elsevier, 2007. 493 p.
15. Korkmaz N., Orum I. The effect of pesticide neemazal on the growth hormone (GH) and insulin-like growth hormone (IGF-1) of carp fish (*Cyprinus carpio*, 1758 L). *Industrial technologies*. 2016. Vol. 3, N 1. P. 45—53.
16. Needham L.L. Assessing exposure to organophosphorus pesticides by biomonitoring in epidemiologic studies of birth outcomes. *Environ. Health Persp.* 2005. Vol. 113, N 4. P. 494—498.
17. Salyha Y. Biological effects assessment of chlorpyrifos and some aspects of its neurotoxicity. *Visnyk of Lviv University. Biology series*. 2010. N 54. P. 3—14.
18. Schreck C. B. Stress and fish reproduction: the roles of allostasis and hormesis. *General and comparative endocrinology*. 2010. Vol. 165, N 3. P. 549—556.
19. Sibly R.M., Calow P. A life-cycle theory of responses to stress. *Biol. J. Linnean Society*. 1989. Vol. 37, N 1—2. P. 101—116.
20. Sparks T.C., Crossthwaite A.J., Nauen R. et al. Insecticides, biologics and nematocides: Updates to IRAC's mode of action classification-a tool for resistance management. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 2020. Vol. 167. 104587.

Надійшла 02.08.2023

O. Potrokhov, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher, Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: apotrokhov@gmail.com
ORCID 0000-0002-8274-6898

O. Zinkovskyi, PhD. (Biol.), Senior Researcher, Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: olzinkovskyi@gmail.com,
ORCID 0000-0003-4135-5839

Yu. Khudiiash, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: yurahud@ukr.net,
ORCID 0000-0002-8588-0371

O. Vodianitskyi, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: fishfarmeralex@ukr.net
ORCID 0000-0002-4912-689X

K. Kofonov, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: kirillkofonov16@gmail.com,
ORCID 0000-0002-7859-5193K.

Yu.M. Krasiuk, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: j-krasyuk@ukr.net
ORCID 0000-0002-8148-3168

FEATURES OF HORMONAL REGULATION OF GROWTH RATE AND GENERATIVE FUNCTIONS OF FISH UNDER INCREASED ANTHROPOGENIC INFLUENCE

The chemical indicators of water, and the production and destruction of organic substances from different areas on the Ros and Protoka river were studied. In the area with Horodyshe village (r. Ros) and with Pishchana village (r. Protoka), the concentration of ammonium nitrogen exceeded 2—5 times, nitrites — 1.5—2.5 times, nitrates — almost 3.0—5.8 times the control indicators (Alexandria dendrological park, r. Ros). In sections of these rivers, significant water pollution with pesticides (chlorpyrophos) from the territories adjacent to water bodies was observed. In the presence of water enrichment with biogenic substances, production processes in water (Pishchana village) increase significantly, and with a significant concentration of chlorpyrophos (Horodyshe village), the production of organic substances decreases compared to the control.

It has been established that with the deterioration of water quality and in the presence of toxic pollution of the reservoir, the size-mass indicators of common ruff, river perch and common rudd decrease. This is primarily due to a decrease in the content of somatotronin in the blood. The gonadosomatic index of perch and rudd females from polluted water bodies increased, while that of males decreased compared to the control values. Also, an increase in the relative and absolute fertility of the rudd with an increase in the degree of pollution of the reservoir was noted. With an increase in the fertility of females under the influence of unfavorable conditions, the content of estradiol in the blood increases. Male perch and rudd are characterized by a decrease in the gonadosomatic index against the background of a decrease in the content of testosterone in the blood.

Thus, the adaptive response of fish, which is aimed at maintaining the population and increasing resilience under toxic conditions, is a decrease in size and mass indicators, and an increase in the fecundity of females. These processes are provided by hormonal regulation of metabolic processes.

Key words: *agro-industrial wastewater, river perch, common ruff, common rudd, growth and fertility of fish, somatotropin, testosterone, estradiol.*

САНІТАРНА І ТЕХНІЧНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК 547.82; 667.6; 574.6

І.О. МОРОЗОВСЬКА, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
ORCID 0000-0003-1795-7485

С.П. РОГАЛЬСЬКИЙ, к. х. н., зав. лабораторії,
Інститут біоорганічної хімії та нафтохімії ім. В.П. Кухаря НАН України,
Харківське шосе, 50, Київ, 02160, Україна

О.В. ДЖУЖА, к. т. н., наук. співроб.,
Інститут біоорганічної хімії та нафтохімії ім. В.П. Кухаря НАН України,
Харківське шосе, 50, Київ, 02160, Україна

О.П. ТАРАСЮК, мол. наук. співроб.,
Інститут біоорганічної хімії та нафтохімії ім. В.П. Кухаря НАН України,
Харківське шосе, 50, Київ, 02160, Україна

О.О. ПРОТАСОВ, д. б. н., проф., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: labtech-hb@ukr.net
ORCID 0000-0002-0204-2007

ЗООПЕРИФІТОН НА АНТИОБРОСТАЮЧИХ ПОКРИТТЯХ ТА ЗМІНИ ЙОГО ЦЕНОТИЧНОЇ СТРУКТУРИ

Досліджено особливості формування угруповань зооперифітону на експериментальних субстратах — покриттях з антиобростаючими властивостями, розробленими на основі промислової алкідної емалі ПФ-167, модифікованої катіонними біоцидами 1-додецилпіридиній олеатом та 1-додецилпіридиній біс(2-етилгексил)-фосфатом. Експериментальні субстрати було експоновано в затоці Канівського водосховища (р. Дніпро). Показано особливості сукцесійних змін угруповань з домінуванням дрейсенід та мохуваток. На відміну від попередніх років досліджень, коли температура в серпні (найвищий розвиток колоній мохуваток) була нижчою, переривання континуальної сукцесії угруповань з домінуванням дрейсенід за рахунок розвитку мохуваток не відбувалось. Встановлено досить високу антиобростаючу здатність покриттів, які містили 8 масових відсотків катіонних біоцидів. В даному дослідженні не виявлено зв'язків ценотичної структури з характером антиобростаючих покриттів.

Ключові слова: водосховище, експериментальні субстрати, антиобростаючі покриття, катіонні біоциди, перифітон, ценотична структура.

Ц и т у в а н н я: Морозовська І.О., Рогальський С.П., Джужа О.В., Тарасюк О.П., Протасов О.О. Зооперифітон на антиобростаючих покриттях та зміни його ценотичної структури. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60. № 1. С. 99—116.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2024. 60(1)

Обростання гідротехнічних споруд, технологічного обладнання систем охолодження та водопостачання, яке формується різними перифітонними організмами, значною мірою знижує їхні експлуатаційні характеристики, створює додаткове навантаження на конструкцію споруд, а також спричинює корозію металу у водному середовищі і, відповідно, передчасне руйнування об'єктів [3, 5, 16, 26, 28].

Заходи щодо обмеження обростання повинні бути локальними, спрямованими саме в те місце, де виникають біологічні перешкоди, мають бути екологічними і не завдавати шкоди навколишньому середовищу.

Традиційним методом запобігання обростанню металевих поверхонь є нанесення на них захисних полімерних покриттів на основі модифікованих фарб, які містять біоцидні домішки — антифоулянти. Перспективним класом антиобростаючих домішок є катіонні біоциди на основі солей тетраалкіламонію, 1-алкілпіридинію, 1,3-діалкілімідазолію, N-алкілгуанідинію. Такі сполуки проявляють широкий спектр активності проти водних мікро- і макроорганізмів [19, 20, 30] і мають значно меншу токсичність порівняно з олово- та мідьвмісними біоцидами [29]. Фізико-хімічні властивості катіонних біоцидів, зокрема температура топлення, розчинність у воді і органічних розчинниках, можуть варіювати в широких межах підбором відповідних аніонів [24].

За допомогою методу експериментальних субстратів (ЕС) може бути вивчена динаміка суцесійних процесів в угрупованнях гідробіонтів, від ювенільних стадій, на нових субстратах, до клімакських, характерних, типових для даних умов [8, 14, 17]. Суцесійні процеси на ЕС є прийнятною моделлю континууму у часі, тому що, як показали попередні дослідження [10—12, 22], є декілька варіантів проходження суцесій.

Метою роботи було: встановити особливості динаміки угруповань зооперифітону на експериментальних субстратах з різними властивостями, дати оцінку антиобростаючих властивостей покриттів з домішками катіонних біоцидів.

Матеріал і методика досліджень

В роботі досліджено динаміку обростання експериментальних субстратів з захисним покриттям на основі промислової алкідної емалі ПФ-167 (Технобудсервіс, Україна), модифікованої гідрофобними катіонними біоцидами — солями 1-додецилпіридинію, які містять гідрофобні аніони олеат і біс(2-етилгексил)фосфат. Олеат- ($C_{12}Pyr$ -олеат) і біс(2-етилгексил)фосфат ($C_{12}Pyr$ -БЕНР) аніони проявляють властивості інгібіторів корозії металів у прісній і солоній воді [21, 27]. Таким чином, катіонні біоциди, які містять вказані аніони, можуть виконувати функції біфункціональних модифікуючих домішок для захисних полімерних покриттів.

Біоцидну домішку додавали до фарби у кількості 5 масових відсотків і гомогенізували за допомогою змішувача Dispermat® (Німеччина). Було використано експериментальні субстрати розміром $8 \times 2,5 \times 0,05$ см, що пофарбовані в два шари. Загальна товщина покриття становила $300 \pm$

10 мкм. Масу нанесеного покриття визначали за різницею мас пофарбованої і чистої металевих пластин. З урахуванням того, що вміст сухого залишку фарби становить 60 ± 10 %, після висихання покриття вміст біоциду в ньому становив 8 ± 10 %. Були використані такі антиобростаючі покриття: ПФ-167/C₁₂Pyг-ВЕНР (5 %) — далі: «ВЕНР» (16 штук), ПФ-167/C₁₂Pyг-oleate (5 %) — далі: «Олеат» (16 штук). Крім того використовували субстрати, вкриті корабельною алкідною емаллю ПФ-167 («Емаль») — 16 штук та субстрати з полімерного матеріалу — вініласту («Він») — 16 штук. Його ми розглядаємо як інертний субстрат, тому порівняння ефективності покриттів проводили відносно нього («контроль»).

Дослідження проводили протягом 2019—2020 рр. в одній із заток Канівського водосховища нижче за течією від м. Київ. Субстрати були виставлені 25 червня 2019 р. на двох стендах. Температура води при постановці була 28,5°C, прозорість води — 1,5 м. Після експозиції 143 діб (15.11.2019 р.) і останньої зйомки проб один стенд було знято, а другий стенд з чотирма пластинами з покриттями: «ВЕНР», «Олеат», «Емаль», а також з чотирма субстратами «Він» було перевезено до басейну в аквакомплекс Інституту гідробіології НАН України, де він перебував з організмами до весни 2020 р. Після цієї експозиції в басейні, 4.06.2020 р. стенд був знову занурений у воду на тій самій станції (таким чином, експозиція субстратів була 345(0), тобто 345 діб з початку першого експонування і 0 — з другого), температура води — 15,0°C, прозорість — 2,9 м.

Було проведено декілька візуальних оцінок інтенсивності обростання без відбору проб (56, 372(27), 407(62), 453(127) діб) та з відбором проб (35, 78, 120, 143, 470(161) діб по три пластини кожного типу субстрату). З кожним відбором проб кількість субстратів на стендах зменшувалась на три, через це опис субстратів проводили спочатку на 16 пластинах, потім на 13, 10, 7 та 4. Додатково було встановлено 12 чистих пластин з вініластом (далі «Він 2020»).

Слід відмітити, що смертність дрейсени в аквакомплексі виявилась достатньо високою, в перенесених субстратах залишились поодинокі особини, але залишки бісусних ниток та прикріплені мушлі залишились на субстраті.

Стенди для експонування пластин в різні періоди дослідження являли собою просту рамочну конструкцію, що занурювали на глибину 1,5 м з вертикальною орієнтацією площин ЕС. Огляд стендів, відбір ЕС проводили при короткочасному піднятті стендів з води.

Оцінку інтенсивності обростання ЕС проводили при візуальних оглядах при знятті субстратів (з обох боків стенду), а також при аналізі фотографій. Для оцінки інтенсивності розвитку обростання на ЕС застосовували 5-бальну шкалу [22]: 1 бал — окремі організми; 2 — незімкнуте, плямисте обростання, окремі колонії, покриття 10—20 %; 3 — одношарові колонії, однарусні поселення, покриття більш 50 і менше 100 %; 4 — масивні колонії, багаторусні поселення на площі до 100 % субстрату; 5 — суцільне тривимірне масивне обростання, 100 % покриття субстрату. За-

стосовували цілі і дробові величини оцінок: наприклад, при дуже слабкому обростанні — 0,5 бала. Для відбору проб проводили зйомку кожної пластини в окрему ємкість.

Оцінку динаміки інтенсивності обростання на кожному покритті порівняно з вініпластом проводили за період з 2019—2020 рр., де інтенсивність обростання, оцінена у балах, на вініпласті була взята за 100 %.

Статистичну обробку даних проводили за допомогою пакета Microsoft Excel для розрахунків середніх значень та стандартного відхилення.

Гідробіологічну розборку проб зооперифітона проводили під стереомікроскопом МБС-10. В таблицях 1 і 2 вказано середній бал, чисельність, біомасу $\pm$ стандартне відхилення (σ).

Для опису таксономічного багатства безхребетних використовували термін НІТ — нижчий ідентифікований таксон [2]. В розрахунках кількісних показників (чисельність, біомаса, деструкція) гідробіонтів застосовували оригінальний пакет програм WaCo для ПЕВМ [6, 23].

Виділення угруповань проводили за розподілом домінантів, і вони були названі за домінуючим НІТ, що займали 50 % чи більше показника деструкції (R, Дж/м²·год).

Для оцінки подібності виділених угруповань було застосовано кластерний аналіз за методом Брея-Кертиса за допомогою програми Biodiversity Pro 2.0 [18], з порогом подібності 50%. Також для оцінки подібності складу угруповань використовували індекс Серенсена.

Структуру домінування в угрупованнях було досліджено за допомогою кривих домінування-різноманіття [1, 15].

Результати досліджень

На кінець липня (експозиція 35 діб) субстрати були майже позбавлені обростання. У 2020 р., при першій зйомці ЕС домінувала мохуватка, до 25 % (табл. 1).

До початку серпня у 2019 р. на антиобростаючих покриттях спостерігалось обростання субстратів колоніями мохуватки 23—50 %, на «Він» — мохуваткою та дрейсеною до 100 %. У 2020 р. (експозиція 407(62 діб)) на антиобростаючих покриттях відмічено добре розвинені колонії мохуватки до 50—90 %, на «Він» — мохуваткою та дрейсеною від 20 до 100 % покриття.

До листопаду 2019 р. відбувався розвиток поселень дрейсени, бали інтенсивності обростання на антиобростаючих покриттях та на «Він» вказані в таблиці 1. У 2020 р. (експозиція 470(161) діб) на 75 % пластин відмічено колонії відмерлої мохуватки, площа субстрата, зайнята нею, складала до 70 % пластини. На субстратах з антиобростаючим покриттям поселення з дрейсеною займали 20—50 % субстрата. На «Він» — поселення дрейсени (невеликі друзи) досягали 80 %, була одна пластина з 100 % покриттям. Таким чином, спостерігались істотні зміни в складі домінантів в ході сукцесії, загального габітусу обростання і його масивності та рясності (див. табл. 1).

Таблиця 1
Характеристики умов середовища, габітуальна та кількісна оцінка обростання на експериментальних субстратах у 2019—2020 рр.

Експозиція, доба/Температура, °С/Прозорість води, м	Експериментальні субстрати	Характер обростання	Ступінь розвитку обростання середній бал ± σ	*Біомаса, г/м² ± σ
35/25,1/1,6	«ВЕНР» (n = 16)	100 % відсутність макроформ	0,4±0,7	34,3±55,0
	«Олеат» (n = 16)	100 % відсутність макроформ	0,4±0,7	2,0±0,5
	«Емаль» (n = 16)	На 80 % пластин відсутність макроформ, на 19 % ЕС — окремі колонії мохуватки до 40 % покриття субстрату	0,9±1,1	7,6±4,5
	«Він» (n = 16)	44 % пластин поодинокі організми, на 31 % добре розвинені двомірні обростання мохуваткою	2,1±1,2	15±2,2
	«ВЕНР» (n = 13)	46 % субстратів без макроформ, на 23 % ЕС окремі колонії мохуватки, на 15 % — окремі колонії дрейсени — 20 %	1,4±0,7	—
	«Олеат» (n = 13)	85 % окремі організми до 20 % покриття, 15 % — групи колоній мохуватки до 50 %	1,8±1,1	—
56/23,6/1,7	«Емаль» (n = 13)	85 % ЕС окремі колонії мохуватки, поодинокі особини дрейсени, на 15 % групи колоній мохуватки і скупчень дрейсени до 50 %	2,1±0,6	—
	«Він» (n = 13)	На 7 % — добре розвинуті 3-вимірні обростання мохуваткою та дрейсеною — 100 % покриття, на 92 % ЕС — групи колоній мохуватки та дрейсени до 50 %	3,0±1,0	—
	«ВЕНР» (n = 13)	На 77 % ЕС немає макроформ, 15 % агрегації скупчення дрейсени до 50 %, на 8 % ЕС — колонія мохуватки до 50 %	1,2±0,7	55,9±51,2
	«Олеат» (n = 13)	На 69 % ЕС немає макроформ, На 31 % ЕС — окремі дрейсени до 10 %	1,1±0,4	62,6±51,2
78/22,2/1,8				

Продовження табл. 1

Експозиція, доба/Температура, °С/Прозорість води, м	Експериментальні субстрати	Характер обростання	Ступінь розвитку обростання середній бал ± σ	*Біомаса, г/м² ± σ
120/12,8/2,7	«Емаль» (n = 13)	На 85 % ЕС агрегації скупчення дрейсени 25—30 %, на 15 % — щітки дрейсени до 50 %	1,8±0,6	71,0±30,7
	«Він» (n = 13)	77 % ЕС щітки дрейсени до 60 % покриття, 8 % ЕС — мохуватка до 50 %, одиночно губка 10 %	2,4±1,0	895,6±500,4
	«ВЕНР» (n = 10)	На 90 % ЕС агрегації скупчення дрейсени до 25 %, губка 15 %, мохуватка до 20 %, на 10 % ЕС — 3-вимірні друзи дрейсени до 80 %	1,8±0,7	279,5±234,9
	«Олеат» (n = 10)	На всіх 10 ЕС окремі особини дрейсени, покриття 10—15 %	1,4±0,4	87,5±92,4
	«Емаль» (n = 10)	На 60 % ЕС від поодиноких до агрегації скупчення дрейсени, на 40 % ЕС щітки дрейсени до 80 %	2,3±0,8	1219,3±1025,3
143/9,3/3,6	«Він» (n = 10)	На 20 % ЕС — друзи дрейсени 100 %, на 40 % ЕС щітки дрейсени 50—80 %, на 40 % ЕС — поодинокі і окремі скупчення дрейсени	2,6±1,0	6654,4±6444,1
	«ВЕНР» (n = 7)	На 71 % ЕС — дрейсена одиночно, 14 % ЕС двомірні друзи до 90 %, 14 % ЕС — друзи дрейсени 25 %	1,8±1,0	388,9±625,2
	«Олеат» (n = 7)	На 100 % ЕС — поодинокі особини дрейсени до 10 %	1,7±0,9	430,5±343,8
	«Емаль» (n = 7)	На 43 % групи щіток дрейсени до 50 % покриття, на 43 % поодинокі скупчення дрейсени — до 20 %, на 14 % — двомірні друзи дрейсени 90 % покриття	2,6±0,8	2245,5±1817,0

Продовження табл. 1

Експозиція, доба/Температура, °С/Прозорість води, м	Експериментальні субстрати	Характер обростання	Ступінь розвитку обростання середній бал ± σ	*Біомаса, г/м² ± σ
372(27)** 27.4/2,2	«Він» (n = 7)	На 14 % ЕС — 3-вимірні друзи дрейсени — 100 % покриття; на 57 % — агрегації скупчень щіток дрейсени 50—70 %, на 29 % великі скупчення дрейсени 10—20 % і губка до 10 %+мохуватка — залишки до 10 %	2,5±0,9	5891,7±4525,8
	«ВЕНР» (n = 4)	На 75 % ЕС — без макроформ 25 %, мохуватка 25 %, окремі особини дрейсени 15 %	1,1±0,9	—
	«Олеат» (n = 4)	75 % окремі колонії мохуватки 10—25 %, на 25 % — мохуватка 50 %	1,5±1,3	—
	«Емаль» (n = 4)	На 75 % ЕС — мохуватка 50—70 %, окремі особини дрейсени — 10 %, на 25 % 3-вимірні бугрові колонії мохуватки — 100 % покриття	3,3±1,5	—
	«Він» (n = 4)	На 50 % ЕС — бугрові 3-вимірні колонії мохуватки — 100 % покриття субстрату, на 25 % ЕС — колонія мохуватки — 80 % покриття, на 25 % ЕС агрегації скупчення дрейсени — 50 % покриття	3,6±1,8	—
407(62)/25,3/1,8	«ВЕНР» (n = 4)	На 75 % — мохуватка 50—90 %, на 25 % — окремі агрегації скупчення дрейсени 15 %	3,4±0,5	—
	«Олеат» (n = 4)	На всіх 4-х ЕС — покриття мохуваткою від 50 до 80 %, окремі особини дрейсени	3,9±0,6	—
	«Емаль» (n = 4)	На 75 % ЕС мохуватка 50—90 %, маленькі агрегації щіток дрейсени, на 25 % бугристі колонії мохуватки до 50 %	4,0±0,2	—

Продовження табл. 1

Експозиція, доба/Температура, °С/Прозорість води, м	Експериментальні субстрати	Характер обростання	Ступінь розвитку обростання середній бал $\pm \sigma$	*Біомаса, г/м ² $\pm \sigma$
442(97)/22,0/1,5	«Він» (n = 4)	Габітус обростання нерівномірний, на всіх 4-х субстратах різне обростання організмами: на першій ЕС — мохуватка 20 %; на другій — дрейсена 10 %; на третій ЕС — 3-вимірне покриття 100 % мохуваткою і дрейсеною, на 4 ЕС статобласти мохуватки до 25 %	3,1 $\pm$ 1,4	—
	«ВЕНР» (n = 4)	На 25 % щіпки дрейсени 25 % + мохуватка 50 %, на 75 % — мохуватка до 90 % покриття	3,3 $\pm$ 0,6	—
	«Олеат» (n = 4)	На 25 % ЕС мохуватка 90 %, на 75 % мохуватка до 60 % + агрегації скупчення дрейсени 20 %	3,3 $\pm$ 0,7	—
	«Емаль» (n = 4)	На 75 % ЕС групи колоній мохуватки до 70 % + агрегації скупчення дрейсени 25 %, на 25 % ЕС — колонії мохуватки до 50 %	3,4 $\pm$ 0,5	—
	«Він» (n = 4)	На 75 % ЕС — мохуватка до 50 %, на 25 % ЕС — 100 % покриття 3-вимірними друзами дрейсени, зверху на дрейсені 10 % мохуватки	2,9 $\pm$ 1,1	—
	«ВЕНР» (n = 4)	На 75 % ЕС — тільки мохуватка 50—70 %, на 25 % — агрегації скупчення дрейсени 50 %, мохуватка	3,4 $\pm$ 0,5	—
	«Олеат» (n = 4)	На 75 % ЕС агрегації скупчення дрейсени 20 %, мохуватка до 50 %, на 25 % ЕС мохуватка до 80 %, окремі особини гаммарид	3,7 $\pm$ 0,3	—
	«Емаль» (n = 4)	На 75 % ЕС гаммариди, агрегації скупчення дрейсени до 50 %, мохуватка 50 %, на 25 % ЕС — мохуватка 50—90 %	3,7 $\pm$ 0,5	—
453(127)/17,3/2,1	«Він» (n = 4)	На 75 % ЕС мохуватка до 90 %, окремі дрейсени 5 %; на 25 % ЕС — 100 % друзи дрейсени 3-вимірні	3,8 $\pm$ 0,5	—

Продовження табл. 1

Експозиція, доба/Температура, °С/Прозорість води, м	Експериментальні субстрати	Характер обростання	Ступінь розвитку обростання середній бал $\pm \sigma$	*Біомаса, г/м ² $\pm \sigma$
470(161)/9,4/3,3	«ВЕНР» (n = 4)	На 75 % ЕС залишки мохуватки до 50—70 %, окремі особини дрейсени 5 %, на 25 % ЕС друзи дрейсени 50 %	3,0 $\pm$ 0,6	432,7 $\pm$ 725,7
	«Олеат» (n = 4)	На 75 % — залишки мохуватки до 50 %, окремі особини дрейсени 5 %; на 25 % ЕС агрегації скупчення дрейсени 20 %	2,6 $\pm$ 0,6	188,7 $\pm$ 228,2
	«Емаль» (n = 4)	На 75 % ЕС залишки мохуватки — до 30 %, окремі особини дрейсени до 10 %; на 25 % ЕС друзи дрейсени 70 %	3,2 $\pm$ 0,7	1195,2 $\pm$ 1593,3
	«Він» (n = 4)	На 57 % ЕС — залишки мохуватки до 20 %, на 29 % — друзи дрейсени до 80 %, на 14 % — 3-вимірні друзи дрейсени 100 %	3,7 $\pm$ 1,4	21345,9 $\pm$ 3334,4

Примітка. * Значення біомаси вказано для тих експозицій, де був відбір проб. ** В описі перша цифра — це експозиція, якщо рахувати експозиції як продовження з 2019 р., в дужках вказано, якою була експозиція, якщо її рахувати як початок нової серії.

Динаміка інтенсивності обростання характеризувалася досить різким підйомом на перших етапах розвитку обростання (рис. 1). При чому, якщо в 2019 р. максимум було досягнуто при експозиції 56 діб, то при повторній експозиції у 2020 р. цей процес був більш динамічним, особливо на субстратах, які було перенесено з басейну.

Бальна оцінка дає змогу приблизно виразити саме ступінь розвитку обростання, але необхідно з'ясувати, в якому співвідношенні знаходиться бальна оцінка з оцінкою рясності (біомаса). Як видно на рисунку 2, ці показники пов'язані певною залежністю, при якій збільшення на 1 бал приблизно дорівнює збільшенню на 1 порядок величин біомаси. Цей висновок співпадає з отриманими в попередні роки досліджень [22].

Слід звернути увагу на поле точок (6 % від загальної кількості точок), яке показує невелике значення біомаси при досить високій оцінці інтенсивності обростання в балах. Дослідження рясності показали, що при великому «обрості» (оцінка 3-4 бала) у вигляді залишків колоній мохуваток, біомаса живих організмів була невеликою (порядка 10 г/м²).

Таким чином, можна зробити висновок, що динаміка показника інтенсивності обростання (в балах) адекватно відображає динаміку біомаси.

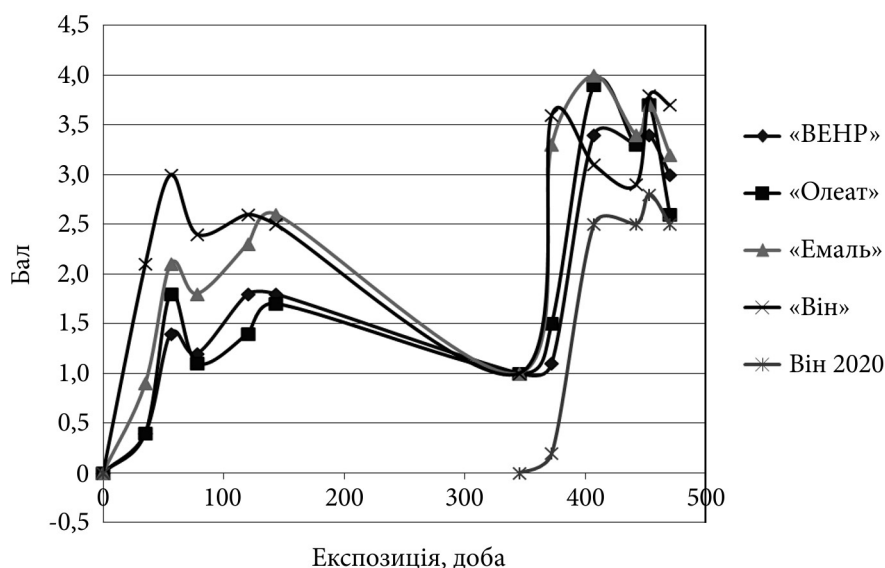


Рис. 1. Оцінка інтенсивності обростання на ЕС для обох сторін, у балах

Виділення угруповань. На підставі оцінки подібності відносних показників дихання, на всіх покриттях та на інертному субстраті було виділено шість угруповань. Їхні характеристики представлені в таблиці 2.

Угруповання *Dreissena polymorpha* (Pallas), на відміну від інших угруповань, було самим розповсюдженим. Воно зустрічалось 12 разів у різних серіях експозицій з 78 до 470 (161) діб (див. табл. 2). Різні варіанти угруповання *D. polymorpha* мали деякі особливості. Лише два види у складі цих угруповань були відмічені на всіх покриттях, до них відносились личинки волохокрильців *Ecnomus tenellus* (Rambur), *Dreissena bugensis* (Andr.) Ці угруповання зустрічалися лише восени — з вересня по листопад. Отже, можна зробити висновок, що для формування угруповань *D. polymorpha* потрібно більше часу, ніж для інших.

Угруповання *Plumatella fungosa* (Pallas) було відмічено тільки на покритті «ВЕНР» і зустрічалось один раз в літній період. Лише в цьому угрупованні були відмічені Hydra та Gastropoda.

В угрупованні *D. bugensis* + *D. polymorpha*, на відміну від інших угруповань, були відмічені Nematoda та Hirudinea.

Незважаючи на те, що угруповання з домінуванням дрейсенід зустрічались на різних субстратах, на «Він» вони були з самою великою біомасою (див. табл. 2).

Порівняння складу угруповань за індексом Серенсена показало, що угруповання з домінуванням *D. polymorpha* і навіть *D. polymorpha* + *P. fungosa* мали значні показники подібності — від 0,63 до 0,88. До цієї групи долучаються угруповання *D. polymorpha*+*D. bugensis*, з коефіцієнтом подібності Серенсена 0,72—0,81, а угруповання *D. bugensis* не мали значної

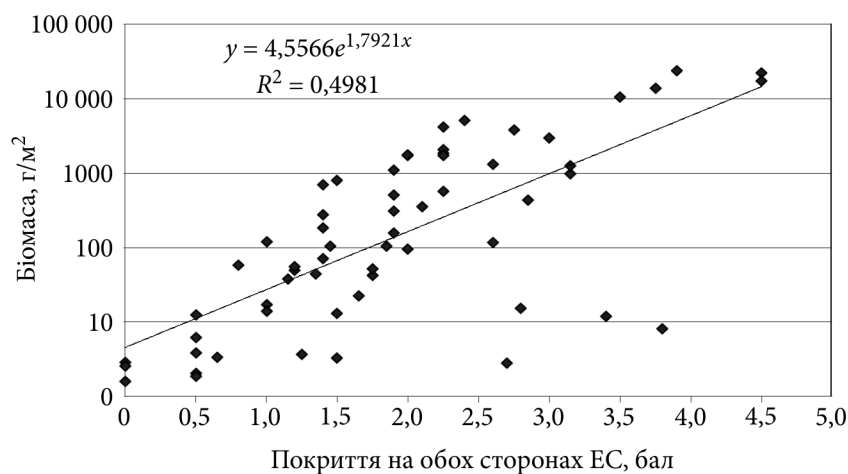


Рис. 2. Співвідношення біомаси та інтенсивності обростання на ЕС

подібності з цією групою, вони складали окрему групу і не були пов'язані з іншими угрупованнями значними зв'язками подібності.

Динаміка змін угруповань на різних субстратах (сукцесійні зміни). На покритті «ВЕНР» на 35-ту добу було угруповання з домінуванням мохуватки *P. fungosa*, яке з часом, на 78-му добу змінилось угруповання *D. polymorpha*, яке спостерігалось в подальші експозиції (табл. 3).

На покриттях «Олеат» та «Емаль» майже всю експозицію домінували угруповання дрейсенід. При першій експозиції було угруповання *D. buggensis*, яке на наступну експозицію змінилось на угруповання *D. polymorpha* + *P. fungosa*, і в подальшому змінилось на угруповання *D. polymorpha*.

На «Він» була характерна повна відсутність угруповань з домінуванням мохуватки.

Оцінка біоцидних властивостей покриттів. Різниця загального габітусу обростання на покритті «Олеат» та «Він» була суттєвою: на «Олеаті» покриття субстрату було, згідно таблиці 1 та рисунку 3 а, б, 30—40 % (2,6 бала), на «Він» — 80—100 % (3,7 бала).

Дослідження показали, що на перший рік експонування субстратів на покриттях та на «Емалі» інтенсивність обростання була нижчою, ніж на інертному субстраті («Він»), що може свідчити про те, що покриття мали певну біоцидну дію, яка не давала розвиватись обростанню. На наступний рік, починаючи з 407—442 доби експонування субстратів, обростання було більшим, ніж на «Він», але потім цей показник знижувався (рис. 4).

Динаміка чисельності та біомаси на покриттях. В усі зйомки експозиції на покриттях та на емалі чисельність відносно «Він» була нижчою. По біомасі відмічено практично аналогічну картину (за виключенням однієї пластини, на якій сформувалась велика колонія мохуватки). Але вже починаючи з 78-ї доби показники біомаси були нижчими: в середньо-

Таблиця 2
Характеристика угруповань перифіона на вініпласті і необростаючих покриттях (середнє ± стандартне відхилення)

№	Угрупування	Експозиція, доба	Субстрат	НІТ	N, екз/м²±σ	H _N , біт/екз	H _B , біт/г	H _R , біт/Дж·год
1	<i>D. bugensis</i>	35	«Олеат» «Емаль» «Він»	8 7 9	3082±1089 6596±1915 18 862±2491	2,685 2,035 1,494	1,693 1,169 0,621	2,305 1,899 1,397
2	<i>D. polymorpha</i> + <i>P. fungosa</i>	78	«Олеат» «Емаль» «ВЕНР»	6 8 7	3019±1109 5106±1843 4575±3012	2,104 2,195 2,406	0,810 0,589 0,730	1,524 1,513 1,657
3	<i>D. polymorpha</i>	78 78 120	«Він» «ВЕНР» «Олеат» «Емаль» «Він» «ВЕНР»	11 10 9 9 12 9	24 681±10359 7184±2356 3258±2025 16 389±13309 69 706±59 180 3891±4151	1,809 2,175 2,448 1,623 1,624 2,267	0,456 0,417 0,314 0,155 0,288 0,569	1,113 1,237 1,241 0,538 0,634 1,075
		143	«Олеат» «Емаль» «Він» «ВЕНР»	10 9 11 7	2559±1730 18 841±13 161 52 667±24 846	2,339 2,050 1,710	0,053 0,425 0,361	0,418 0,782 0,560
		470 (161)	«ВЕНР» «Емаль» «ВЕНР»	11 12 15	2183±1214 8182±5685 6855±851	2,442 2,976 2,966	0,473 0,656 0,890	1,091 1,262 0,835
4	<i>P. fungosa</i>	35	«ВЕНР»	16	2654±1767	3,563	1,148	2,259
5	<i>D. polymorpha</i> + <i>D. bugensis</i>	470 (161)	«Олеат»	12	92 347±15 317	2,092	1,012	1,177
6	<i>D. bugensis</i> + <i>D. polymorpha</i>	470 (161)	«Він»					

Таблиця 3

Динаміка угруповань за період досліджень 2019—2020 рр.

Субстрати	Експозиція				
	35	78	120	143	470(161)
«ВЕНР»	<i>P. fungosa</i>	<i>D. polymorpha</i>	<i>D. polymorpha</i>	<i>D. polymorpha</i>	<i>D. polymorpha</i>
«Олеат»	<i>D. bugensis</i>	<i>D. polymorpha</i> + <i>P. fungosa</i>	<i>D. polymorpha</i>	<i>D. polymorpha</i>	<i>D. polymorpha</i> + <i>D. bugensis</i>
«Емаль»	<i>D. bugensis</i>	<i>D. polymorpha</i> + <i>P. fungosa</i>	<i>D. polymorpha</i>	<i>D. polymorpha</i>	<i>D. polymorpha</i>
«Він»	<i>D. bugensis</i>	<i>D. polymorpha</i>	<i>D. polymorpha</i>	<i>D. polymorpha</i>	<i>D. bugensis</i> + <i>D. polymorpha</i>

му біомаса на «ВЕНР», «Олеаті», «Емалі» складала відповідно 4,8, 6,0 та 24,2 % від біомаси на «Він».

Обговорення результатів досліджень

Таким чином, дослідження перифітону на експериментальних субстратах в Канівському водосховищі, які проводяться вже багато років [10, 14, 22, 25] показали, що відбуваються деякі зміни в домінуючих комплексах перифітону та показниках рясності. Було описано шість типів угруповань, що мали однакових домінантів, які на різних субстратах та при різних експозиціях були представлені 20 варіантами. На відміну від минулих років, в цьому дослідженні було виділено лише один раз угруповання з домінуванням мохуватки *P. fungosa*, в той час як у 2014—2015 рр. монодомінантне угруповання *P. fungosa* відрізнялось великою зустрічальністю в серіях різних експозицій і на різних покриттях було відмічено сім разів. Також угруповання *P. fungosa* з содомінантом зустрічалися в період досліджень 2014—2015 рр. 11 разів.

Одним з найбільш розповсюджених у часі та на різних субстратах у цьому дослідженні було угруповання *D. polymorpha* (див. табл. 2). Тільки для угруповань дрейсени та мохуватки було достатньо виражене домінування.

Структура угруповань проаналізована у вигляді так званих кривих домінування-різноманіття [1, 15]. Виявлено три типи кривих домінування-різноманіття з різним ступенем домінантів: 1 тип — угруповання *P. fungosa*, в меншому ступені *D. polymorpha*; 2 тип — содомінантний *D. bugensis* + *D. polymorpha*; 3 тип — інші угруповання, в яких домінування було практично не вираженим.

Аналіз НІТ-різноманіття (див. табл. 2) показав, що існує виражена тенденція зниження різноманіття з ростом часу експозиції, яка пов'язана з розвитком однієї домінантної форми (*D. polymorpha* чи *P. fungosa*). Показники значень НІТ різноманіття за чисельністю для всіх угруповань були в діапазоні 1,5—3,5 біт/екз (в середньому — 2,3 біт), в той час як

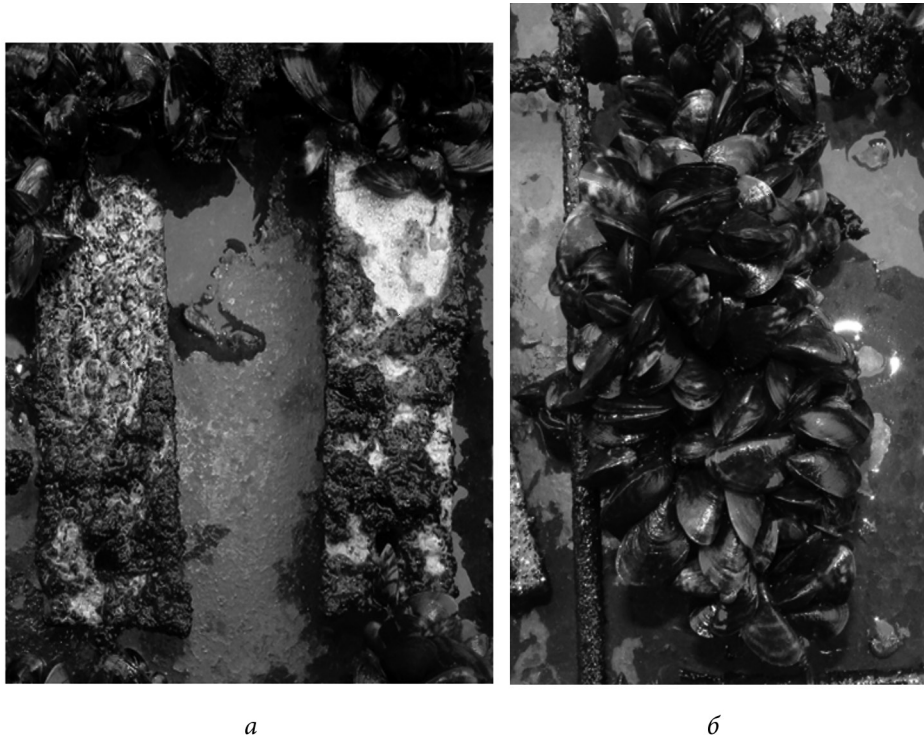


Рис. 3. Загальний вигляд субстратів: *а* — покриття «Олеат»; *б* — «Він» на 470(161) добу (12.11.2020)

різноманіття за біомасою було відповідно 0,1—1,7 (0,6) біт/г, тобто домінування за біомасою було більш значним, тобто вирівненість меншою. Взаємозв'язок між показниками різноманіття (за чисельністю та біомасою) був досить слабким для $H_N - H_B$ ($R^2 = 0,199$; $r = 0,45$) та $H_N - H_R$ ($R^2 = 0,187$; $r = 0,43$). В той же час, взаємозв'язок між H_B та H_R був значно тіснішим: $R^2 = 0,579$; $r = 0,76$).

Як відомо [4, 7, 8, 13], дрейсеніди утворюють складні угруповання різного типу, з яких найбільш рясними були угруповання з розвинутою просторовою структурою, угруповання консортивного типу. Угруповання типу первинно-агрегованого домінанта [8, 9], тобто поселення дрейсени, особливо на «Він», були у вигляді щільних щіток. По літературним даним [8], діапазон біомаси в угрупованнях такого типу є від 100 до 1000 г/м², а в нашому дослідженні діапазон біомаси був від 895,6 до 21 345,9 г/м². Діапазон видового різноманіття, за літературними даними, був від 0,1 до 1 біт/г, а в нашому дослідженні — від 0,4 до 1 біт/г (див. табл. 2). Окрім того в попередніх дослідженнях перифітону було виділено декілька угруповань з домінуванням мохуваток [8]. У Рибінському водосховищі також зустрічались колонії мохуваток, в яких поселялися молюски: в цих колоніях, масою порядку 10 г, «було відмічено до 200 екземплярів дрейсени розміром від 0,2 до 10 мм» (цит. по [4], с. 187).

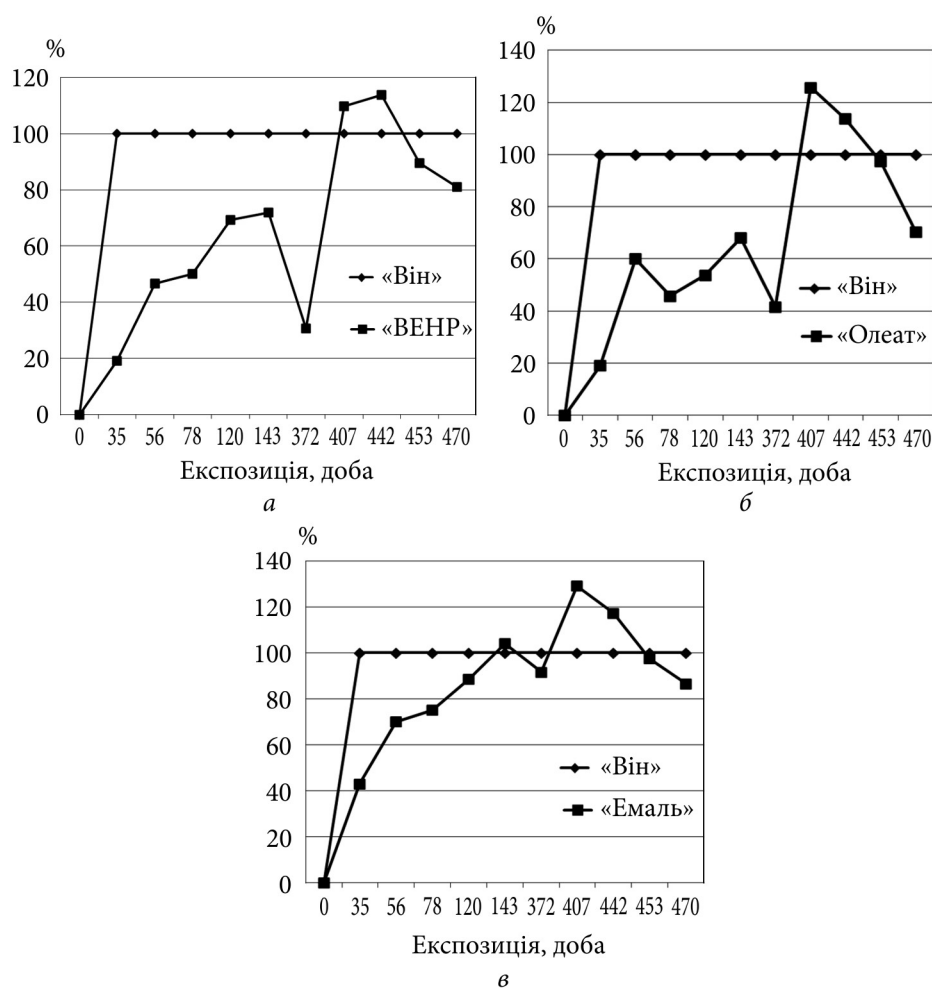


Рис. 4. Порівняння інтенсивності обростання субстратів з антиобростаючим покриттям та «Він»: а — покриття «ВЕНР»; б — покриття «Олеат»; в — «Емаль» з інтенсивністю обростання на «Він» у 2019—2020 рр.

В 2020 р., як по бальним оцінкам, так і по оцінці біомаси, при останній експозиції на всіх субстратах біомаса була вищою, ніж у 2019 р. (див. табл. 1, рис.1). Можна припустити дві гіпотези. В 2020 р. були більш сприятливі умови для розвитку всіх видів перифітону, тому його розвиток йшов більш інтенсивно. Однак при порівнянні динаміки розвитку обростання на «Він» серії 2019—2020 рр. та нової серії, де «Він» був виставлений з нуля у 2020 р. (див. рис. 2), було відмічено, що на «Він» у 2019 і 2020 рр. динаміка розвитку зооперифітону була достатньо схожою. Окрім того, на більш сильну інтенсивність обростання після другої постановки субстратів могло вплинути те, що на них залишилася невелика кількість живої дрейсени та багато залишків бісуса, мушель, тобто поверхня субстрату була сильно модифікована попереднім обростанням. Ці фактори створи-

ли сприятливі умови для розвитку зооперифітону. Можливо, після дворічної експозиції субстратів покриття на субстратах «ВЕНР» та «Олеат» суттєво знизили свою біоцидність.

Щодо характеру континуальності сукцесійного процесу треба зазначити, що переривання сукцесії угруповання з домінуванням дрейсени не відбулося в даному дослідженні, як це було в минулі роки [10, 14]. Мохуватка була виявлена в малій кількості, не створювала масивні колонії і не перешкождала поступовому розвитку дрейсенових угруповань. Можна припустити, що це відбулося тому, що влітку 2019—2020 рр. температура води була дещо нижчою, ніж у попередні роки: так, температура у серпні 2014 р. була 27,0°C, а у 2019 р. — 23,0°C та у 2020 р. — 25,3°C.

Бальна оцінка враховує інтенсивність «обросту» і корелює з показниками біомаси (див. рис. 2). Можна зробити висновок, що ці два методи оцінки рясноти обростання для подальшої оцінки біоцидності доповнюють один одного.

Висновки

Дослідження ценотичної структури та характеру угруповань показали, що відсутня приуроченість до певних субстратів якогось окремого угруповання чи групи однойменних угруповань, за винятком угруповання *P. fungosa*, що сформувалось тільки на покритті «ВЕНР».

Попередні дослідження також показали відсутність зв'язку розвитку окремих угруповань з тим чи іншим субстратом. Ценотична структура перифітону, саме при таких домінуючих формах та такому складі угруповань, не може бути в повній мірі використана як показник біоцидності.

Можна зробити висновок, що покриття «ВЕНР» та «Олеат» заслуговують уваги для подальшого дослідження та розробок в якості ефективного необростаючого покриття.

Список використаної літератури

1. Афанасьев С.А., Летицкая Е.Н. Структура доминирования-разнообразия сообществ донных макробеспозвоночных в реках Карпат. *Гидробиол. журн.* 2019. Т. 55, № 2. С. 3—17.
2. Баканов А.И. Использование характеристик разнообразия зообентоса для мониторинга состояния пресноводных экосистем. *Мониторинг биоразнообразия.* Москва, 1997. С. 278—282.
3. Биологические обрастания в системе питьевого и технического водоснабжения и меры борьбы с ними / Под ред. Г.И. Долгова. Москва : Наука, 1969. 110 с.
4. Дрейссена (*Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia, Dreissenidae): Систематика, экология, практическое значение / Под ред. Я.И. Старобогатова. Москва : Наука, 1994. 240 с.
5. Лебедева Г.Д. Экология обрастаний в пресных водах. *Экологические основы защиты от биоповреждений.* Москва : Наука, 1985. С. 78—85.
6. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ : Логос, 2006. 408 с.
7. Морозовская И.А. Формирование сообществ дрейссены и мшанки на экспериментальных субстратах в перифитоне Каневского водохранилища: тез. докл. наук.-практ. конф. молодых ученых «Сучасна гідроекологія: місце наукових дос-

ліджень у вирішенні актуальних проблем» (6—7 жовт. 2016 р., Київ). Київ, 2016. С. 39—41.

8. Протасов А.А. Пресноводный перифитон. Киев : Наук. думка, 1994. 307 с.
9. Протасов А.А., Афанасьев С.А. О пространственных типах поселений дрейссены в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС. *Журн. общ. биологии*. 1984. 45, № 2. С. 272—277.
10. Протасов А.А., Морозовская И.А., Гурьянова Г.А., Ласковенко Н.Н. Исследования полимерных необрастающих покрытий в условиях Каневского водохранилища. *Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Сер. Біологія. Спец. Вип. Гідроекологія*. 2015. № 3—4 (64). С. 561—564.
11. Протасов А.А., Морозовская И.А., Ласковенко Н.Н. Использование метода экспериментальных субстратов в мониторинге биологических помех в работе систем водоснабжения и тестировании необрастающих покрытий. *Ядерна енергетика та довкілля* 2018. № 1 (11). С. 54—58.
12. Протасов А.А., Морозовская И.А., Ласковенко Н.Н., Рогальский С.П. Состав и структура зооперифитона на экспериментальных субстратах в Каневском водохранилище. Многолетний аспект. *Гидробиол. журн.* 2019. Т. 55, № 3. С. 3—19.
13. Протасов А.А., Юришинец В.И., Морозовская И.А. Консорция и консортивные отношения в гидробиоценозах. *Гидробиол. журн.* 2010. Т. 46, № 3. С. 3—18.
14. Скальская И.А. Зооперифитон водоемов бассейна Верхней Волги. Рыбинск : Б.и., 2002. 256 с.
15. Уиттекерт Р. Сообщества и экосистемы. Москва : Прогресс, 1980. 324 с.
16. Шиманский Б.А. Биологические помехи в эксплуатации систем технического водоснабжения тепловых электростанций и методы борьбы с ними. *Гидробиол. журн.* 1968. Т. 4, № 3. С. 93—94.
17. Artificial substrates / Ed. by Cairns J. Collingwood Ann Arbor Scie. Publ. 1982. P. 279.
18. Bray J.R., Curtis J.T. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 1957. Vol. 27. P. 325—349.
19. Cornellas A., Perez L., Comelles F. et al. Self-aggregation and antimicrobial activity of imidazolium and pyridinium based ionic liquids in water solutions. *J. Colloid. Interface Sci.* 2011. Vol. 355. P. 164—171.
20. Costello D.M., Brown L.M., Lamberti G.A. Acute toxic effects of ionic liquids on zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) survival and feeding. *Green. Chem.* 2009. Vol. 11. P. 548—553.
21. Kuznetsov Yu.I., Andreeva N.P., Kazanskaya G.Yu. On the inhibition effect of dialkyl phosphates in the depassivation of metals. *Prot. Met.* 2000. Vol. 36. P. 351—355.
22. Protasov A.A., Morozovska I.O., Rogalskyi S.P. Dynamics of zooperiphyton communities' development on inert substrate and antifouling coatings in the reservoir. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 2. P. 36—53.
23. Protasov A.A., Sinitsina O.O., Kolomiets A.V. Use of the WaCo (Water Communities) package to process the hydrobiological samples and create the databases on zoology and algology (FoxPro). *Тр. Зоол. ин-та РАН. СПб.*, 1999. Т. 278. С. 132.
24. Rakhman M., Brazel C. Ionic liquids: new generation stable plasticizers for poly(vinyl chloride). *Polym. Degrad. Stab.* 2006. Vol. 91. P. 3371—3382.
25. Rogalskiy S.P., Morozovskaya I.A., Boretskaya M.A. et al. Periphyton development on the protective coating, modified by the cation biocide. *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 1. P. 57—69.
26. Schmude K.L., Jennings M.J., Otis K.J., Piette R.R. Effects of habitat complexity on macroinvertebrate colonization of artificial substrates in north temperate lakes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 1998. Vol. 17, N 1. P. 73—80.
27. Shubha H.N., Venkatesha T.V., Vathsala K. et al. Preparation of self assembled sodium oleate monolayer on mild steel and its corrosion inhibition behavior in saline water. *ACS Appl. Mater. Interfaces.* 2013. Vol. 5. P. 10738—10744.

28. Smith A.L., Muya R.A. Identify and control microbiological organisms in cooling Water systems. *Power*. 1973. Vol. 117, N 7. P. 17—19, 91—93.
29. Trush M., Metelytsia L., Semenyuta I. et al. Reduced ecotoxicity and improved biodegradability of cationic biocides based on ester-functionalized pyridinium ionic liquids. *Environ. Sci. Poll. Res.* 2019. Vol. 26, P. 4878—4889.
30. Venkata Nancharaiah Y., Kiran Kumar Reddy G., Lalithamanasa P., Venugopalan V.P. The ionic liquid 1-alkyl-3-methylimidazolium demonstrates comparable antimicrobial and antibiofilm behavior to a cationic surfactant. *Biofouling*. 2012. Vol. 28. P. 1141—1149.

Надійшла 30.05.2023

I.O. Morozovska, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
ORCID 0000-0003-1795-7485

S.P. Rogalsky, PhD (Chem.), Head of Laboratory,
V.P. Kukhar Institute of Bioorganic Chemistry and Petrochemistry
of the NAS of Ukraine,
Kharkiv Highway, 50, Kyiv, 02160, Ukraine

O.V. Dzhuzha, PhD (Techn.), Researcher,
V. P. Kukhar Institute of Bioorganic Chemistry and Petrochemistry
of the NAS of Ukraine,
Kharkiv Highway, Kyiv, 50, 02160, Ukraine

O.P. Tarasyuk, Junior Researcher
V.P. Kukhar Institute of Bioorganic Chemistry and Petrochemistry
of the NAS of Ukraine,
Kharkiv Highway, 50, Kyiv, 02160, Ukraine

O.O. Protasov, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
ORCID 0000-0002-0204-2007

ZOOPERIPHYTON ON ANTI-FOULING COATINGS AND CHANGES IN ITS COENOTIC STRUCTURE

The features of the formation of zooperiphyton communities on experimental substrates — protective coatings with antifouling properties, based on industrial alkyd enamel PF-167 modified by cationic biocides 1-dodecylpyridine oleate and 1-dodecylpyridinium bis(2-ethylhexyl) phosphate in the bay of the Kanevsky reservoir (Dnieper river) have been researched. Some features of successional changes in the Zebra mussel and Bryozoans communities are discussed. In contrast to previous years, when the temperature in August (high development of bryozoan colonies) was lower, there was no interruption of the continual succession of communities with Dreissenid dominance due to the development of bryozoans. A high antifouling activity of protective coatings, which contained 8 mass percent of cationic biocides, was established. In this study, no connections between the coenotic structure and the nature of antifouling coatings were found.

Keywords: reservoir, experimental substrates, antifouling coatings, cationic biocides, periphyton, coenotic structure.

Hydrobiological Journal

Number 1

2024

CONTENTS

General Hydrobiology

A.V. Liashenko, V.I. Shcherbak, N. Ye. Semenyuk & K.Ye. Zorina-Sakharova. Continuity and discreteness of aquatic communities in lotic-lentic ecosystem of the Danube delta: bottom invertebrates 3

T.F. Shevchenko, P.D. Klochenko & T.M. Sereda. Phytoplankton annual dynamics and ecological characteristics in the Irpin river (Ukraine) prior to hostilities 27

T.V. Dvoreckiy. Use of remote earth sensing data for assessment of the consequences of burning vegetation of floodplain ecosystems of the Lower Dniester National Nature Park. 47

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Plants

M.M. Ismail, H.A.H. Ibrahim & G.M. El Zokm. Comparison of chemical composition and bioactivities of various polysaccharides of brown seaweeds, the Red Sea, Egypt, Hurghada 60

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

O. Potrokhov, O. Zinkovskyi, Yu. Khudiiash, O. Vodianitskyi, K. Kofonov & Yu.M. Krasiuk. Features of hormonal regulation of growth rate and generative functions of fish under increased anthropogenic influence. 84

Aquatic Radioecology

I.O. Morozovska, S.P. Rogalsky, O.V. Dzhuzha, O.P. Tarasyuk & O.O. Protasov. Zooperiphyton on anti-fouling coatings and changes in its coenotic structure. . 99

Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2024. Т. 60, № 1. 1–116

Гідробіологічний журнал. Т. 60, № 1, 2024