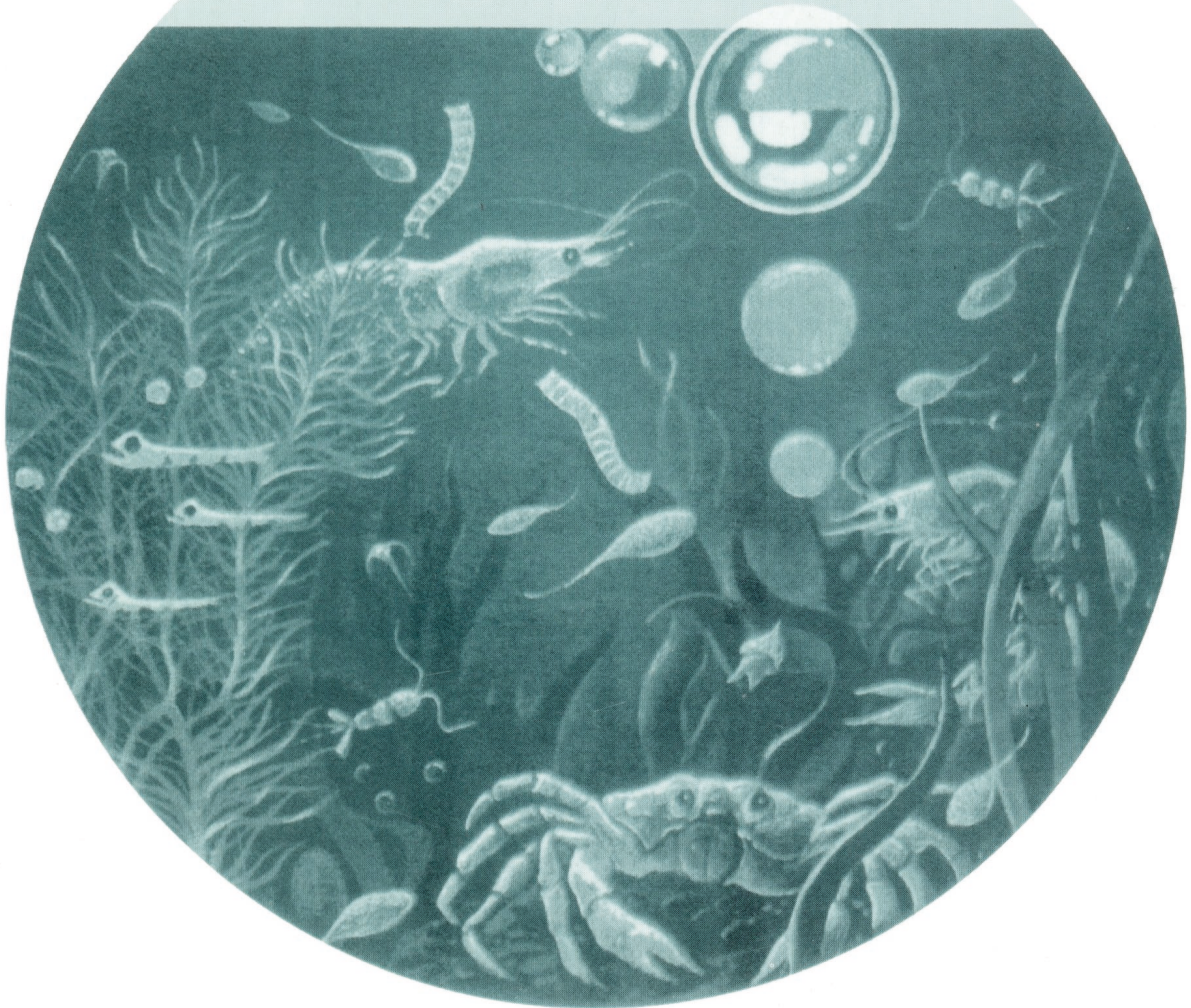


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



2(344)

ТОМ 58 • 2022

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; *В.Д. Романенко*, Ін-т гідробіології НАН України; *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

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації — серія КВ № 13477-2361ПП 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.D. Romanenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of 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

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

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

2 (344)
том 58 • 2022

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Зуб Л.М., Погорелова Ю.В., Прокопук М.С. Видове багатство вищих водних рослин заплавних комплексів р. Дніпро у межах м. Києва. 3
- Дворецький Т.В., Триліс В.В., Савицький О.Л. Оцінка масового розвитку *Pistia stratiotes* у водоймах лівобережної заплави Дніпра у районі Києва на основі супутникових даних 18
- Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф., Горбунова З.Н. Фітоепіфітон як індикатор стану водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Україна) 32
- Теренько Г.В., Ткаченко Ф.П., Герасимюк В.П. Фітопланктон прибережного комплексу водойм Національного природного парку «Білобережжя Святослава» (Україна) 45

Рибогосподарська гідробіологія та іхтіологія

- Межжерін С.В., Циба А.О., Кокодій С.В., Луценко Д.С. Риби водотоків Лісостепової зони басейну Дніпра: багаторічні зміни видового складу та чисельності 57

Водна токсикологія

- Горбатюк Л.О., Пасічна О.О. Деякі аспекти нафтового забруднення донних відкладів у водних екосистемах 85

Гідрохімія

- Линник П.М., Жежеря В.А. Особливості динаміки окремих елементів гідрохімічного режиму малих водойм урбанізованої території: кисневий режим та мінералізація води 99

Затверджено до друку вченою радою інституту (протокол № 5 від 29.04.2022 р.)

Адреса редакції та видавця

Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 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 29.04.2022. Формат 70×108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 13,8. Тираж 150 прим. Зам. №

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

УДК: 581.526.32 (477.411)

Л.М. ЗУБ, к. б. н., ст. наук. співроб., зав. лаб.,
ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»,
вул. Академіка Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна,
e-mail: lesyazub2@gmail.com

Ю.В. ПОГОРЄЛОВА, к. б. н., молод. наук. співроб.,
ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»,
вул. Академіка Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна,
e-mail: yuliya.zhytnyk@ukr.net

М.С. ПРОКОПУК, к. б. н., наук. співроб.,
ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»,
вул. Академіка Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна,
e-mail: maryanaprokopuk406@gmail.com

ВИДОВЕ БАГАТСТВО ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН ЗАПЛАВНИХ КОМПЛЕКСІВ Р. ДНІПРО У МЕЖАХ М. КИЄВА

У різноманітних водоймах і водотоках заплавних біотопів м. Києва виявлено 60 видів вищих водних рослин (макрофітів). Відмічено високий ступінь збереженості сучасних флористичних комплексів у межах урболандшафту, про що свідчить їхня висока подібність з флорою, що наводиться для водойм міста кінця XIX — початку XX ст., а також з сучасною флорою макрофітів Середнього Придніпров'я. Характерною особливістю видового багатства макрофітів заплавних комплексів є поширення чужорідних видів. Із загальної кількості 12 видів (20%) охороняються на міжнародному, регіональному чи локальному рівнях). Трансформація і антропогенний вплив проявляються у малій частці масових видів та низькій ценотичній активності більшості з них. Ценозоутворювачами є лише 40% видів, що свідчить про значну трансформацію мілководь, гемеробність та гомогенність біотопів.

Ключові слова: вищі водні рослини, флора макрофітів, видове багатство, заплавні водойми.

Дніпро і його заплава мали і мають вирішальний вплив на природні умови Києва і дислокацію елементів житлово-промислової агломерації: розміщення заплавних ландшафтів та акваторій смугою з півночі на південь визначило значення річки як природної осі планування міста [6]. Характерною рисою заплави р. Дніпро у межах міста є її асиметричність і значна кількість водних об'єктів. Гідрологічні параметри заплавних водойм зумовлені низкою водозахисних дамб, дренажних каналів і гідрос-

Ц и т у в а н н я: Зуб Л.М., Погорелова Ю.В., Прокопук М.С. Видове багатство вищих водних рослин заплавних комплексів р. Дніпро у межах м. Києва. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 2. С. 3—17.

поруд, підпором греблі Канівської ГЕС та регулюванням водного режиму греблею Київської ГЕС. Основними чинниками трансформації заплавних комплексів є зарегулювання Дніпра (спорудження Київського і Канівського водосховищ) і розбудова міста за рахунок створення намивних чи підсипаних піщаних поверхонь. Непорушеними або наближеними до природних можна вважати лише заплавні ландшафти у межах територій Регіонального ландшафтного парку «Дніпровські острови», району гирла р. Віти (території ландшафтного заказника місцевого значення «Жуків острів»), деякі ділянки лівобережної заплави на південно-східній межі міста (у межах ландшафтного заказника місцевого значення «Осокорківські луки»). При високих повенях частина заплави ще подекуди затоплюється водою. Незважаючи на те, що в результаті людської діяльності більшість заплавних комплексів частково або повністю трансформовані, вони залишаються невід'ємним компонентом міського ландшафту, кондиціонують міське середовище та мають важливе рекреаційне значення.

Метою роботи був аналіз видового багатства вищих водних рослин заплавних водойм Києва та проявів його трансформації.

Матеріали і методика досліджень

В основу роботи покладені матеріали, зібрані під час польових досліджень у травні — вересні 2012—2020 рр. Обстежено 70 водних об'єктів (рис. 1). Дослідження проводили загальноприйнятими у гідроботаніці методами [5]. Флору вищих водних рослин (макрофітів) розглядали в об'ємі, прийнятому В.М. Катанською [12]: досліджувалися гідрофіти та гелофіти, гігрофіти і гігро-мезофіти, що траплялися у зоні урізу води та на тимчасових водоймах, не враховувалися. Таксономічний склад визначали за традиційними визначниками з урахуванням останніх систематичних зведень [27]. Структурний розподіл макрофітів здійснений на основі флористичного аналізу [5] та аналізу екологічних груп [7].

Географічну структуру флори встановлено за хорологічними спектрами видів відповідно до їх зонального і регіонального положення та океанічно-континентальної приуроченості на основі ботаніко-географічного районування земної кулі [25] та його адаптації для флори водойм України [7, 8]. Локації досліджень наносили на карту за допомогою програмного забезпечення QGIS відповідно до їх координат. У роботі використовували класифікацію водойм [1, 2]. Розподіл досліджених водойм за флористичним складом оцінено за допомогою PCA-аналізу.

Результати досліджень та їх обговорення

У водоймах і водотоках заплави р. Дніпро у межах Київської міської агломерації було відмічено 60 видів вищих водних рослин (табл. 1), що належать до чотирьох відділів, п'яти класів, 25 родин та 40 родів. Це майже 90% загальної флори макрофітів м. Києва (у т. ч. ставків паркових систем), яка нараховує 68 видів [4, 17]. Ядро флори склали Potamogetonaceae — 11 видів, Poaceae і Hydrocharitaceae — по п'ять, Araceae — чотири, Cyperaceae, Alismataceae, Nymphaeaceae, Typhaceae — по три види.

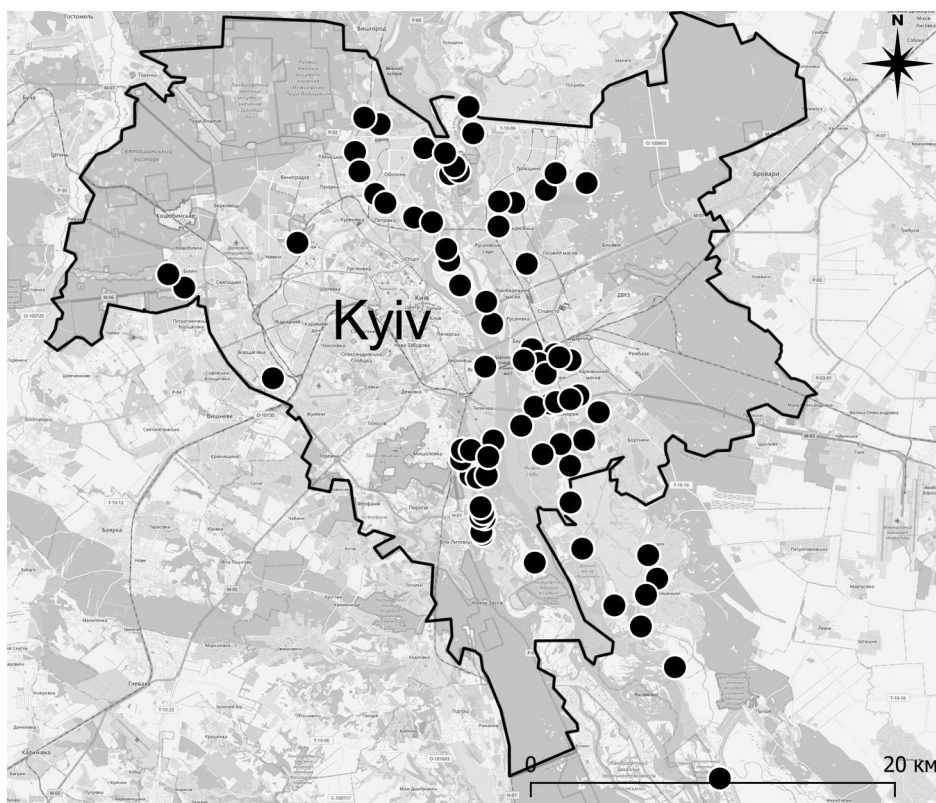


Рис. 1. Карта-схема локацій проведених досліджень

Переважають голарктичні (19 видів, 32% загального списку) та євразійські види (18 видів, 30%), що є ознакою типовості флористичних комплексів. Інші групи значно менші за чисельністю (рис. 2). Трапляються види, що тяжіють як до більш північного, так і південного типів поширення. Серед перших — комплекс бореальних видів (*Acorus calamus*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Stratiotes aloides*, *Potamogeton natans*, *P. obtusifolius*, *P. trichoides*, *Nymphaea candida*), серед других — температний комплекс (*Salvinia natans*, *Potamogeton heterophyllus*, *Trapa natans*, *Najas marina*, *Callinia minor*, *Typha laxmanii*).

Особливістю досліджених флористичних комплексів є незначна частка видів європейського та євросибірського походження (див. рис. 2). Європейських видів знайдено лише чотири (*Callitriche sophocarpa*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton acutifolius* і *P. berchtoldii*), що дає підстави розглядати їх як раритетний компонент біорізноманіття.

Загалом, водойми і водотоки урбанізованих територій м. Києва виступають осередками існування досить різноманітної флори та рослинності макрофітів, у тому числі і рідкісних таксонів і синтаксонів [4, 16, 28]. Тут трапляється 12 видів, що охороняються на міжнародному, державному або регіональному рівнях): *Callitriche sophocarpa*, *C. palustris*, *Nym-*

Таблиця 1

Флористичний склад макрофітів заплавних комплексів м. Києва

Види	Оригінальні дані*		Дані кінця XIX — середини XX ст.**
	П	Л	
1. <i>Acorus calamus</i> L.	+	+	+
2. <i>Agrostis stolonifera</i> L.	—	+	+
3. <i>Aldrovanda vesiculosa</i> L.	—	—	+
4. <i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	+	+	+
5. <i>Batrachium circinatum</i> (Sibth.) Spach	+	+	+
6. <i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla.	+	+	—
7. <i>Butomus umbellatus</i> L.	+	+	+
8. <i>Callitriche cophocarpa</i> Sendtner	+	+	—
9. <i>Callitriche palustris</i> L.	+	+	—
10. <i>Caltha palustris</i> L.	—	+	—
11. <i>Caulinia minor</i> (All.) Coss. et Germ.	+	—	—
12. <i>Ceratophyllum demersum</i> L.	+	+	+
13. <i>Egeria densa</i> Planch.	+	+	—
14. <i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. et Schult.	+	+	+
15. <i>Elodea canadensis</i> Michx.	+	+	+
16. <i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) St. John	+	+	—
17. <i>Equisetum fluviatile</i> L.	+	+	—
18. <i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	—	+	—
19. <i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	—	+	—
20. <i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb	+	+	+
21. <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	+	+	+
22. <i>Iris pseudacorus</i> L.	+	+	—
23. <i>Lemna minor</i> L.	+	+	—
24. <i>Lemna trisulca</i> L.	+	+	+
25. <i>Myriophyllum spicatum</i> L.	+	+	+
26. <i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	+	+	—
27. <i>Najas marina</i> L.	+	+	+
28. <i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	+	+	+
29. <i>Nymphaea alba</i> L.	+	+	+
30. <i>Nymphaea candida</i> J. Presl.	+	+	—

Продовження табл. 1

Види	Оригінальні дані*		Дані кінця XIX — середини XX ст.**
	П	Л	
31. <i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	+	+	+
32. <i>Persicaria amphibia</i> L.	+	+	+
33. <i>Phragmites altissimus</i> (Benth.) Mabilie	—	+	—
34. <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex. Steud	+	+	+
35. <i>Pistia stratiotes</i> L.	+	+	—
36. <i>Potamogeton acutifolius</i> Link ex Roem & Schult.	+	+	—
37. <i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieber	+	+	—
38. <i>Potamogeton crispus</i> L.	+	+	+
39. <i>Potamogeton friesii</i> Rupr.	+	+	—
40. <i>Potamogeton heterophyllus</i> Schreb.	+	—	+
41. <i>Potamogeton lucens</i> L.	+	+	+
42. <i>Potamogeton natans</i> L.	+	+	+
43. <i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert. & W.D.J. Koch	+	+	—
44. <i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	+	+	+
45. <i>Potamogeton trichoides</i> Tuck.	+	+	—
46. <i>Potamogeton compressus</i> L.	—	—	+
47. <i>Potamogeton pusillus</i> L.	—	—	+
48. <i>Rorippa amphibia</i> (L.) Bess.	+	+	+
49. <i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	+	+	+
50. <i>Salvinia natans</i> (L.) All.	+	+	—
51. <i>Scirpus lacustris</i> L.	+	+	+
52. <i>Sium latifolium</i> L.	+	+	+
53. <i>Sparganium emersum</i> Rehm.	+	+	+
54. <i>Sparganium erectum</i> L.	+	+	+
55. <i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid.	+	+	+
56. <i>Stratiotes aloides</i> L.	+	+	+
57. <i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Вurner	+	+	—
58. <i>Trapa natans</i> L.	+	+	—
59. <i>Typha angustifolia</i> L.	+	+	—

Продовження табл. 1

Види		Оригінальні дані*		Дані кінця XIX — середини XX ст.**
		П	Л	
60.	<i>Typha latifolia</i> L.	+	+	—
61.	<i>Typha laxmannii</i> Lepech.	+	+	—
62.	<i>Utricularia vulgaris</i> L.	—	+	+
63.	<i>Wolffia arrhiza</i> (L.) Horkel ex Wimm.	+	+	—
64.	<i>Zannichellia palustris</i> L.	—	—	+
ВСЬОГО		52	56	36
		60		

П р и м і т к а. * П, Л – правобережні та лівобережні заплавні комплекси; ** згідно літературних джерел 9, 10, 12—15, 18—22.

phaea alba, *N. candida*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton acutifolius*, *P. heterophyllus*, *P. obtusifolius*, *P. trichoides*, *Salvinia natans*, *Trapa natans*, *Wolffia arrhiza*. Проте це лише половина з видів, що є рідкісними для флори Середнього Придніпров'я і двох найбільших прилеглих до міста водних об'єктів — Київського та Канівського водосховищ [18].

Характерною особливістю сучасної флори макрофітів заплавної водної ділянки міста є поширення чужорідних видів — *Elodea nuttallii*, *Egeria densa*, *Pistia stratiotes*, *Phragmites altissimus* [3, 11, 23, 30].

Порівняння отриманих даних із списками флори міських водойм, складених за літературними джерелами кінця XIX – початку XX ст. [9—10, 12—15, 18—22] (див. табл. 1) та останніми зведеннями для Середнього Придніпров'я [18] показало досить високий ступінь їхньої флористичної подібності (відповідно 82 та 86% за Сьоренсенем), що свідчить про добру збереженість сучасних флористичних комплексів макрофітів в умовах урболандшафту.

Порівняння сучасних флористичних списки із такими, що наводились для заплавної водойми Києва на початку минулого століття [9, 10, 21], показало відсутність у наших списках чотирьох видів — *Aldrovanda vesiculosa*, *Potamogeton compressus*, *P. pusillus* і *Zannichellia palustris*.

Загалом, кількість видів коливалась від трьох (оз. Тягле) до 40 (Галерна затока). Найбагатшими флористично були також озера Вербне та Вирлиця (по 33 види), Алмазне і Конча (по 30), найбіднішими — озера Н. Тельбін і Лугове (по п'ять видів).

Аналізуючи частоту трапляння макрофітів на дослідженій території, можна виділити (табл. 2):

1) масові види — типові для території, трапляються більш як у 70 % досліджених водойм, таких було виділено три (5 % загального списку);

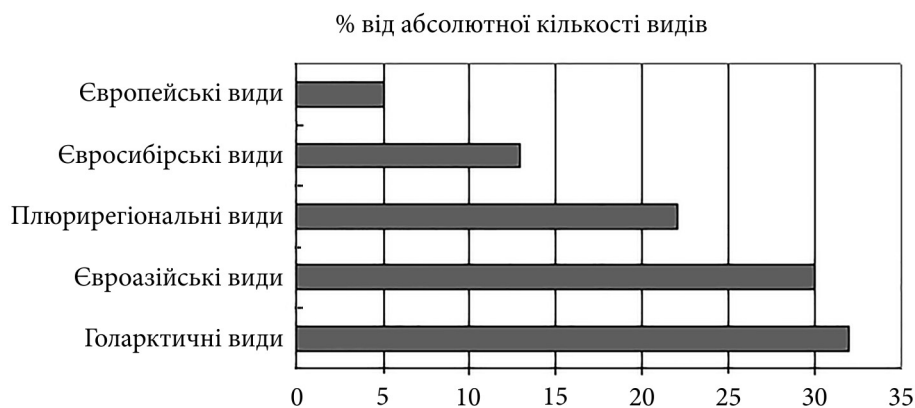


Рис. 2. Хорологічна структура макрофітів заплави р. Дніпро у межах м. Києва

2) типові види — зустрічаються у 50—70 % досліджених водойм (6 видів, 10%);

3) види, що зустрічаються спорадично — відмічені у 20—40 % обстежених водойм (20 видів, 33 %);

4) види, що трапляються зрідка, у 6—20 % водойм (18 видів, 30 %);

5) рідкісні види, що трапляються поодинокі, в одній — трьох водоймах (13 видів, 22 %).

Характерною рисою досліджених водойм є переважання саме видів, що трапляються зрідка. Масових видів відмічено лише три і всі вони єврівалентні (*Ceratophyllum demersum*, *Phragmites australis*, *Spirodela polyrrhiza*), що є проявами трансформації флори і антропогенного впливу на неї. Для поширення видів, що трапилися в одному локалітеті (*Callitriche palustris* і *C. cophocarpa*), а також *Caltha palustris*, *Fontinalis antipyretica*, *Equisetum fluviatile*, *Potamogeton friesii* необхідні специфічні оселища з водою високої якості, їх рідкісність зумовлена саме зменшенням кількості таких біотопів в умовах міста [7, 29].

В еколого-біологічному відношенні флора макрофітів представлена наступним чином: гелофіти (повітряно-водні рослини) — 24 види (40 %), гідрофіти — 37 видів (61 %), з них 21 (35 %) укорінених занурених, шість (10 %) укорінених з плаваючими листками, два (3 %) плаваючих занурених і сім (12 %) вільноплаваючих на поверхні води.

За гідрологічними характеристиками заплавні київські водойми розподіляють на чотири основних типи [1, 2]:

1 — заплавні водойми та водотоки, що зберігають прямий гідравлічний зв'язок з руслом р. Дніпро. Характерне переважання реофільних угруповань макрофітів, що формують фрагментарні смуги на прибережних мілководдях. Особливості гідрологічного режиму та велика кількість різномісних біотопів (від ділянок із вираженою течією до прибережних захищених мілководь) сприяли збагаченню флористичного складу цього типу водойм (у великих протоках — Матвіївська, Галерна затоки, Чорто-

Таблиця 2

Частота трапляння макрофітів у заплавних водоймах Києва

Види	Кількість водойм, де зафіксовано	Частота трапляння	Види	Кількість водойм, де зафіксовано	Частота трапляння
<i>Callitriche palustris</i>	1	рідкісні	<i>Batrachium circinatum</i>	15	спорадичні
<i>Callitriche cophocarpa</i>			<i>Trapa natans</i>		
<i>Caltha palustris</i>			<i>Alisma plantago-aquatica</i>	18	
<i>Caulinia minor</i>			<i>Persicaria amphibia</i>		
<i>Fontinalis antipyretica</i>			<i>Sparganium erectum</i>	20	
<i>Equisetum fluviatile</i>			<i>Eleocharis palustris</i>		
<i>Potamogeton friesii</i>			<i>Elodea nuttallii</i>	21	
<i>P. heterophyllus</i>			<i>Iris pseudacorus</i>		
<i>Phragmites altissimus</i>			<i>Lemna trisulca</i>		
<i>Myriophyllum verticillatum</i>			<i>Najas marina</i>		
<i>Potamogeton acutifolius</i>	2	рідкісні	<i>Stuckenia pectinata</i>	25	
<i>Egeria densa</i>			<i>Sagittaria sagittifolia</i>		
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	3	4	<i>Scirpus lacustris</i>	28	
<i>Acorus calamus</i>	<i>Stratiotes aloides</i>				
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	4	рідкісні	<i>Potamogeton crispus.</i>	29	
<i>Sparganium emersum</i>			<i>Butomus umbellatus</i>		
<i>Typha laxmannii</i>	5	рідкісні	<i>Elodea canadensis</i>	33	
<i>Glyceria fluitans</i>			<i>Lemna minor</i>		
<i>Agrostis stolonifera</i>	6	рідкісні	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	35	
<i>Nymphaea candida</i>			<i>Nuphar lutea</i>		
<i>Utricularia vulgaris</i>	7	рідкісні	<i>Salvinia natans</i>	36	
<i>Bolboschoenus maritimus</i>			<i>Myriophyllum spicatum</i>		
<i>Sium latifolium</i>	8	трапляються зрідка	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	40	
<i>Oenanthe aquatica</i>	9		<i>Typha latifolia</i>		
<i>Potamogeton lucens</i>			<i>Glyceria maxima</i>		
<i>Potamogeton trichoides</i>	10		<i>Typha angustifolia</i>		
<i>Potamogeton natans</i>		44	типові		

Продовження табл. 2

Види	Кількість водойм, де зафіксовано	Частота трапляння	Види	Кількість водойм, де зафіксовано	Частота трапляння
<i>Pistia stratiotes</i>	11	трапляються зрідка	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	46	масові
<i>Nymphaea alba</i>			<i>Phragmites australis</i>	54	
<i>Wolffia arrhiza</i>	12		<i>Ceratophyllum demersum</i>	63	
<i>Rorippa amphibia</i>	13				

рий відмічено 20—30 видів макрофітів, серед яких панівну роль відіграють гідрофіти). Структура заростей фрагментарна. Пояс рослин з плаваючим листям зазвичай відсутній.

2 — заплавні водойми, що зберігають опосередкований гідравлічний зв'язок з руслом Дніпра, почасти за рахунок весняного водопілля (протоки острова Муромець, протока Коник, водойми Жукова острова, оз. Святоч). У заростанні зростає роль видів лімнофільного комплексу. Структура заростей — поясна. Спостерігається класичний трипоясний еколого-ценотичний профіль макрофітів. В окремих водоймах трапляється 15—20 (до 30) видів, переважають укорінені гідрофіти.

3 — крупні заплавні водойми, що не мають прямого гідравлічного зв'язку з руслом річки, проте характеризуються хорошим водообміном за рахунок вітро-хвильової активності (озера Вирлиця, Алмазне, Йорданське, Редьчине, Мартишів та ін.). Видовий склад макрофітів представлений переважно лімнофільними видами. Характер заростання фрагментарний і відрізняється від природного — поясного, через гемеробність біотопів, неоднорідність донних відкладів та глибин, формуються зарості мозаїчного типу. Флористично найбагатший тип водойм (25—35 видів), переважають гелофіти і укорінені гідрофіти.

4 — дрібні заплавні водойми з обмеженим водообміном (озера Нижній Тельбін, Корольок, Прірва, Гнилуша, Радунка та ін.). Характер заростання визначається розмірами водойм, глибинами і гідрологічним режимом. Флористично найбільш збіднені — трапляється 5—10 видів, превають гелофіти та види евтрофо-болотного комплексу (зазвичай синузії вільноплаваючих рослин).

Відмічена висока схожість видового різноманіття макрофітів заплавних комплексів правого і лівого берегів (93 % за Серенсенем). Однак правобережні комплекси дещо флористично багатші лівобережних (відпо-

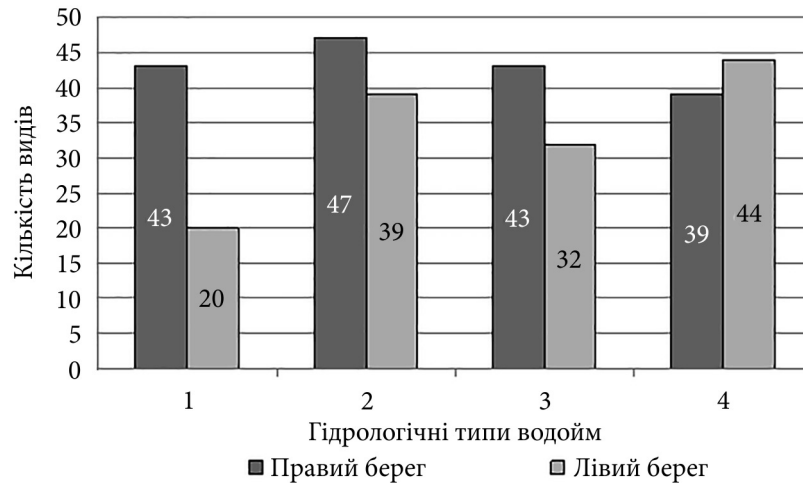


Рис. 3. Аналіз видового складу макрофітів заплавних водойм різного гідрологічного типу (1—4) заплави р. Дніпро

відно 55 видів і 50 видів), спільними є 47 видів (78 % загального флористичного списку).

Найбагатшою є флора макрофітів заплавних водойм правого берега, що зберігають опосередкований гідравлічний зв'язок з руслом Дніпра та дрібних заплавних водойм лівобережжя (рис. 3), найбіднішою — водотоків лівого берега, що є проявом їх значної трансформації.

Лише на заплавних водоймах правого берега траплялися такі рідкісні для водойм міста види, як *Fontinalis antipyretica*, *Glyceria fluitans*, *Potamogeton acutifolius*, *Utricularia vulgaris*. Натомість, лише на лівобережних водоймах були відмічені *Caulinia minor*, *Callitriche palustris*, *Potamogeton friessii* і *P. heterophyllus*. Лівобережні заплавні водойми, що зазнали більшої трансформації через розбудову міста, характеризувалися дещо нижчим видовим багатством — у середньому 13 видів/водойма. Лише у чотирьох водоймах на Лівобережжі (12% їх кількості) зареєстровано більш ніж 20 видів, у той же час на Правобережжі таких водойм було 10 (26 %).

Екологічна структура макрофітів є тотожною для заплавних водойм обох берегів (рис. 4): переважають гідрофіти (справжні водні рослини), хоча частка повітряно-водних рослин досить висока (42—44 %). Серед гідрофітів найбільше представлені прикріплені занурені рослини.

Найбільш впливовими детермінантами флористичної структури та складу угруповань макрофітів є водообмін та глибина, тоді як хімічні чинники мають другорядне значення [24, 26]. Розподіл досліджених типів водойм за флористичним складом оцінено за допомогою PCA-аналізу (рис. 5). Лівобережні водотоки (L_1) — Венеціанська протока та Чорторій за флористичним складом стоять окремо, що зумовлено їх більшим розміром і наявністю добре вираженої течії. Лише у водотоках цього гідро-

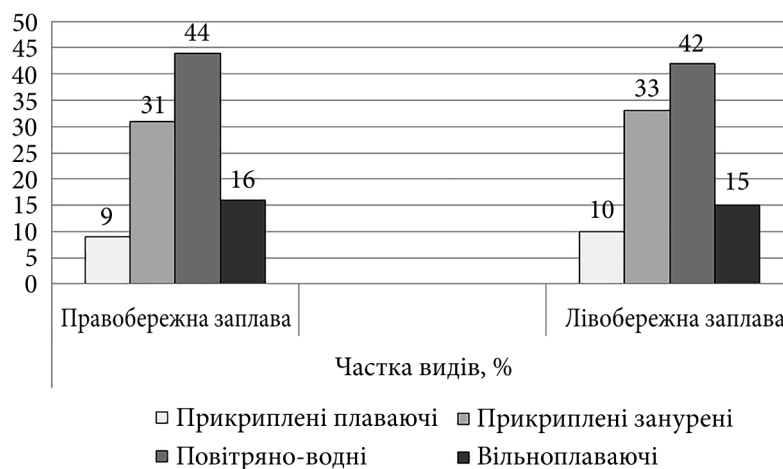


Рис. 4. Екологічна структура флори макрофітів заплавних комплексів р. Дніпро у межах Києва

логічного типу трапився *Potamogeton heterophyllus* — вид-індикатор мезотрофних умов та порушених піщаних біотопів [7], масовий у Канівському та Київському водосховищах.

Відсутність/наявність течії диференціюється набором локальних видів: за першою компонентою найбільше (32%) мали вплив *Potamogeton natans*, *Sium latifolium*, *Rorippa amphibia*, *Nymphaea candida*, *Wolffia arrhiza* та *Potamogeton heterophyllus* (з від’ємним значенням коефіцієнту кореляції), оскільки наявність перших найбільш точно індикує відсутність течії, а присутність *Potamogeton heterophyllus* — її наявність.

Водотоки 1-го типу правого берега (R_1) більш різноманітні за розміром і гідрологічним режимом. Тут відмічено від 5 до 40 (у середньому 19) видів макрофітів (рис. 6) і вони близькі за видовим складом до інших заплавних водойм (R_2 — R_3) завдяки опосередкованому зв’язку з р. Дніпро, що проявляється переважно за рахунок впливу водопілля як на протоки і гирлові ділянки річок, так і на численні стариці та озера (переважно ті, що належать до системи гирлової ділянки р. Віта у межах заказника “Жуків острів”). Зазначимо також, що коливання рівня води може виступати лімітуючим чинником розселення водних рослин і розвитку стабільних рослинних угруповань: у гідрологічно нестабільних умовах більшість занурених рослин та видів із плаваючим листками не зустрічається [4].

Друга компонента (20,7 %) об’єднує *Nymphaea alba*, *Lemna minor*, а також *Bolboschoenus maritimus*, *Sium latifolium*, *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans* (з протилежним значенням) — види-індикатори відсутності/проходження водопілля.

Заплавні водойми правобережжя флористично багатші (див. рис. 6): у середньому трапляється 17—20 видів макрофітів на противагу 14—17 у лівобережних. Кількість окремих водойм правого берега змінюється у

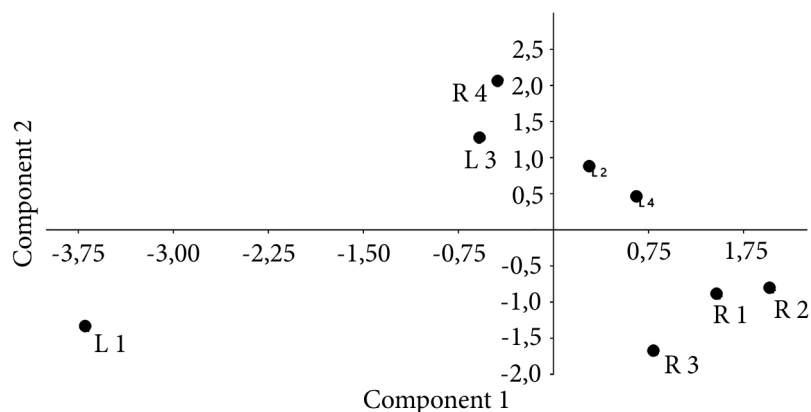


Рис. 5. Результати PCA-ординації видового багатства макрофітів заплавних водойм (L) лівого (чорні) та правого (R) (темно-сірі) берега р. Дніпра за флористичним складом (1—4 — типи водойм).

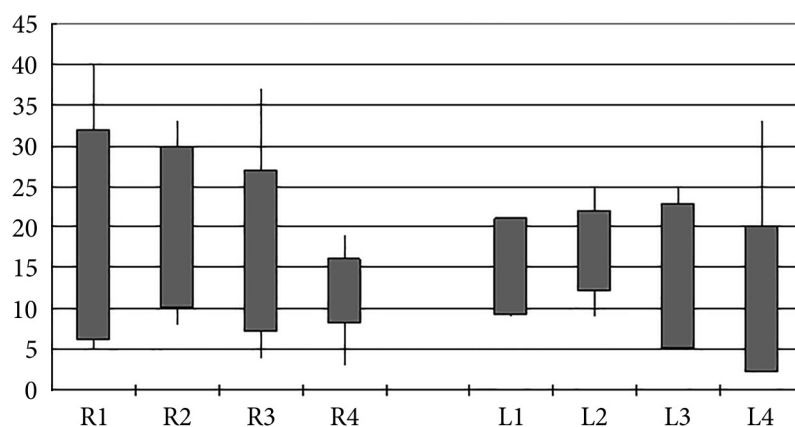


Рис. 6. Видове багатство окремих гідрологічних типів водних об'єктів (1—4) правобережної (R) та лівобережної (L) заплави

ширших межах, ніж лівого (8—30 (R₂) і 4—37 (R₃) порівняно з 5—25 (L₂, L₃).

До аналізу також можна залучити третю компоненту (через значний вплив на розподіл водойм — майже 19%), де головну роль відіграли *Potamogeton berchtoldii*, *P. trichoides*, *Acorus calamus* (з від'ємним значенням коефіцієнту кореляції) — види, відсутні у крупних водоймах лівого берега (L₃) та дрібних правого (R₄). Їх розглядають як індикатори води високої якості, а випадіння їх із локальних флор — як свідчення посилення антропогенної евтрофікації [7].

Варто відмітити зміну ценотичної ролі окремих видів через трансформацію природних біотопів. Так, на мілководдях досліджених заплав-

них водойм значно скоротились площі угруповань видів алювіально-ре-офільного комплексу (зокрема, відсутні повноцінні ценози *Sagittarium sagitifolii*, *Scirpetum lacustris*, *Sparganietum erecti*), які раніше були постійними елементами заростевої зони. Сьогодні вони трапляються надзвичайно рідко і лише у затоках р. Дніпро і крупних протоках на заплаві. Послабилася ценотична роль і таких поширених раніше видів, як *Equisetum fluviatile* (нами відмічений лише один локалітет на о. Муромець), *Elo-dea canadensis*, *Myriophyllum verticillatum*, цілої низки вузьколистих рдес-ників (*Potamogeton berchtoldii*, *P. trichoides*, *P. obtusifolius*). Зросла роль видів лімnofільного комплексу та здатних витримувати антропогенну евтрофікацію [23].

Висновки

У водоймах та водотоках заплави р. Дніпро у межах регіону досліджень сьогодні відмічено 60 видів макрофітів. Ознаки типовості флористичних комплексів проявляються у переважанні голарктичних та євроазійських видів. Свідченням їх доброї збереженості у межах урболандшафту є висока подібність з флорою макрофітів, що наводиться у літературних джерелах кінця XIX — початку XX ст. та такою Середнього Придніпров'я (відповідно 82 та 86 % за Серенсенем). Характерною особливістю сучасної флори макрофітів заплавлених водойм міста є значна частка раритетних (20 % загального флористичного списку) та поширення чужорідних видів. Трансформація флористичних комплексів вищих водних рослин заплавлених комплексів міста проявляється у малій кількості масових видів та їх еврівалентності. Превалювання у списках видів, що трапляються зрідка та рідкісних, зумовлене зменшенням кількості оселищ з водою високої якості.

Відсутність/наявність течії диференціюється набором локальних видів: наявність *Potamogeton natans*, *Sium latifolium*, *Rorippa amphibia*, *Nymphaea candida*, *Wolffia arrhiza* найбільш точно вказує на відсутність зв'язку з Дніпром, а присутність *Potamogeton heterophyllus* — його наявність. *Bolboschoenus maritimus*, *Sium latifolium*, *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans* можна розглядати як види-індикатори проходження водопілля, а *Nymphaea alba*, *Lemna minor* — його відсутності. Випадіння із флористичних списків *Potamogeton berchtoldii*, *P. trichoides*, *Acorus calamus* є свідченням посилення антропогенної евтрофікації водойми. Відбулася зміна ценотичної ролі окремих видів через трансформацію природних біотопів: менше половини макрофітів, відмічених у заплавлених водойм міста Києва (24 види, 40%), є ценозоутворювачами, що свідчить про значну трансформацію мілководної зони водойм і гемеробності та гомогенності біотопів.

Список використаної літератури

1. Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов города Киева. *Вестн. экологии*. 1996. № 1—2. С. 112—118.
2. Афанасьев С.А., Карпова Г.А., Панькова Н.Г., Куриленко О.Г. Макрофиты и донная фауна водоемов устьевой области р. Виты. *Гидробиол. журн.* 2001. Т. 37, № 2. С. 26—32.

3. Багацька Т.С. *Egeria densa* Planchon (Hydrocharitaceae) — новий вид для материкової частини України. *Укр. бот. журн.* 2007. Т. 64, № 6. С. 914—916.
4. Багацька Т.С., Оляницька Л.Г. Водно-прибережна флора київських водойм. *Екологічний стан київських водойм*. К.: Фітосоціоцентр, 2010. С. 5—24.
5. Гидрботаника. Методология и методы / Науч. ред. В.Г Папченков, А.А. Бобров, А.В. Щербаков, Л.И. Лисицына. Рыбинск. 2003. 188 с.
6. Дмитрук О.Ю. Методика ландшафтного аналізу урбанізованих територій (на прикладі м. Києва) : автореф. дис ... канд. геогр. наук. Київ, 1995. 28 с.
7. Дубина Д.В., Гейны С., Гроудова З. и др. Макрофиты – индикаторы измененной природной среды. Киев: Наук. думка, 1993. 434 с.
8. Дубина Д.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Географічна структура флори водойм України. *Укр. ботан. журн.* 1984. Т. 41, № 6. С. 1—7.
9. Зеров К.К. Околиці заповідника АН УРСР «Гористе». *Тр. гідробіол. ст.* 1938. № 17. С. 3—10.
10. Зеров К.К. Вища водяна рослинність заплавної водойми р. Дніпра в околицях заповідника АН УРСР «Гористе». *Там же*. 1939. № 17. С. 11—38.
11. Карпова, Г.О., Клепеч В.О. Особливості поширення очерету найвищого (*Phragmites altissimus* (Benth.) Mabilie) в умовах урболандшафту. *Рослини та урбанізація*. Мат. 3 міжнар. наук.-практ. конф. Дніпропетровськ, 2013. С. 15—18.
12. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Л.: Наука, 1981. 185 с.
13. Марковський Ю. Озеро Конча та його зоопланктон. *Тр. гідробіол. ст.* 1934. № 7. С. 113—157.
14. Монтрезор В. Обзорение растений, входящих в состав флоры губерний Киевского учебного округа: Киевской, Волынской, Подольской, Черниговской и Полтавской (продолжение). *Зап. Киевского об-ва естествоиспытателей*. 1886. Т. XVIII, вып. 1, С. 10—125.
15. Монтрезор В. Обзорение растений, входящих в состав флоры губерний Киевского уч. округа: Киевской, Волынской, Подольской, Черниговской и Полтавской. *Там же*. 1887. Т. VIII, вып. 2. С. 185—288.
16. Оляницька Л.Г., Багацька Т.С. Сучасні фітокомплекси і угруповання рослин водойм м. Києва. *Екологічний стан водойм м. Києва*. К.: Фітосоціоцентр, 2005. С. 49—55.
17. Погорелова Ю.В. Рідкісні та зникаючі види рослин гідротопів міста Києва. *Біол. студії*. 2015. Т. 9. № 3—4. С.1—10.
18. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. К.: Наук. думка, 1989. 232 с.
19. Савицький О.Л. Нарис з історії ботанічних досліджень на водоймах м. Києва та його околиць. *Укр. фітоцен. зб.* 1999. Сер. А, вип. 1—2. С. 192—196.
20. Шевлягін М.М. Дослідження донного тваринного населення Матвіївської затоки в зв'язку з виявленням ступеня її забруднення. *Тр. гідробіол. ст.* 1938. № 16. С. 144—155.
21. Шарлеман Э.В. Очерк Труханова (Алексеевского) острова. К. 1914. 21 с.
22. Шмальгаузен И.Ф. Флора Юго-Западной России, т. е. губерний Киевской, Волынской, Подольской, Полтавской, Черниговской и смежных местностей. К, 1886. 783 с.
23. Чорна Г.А., Протопопова В.В., Шевера М.В., Федорончук М.М. *Elodea nuttallii* (Planch.) Н. St. John (Hydrocharitaceae) — новий для флори України вид. *Укр. бот. журн.* 2006. Т. 63, № 3. С. 328—331.
24. Baart I., Haidvogel G., Janauer G. et al. Macrophytes and aquatic neophytes in the floodplain Lobau during the last 160 years: temporal distribution. *Proc. 36th Internat. Conf. of IAD*. Vienna, 2006. P. 70—75.
25. Meusel H., Jäger E., Weinert E. Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. Jena : Fischer, 1965. Bd. 2. 258 s.

26. Steffena K., Leuschner C., Muller U. et al. Relationships between macrophyte vegetation and physical and chemical conditions in northwest German running waters. *Aquatic Botany*. 2014. Vol. 113. P. 46—55.
27. World Flora Online. 2022. URL: <http://www.worldfloraonline.org>.
28. Zub L.N., Prokopuk M.S., Pohorelova Yu. V. Assessment of rarity category for higher aquatic plants. *Inland Water Biology*. 2018. Vol. 11, N 1. P. 29—33.
29. Zub L.N., Prokopuk M.S., Pohorelova Yu.V. Species composition of higher aquatic plants of urban water bodies as the Index of Environment Quality. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 2. P. 43—53.
30. Zub L.M., Prokopuk M. S. The features of macrophyte invasions in aquatic ecosystems of the middle Dnieper Region (Ukraine). *Rus. J. Biol. Invasions*. Vol. 11, N 2. P. 108—117.

Надійшла 23.12.2021

L.M. Zub, PhD (Biol.) Senior Researcher, Head of the Laboratory,
Institute for Evolutionary Ecology of the NAS of Ukraine,
37 Lebedeva St., Kyiv, 03143, Ukraine,
e-mail: lesyazub2@gmail.com

Yu.V. Pohorelova, PhD (Biol.), Junior Research Fellow,
Institute for Evolutionary Ecology of the NAS of Ukraine,
37 Lebedeva St., Kyiv, 03143, Ukraine,
e-mail: yuliya.zhytnyk@ukr.net

M.S. Prokopuk, PhD (Biol.), Researcher,
Institute for Evolutionary Ecology of the NAS of Ukraine,
37 Lebedeva St., Kyiv, 03143, Ukraine,
e-mail: maryanaprokopuk406@gmail.com

SPECIES RICHNESS OF HIGHER AQUATIC PLANTS OF FLOODPLAIN COMPLEXES OF THE DNIEPER RIVER WITHIN THE CITY OF KYIV

60 species of higher aquatic plants have been found in various reservoirs and watercourses of floodplain biotopes in Kyiv. There is a high degree of preservation of modern floristic complexes within the urban landscape. This is evidenced by their high similarity with the flora given for the city's water objects of the late XIX - early XX centuries, as well as with the actual flora of macrophytes of the Middle Dnipro Region. The characteristic feature of the species richness of macrophytes of floodplain complexes is the distribution of alien species. 12 species (20 % of the total species list) are rare (protected at the international, regional or local level). Transformation of flora and anthropogenic impact on it are manifested in a small proportion of mass species and low coenotic activity of most of them. Only 40 % of macrophyte species observed for floodplains of the city are coenosis-forming, which indicates a significant transformation of shallow water, hemerobicity and homogeneity of habitats.

Keywords: higher aquatic plants, macrophyte flora, species richness, floodplain water bodies.

УДК [581.526.3:574.68](282.247.32)

Т.В. ДВОРЕЦЬКИЙ, к. б. н., наук. співроб.,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: d.taras.v@gmail.com
ORCID 0000-0001-6899-1689

В.В. ТРИЛІС, к. б. н., ст. наук співроб.,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
ORCID 0000-0002-4773-8681

О.Л. САВИЦЬКИЙ, мол. наук. співроб.,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
ORCID 0000-0002-4570-9908

ОЦІНКА МАСОВОГО РОЗВИТКУ *PISTIA STRATIOTES* У ВОДОЙМАХ ЛІВОБЕРЕЖНОЇ ЗАПЛАВИ ДНІПРА У РАЙОНІ КИЄВА НА ОСНОВІ СУПУТНИКОВИХ ДАНИХ

Наводяться результати спостережень за спалахом розвитку інвазивного виду *Pistia stratiotes* L. у системі водойм «дренажний канал — оз. Золоче» (Київська обл.) з використанням вегетаційного спектрального індексу NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) за вегетаційний період 2020 р. Встановлені основні статистичні параметри значень індексу NDVI та їх динаміка. Розглянута сезонна мінливість і побудовані карти заростання водного дзеркала. Виділено ряд етапів масового розвитку *P. stratiotes*, кожен з яких характеризується певними особливостями. Встановлено, що розподіл значень NDVI впродовж вегетаційного періоду не відповідає нормальному, що є ознакою *r*-стратегії розвитку *Pistia stratiotes*.

Ключові слова: інвазивні чужорідні види (ІАВ), *Pistia stratiotes*, NDVI, VCI.

Pistia stratiotes L. — тропічна водяна рослина з плаваючим листям, представник монотипного роду *Pistia* L. родини Araceae класу Liliopsida. Вона, ймовірно, походить з Південної Америки, де зростає у замкнутих і проточних водоймах. Завдяки здатності до швидкого вегетативного розмноження рослина поширилась по всьому тропічному поясу і є одним із важливих пантропічних водяних бур'янів [20]. Як карантинний вид розповсюджена у Південній і Північній Америці, Африці, Австралії, Європі, Південно-Східній Азії та на деяких островах Азійсько-Тихоокеанського регіону [8, 12, 24, 27]. Останнім часом її ареал помітно розширюється на північ [4, 6, 8]. У відкритих водоймах Європи *P. stratiotes* вперше від-

Ц и т у в а н н я: Дворецький Т.В., Триліс В.В., Савицький О.Л. Оцінка масового розвитку *Pistia stratiotes* у водоймах лівобережної заплави Дніпра у районі Києва на основі супутникових даних. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 2. С. 18—31.

мічена у 1973 р. у каналах Нідерландів [22], після чого неодноразово реєструвалась у різних країнах [11, 15, 16, 25]. Відсутність природних ворогів зумовлює її масове розмноження, що може створювати гідрологічні та економічні проблеми, через що у багатьох країнах Європи вона входить до списку заборонених (нелегальних) водних рослин [21].

В Україні перші екземпляри *P. stratiotes* були знайдені в околицях м. Києва у 2005 р. [6]. У 2013—2014 рр. відбувся її масовий розвиток у р. Сіверський Донець у Харківській області, суцільний килим вкрив близько 40 км русла річки [2, 4]. Поодинокі екземпляри також періодично зустрічались у природних і антропогенно змінених водоймах [1, 3, 29]. Останнім часом збільшилась кількість місцезнаходжень рослини на території України, зокрема в Одеській області [13].

У 2020 р. суцільний покрив *P. stratiotes* утворився у водній системі лівобережної заплави Дніпра поблизу Києва: дренажний канал — оз. Золоче, що створило ризик катастрофічної евтрофікації. Метою дослідження був аналіз сезонної динаміки розвитку *P. stratiotes* у дослідженому регіоні та її кількісних характеристик.

Матеріали і методика досліджень

Досліджували масовий розвиток *Pistia stratiotes* L. у мережі взаємопов'язаних штучних і антропогенно змінених водних об'єктів, які формують водну систему дренажний канал — оз. Золоче загальною площею 85,8 га (рис. 1).

Скидний канал є складовою частиною Бортницької станції аерації (БСА) — комплексу біологічного очищення стічних вод Києва довжиною близько 10 км. Його особливістю є підвищена температура води, що дозволяє не замерзати взимку. Озеро Золоче є останцем русла однойменної річки, воно розташоване на території житлових районів м. Києва (Позняки, Осокорки, Бортничі) та селища Гнідин. Дренажний канал виконує функцію водовідведення з заболоченої лівобережної заплави Дніпра, він з'єднує оз. Золоче і канал БСА. Вода, що надходить дренажним каналом, перекачується насосною станцією до водосховища, а при зупинці її роботи стічні води з каналу БСА надходять у дренажний канал і по ньому потрапляють в оз. Золоче.

Вихідна інформація про сезонну динаміку заростання дзеркала води отримана з багатоспектральних космічних знімків (розподільна здатність 10 м/піксель), зроблених супутником «Sentinel-2», що належить Європейському космічному агентству (www.esa.int). Дані дистанційного зондування отримані з веб-сайту Центру Sentinel (<https://sentinel-hub.com>). У роботі використані зображення, зроблені щомісяця з березня по грудень 2020 р. Застосована прямокутна географічна система координат EPSG: 32636 — WGS84 / UTM zone 36N. Для всіх зображень проведена атмосферна корекція з використанням плагіна Semi-Automatic Classification [9]. Для визначення кількісних характеристик і їх аналізу використовували програмні продукти Quantum GIS і статистичний пакет R [26].

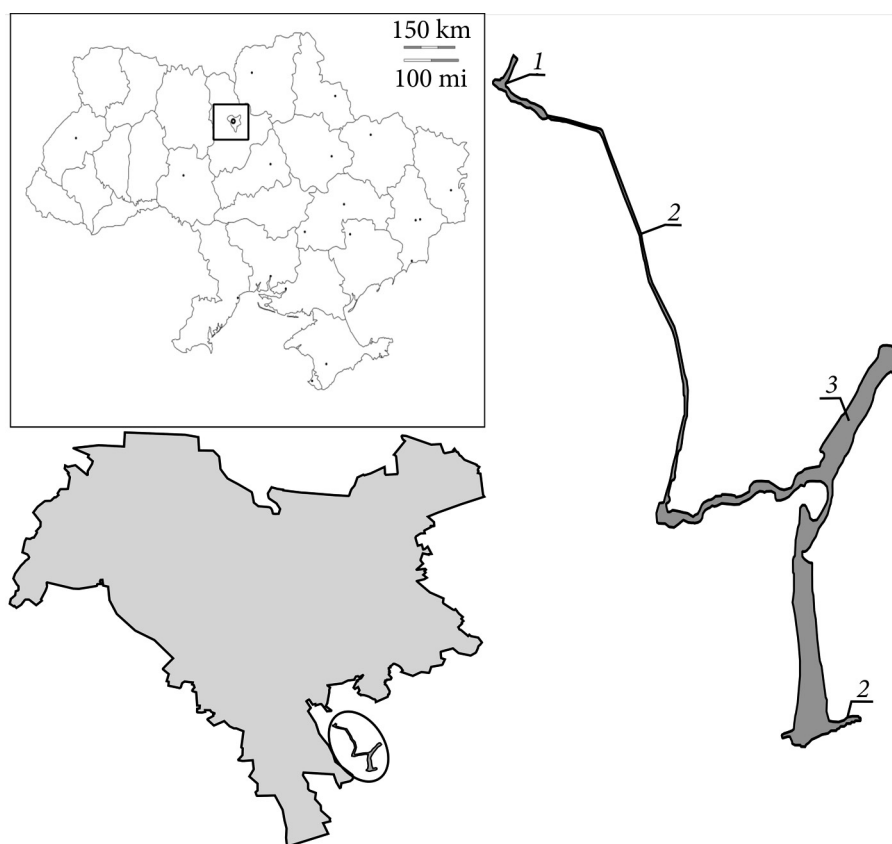


Рис. 1. Карта-схема району досліджень. 1 — канал Бортницької станції аерації (БСА); 2 — дренажний канал; 3 — оз. Золоче

Для оцінки масового розвитку *P. stratiotes* за даними супутникових знімків застосовували спектральний вегетаційний індекс NDVI — нормалізований диференційний індекс рослинності [10]. Його визначення ґрунтується на використанні двох областей спектральної кривої відбиття рослинами, які практично не залежать від інших чинників середовища. Червона (620—670 нм) область спектра характеризується максимумом поглинання хлорофілом сонячної радіації, а ближня інфрачервона (841—876 нм) максимально відбивається клітинними структурами листка. Розвинена рослинність, в якій багато хлорофілу і нормальна клітинна структура, активно поглинає червоне світло і відбиває ближнє інфрачервоне, натомість слабозвинена відбиває червоний і поглинає ближній інфрачервоний спектр. Розрахунок індексу здійснюється за формулою:

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}}, \quad (1)$$

де ρ_{NIR} — коефіцієнт спектральної яскравості у ближній інфрачервоній зоні, ρ_{RED} — коефіцієнт спектральної яскравості у червоній зоні. При використанні даних з супутника «Sentinel-2» формула набуває такого вигляду:

$$NDVI = \frac{B8 - B4}{B8 + B4}, \quad (2)$$

Згідно з інформацією з сайту Sentinel Hub, значення індексу NDVI для рослинного покриву варіюють від 0,2 до 1,0. Визначали основні статистичні показники і простежували динаміку їх змін впродовж вегетаційного періоду. Отримані значення індексу NDVI були розділені на групи: -1—0,2 — відкрита вода; 0,2—0,3 — слабо розвинена рослинність; 0,3—0,6 — розвинена; 0,6—0,8 — добре розвинена; >0,8 — сильно розвинена; побудована карта їх часової динаміки [17, 28].

Просторову характеристику неоднорідності рослинного покриву розглядали з використанням індексу стану рослинності (VCI) [18]. Використана лінійна модель для отримання VCI з індексів рослинності [19] описується наступним чином:

$$VCI = \frac{NDVI_i - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}}, \quad (3)$$

де $NDVI_i$ – поточні значення, $NDVI_{\max}$ і $NDVI_{\min}$ — найбільші та найменші показники NDVI, що визначені на основі багаторічних спостережень. Значення VCI варіюється від 0 (вкрай несприятливі умови) до 1 (оптимальні умови розвитку рослинності).

Ми застосували модифіковану версію цієї моделі [14], де NDVI — поточне значення для кожного пікселю зображення, $NDVI_{\max}$ і $NDVI_{\min}$ — його мінімальні і максимальні значення. Вибір найбільшого і найменшого значень NDVI гарантує, що отримані значення VCI не є від'ємними і не перевищують одиниці. Отримані значення VCI були розділені на окремі групи: 0,2–0,3 — слабкий та незадовільний стан рослинності, 0,3–0,7 — задовільний, близький до середньо–багаторічного показника, $VCI > 0,7$ — добрий стан рослинності, характерний для сприятливих погодних умов.

Для визначення інтенсивності розвитку рослинності впродовж вегетаційного періоду були виміряні абсолютні (абсолютний приріст) і відносні (ланцюговий темп зростання) показники динаміки значень індексу NDVI.

Приріст (Δn) ілюструє абсолютну швидкість зміни значень і визначається як різниця між поточним і попереднім рівнями:

$$\Delta\Pi = Y_i - Y_j, \quad (4)$$

де Y_i — значення індексу NDVI певного періоду; Y_j — значення індексу NDVI попереднього періоду.

Ланцюговий темп зростання ($T_{\text{пр}}$), характеризує інтенсивність зміни рівня від одного періоду до іншого, показуючи на скільки відсотків поточний рівень більше або менше попереднього. Розрахунок здійснюється за формулою:

$$T_{\text{пр}} = \frac{Y_i}{Y_0} \cdot 100, \quad (5)$$

де Y_i — значення індексу NDVI певного; Y_0 — значення індексу NDVI базисного періоду.

Оцінка змін значень індексу NDVI за вегетаційний період проводили за показниками індексу сезонності і сили сезонних коливань. Індекс сезонності (i_c) показує, у скільки раз фактичний рівень ряду у момент (інтервал) часу t більше середнього рівня, відповідного цьому моменту (інтервалу) часу, або рівня, який обчислюється за рівнянням тенденції $f(t)$. Його розраховували за відношенням окремого місяця до середнього рівня за вегетаційний період, вираженим у відсотках:

$$i_c = \frac{Y_i}{\bar{Y}_i} \cdot 100\%, \quad (6)$$

де \bar{Y}_i — середнє значення індексу NDVI за поточний місяць; Y_i — значення індексу NDVI за вегетаційний період.

Ступінь сезонних коливань показує коефіцієнт сезонності V_c — величина, на яку збільшуються або зменшуються значення індексу сезонності у порівнянні з середніми за певний проміжок часу:

$$V_c = \sqrt{\frac{\sum (i_c - 100\%)^2}{n}}, \quad (7)$$

де i_c — коефіцієнт сезонності; n — кількість місяців вегетаційного періоду. Чим менше значення V_c , тим менше проявляється сезонність дос-

ліджуваного явища. Ступінь сезонних коливань ділиться на рівні: <10 % — слабкі; 10—25 % — помірні; 25—40 % — сильні; >40 % — дуже сильні.

Натурні дослідження та збір матеріалу проводили відповідно до загальноприйнятої методики флористичних та геоботанічних досліджень [7]. Флору макрофітів розглядали в об'ємі, прийнятому В.М. Катанською [5].

Результати досліджень

Аналіз космічних знімків, зроблених у березні, показав, що повітряно-водна та вільноплаваюча рослинність була відсутня, що дозволило виділити межі водного дзеркала території досліджень (рис. 2, а).

На початку вегетаційного сезону (квітень) домінувала повітряно-водна рослинність, вона була зосереджена вздовж берегів окремими куртинами площею переважно складала 3—7—10 м². Відмічено формування різновеликих ділянок заростання *P. stratiotes* у північній частині каналу БСА (рис. 2, б). Значення індексу NDVI суттєво варіювали (до 0,4), середнє було невисоким — 0,31 (рис. 3). Нерівномірність формування заростей призвела до утворення лівосторонньої асиметрії (0,58) і негативного ексцесу — -0,59. Значення просторової мінливості продуктивності (VCI), розраховане за формулою 3, становило 0,28, що вказує на слабкий розвиток рослинності. Розподіл значень NDVI не відповідав нормальному, що підтверджує формування куртин *P. stratiotes* на різних стадіях розвитку.

У квітні *P. stratiotes* займала 8,7 га, або 10,1 % загальної площі водного дзеркала. Ділянки слабо розвиненої і розвиненої рослинності були приблизно, однакові — по 4 га (табл. 1).

У травні у північній частині дренажного каналу відбувалось подальше формування заростей *P. stratiotes*. Середнє значення NDVI дорівнювало 0,37, розмах значень складав 0,59. Встановлено зростання значень лівосторонньої асиметрії (0,62) і від'ємного ексцесу — -0,54 порівняно з квітнем (див. рис. 3). Приріст (Δn) значення NDVI за формулою 3 становив 0,06, T_{np} (ланцюговий темп зростання, розрахований за формулою 4) у порівнянні з вихідними (квітневими) значеннями, склав 119 %. Значення VCI становило 0,3, що вказує на слабкий розвиток заростей *P. stratiotes*. Площа заростання зросла до 16,3 га, тобто 19 % водного дзеркала. Переважали ділянки з розвиненою (9,4 га, або 11 % загальної площі), та слабкорозвиненою (6,4%) рослинністю, спорадично зустрічались ділянки добре розвиненої (див. табл. 1). Значення п площі рослинності становлять понад 7,6 га, T_{np} — 188 %.

У червні у верхній та середній частинах дренажного каналу та на окремих ділянках оз. Золоче угруповання *P. stratiotes* сформували однорідні суцільні зарості (див. рис. 2, б). Це супроводжувалось зменшенням розмаху значень NDVI (0,27) та незначним зростанням середнього (0,38). На відміну від попереднього місяця, відмічена правостороння асиметрія (-1,05) та позитивний ексцес — 0,1. Значення п NDVI місяцем не змінився і становив 0,06, T_{np} — 119 %. Значення VCI становили 0,63, що вказує на нерівномірний розвиток популяції *P. stratiotes*. Загальна площа угру-

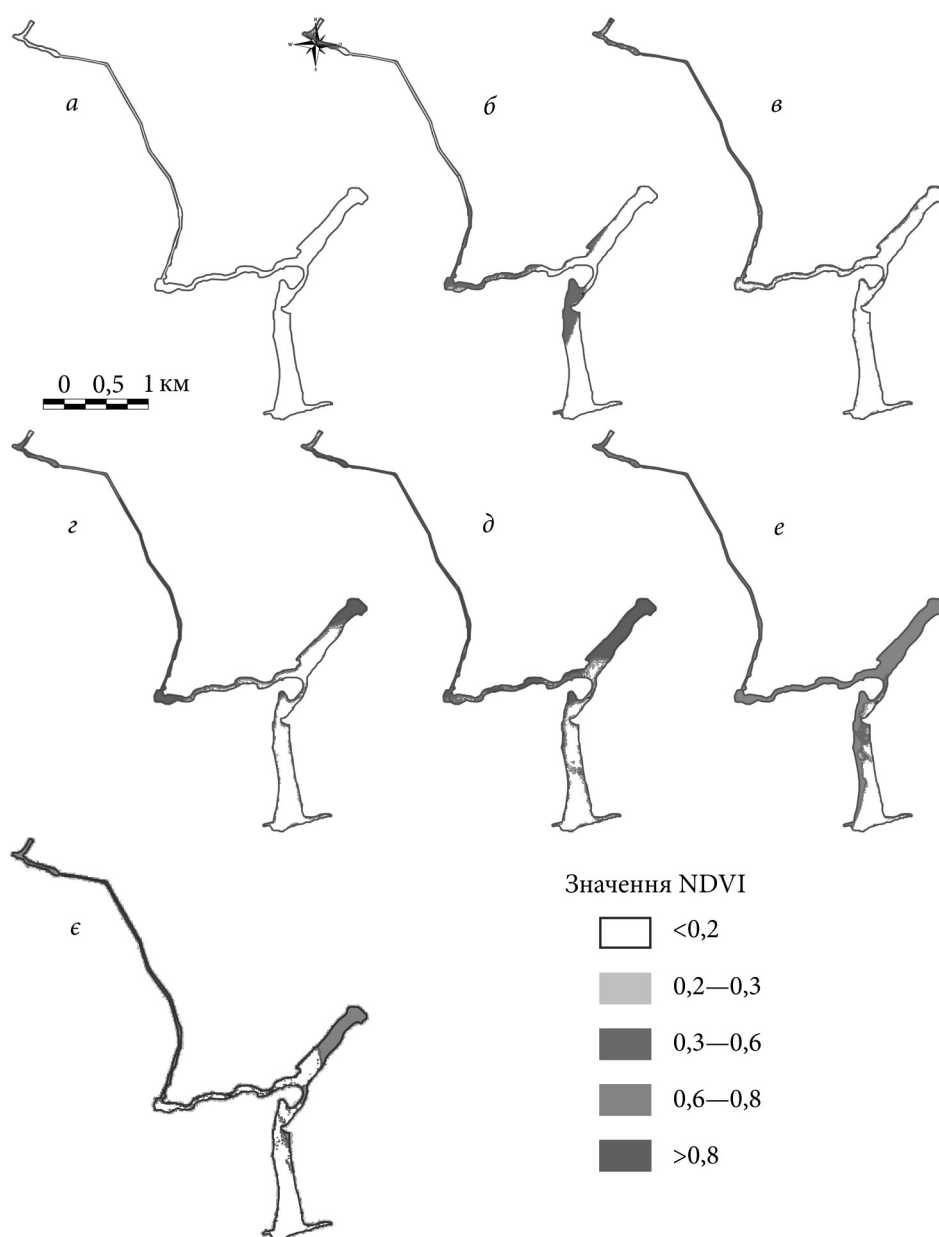


Рис. 2. Карта розподілу площ по градієнту значень індексу NDVI системи дренажний канал — оз. Золоче впродовж вегетаційного сезону 2020 р.: <0,2 — відкрита вода, 0,2—0,3 — слабо розвинена рослинність; 0,3—0,6 — розвинена; 0,6—0,8 — добре розвинена; >0,8 — сильно розвинена рослинність; а — березень, б — червень, в — липень, г — серпень, д — вересень, е — жовтень, є — листопад.

повань зросла до 27,3 га, (32 % акваторії, див. рис. 2, б). Значення Δp площі становлять 11 га, T_{np} — 313 %. Переважали ділянки з розвинуеною (26,2 %) і слабо розвинуеною (5,6 %) рослинністю (див табл. 1).

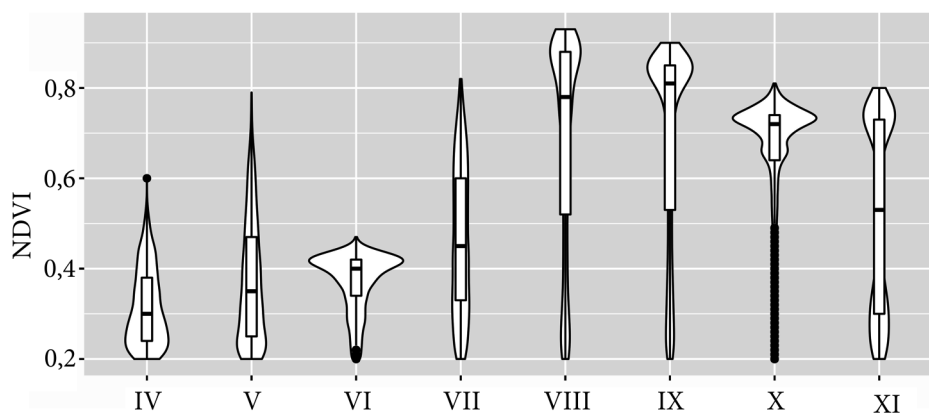


Рис. 3. Динаміка розподілу значень NDVI у системі дренажний канал — оз. Золоче протягом вегетаційного сезону 2020 р.

У липні площа заростання скоротилась. Середнє значення NDVI дорівнювало 0,47, розмах значень — 0,62. Виявлена лівостороння асиметрія (0,62) і негативний ексцес — -1,07 (див. рис. 3). Значення Δ п NDVI становило 0,1, $T_{пр}$ — 152 %. Значення VCI зменшилось до 0,4, що пов'язано зі зниженням площі заростей *P. stratiotes*, яка складала 21,2 га (25 % акваторії) (див. рис. 2, в). Значення Δ п площі має від'ємне значення — -6,1 га, $T_{пр}$ також знижується і становить 243 %. Переважали ділянки з розвинутою (26,2 %), та слабко розвинутою (5,6 %) рослинністю (див. табл. 1).

Серпень характеризувався масовим розвитком *P. stratiotes* вздовж всього дренажного каналу та на значній частині оз. Золоче. Це призвело до максимального збільшення розмаху значень NDVI (0,73) та середнього до 0,69. На відміну від попереднього місяця, відмічена незначна правостороння асиметрія (-0,86) та негативний ексцес — -0,74 (див. рис. 3). Значення Δ п NDVI у порівнянні з попереднім місяцем було максимальним за вегетаційний період і становило 0,22, $T_{пр}$ — 223 %. Площа заростей *P. stratiotes* зросла до 37,6 га (44 % акваторії) (див. рис. 2, г). Значення Δ п площі

Таблиця 1
Динаміка площ заростання (га) *Pistia stratiotes* системи оз. Золоче – дренажний канал за вегетаційний період 2020 р. на основі індексу NDVI

NDVI	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Вода	85,8	77,1	69,5	58,5	64,6	48,2	30,3	20,5	49,2
0,2—0,3	—	4,31	5,5	4,8	3,7	4,7	5,6	2,1	9,1
0,3—0,6	—	4,4	9,4	22,5	11,4	6,3	9,7	10,4	10,3
0,6—0,8	—	—	1,4	—	5,8	8,8	11,0	52,7	17,2
>0,8	—	—	—	—	0,3	17,8	29,1	0,1	—

становило 16,4 га, $T_{пр}$ — 431 %. Переважали ділянки з сильно розвинуеною (20,8 %) і добре розвинуеною (10,2 %) рослинністю (див. табл. 1).

Вересень відзначався значним заростанням *P. stratiotes* північної частини дренажного каналу та озера. Середнє значення NDVI не змінилося (0,69), але відмічено зменшення розмаху його значень (0,7). Встановлено збільшення показників правосторонньої асиметрії (-1,02) і від'ємного ексцесу — -0,52 (див. рис. 3). За цей місяць відмічено нульове значення Δ NDVI, $T_{пр}$ — 223 %. Значення VCI становило 0,7, що вказує на добрий розвиток популяції *P. stratiotes*. Площа її заростей складала 55,5 га (65 % акваторії) (рис. 2, д). Значення Δ площі складало 18 га, $T_{пр}$ — 637 %. Переважали ділянки з сильно розвинуеною (33,9 %), добре розвинуеною (12,9 %), розвинуеною (11,3 %) та слабозринуеною (6,5 %) рослинністю (див. табл. 1).

У жовтні зарості *P. stratiotes* зайняли майже усю акваторію системи. Розмах значень NDVI зменшився до 0,61, середнє — до 0,66. Відмічена правостороння асиметрія (-1,83) і позитивний ексцес (2,64), що свідчить про нерівномірний розвиток *P. stratiotes* у цей період (див. рис. 3). Значення Δ NDVI відносно попереднього місяця стало від'ємним — -0,03, $T_{пр}$ — 213 %. Значення VCI становило 0,75 і було найбільшими за весь період спостережень, що вказує на активний розвиток. Площа заростей *P. stratiotes* зросла до 65,5 га (76,3 % акваторії, див. рис. 2, е). Значення Δ площі становило 10 га, $T_{пр}$ — 752 %. Переважали ділянки з добре розвинуеною (61,4 %) і розвинуеною (10,4 %), рослинністю (див. табл. 1).

У ході натурних досліджень було встановлено, що 99 % площі проєктивного покриття заростей вільноплаваючої рослинності були представлені угрупованнями *P. stratiotes*, решта — *Lemna minor* L. Кількість особин *P. stratiotes* варіювала в досить широких межах — від 10 до 30 екз/м², фітомаса — від 7,3 до 12,4 кг/м², що майже вдвічі більше показників, що були відмічені на р. Сіверський Донець [4]. Максимальна біомаса *P. stratiotes* у досліджених водоймах досягла близько 8,1 тис. т, можна вважати, що саме така біомаса після заморозків та відлиги потрапила на дно водойм.

У листопаді відбулось пригнічення росту *P. stratiotes* через зниження температури води та завершення періоду вегетації. Середнє значення NDVI і розмах знизилась відповідно до 0,52 і 0,6. Показники правосторонньої асиметрії також зменшились (-0,11), відмічене формування негативного ексцесу — -1,73 (див. рис. 3). Значення Δ NDVI від'ємне -0,14, $T_{пр}$ — 168 %. Площа заростей *P. stratiotes* зменшилася до 36,5 га (42,6 % акваторії) (рис. 2, є). Відмічається від'ємне значення Δ площі *P. stratiotes*, яка становила майже 30 га, $T_{пр}$ — 419 %. Переважали ділянки з добре розвинуеною (20,0 %), розвинуеною (12,0 %) і слабко розвинуеною (10,6) рослинністю (див. табл. 1). Наприкінці місяця почалися заморозки, вегетація припинилась, *P. stratiotes* вмерзла у лід. Візуально її фізіологічний стан залишався задовільним до самого льодоставу. Екземпляри *P. stratiotes* після розморожування виявились нежиттєздатними та одразу починали розкладатись. Перша велика відлига, внаслідок якої лід на водоймах розтанув,

відбулася у січні. Після танення льоду вся накопичена біомаса *P. stratiotes* опустилася на дно.

Обговорення результатів досліджень

Дослідження випадків інтенсивного неконтрольованого розвитку інвазійного виду *P. stratiotes* має важливе значення для розуміння процесів формування подібних явищ на природно-техногенних об'єктах. На основі отриманих результатів визначено середні значення індексів NDVI для угруповань *P. stratiotes* протягом вегетаційного періоду, індекс сезонності і коефіцієнт сезонності (табл. 2).

Впродовж вегетаційного періоду I_c NDVI змінювалось у досить широких межах. Мінімальні значення характерні для весни, максимальні для літа (див. табл. 2). Значення V_c NDVI характеризує нерівномірний розвиток популяції *P. stratiotes* впродовж вегетаційного періоду, зумовлено спалахом її розвитку у серпні — жовтні. Значення I_c VCI також змінювалось у широких межах (майже у три рази). Мінімальні значення характерні для весни, максимальні для осені (див. табл. 2). Розраховане значення V_c VCI підтверджує значну просторову нерівномірність розвитку рослинності, що пов'язано з *r*-стратегією розвитку виду.

Статистичні показники та коефіцієнти сезонності індексів NDVI і VCI, площі заростання і співвідношення між ними можна розглядати як вектори багатомірного простору, що відображають інтенсивність розвитку виду на

Таблиця 2
Сезонні зміни значення індексів NDVI та VCI угруповань *Pistia stratiotes* системи дренажний канал — оз. Золоче за вегетаційний період 2020 р.

Значення вегетаційних індексів	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	Середнє за вегетаційний період
NDVI	0,31	0,37	0,37	0,47	0,69	0,69	0,66	0,52	0,51
VCI	60,78	72,55	72,55	92,16	135,29	135,29	129,41	101,96	—
	28,4	0,29	0,63	0,44	0,67	0,70	0,75	0,53	0,54
	50,9	53,4	116,6	80,65	124,3	129,63	139,65	98,77	—
	32,2								

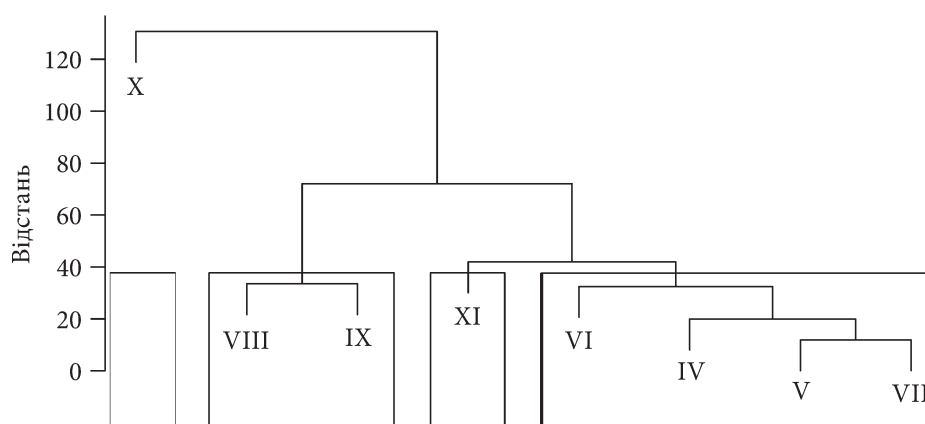


Рис. 4. Дендрограма подібності стану заростей *Pistia stratiotes* впродовж вегетаційного періоду 2020 р.

дослідженій території. Аналіз дендрограми подібності стану заростей *P. stratiotes*, розрахованої на основі евклідової відстані для кожного періоду спостереження, виявив чотири групи кластерів (рис 4).

Перший кластер представлений лише одним місяцем — жовтнем, який відрізнявся від інших максимальною площею заростання водного дзеркала *P. stratiotes* внаслідок аномально теплої осені 2020 р., а також суттєвим переважанням площ з добре розвинутою рослинністю (61 % водної поверхні з 76 % загального покриття). Другий кластер сформований вереснем і серпнем, які характеризувались наявністю значних площ сильно розвинутої рослинності (>50 %). Характерною особливістю першого і другого кластерів є максимальне покриття водного дзеркала. Третій також представлений одним місяцем — листопадом, коли вегетація виду припинилась, що призвело до зниження площ та показників вегетаційних індексів. Особливістю четвертого кластеру є мінімальні площі покриття акваторії (30—40 %).

Висновки

За вегетаційний період 2020 р. внаслідок активного розвитку *P. stratiotes* у водній системі оз. Золоче — Дренажний канал утворилися значні площі заростей цього виду, які займали до 80 % водної поверхні. На основі супутникових даних виявлено, що сезон існування *P. stratiotes* у дослідженому регіоні охоплює період від квітня до листопада. Використання вегетаційного спектрального індексу NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) дозволило розділити масовий розвиток *P. stratiotes* на кілька етапів. Перший — повільний розвиток впродовж квітня — липня. Він характеризується мінімальними показниками NDVI (0,3—0,5) та площами заростання (8—27 га) і, відповідно, незначними значеннями приросту: Δ п NDVI — 0,1, п площ — 19 га. Другий етап (серпень — вересень)

відзначається максимальними значеннями приросту NDVI та площ (Δп NDVI — 0,2, Δп площ — 28 га). Третій характеризується максимальною площею заростання (65 га), однак відмічається зниження Δп площ — 10 га, а значення Δп NDVI близькі до нуля. Особливістю четвертого етапу (жовтень) було досягнення максимального значення біомаси, що цілком відповідало тим аномальним умовам, що склалися восени 2020 р. і різкого зниження значень NDVI та площ заростання наприкінці місяця та, відповідно, від'ємні показники Δп NDVI — -0,2, Δп площ — -28 га.

Загальна біомаса *P. stratiotes*, яка сформувалася у системі водойм оз. Золоче — дренажний канал на кінець вегетаційного сезону оцінюється в 8,1 тис.т сирової речовини.

Список використаної літератури

1. Афанасьев С.А., Савицкий А.Л. Находка пистии телорезовидной *Pistia stratiotes* в Каневском водохранилище и оценка риска ее натурализации. Гидробиол. журн. 2016. Т. 52, № 4. С. 55—63.
2. Васенко А.Г. О нахождении пистии телорезовидной (*Pistia stratiotes* L.) в Харьковской области : Материалы X Всерос. научно-практ. конф. Тобольск : Тюменск. изд. дом, 2013. С. 69—71.
3. Дубина Д.В., Дзюба Т.П., Дворецкий Т.В. та ін. Інвазійні водні макрофіти України. *Укр. ботан. журн.* 2017. Т. 74, № 3. С. 248—262.
4. Казарінова Г.О., Гамуля Ю.Г., Громакова А.Б. Масовий розвиток *Pistia stratiotes* (Araceae) в р. Сіверський донець (Харківська область). *Там же.* 2014. Т. 71, № 1. С. 17—21.
5. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. — Л. : Наука, 1981.
6. Лушпа В.І. Водяний латук (*Pistia stratiotes* L.) у Голосіївському ставку м. Києва. *Наук. вісн. НУБіП.* 2009. Вип. 134, ч. 1. С. 147—152.
7. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В.Д. Романенка. Київ : Логос, 2006. 408 с.
8. Шаповалов М.И., Сапрыкин М.А. Чужеродный вид *Pistia stratiotes* L. (Araceae) в водоёмах урбанизированной территории юга России. *Рос. журн. биол. инвазий.* 2016. № 1. С. 139—146.
9. Congedo L. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Release 6.0.1.1, 1346, 2017.
10. Crippen R.E. Calculating the vegetation index faster. *Remote Sens.* 1990. Vol. 34. P. 71—73.
11. D'Auria G., Zavagno F. Indagine sui «bodri» della provincia di Cremona. *Mono-grafie di Pianura* 3. 1999. 230 p.
12. Dray F.A., Center Jr., Center T.D. Seed production by *Pistia stratiotes* L. (water lettuce) in the United States. *Aquatic Botany.* 1989. Vol. 33. P. 155—160.
13. Dvoretzky T.V., Gubanov V.V. Non-native plant species *Pistia stratiotes* L. in the Dniester delta. Materials VI Invasion of alien species in holarctic (Borok — Uglich, 11—15 October 2021). Borok, Kazan : Buk, 2021. P. 61.
14. Cheruiyot E.K., Collins M., Massimo Menenti M. et al. Evaluating MERIS-Based Aquatic Vegetation Mapping in Lake Victoria. *Remote Sens.* 2014. Vol. 6. P. 7762 —7782.
15. Garcı ma Murillo P., Dana Sanchez E.D., Rodrigez Hiraldo C. *Pistia stratiotes* L. (Araceae) una planta acuatica en las proximidades del parque nacional de donana (SW Espana). *Acta bot. Malacit.* 2005. Vol. 30. P. 235—236.
16. Georges N., Pax N. *Pistia stratiotes* L. et *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms, deux nouvelles hydrophytes dans la vallée de la Moselle. Départ./ Région: Meurthe-et-Moselle 54, Willemetia (Bulletin de liaison de Floraine). 2002. Vol. 1, N 28. P. 3—4.

17. Mihretab G. Ghebregabher, Taibao Yang, Xuemei Yang, Temesghen Eyassu Se-reke. Assessment of NDVI variations in responses to climate change in the Horn of Africa. Egypt. J. Remote Sens. Space Sci. 2020. Vol. 23, Iss. 3. P. 249—261.
18. Jiang, Z., Huete, A.R. Chen, J. Et al. Analysis of NDVI and scaled difference vegeta-tion index retrievals of vegetation fraction. *Remote Sens.* 2006. Vol. 101. P. 366—378.
19. Johnson, B., Tateishi, R., Kobayashi T. Remote Sensing of fractional green vegeta-tion cover using spatially-interpolated endmembers. *Remote Sens.* 2012. Vol. 4. P. 2619—2634.
20. Labrada R., Fornasari L., Management of the Worst Aquatic Weeds in Africa. FAO Efforts and Achievements During the Period. Rome, Food and Agriculture Organization of The United Nations, 2002. 28 p.
21. List of Regulated or Illegal Aquatic Plants <https://www.pondplantsonline.com/pages/2016-list-of-regulated-or-illegal-aquatic-plants>.
22. Mennema J. Is water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) becoming a new aquatic weed in the Netherlands? *Natura*. 1977. Vol. 74. P. 187—190.
23. Neuenschwander P., Julien M.H., Center T.D., Hill M.P. *Pistia stratiotes* L. (Ara-ceae). Biological Control of Tropical Weeds Using Arthropods. Ed. by R. Muniappan, G.V.P. Reddy, A. Raman. Cambridge, Cambridge University Press. 2009. P. 332—352.
24. Pacific Island Ecosystems at Risk (PIER), *Pistia stratiotes* L., Araceae. http://www.hear.org/pier/species/pistia_stratiotes.html
25. Pysěk P., Sádlo J., Mandák B. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Pre-slia*. 2002. Vol. 74. P. 97—186.
26. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statis-tical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>.
27. Sajna N., Haler M., Skornik S., Kaligarić M. Survival and expansion of *Pistia strati-otes* L. in a thermal stream in Slovenia. *Aquatic Botany*. 2007. N 87. P. 75—79.
28. Yi Dong, Dongqin Yin , Xiang Li et al. Spatial-Temporal Evolution of Vegetation NDVI in Association with Climatic, Environmental and Anthropogenic Factors in the Lo-ess Plateau, China during 2000-2015: Quantitative Analysis Based on Geographical Detec-tor Model. *Remote Sens.* 2021. Vol. 13, N 20. P. 41—75.
29. Zub L.M., Prokopuk M. S. The Features of macrophyte invasions in aquatic eco-systems of the middle Dnieper region (Ukraine). *Rus. J. Biol. Invasions*. 2020 Vol.11, N 2. P. 108—117.

Надійшла 03.11.2021

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

V.V. Trylis, PhD (Biol.), Senior researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
ORCID 0000-0002-4773-8681

O.L. Savitskiy, Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
ORCID 0000-0002-4570-9908

EVALUATION OF MASS DEVELOPMENT OF WATER PLANT *PISTIA STRATIOTES*
IN THE WATERBODIES OF LEFT-BANK FLOOD PLAIN OF THE DNIEPER RIVER
NEARBY KYIV ON THE BASIS OF SATELLITE DATA

The paper deals with monitoring of the invasive species *Pistia stratiotes* L. development outburst in the network of the channels of Bortnychi waste water treatment system, Zoloche lake, and drainage channel (Kyiv) using the vegetation spectral index NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) over the vegetation period 2020. The main statistical parameters of NDVI and their dynamics over the vegetation season were determined. The seasonal variability of water surface overgrowth was established and maps of the species distribution were plotted. The distribution of NDVI values distribution over the researched period did not follow the normal distribution, which indicated R-strategy of *Pistia stratiotes* development.

Keywords: *invasive alien species (IAS), Pistia stratiotes, NDVI, VCI, aquatic plants, remote sensing.*

УДК 582.232 [285.31]

П.Д. КЛОЧЕНКО, д. б. н., проф., завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: pklochenko@ukr.net

Т.Ф. ШЕВЧЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: tf_shevchenko@ukr.net

З.Н. ГОРБУНОВА, молод. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ФІТОЕПІФІТОН ЯК ІНДИКАТОР СТАНУ ВОДОЙМ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ» (УКРАЇНА)

Біоіндикацію стану трьох систем ставків Національного природного парку «Голосіївський» здійснено за індикаторними характеристиками фітоепіфітону. Результати досліджень засвідчили, що у його складі найбільшою кількістю видів представлені бентосні організми, мешканці повільно текучих і помірно теплих вод, акаліфіли по відношенню до рН та індиферентні організми по відношенню до солоності води. Серед індикаторів типу живлення переважали автотрофи, які витримують підвищену концентрацію азотовмісних органічних сполук, серед індикаторів органічного забруднення — β -мезосапробіонти і еврисапроби, а серед індикаторів трофічного рівня — мешканці евтрофних вод. Встановлено, що у системі Горіховатських ставків частка галофілів, індикаторів евтрофних вод, автотрофів, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук, і еврисапробів (індикаторів помірно забруднених вод), а також альфа-мезосапробіонтів та полісапробіонтів була вищою, ніж в інших ставках, що свідчить про більш суттєвий рівень їхнього забруднення неорганічними та органічними речовинами.

Ключові слова: водорості епіфітону, біоіндикація, ставки, Національний природний парк «Голосіївський».

В умовах сьогодення, коли антропогенний прес на довкілля набуває загрозливого характеру, особливої уваги заслуговують дослідження, спрямовані на оцінку стану водних екосистем. Відсутність відповідної інформації унеможливує розробку науково обґрунтованих та еколо-

Ц и т у в а н н я: Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф., Горбунова З.Н. Фітоепіфітон як індикатор стану водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Україна). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 2. С. 32—44.

гічно ефективних управлінських рішень щодо зменшення негативних наслідків антропогенного пресу на навколишнє середовище.

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 гідробіонтів і, в першу чергу, водоростей — основи трофічної ланки різнотипних водних об'єктів. Біоіндикація водних екосистем на основі видового складу водоростей дає інтегральну оцінку їхнього стану, а також перебігу процесів, що відбуваються у водоймах за впливу як природних, так і антропогенних чинників [1, 6—8].

Важливу роль при характеристиці водних екосистем відіграють водорості епіфітону. Ці організми ведуть прикріплений спосіб життя, розвиваючись в обростанні макрофітів різних екологічних груп [13, 14], віддзеркалюють переважаючі умови водного середовища і широко використовуються для біоіндикації стану різнотипних водойм [9, 12, 16—18, 20, 21].

Серед численних водних об'єктів, які зазнають посиленого антропогенного впливу, варто відзначити водойми, що розташовані на території мегаполісів, зокрема міста Києва. В його межах знаходиться Національний природний парк (НПП) «Голосіївський» з каскадом ставків, більшість із яких розташована неподалік різних інфраструктурних об'єктів та зазнає посиленого рекреаційного навантаження.

Метою роботи було провести біоіндикацію стану різних систем ставків НПП «Голосіївський» на основі індикаторних характеристик водоростей, що розвиваються в обростанні вищих водних рослин різних екологічних груп.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом досліджень слугували Горіховатські (на р. Горіховатка), Китаївські (на Китаївському струмку) та Дідорівські (на Дідорівському струмку) системи ставків, розташовані у північній частині НПП «Голосіївський» (50°22'47" N 30°30'21" E). Кожна система являє собою каскад із чотирьох штучно створених і з'єднаних між собою водойм загальною площею відповідно 5,0, 4,3 і 10,3 га.

Відбір проб фітоепіфітону проводили з 15 видів вищих водних рослин, що відносяться до трьох екологічних груп: повітряно-водних (*Butomus umbellatus* L. — сусак зонтичний, *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb. — лепешняк великий, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. — очерет звичайний, *Scirpus lacustris* L. — комиш озерний, *Scirpus sylvaticus* L. — комиш лісовий, *Sparganium erectum* L. — їжача голівка пряма, *Sagittaria sagittifolia* L. — стрілолист звичайний, *Typha angustifolia* L. — рогіз вузьколистий, *Typha latifolia* L. — рогіз широколистий), з плаваючим листям (*Nuphar lutea* (L.) Smith — глечики жовті, *Trapa natans* L. — водяний горіх плаваючий, *Potamogeton natans* L. — рдесник плаваючий) та занурених (*Ceratophyllum demersum* L. — кушир занурений, *Myriophyllum spicatum* L. — водопериця колосиста, *Potamogeton pectinatus* L. — рдесник гребінчас-

тий). Проби епіфітону відбирали з використанням методів, загальноприйнятих в практиці гідробіологічних досліджень [3, 5].

Робота ґрунтується на даних про видовий склад водоростей епіфітону, отриманих в період досліджень у липні — серпні 2019 р. Екологічний аналіз проводили з використанням індикаторних характеристик водоростей, наведених у відповідних літературних джерелах [1, 10, 22—24]. Приналежність окремих видів водоростей до певної екологічної групи визначали з урахуванням публікацій [11, 19].

Концентрацію неорганічних сполук азоту і фосфору визначали колориметричним методом, хлоридів — методом Мора, а розчинених органічних речовин — за біхроматною окиснюваністю [4]. Величину рН води встановлювали за допомогою приладу рН-150М.

Результати досліджень та їх обговорення

Характеристика досліджуваних ставків за гідрохімічними показниками. Серед багатьох чинників, що обумовлюють якість води природних і штучних водойм, одним із основних є вміст органічних і біогенних речовин, які надходять у водойми з різного роду стічними водами і накопичуються у них внаслідок внутрішньоводоймних процесів.

Найважливішими біогенними елементами для функціонування будь-якої водойми є азот і фосфор. Від їхнього вмісту залежить рівень трофності і продуктивність водних екосистем. Серед неорганічних форм азоту найбільше значення у прісноводних водоймах мають іони амонію і нітрат-іони, у меншій мірі — нітрит-іони. Результати проведених досліджень засвідчили, що концентрація амонійного азоту у ставках парку була невисокою. Її середні значення знаходились у межах 0,042—0,155 мг N/дм³ (таблиця). Ще нижчою виявилась кількість нітратного азоту, середні величини якої коливалися від 0,011 до 0,041 мг N/дм³. Середня концентрація нітритного азоту у воді досліджуваних ставків не перевищувала значень 0,008 мг N/дм³. Щодо загального вмісту неорганічного азоту, то найвищі його середні значення спостерігали у Горіховатських ставках — 0,204 мг/дм³, тоді як у Китаївських ставках вони дорівнювали 0,123 мг/дм³, а у Дідорівських ставках — 0,072 мг/дм³.

Найвищу концентрацію неорганічного фосфору зареєстровано у Горіховатських ставках, де її середня величина становила 0,157 мг/дм³. У Дідорівських ставках вона була у три рази нижчою (0,050 мг/дм³), а у Китаївських ставках у середньому становила 0,066 мг/дм³ (див. таблицю).

Одним із важливих показників якості природної води є вміст хлорид-іонів, значна кількість яких може надходити у водойми із господарськими стічними водами. Під час досліджень найвищою концентрацією хлоридів характеризувалися Горіховатські ставки (у середньому 118,6 мг/дм³), тоді як у Китаївських і Дідорівських ставках вона була помітно нижчою — відповідно 44,9 і 35,7 мг/дм³ (див. таблицю).

Не дивлячись на те, що розчинені органічні речовини досить швидко розкладаються мікроорганізмами, їхня концентрація у воді може значно зростати внаслідок антропогенного впливу на навколишнє середовище.

Широко вживаним показником кількості органічних речовин у природних водах є їхній загальний вміст, який оцінюється величиною біхроматної окиснюваності (БО). Найвищі її значення відмічено у системі Горіховатських ставків (у середньому 42,8 мг О/дм³), а найнижчі — у Дідорівських ставках (20,0 мг О/дм³). Китаївські ставки за кількістю органічних речовин займали проміжне становище (36,4 мг О/дм³) (див. таблицю).

Спостереження за змінами активної реакції водного середовища (рН) у досліджуваних водоймах показали, що її значення коливались у широких межах — від 7,22 до 8,67 (див. таблицю). При цьому найменша середня величина рН була характерна для Горіховатських ставків, а найбільша — для Китаївських ставків.

Екологічний аналіз фітоепіфітону досліджуваних ставків. Всього у результаті оригінальних досліджень в епіфітоні ставків НПП «Голосіївський» виявлено 198 видів водоростей, представлених 206 внутрішньовидовими таксонами (включно з номенклатурним типом виду). Основу видового багатства фітоепіфітону досліджуваних водойм (93,4 % загальної кількості знайдених видів) становили Bacillariophyta (77 видів), Chlorophyta (59), Charophyta (35) і Euglenophyta (14). Найбільшу кількість видів знайдено у Китаївських (138) та Горіховатських (136) і дещо меншу — у Дідорівських ставках (113) [2].

Таблиця

Гідрохімічні показники ставків НПП «Голосіївський»

Показники	Ставки		
	Горіховатські	Китаївські	Дідорівські
NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	0,127–0,198	0,045–0,198	0,020–0,078
	0,155	0,111	0,042
NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	0,002–0,016	0,001–0,002	0,003–0,009
	0,008	0,001	0,005
NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	0,010–0,075	0,010–0,012	0,010–0,043
	0,041	0,011	0,025
N _{неорг.} , мг/дм ³	0,180–0,218	0,056–0,212	0,033–0,130
	0,204	0,123	0,072
P _{неорг.} , мг/дм ³	0,066–0,295	0,019–0,183	0,022–0,107
	0,157	0,066	0,050
Cl ⁻ , мг/дм ³	70,9–169,6	42,1–48,3	33,2–38,6
	118,6	44,9	35,7
БО, мг О/дм ³	35,2–48,0	29,6–42,4	16,0–24,0
	42,8	36,4	20,0
рН	7,22–7,92	8,24–8,67	8,01–8,31
	7,64	8,41	8,17

П р и м і т к а. Над рискою – граничні величини; під рискою – середні значення.

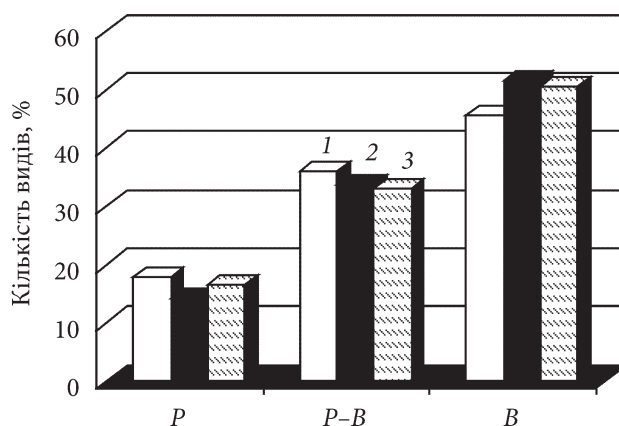


Рис. 1. Розподіл водоростей за приуроченістю до місцезростання: P — планктонні; P-B — планктонно-бентосні; B — бентосні. Тут і на рис. 2—9: 1 — Горіховатські ставки; 2 — Китаївські ставки; 3 — Дідорівські ставки

Проведений біоіндикаційний аналіз засвідчив, що серед знайдених водоростей епіфітону 177 видів і внутрішньовидових таксонів (85,9 % загальної кількості) є індикаторами умов навколишнього середовища, а саме: місцезростання — 172, проточності і насичення води киснем — 108, температурного режиму — 37, рН води — 107, її солоності — 121, трофічного статусу водойм — 80, типу живлення і відношення до концентрації азотовмісних органічних сполук — 60, органічного забруднення — 152 види (за Р. Пантле і Г. Бук) і 61 вид (за Т. Ватанабе).

За приуроченістю до місцезростання в фітоепіфітоні Горіховатських, Китаївських і Дідорівських ставків переважали бентосні (у широкому розумінні, зв'язані з субстратом) організми (відповідно 45,7, 51,7 та 50,5 %) (рис. 1). Серед бентосних водоростей найчастіше зустрічались *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenb., *Symbella cistula* (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn., *C. lanceolata* (C. Agardh) Ehrenb., *C. tumida* (Bréb.) van Heurck, *Gomphonema truncatum* Ehrenb., *Navicula veneta* Kütz., *N. viridula* (Kütz.) Ehrenb. та ін. Найбільшою кількістю видів серед планктонно-бентосних водоростей представлено роди *Acutodesmus* (E. Hegew.) P. Tsarenko, *Desmodesmus* (Chodat) An et al. і *Scenedesmus* Meyen. Частка планктонних організмів у досліджених системах ставків становила відповідно 18,1, 14,4 і 16,5 %.

Представники повільно текучих вод (*Symbella cistula*, *Planothidium lanceolatum* (Bréb. ex Kütz.) Round et Bukht. та ін.) переважали серед видів — індикаторів проточності води та її насичення киснем (69,7—72,0 %), тоді як частка індикаторів стоячих вод становила 26,7—28,8 %, а видів — індикаторів швидко текучих вод — лише 1,2—1,5 % (рис. 2).

Серед водоростей — індикаторів температурного режиму переважали мешканці помірно теплих вод — *Melosira varians* C. Agardh, *Synedra*

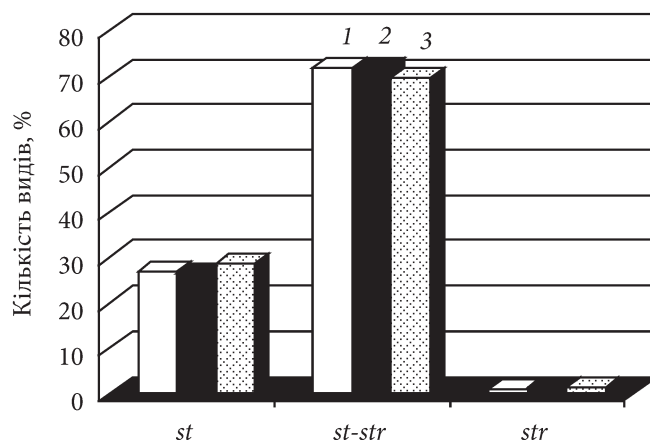


Рис. 2. Розподіл водоростей — індикаторів проточності і насичення води киснем: *st* — стоячі з низьким насиченням киснем; *st-str* — повільно текучі з середнім насиченням киснем; *str* — швидко текучі води з високим насиченням киснем

ulna, *Cymbella tumida*, *Gomphonema gracile* Ehrenb., *G. parvulum* Kütz., *Cocconeis placentula* Ehrenb., *Navicula cryptocephala* Kütz., *N. radiosa* Kütz., *Epithemia adnata* (Kütz.) Bréb., *E. sorex* Kütz., *E. turgida* (Ehrenb.) Kütz. та ін. (70,6—83,3 %) (рис. 3). Значно меншим був внесок евритермних видів (12,5—23,6 %). Щодо інших груп водоростей-індикаторів, то їхня частка була досить низькою: холодолюбних — не перевищувала 3,6 %, а теплолюбних — 4,2 %.

Серед видів — індикаторів рН водного середовища у досліджуваних ставках перевагу мали алкаліфіли (43,5—47,6 %) (рис. 4). Серед них найчастіше зустрічались *Melosira varians*, *Synedra ulna*, *Fragilaria crotonensis* Kitt., *Cymbella cistula*, *C. tumida*, *Gomphonema acuminatum*, *Navicula cryptocephala*, *N. veneta*, *Amphora pediculus* (Kütz.) Grunow та ін. Значною (30,6—38,9 %) була також частка індиферентів (*Gomphonema gracile*, *G. parvulum*, *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm., *Pediastrum duplex* Meyen, *P. tetras* (Ehrenb.) Ralfs та ін.). Привертає увагу той факт, що у воді Китаївських ставків порівняно з іншими системами водойм парку частка ацидофілів (13,9 %) була значно вищою. Таку саму закономірність спостерігали і при біоіндикації досліджуваних водойм за фітопланктоном, де їхній внесок становив 12,2 % [15]. Це переважно представники відділу Charophyta, а саме: *Cosmarium botrytis* Menegh., *C. punctulatum* Bréb., *C. subprotumidum* Nordst. та ін. Щодо акалібонтів (*Rhopalodia gibba* (Ehrenb.) O. Müll., *Epithemia adnata*, *E. sorex*, *E. turgida* та ін.), то їхня частка знаходилась в межах 11,1—13,9 %. Варто також зазначити, що переважання алкаліфілів, а також значна частка акалібонтів в усіх трьох системах ставків, ймовірно, зумовлені тим, що середні значення рН знаходились в межах 7,64—8,41. Саме такі величини активної реакції середовища є сприятливими для розвитку алкаліфілів та акалібонтів [23].

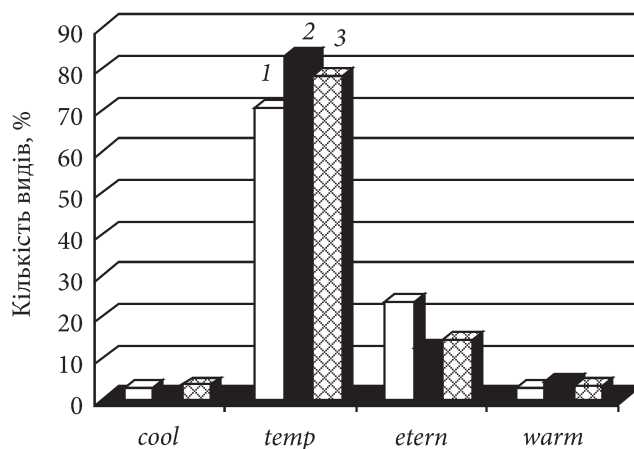


Рис. 3. Розподіл водоростей — індикаторів температурного режиму: *cool* — холодолюбні; *temp* — мешканці помірно теплих вод; *etern* — евритермні; *warm* — теплолюбні

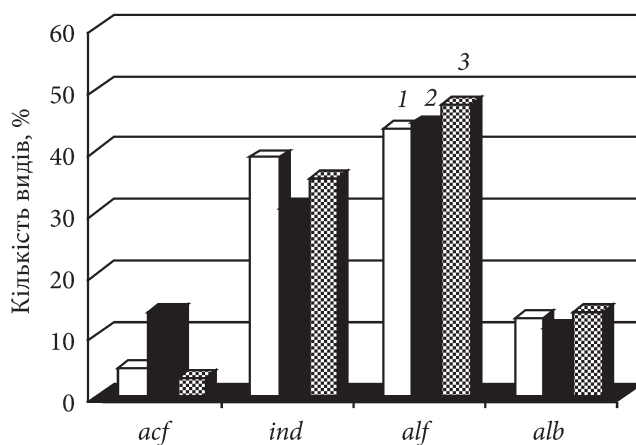


Рис. 4. Розподіл водоростей — індикаторів рН води: *acf* — ацидофіли; *ind* — індиференти; *alf* — алкаліфіли; *alb* — алкалібіонти

Переважаючою групою серед індикаторів солоності води були індиференти (*Amphora pediculus*, *Nitzschia palea*, *Rhopalodia gibba*, *Epithemia adnata*, *E. sorex*, *E. turgida*, *Acutodesmus acuminatus* (Lagerh.) P. Tsarenko, *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew., *Cosmarium granatum* Bréb. та ін.), частка яких становила 79,5—86,8 % (рис. 5). Внесок галофілів був найвищим у Горіховатських ставках (14,3 %), тоді як у Китаївських ставках він становив 8,4 %, а у Дідорівських — 10,2 %. Щодо галофобів, то їхня частка становила 3,1—3,6 %, а мезогалофілів — знаходилась в межах 1,2—3,1 %. Важливо зазначити, що вищий внесок галофілів у Горіховатських ставках може бути пов'язаний із значно вищою концентрацією хлоридів.

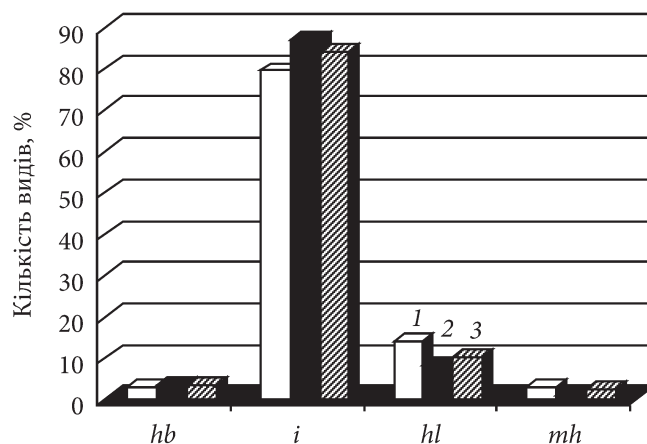


Рис. 5. Розподіл водоростей — індикаторів солоності води: *hb* — галофоби; *i* — інди-
ференти; *hl* — галофіли; *mh* — мезогалофи

Так, наприклад, якщо її середні значення тут становили 118,6 мг/дм³, то у воді Китаївських ставків — 44,9 мг/дм³, а Дідорівських ставків — 35,7 мг/дм³.

Серед індикаторів трофічного рівня вод були знайдені мешканці оліготрофних, оліго-мезотрофних, мезотрофних, мезо-евтрофних, евтрофних і гіпертрофних вод, а також види — індикатори широкої амплітуди трофності. У досліджуваних водоймах найбільшим (44,0—46,0 %) виявився внесок водоростей — індикаторів евтрофних вод (*Melosira varians*, *Rhoicosphenia abbreviata* (Agardh) Lange-Bert., *Symbella cistula*, *Gomphonema acuminatum*, *G. parvulum*, *Cocconeis pediculus* Ehrenb., *C. placentula*, *Navicula veneta*, *N. viridula*, *Rhopalodia gibba*, *E. sorex*, *Cosmarium humile* Nordst. ex De Toni та ін.) і значно меншим — мезо-евтрофних (23,4—24,1 %), мезотрофних (6,9—10,5 %), гіпертрофних (6,0—7,0%) вод, а також видів — індикаторів широкої амплітуди трофності (9,8—14,0 %) (рис. 6). Привертає увагу той факт, що у системі Китаївських ставків частка індикаторів мезотрофних вод була дещо вищою (10,5 %), ніж у системі Горіховатських (6,9 %) і Дідорівських (8,0 %) ставків. Варто зазначити, що значний внесок індикаторів мезотрофних вод у Китаївських ставках було відмічено і при індикації стану досліджуваних водойм з урахуванням екологічних характеристик планктонних водоростей — 10,5 % [15]. Необхідно також наголосити на тому, що дещо вища частка водоростей — індикаторів евтрофних вод у Горіховатських ставках, скоріш за все, обумовлена вищою концентрацією неорганічних сполук азоту і фосфору у цих водоймах. Так, зокрема, середня концентрація $N_{\text{неорг}}$ і $P_{\text{неорг}}$ становила тут відповідно 0,204 мг/дм³ і 0,157 мг/дм³, тоді як у Китаївських ставках — 0,123 мг/дм³ і 0,066 мг/дм³, а у Дідорівських ставках — 0,072 мг/дм³ і 0,050 мг/дм³.

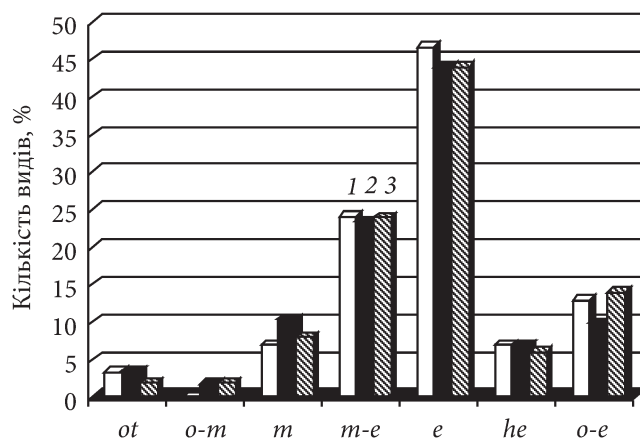


Рис. 6. Розподіл водоростей — індикаторів рівня трофності вод: *ot* — оліготрофних; *o-m* — оліго-мезотрофних; *m* — мезотрофних; *m-e* — мезо-евтрофних; *e* — евтрофних; *he* — гіпертрофних; *o-e* — оліго-евтрофних

Використання системи біоіндикації, розробленої Г. Ван Дамом із співавторами [23], в основі якої лежать індикаторні властивості діатомових водоростей, показало, що у досліджуваних системах ставків переважають автотрофні організми, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук (51,3—58,8 %) (рис. 7). Серед них найчастіше зустрічались *Rhoicosphenia abbreviata*, *Cocconeis placentula*, *Navicula capitatoradiata* Н. Germ., *N. cryptocephala*, *N. veneta*, *N. viridula* та ін. Друге місце належало автотрофам, які витримують лише низькі концентрації азотовмісних органічних сполук (28,2—35,9 %). Щодо інших груп, то третє і четверте місця посідали факультативні гетеротрофи, яким неабхідне періодичне підвищення концентрації азотовмісних органічних сполук (7,1—7,8 %), та облігатні гетеротрофи, яким необхідні постійно підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук (4,8—5,2 %).

У системі індикації органічного забруднення за Т. Ватанабе [24] види-індикатори належать до трьох груп: сапроксени — мешканці чистих вод, еврисапроби — мешканці помірно забруднених вод та сапрофіли — мешканці забруднених вод. В усіх досліджуваних системах ставків переважали еврисапроби (66,0—69,7 %) (рис. 8). Серед них найчастіше траплялись *Fragilaria crotonensis*, *Synedra acus* Kütz., *S. ulna*, *Gomphonema gracile*, *G. parvulum*, *G. truncatum* та ін. Менш вагомим був внесок сапроксенів (29,8—30,2 %), а частка сапрофілів була найнижчою (2,3—7,2 %).

Серед індикаторів органічного забруднення вод за системою Р. Пантле і Г. Бук [1] знайдено види водоростей, які відносяться до чотирьох основних груп: олігосапробіонти, бета-мезосапробіонти, альфа-мезосапробіонти і полісапробіонти. Найбільшою кількістю видів у Горіховатських, Китаївських і Дідорівських ставках представлені бета-мезосапробні

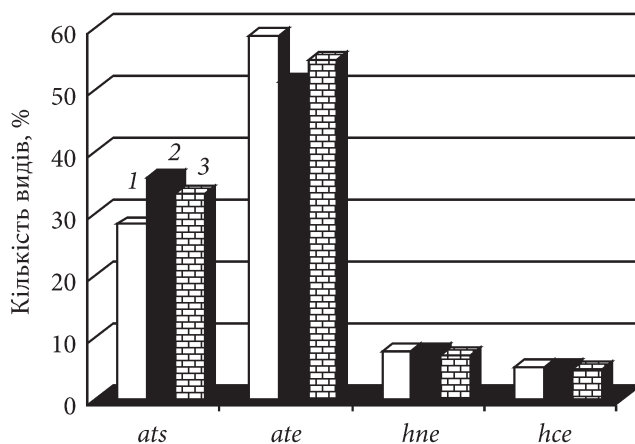


Рис. 7. Розподіл водоростей — індикаторів типу живлення і відношення до концентрації азотовмісних органічних сполук (АОС): *ats* — автотрофи, які витримують лише низькі концентрації АОС; *ate* — автотрофи, які витримують підвищені концентрації АОС; *hne* — факультативні гетеротрофи, яким необхідне періодичне підвищення концентрації АОС; *hce* — облігатні гетеротрофи, яким необхідні постійно підвищені концентрації АОС

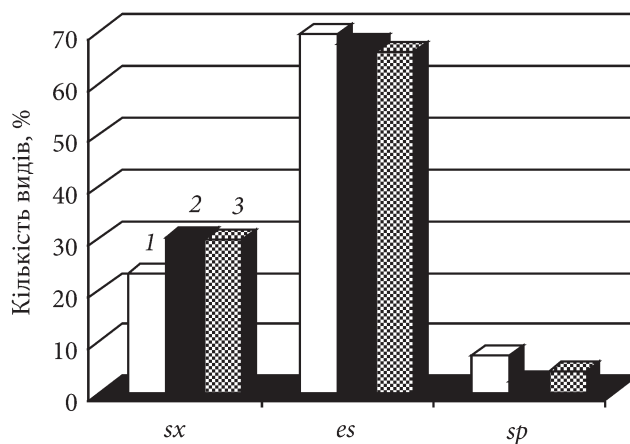


Рис. 8. Розподіл водоростей — індикаторів органічного забруднення (за Т. Ватанабе): *sx* — сапроксени; *es* — еврисапроби; *sp* — сапрофіли

організми — відповідно, 70,2, 67,9 і 69,4 % (рис. 9). Серед представників цієї групи індикаторів досить часто зустрічались *Synedra ulna*, *Cymbella cistula*, *C. lanceolata*, *Gomphonema truncatum*, *Cocconeis placentula*, *Amphora pediculus*, *Pediastrum boryanum* (Turpin) Menegh., *P. duplex*, *P. tetras*, *Coelastrum pseudomicroporum* Korschikov, *Desmodesmus opoliensis* (P. Richt.) E. Hegew. та ін. Внесок альфа-мезосапробіонтів становив 13,2—15,5 %, олігосапробіонтів — 6,3—12,2 %, а полісапробіонтів — 6,1—8,0 %. Ана-

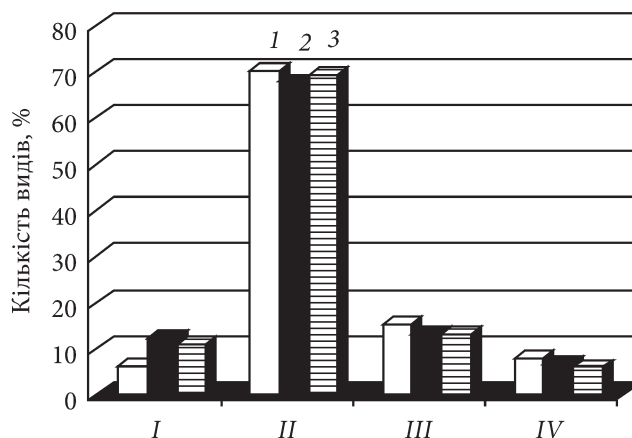


Рис. 9. Розподіл водоростей — індикаторів органічного забруднення (за П. Пантле і Г. Бук) між основними групами: *I* — α -сапробіонти (індекс сапробності $S = 0,5—1,5$); *II* — β -мезосапробіонти ($S = 1,5—2,5$); *III* — α -мезосапробіонти ($S = 2,5—3,5$); *IV* — ρ -сапробіонти ($S = 3,5—4,0$)

логічний розподіл бета-мезосапробіонтів у досліджуваних водоймах парку мав місце і при їхній біоіндикації з використанням планктонних водоростей (64,0—70,1 %) [15], тоді як частка альфа-мезосапробіонтів збільшилась з 1,1—3,3 до 13,2—15,5 %, а частка полісапробіонтів — з 3,3—6,7 до 6,1—8,0 % що, очевидно, є свідченням підвищення ступеня забруднення ставків органічними речовинами порівняно з минулим періодом досліджень.

Висновки

Результати екологічного аналізу засвідчили, що у досліджуваних ставках НПП «Голосіївський» у складі фітоепіфітону найбільшою кількістю видів представлені бентосні організми. Серед видів — індикаторів проточності переважали мешканці повільно текучих вод, температурного режиму — представники помірно теплих вод, рН середовища — акаліфіли, солоності води — індиферентні організми. Індикатори типу живлення були представлені переважно автотрофами, які витримують підвищену концентрацію азотовмісних органічних сполук. Серед індикаторів органічного забруднення домінували β -мезосапробіонти і еврисапроби, а серед індикаторів трофічного рівня — мешканці евтрофних вод.

Встановлено, що у системі Горіховатських ставків частка галофілів, мешканців евтрофних вод, автотрофів, які витримують підвищену концентрацію азотовмісних органічних сполук, і еврисапробів (індикаторів помірно забруднених вод), а також альфа-мезосапробіонтів та полісапробіонтів була вищою, ніж в інших ставках. Отримані дані свідчать про більш високий рівень забруднення цих водойм неорганічними та органічними речовинами, зокрема хлоридами, а також сполуками азоту і

фосфору, що підтверджується даними прямих гідрохімічних вимірювань.

Результати проведених досліджень узгоджуються з висновками, зробленими в результаті попередньої оцінки стану водойм парку за індикаторними характеристиками фітопланктону. Збільшення частки α -мезосапробіонтів у ставках парку порівняно з минулим періодом досліджень свідчить про зростання рівня забруднення їхніх вод органічними речовинами у часі. Отримані результати досліджень є важливими з огляду на доцільність проведення екологічного моніторингу водойм природоохоронних територій з використанням біоіндикаційних характеристик водоростей з метою формування інформаційної бази для розробки у подальшому ефективних управлінських рішень і заходів, спрямованих на зменшення негативного впливу антропогенних чинників на водні екосистеми.

Список використаної літератури

1. Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Pilies Studio, 2006. 498 с.
2. Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф., Харченко Г.В. Фітоепіфітон водойм національного природного парку «Голосіївський» (Україна). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 1 (343). С. 16—29.
3. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. К.: Логос, 2006. 408 с.
4. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 542 с.
5. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. Киев: Вища шк., 1984. 333 с.
6. Barinova S.S., Klochenko P.D., Bilous E.P. Algae as indicators of the ecological state of water bodies: methods and prospects. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 6. P. 3—21.
7. Barinova S., Liu Na., Ding J. et al. Bioindication of water quality of the Xinlicheng Reservoir by algal communities. *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res. «The Wetlands Diversity»*. 2020. Vol. 22.3. P. 1—16.
8. Bilous O., Afanasyev S., Lietytska O. et al. Preliminary assessment of ecological status of the Siverskyi Donets river basin (Ukraine) based on phytoplankton parameters and its verification by other biological data // *Water (Switzerland)*. 2021. Vol. 13, N 23. P. 3368.
9. Bukhtiyarova L.N. Epiphytic diatom assemblages in lentic ecosystems of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 6. P. 16—31.
10. Coesel P.F.M. The relevance of desmids in the biological typology and evaluation of fresh waters. *Hydrobiol. Bull.* 1975. Vol. 9, N 3. P. 93—101.
11. 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.
12. Klochenko P., Shevchenko T., Barinova S., Tarashchuk O. Assessment of the ecological state of the Kiev Reservoir by the bioindication method. *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2014. Vol. 43, Issue 3. P. 228—236.
13. Klochenko P.D., Shevchenko T.F. Phytoepiphyton of macrophytes of various ecological groups of the Kiev Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 6. P. 3—16.
14. Klochenko P., Shevchenko T. Distribution of epiphytic algae on macrophytes of various ecological groups (the case study of water bodies in the Dnieper River basin). *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2017. Vol. 46, Issue 3. P. 283—293.
15. 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.

16. Klochenko P.D., Shevchenko T.F. Epiphyton as bioindicator of the state of the upper-cascade Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 4. P. 26—37.
17. Kopyrina L., Pshennikova E., Barinova S. Diversity and ecological characteristics of algae and Cyanobacteria of thermokarst lakes in Yakutia (northeastern Russia). *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2020. Vol. 49, No 2. P. 99—122.
18. Korniiichuk N.M., Metelska M.O., Kyrychuk G.Ye. Characteristics of algal fouling and phytomicrobenthos of a small river. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 13—26.
19. 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.
20. Semenyuk N.Ye., Morozova A.O., Sherman I.M., Kutishchev P.S. Phytoepiphyton as biological indicator of spatial and temporal changes in water salinity in the lower reaches of the Dnieper River. *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 4. P. 3—18.
21. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Bilous O.P. Response of epiphytic algae to heavy pollution of water bodies. *Water Environ. Res.* 2018. Vol. 90, N 8. P. 706—718.
22. Štastný J. Desmids (Conjugatophyceae, Viridiplante) from the Czech Republic, new and rare taxa, distribution, ecology. *Fottea*. 2010. Vol. 10, N 1. P. 1—74.
23. 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.
24. Watanabe T. Biological indicator for the assessment of organic water pollution. *Japan J. of Water Pollut. Res.* 1986. Vol. 19. P. 7—11.

Надійшла 14.02.2022

P.D. Klochenko, Doctor of Biology, Prof., Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave., Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: pklochenko@ukr.net

T.F. Shevchenko, PhD (Biol.), Senior researcher, Senior researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
e-mail: tf_shevchenko@ukr.net

Z.N. Gorbunova, Junior researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave., Kyiv, 04210, Ukraine

PHYTOEPIPHYTON AS INDICATOR OF THE STATE OF WATER BODIES OF THE «GOLOSIYIVSKY» NATIONAL NATURE PARK (UKRAINE)

Bioindication of the state of three systems of ponds of the «Golosiivsky» National Nature Park was carried out in terms of indicator characteristics of epiphyton algae. Results of the study suggest that benthos organisms were represented by the largest number of species. Algal species — indicators of slowly flowing and moderately warm waters, and also alkaliphiles in relation to pH and indifferent organisms in relation to water salinity, prevailed in phytoepiphyton of the studied ponds. Among diatoms — indicators of the type of nutrition, nitrogen-autotrophic taxa tolerating elevated concentrations of organically bound nitrogen were represented by the largest number of species. Eury saprobes and β -mesosaprobionts predominated among the indicators of organic contamination, whereas eutrapihentic organisms — among the indicators of trophic state. It has been found that in the system of the Gorikhovatska ponds the contribution of halophiles, eutrapihentic organisms, nitrogen-autotrophic taxa tolerating elevated concentrations of organically bound nitrogen, eury saprobes, α -mesosaprobionts, and polysaprobionts was higher than that in other ponds, which is indicative of a higher level of their contamination by inorganic and organic substances.

Keywords: epiphyton algae, bioindication, ponds, the «Golosiivsky» National Nature Park.

УДК 582.26:574.583(262.5)

Г.В. ТЕРЕНЬКО, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Український науковий центр екології моря,
Французький бульвар, 89, Одеса, 65009, Україна
e-mail: terenkogalina@gmail.com

Ф.П. ТКАЧЕНКО, д. б. н., проф., завідувач кафедри,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65028, Україна
e-mail: tvf@ukr.net

В.П. ГЕРАСИМЮК, к. б. н., доцент,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65028, Україна
e-mail: gerasimyuk2007@ukr.net

ФІТОПЛАНКТОН ПРИБЕРЕЖНОГО КОМПЛЕКСУ ВОДОЙМ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «БІЛОБЕРЕЖЖЯ СВЯТОСЛАВА» (УКРАЇНА)

*Вперше проведено порівняльне дослідження фітопланктону трьох типів водойм (прибережжя моря і Ягорлицької затоки, Дніпро-Бузького лиману та внутрішніх озер Кінбурнської коси) НПП «Білобережжя Святослава». Всього у різні сезони 2020—2021 рр. було виявлено 57 видів водоростей: 33 — у морській акваторії, 34 — у Дніпро-Бузькому лимані і 25 — у внутрішніх озерах. У прибережжі моря і Ягорлицької затоки переважав діатомово-синьозелений комплекс водоростей, у Дніпро-Бузькому лимані — зелено-синьозелений і у внутрішніх озерах — діатомово-синьозелений. В осінній період у лимані спостерігалось «цвітіння» води, яке викликали синьозелені водорості *Jaaginema kisselevii* (Anisimova) Anagn. et Komárek (2,37 млн. кл/дм³, 644,00 мг/дм³), *Cylindrotheca closterium* (Ehrenb.) Reimer et F.W. Lewis (13,25 млн. кл/дм³, 4000,23 мг/дм³, *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagn. et Komárek (676,83 млн. кл/дм³, 1000,10 мг/дм³). Виявлені відмінності у якісних та кількісних показниках фітопланктону, його таксономічній структурі обумовлені, очевидно, впливом природних і, певною мірою, антропогенних факторів.*

Ключові слова: *фітопланктон, таксономічна структура, водойми, Національний природний парк «Білобережжя Святослава».*

Проблема охорони навколишнього середовища і збереження біорізноманіття є однією з найбільш нагальних у сучасному світі. Основою цієї роботи є проведення інвентаризаційних досліджень, результати яких

Ц и т у в а н н я: Теренько Г.В., Ткаченко Ф.П., Герасимюк В.П. Фітопланктон прибережного комплексу водойм Національного природного парку «Білобережжя Святослава» (Україна). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 2. С. 45—56.

будуть використовуватись у подальших моніторингових спостереженнях за станом навколишнього середовища. Особливо актуальною ця задача постає в заповідних об'єктах.

Національний природний парк «Білобережжя Святослава» (НПП «Білобережжя Святослава») розташований на Кінбурнському п-ві узбережжя Чорного моря (Очаківський р-н) і, частково, у Березанському р-ні Миколаївської обл. Він був створений у 2012 р. з метою збереження, відтворення і раціонального використання цінних природних степових та аквально-комплексів, які мають важливе природоохоронне, рекреаційне і культурно-пізнавальне значення. Площа парку 35 223,15 га, з них 25 000 га — водна складова прилеглих акваторій Дніпро-Бузького лиману, Ягорлицької затоки, Чорного моря та внутрішніх озер Кінбурнського п-ву. До території парку увійшли такі цінні степові комплекси та природні об'єкти, як урочище «Комендантське», «Кучугури Сагайдачного», «Бієнкова заплава», «Покровська коса», «Орхідне поле», «Кінбурнська стрілка», а також урочище «Солоне озеро» в межах Березанського р-ну [14].

Сучасних даних щодо альгофлори водних об'єктів НПП «Білобережжя Святослава» відомо небагато. Відносно макро- та мікрофітобентосу прибережжя Ягорлицької затоки є недавнє наше коротке повідомлення [13]. Зокрема, в осінній період 2020 р. тут було виявлено 36 видів водоростей-макрофітів (12 — Chlorophyta, 12 — Rhodophyta і 6 — Ochrophyta (Phaeophyceae), мікроскопічні водорості були представлені 58 видами, серед яких домінували Bacillariophyta (36 видів) і Cyanoprokaryota (14). Решта — представники Chlorophyta і Chrysophyceae (по 1—2 види). У складі мікробентосу Дніпро-Бузького лиману ідентифікували 213 видів водоростей [2], найбільш чисельними тут були діатомові (103 види), сіньозелені (32) і зелені водорості (30). Стосовно весняного макрофітобентосу морського узбережжя парку, то тут у 2021 р. було виявлено 16 видів водоростей-макрофітів, з них 6 — Rhodophyta, 6 — Chlorophyta і 4 — Phaeophyceae [4]. Нещодавно [11] в прибережжі Дніпро-Бузького лиману нами було виявлено нову для флори України прісноводну буру водорість *Pleurocladia lacustris* A. Braun. У складі планктонних водоростей Ягорлицької затоки С.Є. Ніконова [7] ідентифікувала шість таксонів динофітових водоростей. Іншими дослідниками [9] у складі фітопсамону прибережжя Кінбурнської коси було виявлено 21 вид діатомових водоростей.

Загальна інформація відносно альгофлори макрофітів не лише прибережжя Кінбурнської коси, але і всієї акваторії досліджуваних водойм (Ягорлицької затоки і Дніпро-Бузького лиману) є у більш старих роботах [5, 8, 10, 12]. Про планктонні водорості Дніпро-Бузького лиману повідомляється у роботі [6]. Авторами було виявлено 286 видів водоростей, представників Bacillariophyta (121), Chlorophyta (102), Cyanoprokaryota (38), Euglenophyta (10), Dinophyta (8) і Chrysophyceae (7). Раніше [3] було представлено різнобічну характеристику фітопланктону цієї водойми: видовий склад, кількісні параметри і продуктивність.

Таким чином, наявна інформація щодо альгофлори водойм парку є розрізною, а стосовно прибережних заповідних ділянок, то такі дослідження лише розпочалися. Метою цієї роботи було вивчення еколого-флористичного складу фітопланктону прибережжя водойм НПП «Білобережжя Святослава» і його таксономічної структури.

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом для досліджень були проби фітопланктону, відібрані з квітня по листопад 2020—2021 рр. у водоймах НПП «Білобережжя Святослава» (рисунок).

Солоність води у Дніпро-Бузькому лимані дорівнювала 4,83 ‰, у морі — 17,2, у Ягорлицькій затоці — 13,4, у внутрішніх озерах Кінбурнського п-ва з боку затоки — 65, а з боку лиману — 5,8 ‰.

Відбір проб здійснювали у прибережній зоні на глибинах до 0,5 м за допомогою пластикових ємностей об'ємом 2 дм³. Проби фіксували 40 %-вим розчином формальдегіду (із кінцевою концентрацією 4 %). Інші проби води з відповідного місця залишали нефікованими і зберігали у холодильнику для подальшого вивчення водоростей в живому стані. Обробку матеріалу здійснювали згідно прийнятих гідробіологічних методик [1]. Проби фітопланктону концентрували методом зворотної фільтрації з використанням ядерних (нуклеопорових) фільтрів з діаметром пор 1,5 мкм до об'єму 40—45 см³. В подальшому здійснювали повторне згущення, доводячи об'єм проби до 20—30 см³. Попередньо зразки динофітових водоростей розглядали у нефікованому стані. Кількісний підрахунок клітин проводили у лічильній камері Нажотта об'ємом 0,05 см³ за допомогою світлового мікроскопу Микмед-2 (збільшення $\times 300$ — 600). Підрахунок чисельності і біомаси виконували з використанням програмного забезпечення DCT (*data collection template*). Шаблони збору даних розроблені Microsoft Excel. Використовували сценарій Visual Basic в Українському науковому центрі екології моря (м. Одеса).

Ідентифікацію водоростей проводили за відповідними визначниками, атласами та іншою довідковою літературою.

Латинські назви таксонів водоростей наведено відповідно електронному ресурсу Algaebase [16].

Таксономічний аналіз проводили з використанням методів, прийнятих у порівняльній флористиці [15].

Результати досліджень та їх обговорення

Всього за період досліджень у складі фітопланктону прибережних ділянок різнотипних водойм НПП «Білобережжя Святослава» було знайдено 57 видів водоростей (табл. 1).

Виявлені види водоростей представлені 57 внутрішньовидовими таксонами (включно з номенклатурним типом виду) із 9 відділів, 10 класів, 20 порядків, 27 родин та 45 родів (табл. 2).

Основу видового багатства прибережного фітопланктону парку (34,6 % від загальної кількості виявлених видів) склали *Synechococcus*-



Рисунок. Карта-схема району дослідження

та (19 видів), Bacillariophyta (18) і Chlorophyta (13). Решта відділів були представлені 1—3 видами (табл. 3).

Зазначимо, що найбільшу кількість видів водоростей прибережного планктону виявлено у лиманній (34) та морській (33 види) акваторіях парку. В усіх типах водойм найрізноманітніше представлені Bacillariophyta (8,8—26,3 % від загальної чисельності видів), Cyanoprokaryota (17,5—22,8 %) і Chlorophyta (8,8—21,1 %).

На рівні класів флористичні спектри фітопланктону також відрізнялись відповідно домінуванню Cyanophyceae (17—23 %), Chlorophyceae (9—19 %), Bacillariophyceae (4—14 %).

В усіх трьох типах водойм парку за кількістю видів помітно виділявся порядок Sphaeropleales (5—11 видів), а також Synechococcales (4—5) і Chroococcales (4—5) (табл. 4).

До складу родин, що переважали за кількістю видів у досліджуваних водоймах, входили: Merismopediaceae (3—4 види), Scenedesmaceae (4), Selenastraceae (4) і т. д. (табл. 5).

Представники родів *Gloeocapsa* Kütz. (3 види), *Merismopedia* Meyen (3), *Thalassiosira* Cleve (3), *Aphanocapsa* Nägeli (2), *Prorocentrum* Ehrenb. (2), *Melosira* C. Agardh (2), *Desmodesmus* (Chodat) An et al. (2) і *Monoraphidium* Komárk.-Legn. (2) склали основу прибережного фітопланктону водойм парку.

Вклад провідних порядків у загальну кількість видів водоростей планктону, виявлених у прибережжі водойм НПП «Білобережжя Святослава», становив 68,4 %, у морській акваторії — 57,8, у лиманній — 89,5, а у

Таблиця 1

Видовий склад планктонних водоростей прибережжя Чорного моря,
Дніпро-Бузького лиману та прилеглих озер у квітні — листопаді 2020—2021 рр.
(за оригінальними даними)

Назви видів	Водойми			Біотопи
	Чорне море і Ягорлицька затока	Дніпро-Бузький лиман	Озера Кінбурнської коси	
CYANOPROKARYOTA				
1. <i>Aphanocapsa grevillei</i> (Berk.) Rabenh.	+	—	+	П
2. <i>A. incerta</i> (Lemmerm.) Cronberg & Komárek	+	+	+	П
3. <i>Aphanothece</i> sp.	—	+	—	П
4. <i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Nägeli	+	—	+	П
5. <i>Coelomonon pusillum</i> (Van Goor) Komárek	+	—	+	П
6. <i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nägeli	+	—	—	П
7. <i>Dolichospermum flos-aquae</i> (Bornet & Flahault) P. Wacklin, L.R. Hoffmann & Komárek	—	+	—	П
8. <i>Glaucospira laxissima</i> (G.S. West) Sinic, Komárek et Dordebicl	+	+	—	Т
9. <i>Gloeocapsa kuetzingiana</i> Nägeli ex Kütz.	+	—	+	П
10. <i>G. minor</i> (Kütz.) Nägeli	—	+	—	П
11. <i>Gloeocapsa</i> sp.	—	—	+	П
12. <i>Gomphosphaeria aponina</i> Kütz.	+	+	+	П
13. <i>Jaaginema kisselevii</i> (Anisimova) Anagn. et Komárek	+	+	—	Т
14. <i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenb.) Kütz.	+	+	+	П
15. <i>M. minima</i> G. Beck	—	+	—	П
16. <i>M. tranquilla</i> (Ehrenb.) Trevisan	—	+	—	П
17. <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	+	+	+	П

Продовження табл. 1

Назви видів	Водойми			Біотопи
	Чорне море і Ягорлицька затока	Дніпро-Бузький лиман	Озера Кінбурнської коси	
18. <i>Nodularia spumigena</i> Mert. et Born. et Flahault	—	+	+	П
19. <i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagn. et Komárek	+	+	—	П
OCHROPHYTA (CHRYSTOPHYCEAE)				
20. <i>Emiliania huxleyi</i> (Lohm.) W.W. Hay et Mohler	+			П
DINOPHYTA				
21. <i>Durinskia oculata</i> (F. Stein) Gert Hansen et G. Flaim	—	—	+	П
22. <i>Prorocentrum lima</i> (Ehrenb.) F. Stein	+	—	+	П
23. <i>P. micans</i> Ehrenb.	+	+	+	П
HAPTOPHYTA				
24. <i>Calcidiscus leptoporus</i> (G. Murr. & V.N. Blackman) Loeb. & Tappan	+	—	+	П
BACILLARIOPHYTA				
25. <i>Actinocyclus octonarius</i> Ehrenb.	+	—	—	П
26. <i>Chaetoceros muelleri</i> Lemmerm.	+	—	—	П
27. <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	—	+	+	Т
28. <i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenb.) Reimer et F.W. Lewis	+	+	+	Т
29. <i>Diatoma elongata</i> (Lyngb.) C. Agardh	+	—	—	П
30. <i>Halamphora hyalina</i> (Kütz.) Rimet et R. Jahn	+	—	—	П
31. <i>Leptocylindrus minimus</i> Gran	+	—	—	П
32. <i>Melosira lineata</i> (Dillwyn) C. Agardh	—	+	+	П
33. <i>M. moniliformis</i> var. <i>subglobosa</i> (Grunow) Hustedt	+	+	—	П

Продовження табл. 1

Назви видів	Водойми			Біотопи
	Чорне море і Ягорлицька затока	Дніпро-Бузький лиман	Озера Кінбурнської коси	
34. <i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> (Cleve) Heiden	+	—	—	П
35. <i>P. pungens</i> (Grunow ex Cleve) Hasle	+	—	—	П
36. <i>Skeletonema costatum</i> (Grev.) Cleve	+	+	—	П
37. <i>Striatella unipunctata</i> (Lyngb.) C. Agardh	+	+	+	П
38. <i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschk.	+	—	+	П
39. <i>Thalassiosira nana</i> Lohman	+	—	—	П
40. <i>Th. nordenskiöldii</i> Cleve	+	—	—	П
41. <i>Thalassiosira</i> sp.	—	+	—	П
42. <i>Thalassiothrix longissima</i> Cleve et Grunow	+	—	—	П
EUGLENOPHYTA				
43. <i>Eutreptia lanowii</i> Steuer	+	—	—	П
FLAGELLATA				
44. <i>Flagellates</i> sp.	+	+	+	Т
CHLOROPHYTA				
45. <i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>acicularis</i> (A. Braun) G.S. West	—	+	—	П
46. <i>Binuclearia lauterbornii</i> (Schmidle) Proschk.-Lavr.	—	+	—	П
47. <i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegew.) E. Hegew.	—	+	+	П
48. <i>D. opoliensis</i> (P.G. Richter) E. Hegew.	—	+	+	П
49. <i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchn.) Möbius	—	+	—	П
50. <i>Lagerheimia genevensis</i> (Chodat) Chodat	—	+	—	П
51. <i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda	—	+	+	П

Продовження табл. 1

Назви видів	Водойми			Біотопи
	Чорне море і Ягорлицька затока	Дніпро-Бузький лиман	Озера Кінбурнської коси	
52. <i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Komárk.-Legn.	—	+	—	п
53. <i>M. komarkovae</i> Nygaard	—	+	—	п
54. <i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E. Hegew.	—	+	+	п
55. <i>Raphidocelis danubiana</i> (Hindák) Marvan, Komárek & Comas	—	+	—	п
56. <i>Stauridium tetras</i> (Ehrenb.) E. Hegew.	—	+	—	п
57. <i>Scenedesmus ellipticus</i> Corda	—	—	+	п
Всього	33	34	25	

П р и м і т к а. п — планктонні види; т — бенто-планктонні або тихопелагічні види.

Таблиця 2

Таксономічний спектр водоростей планктону прибережжя водойм НПП «Білобережжя Святослава»

Відділи	Кількість				
	класів	порядків	родин	родів	видів
Цуанопрокарйота	1	4	8	14	19
Вациляріофіта	3	10	10	14	18
Хлорофіта	1	1	3	11	13
Дінофіта	1	1	2	2	3
Наптофіта	1	1	1	1	1
Еугленофіта	1	1	1	1	1
Охрофіта (Хрисофіцеє)	1	1	1	1	1
Флагелата	1	1	1	1	1
Всього	10	20	27	45	57

внутрішніх озерах — 57,8 %, провідних родин — відповідно 41,3, 57,8 і 44,1 %, провідних родів — 19,3, 22,8 і 17,5 %.

Видовий склад водоростей планктону, знайдених у різних типах водойм парку, був досить різним (середнє значення коефіцієнта Серенсена

складало 0,48). При цьому найбільш подібним був склад водоростей прибережжя Чорного моря (включно з прибережжям Ягорлицької затоки) і озер (0,55), тоді як між фітопланктоном Дніпро-Бузького лиману і озер коефіцієнт подібності дорівнював 0,51, а Чорного моря і Дніпро-Бузького лиману — 0,39.

Таблиця 3

Видове багатство фітопланктону прибережжя водойм НПП «Білобережжя Святослава»

Відділи	Водойми			В цілому
	Чорне море і Ягорлицька затока	Дніпро-Бузький лиман	Озера Кінбурнської коси	
Суанопрокaryota	12	13	10	19
Bacillariophyta	15	7	5	18
Chlorophyta	—	12	5	13
Dinophyta	2	1	3	3
Euglenophyta	1	—	—	1
Нартophyta	1	—	1	1
Ochrophyta (Chrysophyceae)	1	—	—	1
Flagellata	1	1	1	1
Всього	33	34	25	57

Таблиця 4

Рангові місця, які займають провідні порядки водоростей планктону водойм НПП «Білобережжя Святослава»

Порядки	Водойми		
	Чорне море і Ягорлицька затока	Дніпро-Бузький лиман	Озера Кінбурнської коси
Sphaeropleales	—	1 (11)	1—2 (5)
Synechococcales	1 (5)	2 (5)	3 (4)
Chroococcales	2 (4)	3 (4)	1—2 (5)
Thalassiosirales	3—4 (3)	4—6 (2)	5—9 (1)
Bacillariales	3—4 (3)	7—8 (1)	5—9 (1)
Thalassionematales	5—6 (2)	—	5—9 (1)
Prorocentrales	5—6 (2)	7—8 (1)	4 (2)
Melosirales	7—8 (1)	4—6 (2)	5—9 (1)
Nostocales	—	4—6 (2)	5—9 (1)
Euglenales	7—8 (1)	—	—

Кількісні показники розвитку фітопланктону в різних типах водойм парку також відрізнялись. Так, наприклад, в осінній період у Дніпро-Бузькому лимані спостерігалось «цвітіння» води, яке викликали синьозелені водорості *Jaaginema kisselevii* (Anisimova) Anagn. et Komárek (2,37 млн. кл/дм³, 644,00 мг/дм³), *Cylindrotheca closterium* (Ehrenb.) Reimer et F.W. Lewis (13,25 млн. кл/дм³, 4000,23 мг/дм³), *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagn. et Komárek (676,83 млн. кл/дм³, 1000,10 мг/дм³). В той же час, в інших досліджуваних водоймах таких спалахів розвитку окремих видів водоростей нами не зафіксовано.

Висновки

Вперше проведено порівняльне вивчення фітопланктону трьох типів водойм НПП «Білобережжя Святослава». Всього за період досліджень у складі прибережного фітопланктону тут було виявлено 57 видів водоростей, з них 33 — у морі і Ягорлицькій затоці, 34 — у Дніпро-Бузькому лимані і 25 — у внутрішніх озерах Кінбурнського п-ва.

Встановлено, що досліджувані водойми відрізняються за таксономічною структурою фітопланктону на рівні відділів, класів, порядків, родин і родів. Це, очевидно, зумовлено рівнем солоності, глибинами і рівнем органічного забруднення прибережних акваторій Кінбурнського п-ва.

Таблиця 5

Рангові місця, які займають провідні родини водоростей планктону водойм НПП «Білобережжя Святослава»

Родини	Водойми		
	Чорне море і Ягорлицька затока	Дніпро-Бузький лиман	Озера Кінбурнської коси
Merismopediaceae	1—2(3)	1—3(4)	2—3(3)
Selenastraceae	—	1—3(4)	—
Scenedesmaceae	—	1—3(4)	1(4)
Microcystaceae	3—6(2)	4—6(2)	2—3(3)
Aphanizomenonaceae	—	4—6(2)	5—8(1)
Bacillariaceae	1—2(3)	7—9(1)	5—8(1)
Thalassiosiraceae	3—6(2)	7—9(1)	—
Thalassionemataceae	3—6(2)	—	5—8(1)
Prorocentraceae	3—6(2)	7—9(1)	4(2)
Melosiraceae	7(1)	4—6(2)	5—8(1)

П р и м і т к а. «—» — родина не входить до складу провідних (у дужках наведено кількість видів).

Список використаної літератури

1. Водоросли. Справочник. Под ред. С.П. Вассера. Киев : Наук. думка, 1989. 608 с.
2. Герасимюк В.П. Микроскопические водоросли лиманов Северо-Западного Причерноморья (Украина). *Альгология*. 2018. Т. 28, № 2. С. 169—181.
3. Днепровско-Бугская эстуарная экосистема / Жукинский В.Н., Журавльова Л.А., Иванов А.И. и др.; Отв. ред. Зайцев Ю.П.; АН УССР. Ин-т гидробиологии. Киев : Наук. думка, 1989. 240 с.
4. Касьянов Є.О., Ткаченко Ф.П. Еколого-біологічні особливості весняного макрофітобентосу морського узбережжя Кінбурнської коси (НПП «Білобережжя Святослава») // Міжнар. студ. наук. конф., присвячена 20-річчю відкриття спеціальності 202 «Захист і карантин рослин» в ОДАУ «Актуальні питання захисту і карантину рослин в Україні» (14 квітня 2021 р., м. Одеса). ОДАУ, 2021. С. 165—166.
5. Королесова Д.Д. Биоценоз харовых водорослей как важный элемент прибрежных экосистем (на примере Тендровского и Ягорлицького заливов Черного моря). *Вісник ОНУ. Сер.: Географічні та геологічні науки*. 2015. Т. 20, № 1. С. 135—143.
6. Кутіщев П.С., Шерман І.М. Видовий склад і продукційні можливості харчових гідробіонтів Дніпровсько-Бузького лиману. *Рибогосп. наука України*. 2009. № 4. С. 33—48.
7. Никонова С.Е. Цисты динофитовых водорослей Одесского и Тендровского регионов северо-западной части Черного моря. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 2010. № 3 (44). С. 190—192.
8. Погребняк І.І., Пашковська Н.М. Донна рослинність Ягорлицької затоки Чорного моря. XXI наук. конф. біол. та геогр. факультетів в ОДУ. Тези доп. (30 березня — 5 квітня 1966 р., м. Одеса). Одеса : Вид-во Одеськ. ун-ту, 1966. С. 73—74.
9. Снигирева А.А., Ковалева Г.В. Bacillariophyta песчаных кос северо-западной части Черного моря (Украина). *Альгология*. 2015. Т. 25, № 2. С. 148—173.
10. Ткаченко Ф.П. Многолетние изменения макрофитобентоса Днепровского и Бугского лиманов Черного моря. *Вісн. ХНАУ. Серія біологія*. 2004. Т. 2, № 5. С. 7—14.
11. Ткаченко Ф.П. 2021. Нова знахідка *Pleurocladia lacustris* A. Braun. (Phaeophyceae) у Дніпровському лимані Чорного моря (Україна). *Альгологія*. Т. 31, № 1. С. 71—76.
12. Ткаченко Ф.П., Герасимюк В.П. Осіння альгофлора Ягорлицької затоки Чорного моря (Кінбурнська коса, НПП «Білобережжя Святослава»). Моніторинг та охорона біорізноманіття в Україні: Рослинний світ та гриби. Серія «Conservation Biology in Ukraine». Київ; Чернівці: Друк Арт, 2020. 1(16): 203—208.
13. Ткаченко Ф.П., Маслов И.И. Морской макрофитобентос Черноморского биосферного заповедника. *Экология моря*. 2002. Вып. 62. С. 35—40.
14. Чаус В.Б., Козловський Ю.І. Історія та проблеми створення, початку функціонування національного природного парку «Білобережжя Святослава» на Кінбурнській косі // Заповідна справа у Степовій зоні України (до 90-річчя створення Надморських заповідників). Пр. Всеукр. наук.-практ. конф. (с. Урзуф, 14—15 березня 2017 р.). Серія: «Conservation Biology in Ukraine». Київ, 2017. 1(2): 79—87.
15. Шмидт В.М. Статистические методы в сравнительной флористике. Ленинград : Изд-во Ленингр. ун-та, 1980. 178 с.
16. Guiry M.D., Guiry G.M. Algaebase. World electronic publication. Nat. Univ. Ireland. Galway. 2022. [http:// www.algaebase.org](http://www.algaebase.org).

Надійшла 17.02.2022

G.V. Teren'ko, PhD (Biol.), Senior researcher,
Ukrainian Scientific Center of Sea Ecology,
Frantsuzky Boulevard, 89, Odesa, 65009, Ukraine
e-mail: terenkogalina@gmail.com

F.P. Tkachenko, Doctor of Biology, Prof., Head of Chair,
I.I. Mechnikov Odesa National University,
Dvoryanska Str., 2, Odesa 65026, Ukraine
e-mail: tvf@ukr.net

V.P. Gerasimyuk, PhD (Biol.), docent,
I.I. Mechnikov Odesa National University,
Dvoryanska Str., 2, Odesa 65026, Ukraine
e-mail: gerasimyuk2007@ukr.net
ORCID 0000-0002-9199-9854

PHYTOPLANKTON OF THE COASTAL COMPLEX OF WATER BODIES OF THE
«BILOBEREZHYZHYA SVYATOSLAVA» NATIONAL NATURE PARK (UKRAINE)

Results of comparative studies of phytoplankton of three types of water bodies, including the coastal zone of the Black Sea and Yagorlyk Bay, the Dnieper-Bug estuary, and the inland lakes of the Kinburn peninsula, of the «Biloberezhzhya Svyatoslava» National Nature Park are given in the paper. On the whole, 57 algal species were found in different seasons in 2020—2021. Among them, 33 species were registered in the coastal zone of the sea, 34 — in the Dnieper-Bug estuary, and 25 — in the inland lakes. Bacillariophyta and Cyanoprokaryota prevailed in the coastal zone of the sea and in Yagorlyk Bay, Chlorophyta and Cyanoprokaryota — in the Dnieper-Bug estuary, and Bacillariophyta and Cyanoprokaryota — in the inland lakes. Water bloom formed by Cyanoprokaryota, including *Jaaginema kisselevii* (Anisimimova) Anagn. et Komárek (2,37 million cells/L, 644,00 mg/L), *Cylindrotheca closterium* (Ehrenb.) Reimer et F.W. Lewis (13,25 million cells/L, 4000,23 mg/L), *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagn. et Komárek (676.83 million cells/L, 1000,10 mg/L), was registered in the Dnieper-Bug estuary in autumn. The difference in the species composition of phytoplankton, in the quantitative indices of its development, and in its taxonomic structure is conditioned probably by the influence of both natural and, to a lesser extent, anthropogenic factors.

Keywords: phytoplankton, taxonomic structure, water bodies, the «Biloberezhzhya Svyatoslava» National Nature Park.

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ ТА ІХТІОЛОГІЯ

УДК: 597.2.5(282.247.320197.4)

С.В. МЕЖЖЕРІН, д. б. н., зав. відділом,
Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України,
вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ, 01030, Україна
e-mail: smezhzherin@gmail.com
ORCID 0000-0003-2905-5235

А.О. ЦИБА, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України,
вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ, 01030, Україна
e-mail: tsyba1974@gmail.com
ORCID 0000-0001-5838-0948

С.В. КОКОДІЙ, к. б. н., науковий співроб.,
Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України,
вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ, 02000, Україна
e-mail: kokodiy.sergey@gmail.com
ORCID 0000-0002-0651-6935

Д.С. ЛУЦЕНКО, аспірантка,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: daryaelizabeth@gmail.com
ORCID 0000-0001-8215-2080

РИБИ ВОДОТОКІВ ЛІСОСТЕПОВОЇ ЗОНИ БАСЕЙНУ ДНІПРА: БАГАТОРІЧНІ ЗМІНИ ВИДОВОГО СКЛАДУ ТА ЧИСЕЛЬНОСТІ

*Проаналізовано динаміку видового складу і відносної чисельності 63 видів круглоротих і риб верхньої частини Середнього Дніпра і 12 його приток. Порівняння охоплює період від стану нативного іхтіоценозу 1931—1972 рр. до кризового періоду 2001—2021 рр. За цей час зникло сім аборигенних видів і з'явилося 18 інвазійних. За останні 50 років частка інвазійних видів у річках середньому зросла з 10,1 до 30,2 %, а їх частка в уловах — з 2,1 до 25,3 %. Зростання середньої на річку кількості видів склало 7,9, зменшення — 7,3, а стала компонента — 19,8. Відбувся і перерозподіл видового різноманіття, яке збільшилось у межах однієї річки, але зменшилося між угрупованнями за рахунок універсальності видового складу, яка за індексом Жаккара склала 4,9 %. Масштаб змін означає, що деформація іхтіофауни верхньої частини Середнього Дніпра перевершує середньоєвропейський рівень. При цьому на тлі загальної тенденції заміщення автохтонів алохтонами зникають насамперед реофільні бентосодні види, що пізно дозрівають і мають довгі нерестові шляхи. До критичної групи відносяться вісім промислових видів, чотири з яких (*Acipenser gueldenstaedtii*, *A. stellatus*, *Huso huso*, *Rutilus frisii*) у регіоні зникли, а чисельність популяцій ще чому-*

Ц и т у в а н н я: Межжерін С.В., Циба А.О., Кокодій С.В., Луценко Д.С. Риби водотоків Лісостепоної зони басейну Дніпра: багаторічні зміни видового складу та чисельності. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 2. С. 57—84.

рьох (*Acipenser ruthenus*, *Chondrostoma nasus*, *Leuciscus idus*, *Vimba vimba*) скоротилася у десятки і сотні раз. Ці види потребують особливої охорони, а *V. vimba* — внесена до Червоної книги України.

Ключові слова: риби, Середній Дніпро, видовий склад, чисельність, біологічні інвазії, Червона книга України.

Зміни європейського прісноводного іхтіоценозу, що відбулися у ХХ ст., носять чітко виражений характер, а тому можна визначити певні закономірності динаміки фауни і чисельності популяцій у сучасний період. Це скорочення кількості акваторій з багатим видовим складом, насиченість іхтіофауни інвазійними видами, що відіграють все більшу роль в екосистемах, критичне зниження частки видів з довгими нерестовими міграціями, вимирання рідкісних видів, що супроводжується універсальною фауни [31—34, 37]. Зрозуміло, що тією чи іншою мірою ці тенденції притаманні і рибному населенню річкової системи Дніпра, для якої характерна деформація історично сформованого видового складу [5, 14, 16, 17], що супроводжується появою низки чужорідних видів [7, 30, 35, 36]. У результаті, до початку ХХІ ст. відбулися зміни не лише структури іхтіофауни і чисельності популяцій, але й скорочення запасів більшої частини цінних промислових риб [12]. Спусковим механізмом цих процесів стало велике гідробудівництво 1950—1970-х рр.: зарегулювання русла Дніпра та його приток, спрямлення малих річок, осушення верхових боліт [22]. Це швидко призвело до зміни історично сформованих річкових екосистем і з часом стало причиною формування регресивних суцесій, що активно продовжуються і зараз. Не є винятком і басейн верхньої частини Середнього Дніпра, у межах якого розташовані три водосховища, а всі притоки, крім основного русла Десни, тією чи іншою мірою зарегульовані.

Водночас, проблемі негативних змін середньодніпровського іхтіоценозу присвячено не так вже й багато наукових робіт. Здебільшого сучасні іхтіологічні дослідження стосуються або окремих приток [8—11, 14, 23, 28], або це анотовані списки видів [15, 16], при аналізі яких змінам фауни приділено недостатньо уваги, тоді як узагальнюючі роботи, які мають на меті визначити тенденції зміни угруповань риб Середнього Дніпра у контексті динаміки європейської фауни, відсутні. Відтак, це дослідження охоплює верхню частину басейну Середнього Дніпра, що включає річкову систему у межах Лісостепу від Ірпеня і Десни на півночі до Сули і Тямина на півдні. Воно поєднує суто фауністичний підхід з аналізом відносної чисельності видів, що дозволило більш точно виявити закономірності зміни середньодніпровського іхтіоценозу, порівнявши їх із загальноєвропейськими тенденціями.

Матеріал і методика досліджень

Аналіз видового складу і чисельності популяцій риб нативного іхтіоценозу за період з 1920-х до початку 1970-х років проведено на основі літературних даних [2, 3, 15, 16, 25] щодо їх видового складу у руслі Се-

реднього Дніпра (від Кременчуцького до нижньої частини Київського водосховища) та української частини р. Десни. Також використано літературні дані про видовий склад та відносну чисельність риб у річках Остер, Ірпінь, Стугна, Трубіж, Супій, Рось, Вільшанка, Сула, Удай та Тясмин до утворення Канівського водосховища (1971—1972 рр.) за результатами лову мальковою волокушею [19, 21].

Сучасний стан рибного населення верхньої частини Середнього Дніпра оцінювали на основі оригінальних даних і за матеріалами публікацій щодо рибного населення зазначених вище річок у період кризового стану (2001—2021 рр.). Сучасний список видів риб русла верхньої частини Середнього Дніпра складено за матеріалами [16, 17, 25] з доповненням даних по *Lepomis gibbosus* [1, 27]. Оцінка видового складу риб Десни у межах України базується на низці джерел [15, 24, 26], розширених оригінальними відомостями по *Eudontomyzon mariae* та *Vimba vimba*. Інформація щодо видового складу та співвідношення видів риб по решті річок була взята з наступних джерел: р. Рось [8, 9] з доповненням *Petroleisciscus borysthenicus*, р. Сула [6, 29], р. Удай [18], Трубіж і Супій [11], Стугна [28], Ірпінь [10], Остер [14]. Дані з видового складу та кількісному співвідношенню видів риб у р. Сейм були отримані за результатами ловів іхтіологічним сачком, здійснених восени 2021 р. Усього було піймано 1954 екз. з 11 створів, що охоплюють нижню та середню течію річки. Аналогічно було оцінено кількісне співвідношення видів риб у р. Ірпінь, де у 2017—2019 рр. на п'яти створах у нижній та середній течії було піймано 1453 екз.

З'ясування особливостей видового складу проведено за канонами порівняльного аналізу, що передбачає досягнення максимальної сумісності минулих і сучасних даних, і не мало на меті надання повних видових списків.

Видове різноманіття іхтіоценозів оцінено за наступними індексами: індекс різноманіття Шеннона:

$$I = -\sum p_i \log_2 p_i,$$

де p_i — частка особин i -го виду;

індекс домінування Сімпсона:

$$D = 1 - \sum p_i^2,$$

показник вирівняності за Пієлу:

$$H' = \frac{I}{\ln S},$$

де I — індекс Шеннона, S — кількість видів в угрупованні.

Ступінь відмінності іхтіофаун річок за видовим складом визначали за коефіцієнтом Жаккара:

$$K = \frac{c}{a+b-c},$$

де a — кількість видів у першій річці, b — кількість видів у другій річці, c — кількість видів, спільних для обох річок.

Результати досліджень

Зміни видового складу. У річковій системі верхньої частини Середнього Дніпра з 1930 по 2020 р. зареєстровано один вид Cyclostomata та 69 видів Actinopterygii, що належать до 12 рядів та 17 родин. Через недостатню вивченість і відсутність у фондах зоологічних музеїв зборів, що дозволяють реконструювати поширення у 1930—1972 рр. *Romanogobio albipinnatus*, *Phoxinus phoxinus* і *Cottus gobio*, ці види не розглядали. Триплоїдна гіногенетична форма карася *Carassius gibelio* також не включена в аналіз, як і *Hypophthalmichthys molitrix*, *H. nobilis* та *Stenopharyngodon idella*, оскільки три останніх самовідтворюваних популяцій у басейні Дніпра не утворюють.

Відтак динаміку іхтіоценозу аналізували за 63 видами круглоротих і променеперих риб (табл. 1). З них у руслі Дніпра за весь період досліджень виявлено 62, у Десні 57, у середніх річках Росі та Сулі — 38, у малих річках притоках першого порядку (Ірпені, Стугні, Трубежі, Супої, Вільшанці, Тясміні) виявлено від 25 до 35, у середньому 31,7 виду, а у притоках другого порядку (Сеймі, Острі, Удаї) — 21—26, у середньому 23,3 виду (табл. 2). У цілому спостерігається чітка тенденція скорочення кількості видів у річці із зменшенням її розмірів.

Динамічна складова видового складу виявилася досить високою. Починаючи з 1930-х років, у верхній частині басейну Середнього Дніпра зникло сім видів і надійно закріпилися 18, що становить відповідно 11,1 і 28,6 % загальної кількості. Таким чином, незмінна частина іхтіоценозу складає 60,3 %. У середньому по річках стала компонента становить 55,5 %, на зниклі види припадає 22 % і на ті, що з'явилися — 22,5 %, в абсолютних величинах це становить відповідно 19,8, 7,9 і 7,3 виду. В окремих річках є певні відмінності (рис. 1).

У 1930—1972-х рр. по басейну загалом виявлено 53 види, а після 2001 р. — 56 (див. табл. 2). На тлі незначного збільшення кількості, відбулися істотні зміни видового складу. З кінця 1930-х рр. перестали зустрічатися *Acipenser gueldenstaedtii*, *A. stellatus*, *Huso huso*, *Salmo trutta*, *Alosa immaculata*, *Anguilla anguilla* і *Rutilus frisii*. Згодом це було компенсовано низкою інвазійних видів. Наприкінці 1960-х років у басейні з'явилися *Carassius auratus*, *Clupeonella cultriventris*, *Neogobius melanostomus*, *Pungitius pungitius*. У 1970—1980-х рр. широко поширились *Syngnatus abaster*, *Gasterosteus aculeatus*, *Neogobius fluviatilis*, які епізодично відзначались і раніше. У 2001—2021 рр. у басейні почали траплятися *Lepomis gibbosus*, *Ponticola kessleri*, *Mesogobius batrachocephalus*, *Benthophilus nudus*, *Benthophiloides brauneri*, *Knipowitschia longicaudata* і *K. caucasica*, масово почали реєструвати *Percottus glenii*, *Pseudorasbora parva*, *Babka gymnotrachelus*.

Таблиця 1

Екологічні і біологічні характеристики круглоротих і променеперих риб верхньої частини басейну Середнього Дніпра, що були проаналізовані у роботі

Види	Характеристики					
	1	2	3	4	5	6
Мінога українська <i>Eudontomyzon mariae</i>	А	О	ЗП	Д	?	Р
Осетер руський <i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	А	Д	ЗП	Д	Б	Р
Севрюга <i>Acipenser stellatus</i>	А	Д	ЗП	Д	Б	Р
Стерлядь <i>Acipenser ruthenus</i>	А	С	ЗП	Д	Б	Р
Білуга <i>Huso huso</i>	А	Д	ЗП	Д	Б	Р
Оселедець чорноморський <i>Alosa immaculata</i>	А	Д	А	С	П	Р
Тюлька <i>Clupeonella cultriventris</i>	І	О	ПК	К	П	Л
Кумжа (лосось чорноморський) <i>Salmo trutta</i>	А	Д	ЗП	С	П	Р
Щука <i>Esox lucius</i>	А	О	ГА	С	Х	Л
Лящ <i>Abramis brama</i>	А	С	ЗП	Д	Б	Л
Плоскирка <i>Blicca bjoerkna</i>	А	О	ЗП	Д	Б	Р
Синець <i>Ballerus ballerus</i>	А	О	ЗП	С	П	Р
Білоочка <i>Ballerus sapa</i>	А	О	ЗП	Д	Б	Р
Рибець <i>Vimba vimba</i>	А	С	ЗП	Д	Б	Р
Білизна <i>Aspius aspius</i>	А	О	ЗП	Д	Х	Р
Плітка <i>Rutilus rutilus</i>	А	С	ЗП	Д	Б	Л
Вирезуб <i>Rutilus frisii</i>	А	С	ЗП	Д	Б	Р
Краснопірка <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	А	О	ЗП	Д	П	Л
Ялець звичайний <i>Leuciscus leuciscus</i>	А	О	ЗП	К	П	Р
В'язь <i>Leuciscus idus</i>	А	С	ЗП	Д	Б	Р
Головень <i>Squalius cephalus</i>	А	О	ЗП	С	П	Л
Бобирець <i>Petroleuciscus borysthenticus</i>	А	О	ЗП	К	В	Л
Гольян озерний <i>Rhynchocypris percniurus</i>	А	О	ЗП	К	В	Л
Підуст звичайний <i>Chondrostoma nasus</i>	А	С	ЗП	Д	Б	Р
Марена дніпровська <i>Barbus borysthenticus</i>	А	О	ЗП	Д	Б	Р
Верховодка <i>Alburnus alburnus</i>	А	О	ЗП	К	П	Л
Вівсянка <i>Leucaspius delineatus</i>	А	О	ЗП	К	В	Л
Бистрянкa звичайна <i>Alburnoides bipunctatus</i>	А	О	ЗП	К	П	Р
Чехоня <i>Pelecus cultratus</i>	А	С	ЗП	С	П	Р
Гірчак далекосхідний <i>Rhodeus sericeus*</i>	А	О	СП	К	Р	Л

Продовження табл. 1

Види	Характеристики					
	1	2	3	4	5	6
Карась звичайний <i>Carassius carassius</i>	А	О	ЗП	Д	В	Л
Карась китайський <i>Carassius auratus</i>	І	О	СП	С	П	Л
Сазан <i>Cyprinus carpio</i>	А	О	СП	Д	Б	Л
Лин <i>Tinca tinca</i>	А	О	ЗП	С	Б	Л
Пічкур звичайний <i>Gobio gobio</i>	А	О	ЗП	К	Б	Р
Чебачок амурський <i>Pseudorasbora parva</i>	І	О	СП	К	В	Л
Щипівка звичайна <i>Cobitis taenia</i>	А	О	ЗП	К	Б	Л
Щипівка золотиста <i>Sabanejewia aurata</i>	А	О	ЗП	К	Б	Р
В'юн звичайний <i>Misgurnus fossilis</i>	А	О	ЗП	С	Б	Л
Слиж європейський <i>Nemachilus barbatulus</i>	А	О	ЗП	К	Б	Л
Окунь річковий <i>Perca fluviatilis</i>	А	О	ЗП	С	Х	Л
Судак річковий <i>Stizostedion lucioperca</i>	А	О	ЗП	Д	Х	Л
Йорж звичайний <i>Gymnocephalus cernuus</i>	А	О	ЗП	С	Б	Л
Йорж Балоня <i>Gymnocephalus baloni</i>	А	О	ЗП	С	Б	Л
Йорж-носар <i>Gymnocephalus acerinus</i>	А	О	ЗП	Д	Б	Р
Сонячний окунь <i>Lepomis gibbosus</i>	І	О	НА	К	В	Л
Бичок-пісочник <i>Neogobius fluviatilis</i>	І	О	ПК	К	В	Л
Бичок-кругляк <i>Neogobius melanostomus</i>	І	О	ПК	К	В	Л
Бичок-цуцик <i>Proterorhinus marmoratus</i>	І	О	ПК	К	В	Л
Бичок-гонець <i>Babka gymnotrachelus</i>	І	О	ПК	К	В	Л
Бичок-головач <i>Ponticola kessleri</i>	І	О	ПК	К	В	Л
Бичок-жаба <i>Mesogobius batrachocephalus</i>	І	О	ПК	С	В	Л
Пуголовка гола <i>Benthophilus nudus</i>	І	О	ПК	К	В	Л
Пуголовочка Браунера <i>Benthophiloides brauneri</i>	І	О	ПК	К	В	Л
Кніповичія довгохвоста <i>Knipowitschia longicaudata</i>	І	О	ПК	К	В	Л
Кніповичія кавказька <i>Knipowitschia caucasica</i>	І	О	ПК	К	В	Л
Ротань <i>Percottus glenii</i>	І	О	СП	К	В	Л
Минь <i>Lota lota</i>	А	О	ГА	С	Х	Р
Вугор річковий <i>Anguilla anguilla</i>	А	Д	А	Д	Б	Л
Сом звичайний <i>Silurus glanis</i>	А	О	ЗП	Д	Х	Л
Колючка багатоголкова <i>Pungitius pungitius*</i>	І	О	ГА	К	В	Л

Продовження табл. 1

Види	Характеристики					
	1	2	3	4	5	6
Колючка триголкова <i>Gasterosteus aculeatus</i>	I	O	ГА	К	В	Л
Іглиця пухлошока <i>Syngnathus abaster</i>	I	O	ПК	К	В	Л

Примітка. 1: А — аборигенний, І — інвазійний (алохтони останніх 100 років); 2: Д — далекомігруючий (діадромний), С — середньомігруючий; О — осілий; 3: ПК — понто-каспійський, А — атлантичний, ЗП — західнопалеарктичний, СП — східнопалеарктичний, ГА — голарктичний, НА — неарктичний; 4: Д — довгоциклічний (дозріває у 4—5 і більше років), С — середньоциклічний (у 2—4 роки), К — короткоциклічний (в 1—2 роки); 5: Х — хижий, Б — бентосоїдний, П — планктоноїдний, В — всеїдний, Р — рослиноїдний; 6: Р — реофільний, Л — лімнофільний; * — у роботі вид розглядається у широкому сенсі, а не на рівні вікарних форм.

Середня кількість видів на річку за аналізований період змінилася мало. У середині ХХ ст. вона дорівнювала 26,9. У руслі Дніпра мешкало 49 видів, у Десні — 44, Росі — 30, Сулі — 29. В Ірпені, Стугні, Трубежі, Супої, Вільшанці і Тясміні у середньому виявлено по 24 види, у притоках другого порядку Сеймі, Острі і Удаї — по 18. У перші два десятиріччя ХХІ ст. середня кількість видів у річкових системах становила 27,4, при цьому у руслі Дніпра вона знизилась до 47, у Десні і Росі зросла відповідно до 52 і 33, а у Сулі не змінилась. У малих річках — притоках першого і другого порядків середнє значення також практично не змінилось і становило відповідно по 23,8 і 17,7 виду.

За останні 50 років кожен аборигенний вид у середньому зменшив свою присутність в одній — двох річках ($M = 1,51$; $SE = 0,34$; $p < 0,001$), а кожен інвазійний розширив зону проживання більш ніж на чотири річки ($M = 4,1$; $SE = 0,96$; $p < 0,001$). *C. carassius* перестав зустрічатися у девяти із 11 річок, *L. idus* у восьми із 13, *L. leuciscus* у семи із 12, *G. acerinus* у пяти із 11, *Ch. nasus* у чотирьох з шести річок. Не змінили або ненабагато збільшили присутність 18 із 45 аборигенних видів (рис. 2). За цей період найбільше розселилися *P. parva* (по всіх річках), *B. gymnotrachelus* знайдений у десяти, *P. glenii* у девяти, *G. aculeatus* і *P. pungitius* відповідно у восьми і семи річках.

Зміни іхтіофауни зумовлені зарегулюванням річок, а отже чітко пов'язані з біологічними особливостями видів (табл. 3). У річковій системі Середнього Дніпра перестали зустрічатися далекі мігранти. Види, які мігрують на середні відстані, стали зустрічатися значно рідше, а *R. frisii* взагалі зник. Натомість масово з'явилися осілі інвазійні види, що походять з понто-каспійського, східно-азійського та північно-американського регіонів. Їхня частка у сучасному списку риб зросла до 30,1 % порівняно з 10,2 % на початок 1970-х рр. Види, схильні до далеких та середньопотражних нерестових міграцій — це переважно довгоциклічні авто-

Таблиця 2
 Зміни видового складу іхтіофауни у річках верхньої частини басейну Середнього Дніпра з середини XX ст.
 по перші десятиріччя XXI ст.

Види риби	Дніпро	Десна	Остер	Ірпін	Стугна	Трубіж	Супій	Рось	Вільшанка	Сула	Удай	Тясмин
<i>E. mariae</i>	1 0	1 1		1 0					1 0			
<i>A. gueldenstaedtii</i>	1 0	1 0										
<i>A. stellatus</i>	1 0	1 0										
<i>A. ruthenus</i>	1 0	1 1										
<i>H. huso</i>	1 0	1 0										
<i>A. immaculata</i>	1 0											
<i>C. cultriventris</i>	1 1	0 1			1 1	1 0	1 0		1 0	1 0		
<i>S. trutta</i>	1 0											
<i>E. lucius</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>A. brama</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 0	1 1	1 0	1 1		1 0

Продовження табл. 2

Види риб	Дніпро	Десна	Остер	Ірпінь	Стугна	Трубіж	Супій	Рось	Вільшанка	Сула	Удай	Гясмин
<i>B. bjoerkna</i>	1 1	1 1	1 0	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	0 1	1 1
<i>B. ballerus</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 0	1 1	1 1	1 1
<i>B. sapa</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>V. vimba</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 0	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>R. rutilus</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>R. frisii</i>	1 0	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>L. leuciscus</i>	1 0	1 1	1 0	1 1	1 0	1 0	1 0	1 1	1 0	1 1	1 0	1 0
<i>L. idus</i>	1 1	1 1	1 0	1 0	1 0	1 0	1 0	1 1	1 0	1 1	1 1	1 0
<i>S. cephalus</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	0 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 0	1 0
<i>P. borysthenticus</i>	1 0	1 1	1 1	1 0	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 0	1 0
<i>Ch. nasus</i>	1 1	1 1	1 0	1 1	1 1	1 1	1 0	1 1	1 0	1 1	1 0	1 0

Продовження табл. 2

Види риб	Дніпро	Десна	Остер	Ірпінь	Ступна	Трубіж	Супій	Рось	Вільшанка	Сула	Удай	Гясмин
<i>S. erythrophthalmus</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>A. alburnus</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>P. cultratus</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	0 1	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>A. bipunctatus</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	0 1	1 1	1 1	1 1	1 0	1 0	1 0
<i>A. aspius</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 0	1 0	1 1	1 1	1 0	0 1	0 1	0 1
<i>L. delineatus</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 0	1 1	1 1
<i>T. tinca</i>	1 1	1 1	1 1	0 1	0 1	0 1	1 0	1 1	1 0	1 1	1 0	1 0
<i>G. gobio</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 0	1 0	1 0	1 1
<i>B. borysthenticus</i>	1 0	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 0	1 0	1 0	1 1
<i>R. percipurus</i>	1 0	1 1	1 1	1 1	0 1	1 1	1 0	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>R. sericeus</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1

Продовження табл. 2

Види риб	Дніпро	Десна	Остер	Ірпінь	Ступна	Трубіж	Супій	Рось	Вільшанка	Сула	Удай	Гясмин
<i>C. carassius</i>	1 0	1 1	1 0	1 0	1 0		1 0	1 0		1 1	1 0	1 0
<i>C. auratus</i>	0 1	0 1	1 1	0 1	0 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	0 1	1 1
<i>P. parva</i>	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1
<i>C. carpio</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	0 1	1 0		1 1	1 0	1 1		
<i>N. barbatulus</i>	1 1	1 1	0 1		1 1	1 1	1 0	1 1	0 1	1 0	1 1	1 1
<i>C. taenia</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>S. aurata</i>	1 0	1 1	1 1	1 1	1 1	1 0				1 1	1 0	
<i>M. fossilis</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 0	1 1	1 1	1 0	0 1
<i>S. glanis</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	0 1		0 1		
<i>L. lota</i>	1 1	1 1	1 1	0 1					1 0			
<i>A. anguilla</i>	1 0	1 0										

Продовження табл. 2

Види риб	Продовження табл. 2											
	Дніпро	Десна	Остер	Ірпінь	Ступна	Трубіж	Супій	Рось	Вільшанка	Сула	Удай	Гясмин
<i>S. lucioregca</i>	1 1	1 1		0 1	0 1			0 1	1 0	1 1	1 1	1 1
<i>P. fluviatilis</i>	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>G. cernuus</i>	1 1	1 1		1 1	1 1	1 0	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1
<i>G. baloni</i>	1 1	1 1				1 0	1 0					0
<i>G. acerinus</i>	1 1	1 1						1 1				
<i>L. gibbosus</i>	0 1			0 1								
<i>P. pungitius</i>	0 1	0 1		0 1	0 1	0 1	1 1	1 1	1 1	1 0	0 1	1 0
<i>G. aculeatus</i>	0 1	0 1		0 1	0 1			0 1	0 1	0 1	0 1	0 1
<i>S. abaster</i>	1 1	0 1			0 1				0 1	0 1		0 1
<i>P. glenii</i>	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1		0 1			
<i>P. kessleri</i>	0 1	0 1						0 1	0 1	0 1		

Продовження табл. 2

Види риб	Дніпро	Десна	Остер	Ірпінь	Слугна	Трубіж	Супій	Рось	Вільшанка	Сула	Удай	Тясмин
<i>N. melanostomus</i>	0 1	0 1		1 1	1 1	1 1	1 1	1 0		1 1		1 1
<i>N. fluviatilis</i>	1 1	1 1	1 0	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1		1 1
<i>B. gymnotrachelus</i>	0 1	0 1		0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1		0 1
<i>P. marmoratus</i>	1 1	0 1	0 1	0 1	0 1	1 1	1 1	1 1	1 1	0 1		0 1
<i>M. batrachosephalus</i>	0 1	1 0		1 1	1 1	1 1	1 1	0 1		0 1		0 1
<i>B. nidius</i>	0 1	1 1		1 1	1 1	1 1						
<i>B. braueri</i>		0 1										
<i>K. longicaudata</i>	0 1	1 1										
<i>K. caucasica</i>	0 1											

Примітка. 1 — вид присутній, 0 — вид не знайдено; над рискою — у 1930—1970-х рр., під рискою — 2000—2021 рр.

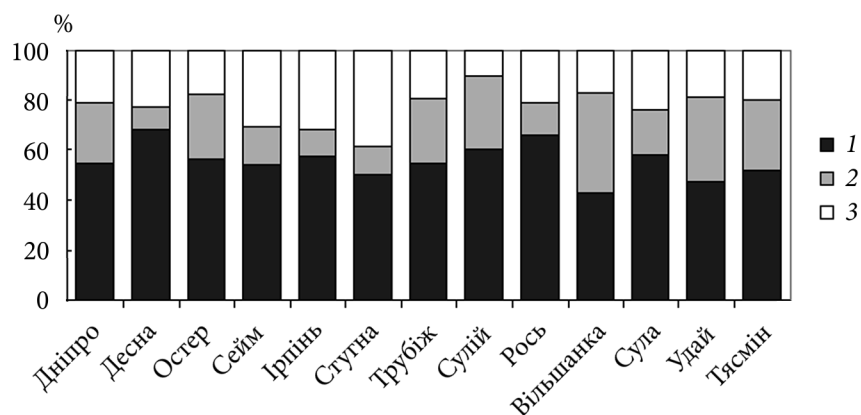


Рис. 1. Частки сталих (1), зниклих (2) видів і тих, що з'явилися (3) у річках верхньої частини Середнього Дніпра після 1970-х рр.

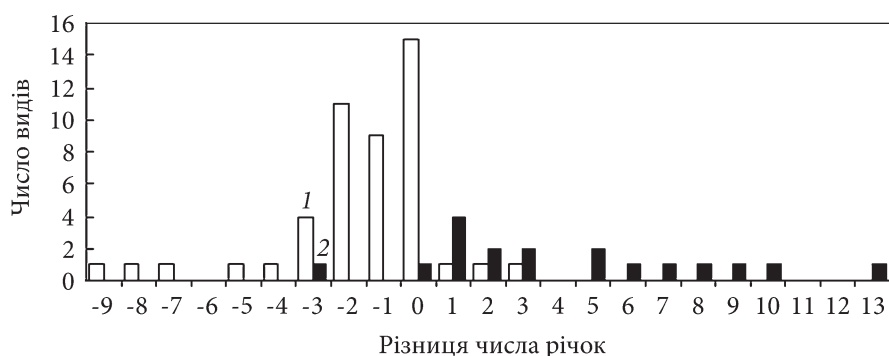


Рис. 2. Зміна кількості річок, у яких було виявлений певний аборигенний (1) або інвазивний (2) вид за 50-річний період

хтонні західнопалеарктичні види, яким властивий бентосоїдний спосіб живлення та реофіліяльність. Наразі вони поступаються алохтонним (східнопалеарктичним, голарктичним і понто-каспійським) короткоциклічним видам, для яких характерна всеїдність і розмноження в умовах відсутності течії.

Відмінності видового складу іхтіоценозів річкових систем у нативний та кризовий періоди оцінені за допомогою індексу Жаккара (рис. 3). Виявлено три основні кластери. Перший об'єднує великі річки басейну Середнього Дніпра і Десни, у кожній з яких зустрічається не менше двох третин загального списку видів дослідженого регіону. Другий кластер поєднує малі річки з видовим складом середини ХХ ст., а третій відображає іхтіофауну малих річок у ХХІ ст.

Значення індексу Жаккара, отримані при попарному порівнянні видового складу річок у середини ХХ ст., на початку ХХІ ст., а також між цими періодами, наведені на рис. 4. За середніми значеннями всі три типи

вірогідно відрізняються. Найбільше середнє значення індексу Жаккара відмічене при порівнянні між періодами ($M = 0,475$; $SE = 0,008$; $N = 169$), найменше — при порівнянні початку ХХІ ст. ($M = 0,536$; $SE = 0,013$; $N = 78$), проміжне відображає відмінності видового складу річок середини

Таблиця 3

Динаміка видового складу риб у річковій системі верхньої частини Середнього Дніпра залежно від їх біологічних та екологічних характеристик з середини ХХ по початок ХХІ ст.

Характеристики	Кількість видів		Середня представленість видів у річках (%) та її стандартна похибка	
	ХХ ст.	ХХІ ст.	ХХ ст.	ХХІ ст.
Аборигенні	45	38	89,8±1,9	69,7±1,6 *
Інвазійні (у цілому)	6	18	10,2±0,2	30,1±1,6 *
східноазійські	1	3	2,2±0,6	11,1±1,1 *
солонуватоводні	6	14	8,0±1,4	18,8±1,9 *
американські	0	1	—	0,4±0,3
Далекі мігранти	6	—	1,6±1,1	—
Середні мігранти	8	7	15,4±1,0	9,7±0,8 *
Осілі	38	49	82,9±2,0	90,3±0,8 *
Західнопалеарктичні	39	34	79,1±1,7	59,4±1,5 *
Східнопалеарктичні	3	5	8,1±0,8	16,8±1,1 *
Голарктичні	3	4	5,5±1,2	9,9±0,7 *
Понтокаспійські	5	12	6,8±1,1	13,7±1,7 *
Неарктичні	—	1	—	0,2±0,1
Атлантичні	2	—	0,5±0,3	—
Довгоциклічні	22	17	35,1±2,2	23,9±1,7 *
Середньоциклічні	13	12	26,5±1,1	24,0±1,1
Короткоциклічні	18	27	38,4±1,7	52,1±1,6 *
Хижі	6	6	11,9±4,4	12,9±2,9
Бентосоїдні	24	19	47,9±4,2	31,8±3,7 *
Планктоноїдні	12	10	22,9±2,5	20,8±3,7
Всеїдні	8	19	12,3±2,8	30,2±5,8 *
Рослиноїдні	1	1	4,1±1,2	4,2±1,5
Реофільні	23	17	47,3±2,1	34,0±1,5 *
Лімнофільні	29	39	52,7±2,1	65,8±1,5 *

П р и м і т к а. * Відмінності вірогідні на рівні $p < 0,001$.

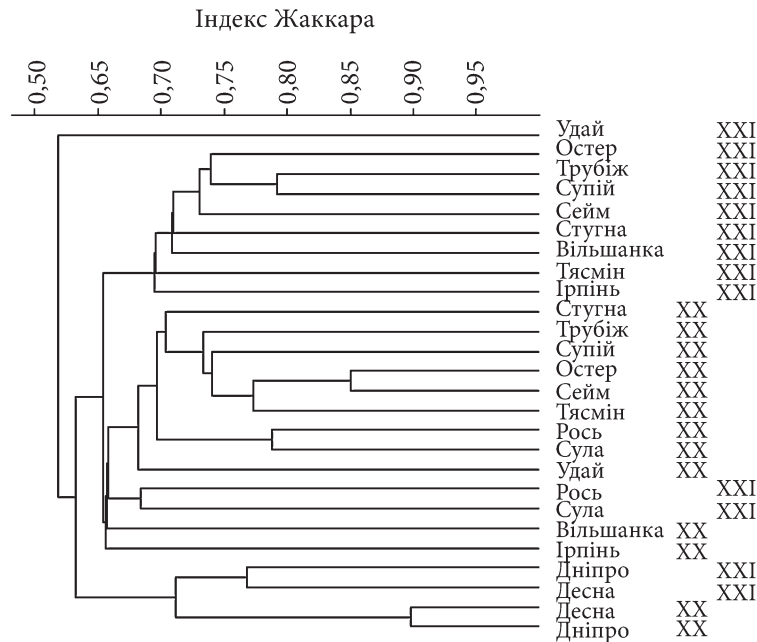


Рис. 3. Фенограма, що відображає ступінь відмінності видового складу річок у XX та XXI ст., розрахована за коефіцієнтом Жаккара. Кластеризація за алгоритмом UPGMA

XX ст. ($M = 0,585$; $SE = 0,015$; $N = 78$). Це означає, що змінився не лише видовий склад риб і рибоподібних верхньої частини Середнього Дніпра у межах кожної річки, а й характер розподілу видів по річках. За цей період видовий склад річок став більш одноманітним, причому універсалізацію можна оцінювати на рівні щонайменше 4,9 % від загальної кількості видів.

Зміни відносної чисельності. Істотні зміни відбулися і у відносній чисельності риб у межах кожної річкової системи (табл. 4). Кількість інвазійних видів в уловах зросла на порядок і зараз у малих і середніх річках на них припадає близько 25 % (табл. 5). Відповідно, різко зменшилась частка автохтонних західнопалеарктичних реофільних видів, особливо тих, що характеризуються бентосоїдним способом живлення. На противагу їм зросла частка всеїдних алохтонних видів, особливо східнопалеарктичного походження. Останні зараз становлять трохи менше 50 % загальної кількості пійманих риб. Ще одна тенденція пов'язана зі зменшенням частки риб із вираженими нерестовими міграціями, натомість зростає частка особин осілих видів.

Зміна середньої частки аборигенних видів виявилася невірогідною ($M = 0,81$, $SE = 0,54$, $p > 0,05$), тоді як інвазійних — вірогідною з високим рівнем значущості ($M = 2,22$; $SE = 0,73$; $p < 0,01$, рис. 5). Це пов'язано з тим, що серед аборигенів є не лише масові види, що суттєво постраждали у ми-

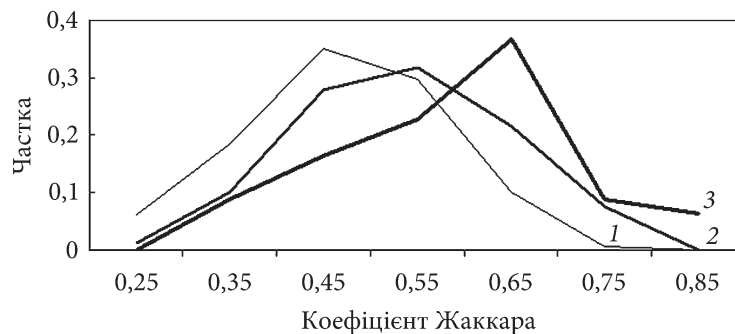


Рис. 4. Розподіл значень індексу Жаккара при попарних порівняннях видового складу рибного населення річок верхньої частини Середнього Дніпра: 1 — між XX і XXI ст.; 2 — на початку XXI ст.; 3 — у середині XX ст.

нулому (насамперед *G. gobio*, *L. delineatus*, *R. rutilus*, *A. brama* та *B. bjoerkna*), але й види, представленість яких в уловах зросла, тобто *A. alburnus*, *R. sericeus*, *C. taenia* і *P. fluviatilis*. У той же час зросла і питома вага в уловах всіх інвазійних видів (за винятком *C. cultriventris*). Особливий інтерес викликає ситуація зі *C. taenia*, відносна чисельність якої зросла у 3,5 разу. Є всі підстави вважати, що це сталося за рахунок інвазії криптичної поліплоїдної форми з басейну Дунаю.

Динаміка різноманіття. За період з початку 1970-х рр. і по теперішній час різноманітність видових угруповань у межах річок суттєво змінилась. Це проявилось у вірогідному збільшенні значення індексу різноманіття Шеннона та показника вирівняності за Піелу (табл. 6). Оскільки середня кількість видів в уловах у різні періоди однакова, то очевидно, що збільшення різноманіття пов'язане з більшою вирівняністю розподілу видів за частотою, збільшенням вкладу у минулому нечисленних видів і зниженням частки видів, що домінували за чисельністю.

Обговорення результатів

З середини XX ст. і до перших десятиліть XXI ст. у рибному населенні верхньої частини басейну Середнього Дніпра відбулися суттєві зміни видового складу та відносної чисельності. При цьому стандартні екологічні наслідки створення великих рівнинних водосховищ [5]: уповільнення течії, дефіцит кисню, евтрофікація та забруднення води, обмеження міграцій, знищення заплави та заболочування з одного боку стали згубними чинниками для багатьох аборигенних риб, з іншого виявилися нейтральними і навіть сприятливими для низки чужорідних, частина з яких була завезена людиною, а частина вселилася природним шляхом. У регіоні мешкає 18 з 50 адвентивних риб Європи, що утворюють самовідтворювані популяції [33], їх частка у списку Середнього Дніпра становить 30 %, а частка у загальній кількості особин — близько 25 %. Це перевищує середній показник європейської іхтіофауни, де звичайною є насиченість ве-

Таблиця 4
Частка (%) окремих видів в уловах у річках верхньої частини басейну Середнього Дніпра у 1971—1972 і 2000—2021 рр.

Види	Річки										
	Ірпінь	Остер	Сейм	Стугна	Трубіж	Супій	Рось	Вільшанка	Сула	Удай	Тясмин
<i>C. cultriventris</i>				2,0 1,0	0,2 0	0,1 0		0,4 -	0,2 -		
<i>E. lucius</i>	0,03 0,5	0,1 1,2	0,2 1,2	1,1 0,4	0,03 2,7	0,2 0,1	0,1 0,1	0,2 -	0,4 -	0,7 1,4	0,2 -
<i>A. brama</i>	0,2 0	2,6 7,0	1,8 0	18,6 0,1	0,6 0,2	2,7 0	0,5 0,1	17,5 -	2,1 -		1,7 0
<i>B. bjoerkna</i>	1,1 0,1	0,8 0	0,2 4,7	0,6 0,2	1,1 2,8	2 0,1	1,6 0,1	29,3 -	9,6 -	0 2,4	4,0 -
<i>B. ballerus</i>			0 3,1	0,2 0,04				0,1 -	0,2 -		
<i>V. vimba</i>							0,02	0,03			
<i>R. rutilus</i>	14,1 5,6	6,1 7,3	8,3 1,9	21,6 2,0	2,1 0,7	41,6 4,5	- 3,6	- 12,7	7,8 -	1,6 7,3	1,8 -
<i>L. leuciscus</i>		0,7	23,4	0,1	1,4	4,5	2,8	1,8	0,2	0,02	
<i>L. idus</i>		0	1,6	0	0	0	0,2	-	-	0	
		2	4,7	3,8	0,5	2,3	0,2	0,5	7,7	9,2	0,1
		0	0	0	0	0	0,1	-	-	12,0	-
<i>S. cephalus</i>	2,1 0,1	31,6 0,1	0,6 3,3	0 0,04	0,7 0,5	0,1 5,4	3,8 0,5	0,03 -	0,3 -	0,1 0	3,7 -

Продовження табл. 4

Види	Річки										
	Ірпінь	Остер	Сейм	Стугна	Трубіж	Супій	Рось	Вільшанка	Сула	Удай	Тясмин
<i>P. borysthenicus</i>							0,1 0				
<i>Ch. nasus</i>		0,3 0	5,0 0			0,5 0		0,03 -			
<i>S. erythrophthalmus</i>	1,6 6,7	0,1 6,8	0,1 6,5	4,4 2,8	4,5 0,8	3,1 2,0	1,8 1,6	21,0 -	2,7 -	0,7 5,4	7,0 -
<i>A. alburnus</i>	8,1 14,3	1,6 9,7	1,0 6,8	3,1 0,2	3,5 17,7	2,4 1,7	8,7 13,9	6,5 -	3,3 -	0,4 8,4	3,3 -
<i>P. cultratus</i>							0 0,03				
<i>A. bipunctatus</i>	24,2 1,4		0 0,2				0,01 0				
<i>A. aspius</i>			0,1 0,1	1,0 -	0,1 -		0,04 0,04	0,1 -			
<i>L. delineatus</i>	11,6 10,0	23,5 2,5	6,3 0	31,1 18,1	19,1 3,8	4,3 8,4	11,5 3,1	1,5 -	13,2 -	27,3 3,0	7,3 -
<i>T. tinca</i>		0,8 1,5	0,5 0,3	0 0,04	0 0,1	0,1 0	0,7 0,04	0,1 -	0,2 -	0,1 0	1,2 -
<i>G. gobio</i>	2,1 0,1	13,7 2,0	44,3 3,0	2,6 0,2	31,6 2,4	11,6 0	0,9 4,8	1,3 -	7,5 -	24,4 0	9,4 -

Продовження табл. 4

Види	Річки										
	Ірпінь	Остер	Сейм	Стугна	Трубій	Супій	Рось	Вільшанка	Сула	Удай	Тясмин
<i>L. lota</i>								0,1 —			
<i>S. lucioperca</i>				0 0,2			0 0,5	0,03 —	0,1 0		
<i>P. fluviatilis</i>	0,8 0,1	0,1 4,3	0,8 0,7	7,0 7,4	0,9 0,5	5,3 0,4	0,4 13,1	1,7 —	0,2 0	0,1 0,9	0,4 —
<i>G. cernuus</i>				0 6,6	0,2 0	1,3 1,1	0,04 1,2	0,2 —	1,3 0		
<i>G. acerinus</i>							0,01 0,01				
<i>P. glenii</i>	0 1,0	0 26,2	0 0,1	0 5,6	0 9,7	0 2,3					
<i>P. kessleri</i>	0 1,1						0 0,1				
<i>N. melanostomus</i>							0,01 0		0,01 0		
<i>N. fluviatilis</i>	0,5 0	0,8 0	0 0,2	0,8 0,2	3,1 5,3	5,5 4,3	0,6 1,3	1,9 —	0,8 0		0,2 —
<i>B. gymnotrachelus</i>	0 13,4	0 0,2	0 0,3	0 0,1	0 1,2	0 2,0	0 0,04				

Продовження табл. 4

Види	Річки										
	Ірпінь	Остер	Сейм	Ступна	Трубіж	Супій	Рось	Вільшанка	Сула	Удай	Тясмин
<i>P. marmoratus</i>				0 2,3	0,4 2,9	0,1 10,3	0,8 0,1	0,5 —			
<i>P. pungitius</i>	0 4,7	0 0,7		0 0,1	0 12,1	2,6 2,6	0 0,03		0,01 —		
<i>G. aculeatus</i>				0 8,1			0 0,8				
<i>S. abaster</i>				0 1,0							

Примітка. Над рискою — частка в уловах у 1971—1972 рр., під рискою — частка в уловах у 2000—2021 рр. «—» дані відсутні.

ликих водних систем інвазійними видами до 20 % [34]. Встановлена тенденція росту кількості інвазійних видів відображає загальну закономірність зниження чисельності популяцій та зменшення кількості автохтонних видів західнопалеарктичного походження на тлі зростання кількості алохтонних. Головним чином це східнопалеарктичні та понтокаспійські види, меншою мірою — голарктичні та неарктичні.

На цьому фауно-генетичному тлі насамперед постраждали види з вираженими міграціями. Це діадромні риби, що зникли у регіоні ще у 1930-х рр., і низка напівпрохідних видів, що згодом різко скоротили чисельність популяцій і навіть присутність у річках середньодніпровського басейну. Встановлена закономірність відповідає загальносвітовій тенденції зміни прісноводної іхтіофауни, особливо європейської, адже на цей час чисельність популяцій прохідних видів у Європі становить лише 7 % від початку ХХ ст. [32]. У басейні Середнього Дніпра депресивними виявилися великі за розмірами довгоциклічні види, для яких характерний бентосоїдний спосіб живлення і реофільні умови. Альтернативу їм складають благополучні всеїдні короткоциклічні осілі види, для розмноження яких не потрібна стрімка течія.

Динаміка видового складу та чисельності популяцій супроводжується змінами показників видового різноманіття та пов'язана зі збільшенням вирів-

няності у розподілах видів за зустрічальністю. У межах угруповань це призводить до збільшення різноманітності, а між угрупованнями, навпаки, до зменшення. Це означає, що в іхтіоценозах Середнього Дніпра відбувається перерозподіл біологічного різноманіття: збільшення альфа-різноманіття компенсується зменшенням бета-різноманіття.

Зміни угруповань прісноводних та прохідних риб у європейському масштабі за останні 200 років характеризуються наступними цифровими показниками [37]: середній чистий приріст склав 5,7 видів на водозбір, схожість європейської фауни збільшилася на 3,1 %. а середні зміни досягли 20 % загального видового складу. Показники динаміки іхтіофауни у верхній частині басейну Середнього Дніпра перевищують середньоєвро-

Таблиця 5

Середня представленість видів риб за періодами у річках верхньої частини Середнього Дніпра залежно від біологічних та екологічних характеристик

Характеристики видів	Чисельність (%)	
	Середина ХХ ст.	Початок ХХІ ст.
Аборигенні	97,8±0,75	74,7±6,91**
Інвазійні	2,1±0,74	25,3±6,73**
східноазійські	0,2±0,06	15,6±5,21**
солонуватоводні	1,9±0,73	9,6±3,61
Мігранти середні	18,8±4,71	6,5±2,5*
Осілі	81,1±4,7	93,5±2,4*
Західнопалеарктичні	72,6±6,25	39,8±2,37***
Східнопалеарктичні	25,1±6,43	49,6±3,47**
Голарктичні	0,5±0,25	4,7±1,84*
Понто-каспійські	1,7±0,54	5,9±2,58
Довгоциклічні	65±6,6	75,5±3,6
Середньоциклічні	5,1±2,6	8,8±2,7
Короткоциклічні	29,9±6,9	15,8±3,1
Хижі	2,0±0,84	4,45±1,73
Бентосоїдні	39,3±5,86	15,39±2,43**
Планктоноїдні	32,1±3,81	26,11±2,69
Всеїдні	1,7±0,92	20,5±5,55**
Рослиноїдні	24,8±6,41	33,6±7,11
Реофільні	27,1±5,93	5,2±2,1***
Лімнофільні	72,8±5,94	94,8±1,97***

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

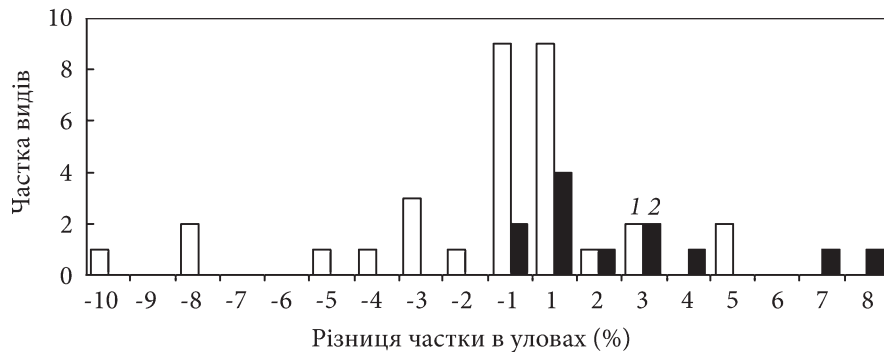


Рис. 5. Зміни середньої частки аборигенних (1) та інвазивних (2) видів в уловах за 50-річний період

пейські показники. Лише за останні 50—90 років чистий приріст кількості видів склав у середньому 7,9 видів на річку, подібність їхтїофауни регіону з урахуванням зникнення діадромних видів збільшилася на 4,9 %, а динамічна частина видового складу у річках у середньому дорівнювала 44,5 %. До цього слід додати, що частка інвазійних видів на Середньому Дніпрі явно вища, ніж у європейських водозборах.

Рибне населення Дніпра у масштабі Європи оцінюється як багате у видовому відношенні, причому з низьким рівнем загрози його втрати, хоч і на тлі вимирання окремих видів [31]. Подібна ситуація склалася у більшості рівнинних водозборів Центральної та Західної Європи. Натомість, показники змін видового складу риб басейну Середнього Дніпра та відповідно чисельності популяцій аборигенних видів, особливо у малих річках, перевершують середньоєвропейські показники. Це дає підстави вважати, що ризики втрат видів та загроза деформації видового складу у басейні Середнього Дніпра повинні розглядатися як середні і навіть високі, і це цілком природно — адже такого ступеня зарегулювання немає у жодному великому водозборі Європи.

Таблиця 6

Показники видового різноманіття рибного населення у системі верхньої частини Середнього Дніпра

Індекси	XX ст.		XXI ст.	
	<i>M</i>	<i>SE</i>	<i>M</i>	<i>SE</i>
<i>S</i>	0,775	0,017	0,813	0,025
<i>I</i>	0,802	0,03	0,913	0,039*
<i>H'</i>	0,262	0,008	0,302	0,016*

Примітка. *M* — середні значення, *SE* — стандартні похибки. * відмінності середніх вірогідні на рівні $p < 0,05$.

Проведене дослідження дозволяє виокремити групу видів, які в екологічних умовах Середнього Дніпра знаходяться у зоні найбільшого ризику. Вона включає автохтонні західнопалеарктичні види з довгими нерестовими шляхами і бентосоїдним живленням, які вперше дозрівають не раніше чотирьох років і розвиток ікри яких відбувається на швидкій течії у воді, насиченій киснем. Це як регіонально вимерлі види: *A. gaealdaenstaedtii*, *A. stellatus*, *H. huso* і *R. frisii*, так і види, що катастрофічно скоротили свою чисельність і різко обмежили поширення у басейні Дніпра (*A. ruthenus*, *V. vimba*, *C. nasus*, *L. idus*), ресурси яких у кращому разі становитимуть одиниці відсотка. Види цієї групи, за винятком *V. vimba*, чисельність популяцій якого у Дніпра зараз складає частки відсотка від рівня 1930— 50-х рр. [4, 13], включені до Червоної книги України. Слід врахувати, що окрім надмірного промислового вилову, причинами їх занепаду є насамперед об'єктивні екологічні обставини. Це означає, що з урахуванням реальності подальших трансформацій середньодніпровських екосистем стратегічні перспективи цих видів без заходів спеціальної охорони відсутні.

Всі реофільні види у верхній частині Середнього Дніпра тією чи іншою мірою знаходяться у депресивному стані. Однак, осілі короткоциклічні і особливо планктоноідні види цієї екологічної групи навіть у сучасних умовах здатні утворювати досить стійкі вузькоколяльні популяції на ділянках, де ще збереглася швидка течія. Одним з найвразливіших промисловим видом-реофілом цієї підгрупи є *P. cultratus*, який ще може зберегтися у відносно великій кількості за рахунок природного нересту у Десні та Верхньому Дніпрі, але лише за умови заходів спеціальної охорони, що передбачають заборону промислу.

Висновки

За останні 50 років у річковій системі верхньої частини Середнього Дніпра зникло сім аборигенних видів і з'явилося 18 інвазійних. Збільшення середньої кількості видів на річку складає 7,9, зменшення — 7,3, стала компонента — 19,8.

У середньому по річках частка інвазійних видів за цей період зросла з 10,1 до 30,2 %, а їх відсоток в уловах збільшився з 2,1 до 25,3 %.

Насамперед страждають автохтонні довгоциклічні бентосоїдні види з довгими нерестовими міграціями, стан популяцій яких є критичним.

Відбувся перерозподіл видового різноманіття, яке завдяки інвазіям збільшилося у межах річок, а за рахунок універсалізації фауни за індексом Жаккара зменшилося між річками на 4,9 %.

Показники динаміки видового складу риб басейну Середнього Дніпра та відповідно чисельності популяцій аборигенних видів перевершують середньоевропейські показники. Це дає підстави вважати, що ризики втрат видів та загроза деформації видового складу у басейні Середнього Дніпра мають розглядатися як середні і навіть високі.

Список використаної літератури

1. Афанасьев С.А., Гупало Е.А., Мантурова О.В. Расселение и особенности биологии солнечного окуня *Lepomis gibbosus* (Perciformes: Centrarchidae) в водоемах Киева. *Гидробиол. журн.* 2017. Т. 53, № 1. С. 16—27.
2. Белінг Д. Дніпро та його рибні багатства. Київ : ВУАН, 1935. 164 с.
3. Белінг Д. Матеріали до аналізу рибного населення р. Десни та водойм її долини. 1. Іхтіофауна р. Десни. *Зб. праць Зоол. музею.* 1936. № 16. С. 93—106.
4. Верлатый Д.Б., Межжерин С.В., Федоренко Л.В. Видовой состав и численность проходных и пресноводных рыб Нижнеднепровской эстуарной системы: динамика в XX ст. в сравнении с Нижним Дунаем. *Вестн. зоологии.* 2009. Т. 43, № 3. С. 231—244.
5. Водохранилища и их воздействие на окружающую среду / отв. ред. Г.В. Воропаев, А.Б. Авакян. Москва : Наука, 1986. 325 с.
6. Гупало О.О., Трилис В.В. Склад іхтіофауни пониззя р. Сули за сучасних умов гідрологічного режиму. Тези доп. V Всеукр. наук. конф. з міжнар. участю «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології», присвяченої 100-річчю від дня заснування Національної академії наук України (13—14 листоп. 2018 р., Київ). Київ, 2018. С. 161—162.
7. Жукинский В.Н., Харченко Т.А., Ляшенко А.В. Адвентивные виды и изменение ареалов аборигенных гидробионтов в поверхностных водных объектах Украины: сообщ. 2. Лучеперые рыбы. *Гидробиол. журн.* 2007. Т. 43, № 4. С. 3—24.
8. Куцоконь Ю.К. Дослідження рибного населення річки Рось. *Вісн. Київ. ун-ту ім. Тараса Шевченка. Біологія.* 2004. № 42—43. С. 34—36.
9. Куцоконь Ю.К., Циба А.О. Сучасний видовий склад рибного населення правих приток Середнього Дніпра: Росі та Стугни. *Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології.* Тези IV Міжнар. іхтіол. наук.-практ. конф. (7—11 вер. 2011 р., Одеса). Одеса : Фенікс, 2011. С. 146—149.
10. Куцоконь Ю.К., Циба А.О., Скворчинський А.О. Зміни видового складу іхтіофауни Ірпіня (басейн Дніпра) протягом останнього століття. *Наук. вісн. Чернівець. ун-ту. Біологія. (Біологічні системи).* 2012. Т. 4, вип. 4. С. 507—510.
11. Куцоконь Ю.К., Циба А.О., Подобайло А.В., Паньков А.В. Сучасний видовий склад рибного населення лівих приток Середнього Дніпра: Супій і Трубіж. *Biol. Systems.* 2016. Vol. 8, Is. 2. P. 228—232.
12. Межжерин С.В. Животные ресурсы Украины в свете стратегии устойчивого развития: аналитический справочник. Киев : Логос, 2008. 282 с.
13. Межжерин С.В., Верлатый Д.Б. Проходные и пресноводные рыбы Нижнеднепровской эстуарной системы в начале XXI ст. *Вестн. зоологии.* 2018. Отд. вып. 36. 90 с.
14. Межжерін С.В., Кокодій С.В., Луценко Д.С., Циба А.О. Видовий склад та відносна чисельність риб в р. Остер (басейн р. Десни): аналіз за 50 років. *Вісн. ОНУ. Біологія.* 2021. 26. Вип. 1 (48). С. 73—85.
15. Мовчан Ю.В. Сучасний склад іхтіофауни басейну Верхнього Дніпра (фауністичний огляд). *Зб. праць Зоол. музею.* 2012. № 43. С. 35—50.
16. Мовчан Ю.В., Романь А.М. Сучасний склад іхтіофауни басейну Середнього Дніпра (фауністичний огляд). *Там же.* 2014. № 45. С. 25—45.
17. Озінковська С.П., Котовська Г.О., Христенко Д.С., Полторацька В.І. Видовий склад молоді риб Кременчуцького водосховища. *Рибогосп. наука України.* 2009. № 4. С. 15—20.
18. Подобайло А.В. Рибне населення середньої течії р. Удай. *Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології.* Тези I Міжнар. іхтіол. наук.-практ. конф. (18—20 вер. 2008 р., Канів). Канів, 2008. С. 115—118.
19. Полтавчук М. А. О рыбном населении малых рек Лесостепи Среднего Приднепровья Украинской ССР. *Зб. праць Зоол. музею.* 1976. № 36. С. 43—53.

20. Полтавчук М. А. Рыбы (Pisces) малых рек Правобережного Полесья УССР. Сообщение III. Видовой состав рыбного населения правобережных притоков нижнего течения Припяти и Среднего Днепра. *Вестн. зоологии*. 1976. № 4. С. 72—77.
21. Полтавчук М.А., Щербуха А.Я. Ихтиофауна притоков Десны в рыбохозяйственном кадастре СССР. *Там же*. 1988. № 2. С. 24—29.
22. Романенко В.Д., Окслюк О.П., Жукинський В.Н. и др. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты. Киев : Наук. думка, 1990. 256 с.
23. Романь А., Куцоконь Ю., Подобайло А. Ретроспективний аналіз сучасного стану іхтіофауни басейнів річок Вільшанка і Тясмін. *Біол. студії*. 2017. Т. 11, № 2. С. 125—136.
24. Ситник Ю.М., Шевченко П.Г., Новіцький Р.О. та ін. Видовий склад іхтіофаун верхньої частини Канівського водосховища та пригірлової частини р. Десни. *Вісн. Дніпропетр. ун-ту. Біологія. Екологія*. 2012. Т. 20, № 2. С. 80—88.
25. Смірнов А. І. Антропообумовлені зміни складу іхтіофауни Дніпра у районі Києва з середини ХІХ до кінця ХХ ст. *Вісн. Нац. наук.-природ. музею*. 2001. № 1. С. 142—146.
26. Ткаченко В.О., Ситник Ю.М., Соляник О.В. та ін. Сучасний стан іхтіофауни р. Десна в межах України. *Рибогосп. наука України*. 2008. № 3. С. 46—52.
27. Цыба А. А. Популяция солнечного окуня *Lepomis gibbosus* (Pisces, Centrarchidae) обнаружена в водоеме Киевской области. *Вестн. зоол.* 2011. Т. 45, № 5. С. 462.
28. Цыба А. О. Сучасна іхтіофауна р. Стугна як віддзеркалення стану рыбного населення малих річок басейну Середнього Дніпра : автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 2014. 23 с.
29. Щербак В.И., Семенюк Н.Е., Рудик-Леусская Н.Я. Акваландшафтное и биологическое разнообразие Национального природного парка «Нижнесульский», Украина. Киев : Фитосоциоцентр, 2014. 266 с.
30. Alexandrov B., Boltachev A., Kharchenko T., et al. Trends of aquatic alien species invasions in Ukraine. *Aquatic Invasions*. 2007. Vol. 2, Iss. 3. P. 215—242.
31. Costa M. J., Pedro G. D. Segurado P. B. Major threats to European freshwater fish species. *Sci. Tot. Environment*. 2021. 797: 149105.
32. Deinet S., Scott-Gatty K., Rotton H. et al. The Living Planet Index (LPI) for migratory freshwater fish. Technical Report. World Fish Migration Foundation, The Netherlands. 2020. https://worldfishmigrationfoundation.com/wp-content/uploads/2020/07/LPI_report_2020.pdf.
33. Lehtonen H. Alien freshwater fishes of Europe. *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. 2002. P. 153—161.
34. Peter F. Biodiversity of European freshwater fish — Threats and conservation priorities at the catchment scale. Diploma thesis Department of Geography, Basel. 2006. 69 p.
35. Romanenko V.D., Afanasyev S.A., Vasenko O.G. Review and status of fisheries and aquaculture in the Dnipro region in relation to biodiversity conservation. *Water Quality Res. J. Canada*. 2005. N 6. P. 42—53
36. Slynko Y.V., Dgebuadze Y.Y., Novitskiy R.A., Kchristov O.A. Invasions of alien fishes in the basins of the largest rivers of the Ponto-Caspian basin: composition, vectors, invasion routes, and rates. *Rus. J. Biol. Invasions*. 2010. Vol. 2, Iss. 1. P. 49—59.
37. Sommerwerk N., Wolter C., Freyhof J., Tockner K. Components and drivers of change in European freshwater fish faunas. *J. Biogeography*. 2017. Vol. 44, Iss. 8. P. 1781—1790.

Надійшла 11.01.2022

S.V. Mezhzherin, Dr. Sc., Department head,
Schmalhausen Institute of Zoology of National Academy of Sciences of Ukraine,
Bohdan Khmelnytsky str., 15, Kyiv, 02000, Ukraine,
e-mail: smezhzherin@gmail.com
ORCID 0000-0003-2905-5235

A.O. Tsyba, Ph. D., Researcher,
Schmalhausen Institute of Zoology of National Academy of Sciences of Ukraine,
Bohdan Khmelnytsky str., 15, Kyiv, 02000, Ukraine,
e-mail: tsyba1974@gmail.com
ORCID 0000-0001-5838-0948

S.V. Kokodiy, PhD, Researcher,
Schmalhausen Institute of Zoology of National Academy of Sciences of Ukraine,
Bohdan Khmelnytsky str., 15, Kyiv, 02000, Ukraine,
e-mail: kokodiy.sergey@gmail.com
ORCID 0000-0002-0651-6935

D.S. Lutsenko, graduate student,
Institute of Hydrobiology of National Academy of Sciences of Ukraine,
Geroiv Stalingrada prosp., 12, 04210, Kyiv, Ukraine
e-mail: daryaelizabeth@gmail.com
ORCID 0000-0001-8215-2080

FISHES OF THE RIVERS OF THE FOREST-STEPPE ZONE OF THE DNIEPER
BASIN: LONG-TERM CHANGES OF THE SPECIES COMPOSITION AND
ABUNDANCE

Changes of the species composition and relative abundance of 63 species of fishes and Cyclostomata of the upper section of the Middle Dnieper and its 12 tributaries have been analyzed. The analysis covered period from the native ichthyocenosis state (1931—1972) to the crisis period (2001—2021). Over the considered period 7 aboriginal species have extinguished, at the same time 18 invasive species have settled. Over the last 50 years portion of the invasive species in the rivers on average increased from 10,1 to 30,2 %, and their portion in the catches from 2,1 to 25,3 %. Average species number per river increased by 7.9, decreased by 7.3, whereas constant component amounted to 19.8. The species diversity was also redistributed, it increased within the same river, but decreased between the rivers owing to univversalization of the species composition (by 4.9% in terms of the Jackar coefficient). The large-scale changes means that deformation of ichthyofauna of the upper section of the Middle Dnieper exceed the average-European level. At this the general tendency consists in replacement of the autichthonous species by the allochthonous, whereas the rheophilous benthos-eating fishes long-mature fishes with the prolong migration paths are the first to extinct. The critical group comprises eight commercial species, four of them (*Acipenser gmelinae*, *A. stellatus*, *Huso huso*, *Rutilus frisii*) are extinguished in the region, and populations of four more (*Acipenser ruthenus*, *Chondrostoma nasus*, *Leuciscus idus*, *Vimba vimba*) reduced tens and hundreds times. These species need special protection, and *V. vimba* — inclusion to the Red Data Book of Ukraine.

Key words: fishes, Middle Dnieper, species composition, density, biological invasions, Red Data Book of Ukraine.

УДК (543.383.2:574.522):574.64

Л.О. ГОРБАТЮК, к. т. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

О.О. ПАСІЧНА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ecopasichna@gmail.com

ДЕЯКІ АСПЕКТИ НАФТОВОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДОННИХ ВІДКЛАДІВ У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ (ОГЛЯД)

На підставі опрацювання фахових наукових джерел узагальнено відомості щодо ролі донних відкладів у накопиченні, міграції, розподілі нафтопродуктів та їхньої стійкості у водних екосистемах, розглянуто шляхи деструкції нафтових вуглеводнів у донних відкладах та біологічні наслідки нафтового забруднення для бентофауни, обговорено можливості відновлення і детоксикації донних відкладів забруднених нафтопродуктами водойм.

Ключові слова: нафта, нафтопродукти, забруднення, донні відклади, біодеградація, бентос, водна екосистема.

Нафтове забруднення водних екосистем виникає внаслідок потрапляння сирової нафти і/або продуктів її переробки на етапах видобутку, транспортування, переробки і споживання, а також в результаті природного просочення нафти з нафтовмісних шарів. Основні складові компоненти нафти — парафінові (алкани), нафтеніві (циклани) і ароматичні (арени) вуглеводні — відрізняються як фізико-хімічними властивостями, так і ступенем впливу на гідробіонтів [3].

У водоймах нафтопродукти (НП) здатні акумулюватись і знерухомлюватись у донних відкладах впродовж тривалого часу [5, 21, 38, 73], тому їхній вміст є надійним показником забруднення водних об'єктів [1, 64, 72].

Накопичення, міграція та розподіл НП у донних відкладах

При надходженні НП у водойму їхня діюча концентрація у воді та донних відкладах залежить від гідрологічних і фізико-хімічних умов (рН, вмісту органіки, біогенів, завислих речовин, кисню та ін.) [70, 79], а також від перебігу процесів випаровування та перерозподілу окремих фракцій у

Ц и т у в а н н я: Горбатюк Л.О., Пасічна О.О. Деякі аспекти нафтового забруднення донних відкладів у водних екосистемах. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 2. С. 85—98.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2022. 58(2)

85

воді внаслідок розчинення, емульгації, осадження, флоатації, накопичення компонентами біотопу і біоценозу [13].

У процесі перерозподілу нафтових сполук у системі «атмосфера — вода — зависла речовина — донні відклади» відбувається випаровування і винесення найрухливіших вуглеводнів у плівковій, розчиненій, емульгованій і завислій формах міграції під впливом річкової течії або морського прибою, в той час як найбільш консервативні смолисті сполуки переходять у донні відклади шляхом сорбції або осадження важких нафтових агрегатів [19]. Слід зазначити, що за умов, коли нафта вступає в безпосередній контакт з донними відкладами, останні сорбують більшу кількість вуглеводнів, ніж з товщі води.

НП у воді знаходяться переважно у вигляді мікроемульсії і в адсорбованому стані на поверхні завислих твердих часток, утворюючи стійкі колоїдні системи. Виявлено, що сорбція НП у донних відкладах відбувається головним чином органічною речовиною [63], яка, за рахунок гідрофобних взаємодій, може сприяти седиментації завислих часток разом із молекулами НП і коалесценції крапель мікроемульсії на межі розділу «вода — донні відклади». Однак ще більш ефективним вважають співосадження колоїдних форм НП і малорозчинних гумусових речовин [14].

В умовах замкнених модельних екосистем встановлено, що основною силою, яка спрямовує водорозчинну фракцію нафти у донні відклади, є вертикальний потік аморфних завислих часток з відмерлого фітопланктону та живих діатомових водоростей [58].

Циркуляційні течії та значна неоднорідність рельєфу дна також призводять до осадження і депонування смолистих речовин нафти у донних відкладах, що, в свою чергу, уповільнює процес їхньої деградації [11].

Зворотній процес десорбції НП з донних відкладів за рахунок пептизації дрібної фракції твердих часток і повернення вуглеводнів у водну фазу у вигляді мікроемульсії має місце лише при перемішуванні або розпушуванні відкладів [14].

На розподіл нафтових вуглеводнів на межі впадіння річки в море впливають процеси, що відбуваються в зоні змішування річкової і морської води. Згідно теорії акад. О.П. Лісіцина [8, 9], в таких зонах (так званих маргінальних фільтрах) відбуваються масштабні процеси флокуляції і коагуляції колоїдних та завислих речовин. Седиментація і сорбція доповнюються також біоасиміляцією і біофільтрацією, призводячи до осадження більшої частини забруднювачів [55].

За умов акумуляції великої кількості нафти у напівзамкненому гирлі або затоці з підвищеною концентрацією твердих завислих часток і/або детриту, здатних адсорбувати нафту і осідати на дно, можливо створення високих концентрацій нафти у субліторальній області [36].

Хоч донні відклади менш динамічні, ніж вода, проте дія вітрів, хвиль, припливів і течій сприяє поширенню та розповсюдженню забруднення у них на значну відстань від місця вилу нафти [68].

У разі інтенсивного видобування нафтогазових ресурсів може відбуватися забруднення відкладів досить віддалених водойм, навіть тих, що

не зазнають прямого атропогенного впливу, внаслідок залучення нафтових вуглеводнів у глобальний міграційний потік [14].

Антропогенні впливи, зокрема проведення днопоглиблювальних робіт, будівництво портових і гідротехнічних споруд, становлять значну небезпеку мобілізації акумульованих у донних відкладах НП та їхньої міграції у товщу води. Це призводить до збільшення у воді частки високомолекулярних вуглеводнів, хоча зазвичай там переважають низькомолекулярні фракції [74].

Показано, що існує залежність між гранулометричним складом відкладів і концентрацією нафтових вуглеводнів у них. Причому найвищу концентрацію виявлено у мулистих донних відкладах, що дає підстави вважати адсорбцію НП мулами основним механізмом їхнього накопичення [48].

Доведено, що здатність нафти до осадження значною мірою залежить від солоності морської води. Хлориди натрію, кальцію, магнію — потужні коагулянти. Їхні йони нейтралізують заряди дрібнодисперсних колоїдних часток нафтової емульсії, в результаті чого вони швидше з'єднуються, укрупнюються, коагулюють та осідають на дно, де відбувається їхня подальша трансформація [6].

Стійкість і деградація нафтового забруднення у донних відкладах

Водорозчинні компоненти нафти представлені як мінімум трьома фракціями, які, відповідно, швидко, повільно- і надповільно окиснюються. До їхнього числа належать алкани, нафтени, ароматичні вуглеводні, а також низькомолекулярні гетерокомпоненти, які нерівномірно розподіляються у різних шарах води. У донних відкладах і придонному шарі локалізується надповільно окиснювана фракція, збагачена поліциклічними ароматичними вуглеводнями, яка здатна зберігати стабільність невизначено тривалий час, створюючи фонове забруднення [13].

Через півтора роки після аварії нафтової платформи Deepwater Horizon в Мексиканській затоці у 2010 р. залишки вуглеводнів виявлялись у шарі донних відкладів до 9 см [41]. Концентрація нафти у донних відкладах одразу після вилу зросла у 100—1000 разів. За 8 років вона знизилась у 10 разів, проте більш важкі компоненти нафти зберігалися в анаеробних відкладах тривалий час [73]. За прогнозами, відновні процеси в морських глибинах триватимуть впродовж кількох десятиліть чи навіть довше [29, 51], що матиме віддалені негативні наслідки для екосистеми в цілому.

Виявлено, що біодеградація вуглеводнів у донних відкладах з місця аварії Deepwater Horizon зумовлена трьома тенденціями. По-перше, найпростіші структури зазнають найбільш швидких втрат. По-друге, для багатьох алканів і поліароматичних вуглеводнів (ПАВ) біодеградація відбувалася у дві окремі фази, відповідно високої швидкості, допоки частки залишалися суспендованими, з подальшим уповільненням після осідання на морське дно. По-третє, ступінь біодеградації будь-якого зразка залежав від вмісту вуглеводнів у ньому, призводячи до більшої стійкості вуглеводнів серед більш забруднених зразків [22].

Помічено, що в мулистих відкладах деградація нафти відбувалась повільніше, ніж у піщаних і піщано-гравійних. Ймовірно, це зумовлено властивим мулам відновлювальним газовим режимом, який стримує розвиток окиснювальних процесів [38]. Найнижчу швидкість самоочищення від нафти мали заболочені ділянки з уповільненим водообміном, мулистим, багатим на органіку субстратом, дефіцитом кисню у воді і донних відкладах [19].

Після вибуху свердловини Макондо в Мексиканській затоці (2010 р.) визначено, що близько 0,5—9,0 % вилитої нафти осіли на дно, а в поверхневому шарі (0—3 см) донних відкладів у наступні три роки спостерігалось чітке збільшення загальної концентрації *n*-алканів, нерозчинної складної суміші вуглеводнів і нафтових біомаркерів [21].

Моніторинг літоральних відкладів після аварійного розливу нафти Hebei Spirit у 2007 р. у Жовтому морі (Південна Корея) виявив їхню токсичність на більшості ділянок узбережжя через 4 місяці після розливу, яка через 8 місяців швидко знизилась до майже нетоксичного рівня. Подальші спостереження пляжів та мулистих мілин показали, що навіть через 5 років після аварії донні відклади все ще виявляли значну токсичність, зумовлену залишками нафти в їх глибинних шарах [45].

Обстеження берегової лінії затоки Принц Вільям (Аляска, США) після аварійного виливу нафти Exxon Valdez, що стався у 1989 р., засвідчило, що основні зміни компонентів нафти як у поверхневому, так і в більш глибокому шарі відкладів узбережжя відбулися впродовж 1—3 років [71]. Але навіть через 14 років після розливу виявлялися залишки нафти у припливно-відпливній зоні, збагаченій біотою [66].

Індикатори нафтового забруднення донних відкладів

Для визначення джерел походження вуглеводнів у донних відкладах (природні поклади нафти, аварійні розливи чи антропогенне забруднення) визначають певні діагностичні показники, найчастіше концентрацію та співвідношення *n*-алканів, гопану та стерану [65].

Кількісне співвідношення окремих поліароматичних вуглеводневих сполук, зокрема фенантрен/антрацен та флуорантен/пірен, розраховують для оцінки і визначення можливого джерела походження нафтових вуглеводнів у забруднених донних відкладах [69].

Є повідомлення, що три- та тетраметилові похідні нафталіну та дибензотіофену можуть слугувати показниками нафтового забруднення донних відкладів природних водойм. Наявність флуоренів, диметилбензантраценів, хризенів, стеранів та гопанів також свідчить про забруднення нафтою [42].

Аналіз вуглеводневих молекулярних маркерів у донних відкладах Баренцева моря, як показників природного та антропогенного впливу, показав, що збільшення вмісту біогенних гопанів і гопенів у поверхневому шарі донних відкладів може свідчити про міграцію вуглеводнів із глибинних шарів (підземних пластів) [53].

Низка індикативних параметрів, зокрема індекс метилфенантрени, вказує на значно вищу зрілість вуглеводнів у донних відкладах, а більш

високий вміст мікробних гопаноїдів (гопенів) — на колишню присутність нафти. Ці показники можуть вказувати на наявність природного родовища нафти в глибинних шарах донних відкладів [26, 27].

Для більш детального аналізу характеру нафтового забруднення досліджують наявність нерозчинних комплексних сумішей, їхнє співвідношення до розчинних алканів, співвідношення їхніх високо- і низькомолекулярних фракцій, наявність деградованих нафтових залишків тощо [20].

Виявлено, що антропогенне забруднення нафтою значно збільшує вміст n-алканів з вуглецевими ланцюгами, довгими за C_{20} . Цей показник пропонується використовувати для оцінки антропогенного впливу на водні екосистеми, в тому числі евтрофікації та забруднення НП [80].

Слід брати до уваги, що донні відклади накопичують стійкі смолисті речовини, які важко піддаються деградації, проте їхній вміст може досягати 50 % від усіх нафтових компонентів. Ці речовини не визначаються разом з вуглеводневою фракцією, в результаті реальний ступінь забруднення відкладів НП значно знижується. Для уникнення цього пропонується визначати смолисті речовини методом флуоресцентної спектрометрії у поєднанні з попереднім хроматографічним концентруванням і розділенням нафти на основні компоненти (вуглеводні, смоли і асфальтени) [18].

Мікробна деструкція нафтових вуглеводнів у донних відкладах

Провідна роль у процесі деструкції компонентів нафти у донних відкладах належить нафтоокиснюючій мікрофлорі, яка, за сприятливих умов, здатна розкласти практично усі вуглеводні від метану до важких фракцій нафти. Мікробна деградація та припливно-відпливні процеси вважаються основною причиною зниження рівня нафтового забруднення в донних відкладах [56].

Хоч мікроорганізми здійснюють і регулюють більшість біогеохімічних реакцій, проте різноманіття бактеріальних угруповань у донних відкладах до цього часу вивчено недостатньо. Дослідження різних аспектів мікробної деградації нафти тривають, про що свідчить значна кількість публікацій з цього питання [2, 3, 8, 12, 16, 34, 57, 58].

Вивчення біорізноманіття бактерій, які беруть участь у біодеградації нафтових вуглеводнів у глибоководному середовищі Північно-Атлантичного хребта, дозволило ідентифікувати бактерії р. *Cycloclasticus* як важливих облигатних деградаторів ПАВ. Вони грають ключову роль у їхньому руйнуванні, та співіснують з іншими вуглеводнеруйнуючими бактеріями родів *Alteromonas*, *Thalassospira*, *Alcanivorax*, *Rhodospirillaceae*, які населяють глибоководні донні відклади Атлантики. Це підтверджує думку, що накопичення і біорозкладання поліароматичних вуглеводнів у донних відкладах віддалених районів відбувається послідовно і безперервно [31].

У модельному експерименті процесу відновлення донних відкладів, забруднених дизельним паливом, виявлено зсув структури вуглеводнеруйнуючої мікробної спільноти. Основними в ній були мікроорганіз-

ми, які належать до *Pseudomonas* sp. та γ -протеобактерій. В угрупованні архей домінували гідрогенотрофні метаногени, що вказує на роль облігатних анаеробів у біодеградації проміжних сполук розпаду нафтових вуглеводнів [54].

Виявлено ефекти мікробіологічної деструкції смол і асфальтенів нафти у донних відкладах, щодо яких досі не були відомі механізми ферментативної деградації. Поряд з ферментативним, доведено існування вільнорадикального шляху мікробіологічного руйнування нафтових сполук, особливістю якого є здатність їхніх радикалів до рекомбінації з утворенням більш високомолекулярних продуктів [17].

Мікробна деградація є головним шляхом відновлення забруднених нафтою донних відкладів, і нові дослідження в цьому напрямку, зокрема щодо біорізноманіття бактерій-нафтодеструкторів, нових шляхів біологічного розкладання, доступності нафти для мікроорганізмів, багатовидових взаємодій та реакції на додавання нафти на рівні угруповань тощо, допоможуть краще зрозуміти, передбачити і контролювати подальшу долю та перетворення нафти у водних екосистемах [32]. Однак розкриття механізмів взаємодії нафти з вуглеводнеокиснюючою мікрофлорою ускладнюється у зв'язку з неоднорідністю екосистем та мінливістю складу сирової нафти [49].

Біологічні наслідки нафтового забруднення донних відкладів для бентофауни

Внаслідок накопичення забруднювачів, зокрема нафти і НП, переважно в придонних шарах води і донних відкладах, а також обмеженої лабільності бентофауни, стан бентосних організмів та їхніх угруповань може слугувати об'єктивним інтегральним показником якості водного середовища [44, 61, 62, 70].

Первинний вплив розливу нафти на бентосні угруповання можна визначити лише за реакцією чутливих видів у природних умовах. Тому, для оцінки початкових і подальших наслідків токсичного впливу, необхідно знати стан бентофауни, що передував нафтовому забрудненню [36].

Біологічна дія нафтових речовин визначається не лише їхньою будовою і концентрацією [50], а й здатністю донної біоти до їхньої акумуляції і подальших метаболічних перетворень [13].

Біодоступність токсичних сполук для донної фауни у складі нафтових залишків, акумульованих донними відкладами, є вирішальним фактором для точних оцінок ризиків, спричинених виливом нафти [28]. В цілому, біодоступність ПАВ та алкіл-ПАВ у донних відкладах залежить від гідрофобності та ступеня вивітрювання сирової нафти, однак інформації щодо них часто не вистачає [39].

Вивчення біологічних наслідків виливу нафти Deepwater Horizon (2010 р.) для глибоководного бентосу свідчить про стійкий вплив забруднення на структуру угруповання як макрофауни, так і мейофауни. Різноманіття таксонів макрофауни у 2011 р. було відповідно на 22,8 і 35,9 %

менше в усій зоні впливу, ніж в оточуючому неушкодженому середовищі, а багатство мейофауни було на 28,5 % менше в усій зоні забруднення, ніж за її межами. Доведено, що токсичний вплив на бентосні організми корелював із загальним вмістом нафтових вуглеводнів [46], концентрацією ПАВ і барію та відстанню до гирла свердловини [51]. Збереження значних втрат біорізноманіття та зміна структури угруповання майже через рік після виливу нафти вказують на те, що повного відновлення за цей час не відбулось [52].

Результати деяких досліджень дозволяють вважати, що вірогідність впливу ПАВ на донні бентосні угруповання низька (<20 %) при загальних концентраціях ПАВ менше 4 мг/кг, і висока (>80 %) при концентраціях, що перевищують 24—25 мг/кг, як для макрофауни, так і для мейофауни [23].

Показано, що у забруднених нафтою донних відкладах з високими показниками смертності амфіпод (>90 %) переважали відносно високі долі нафталінів, а у зразках з низькими показниками (<20 %) — відносно високі долі хризенів. Видове різноманіття та індекс Шеннона зменшувались із зростанням концентрації вуглеводнів у донних відкладах вище граничного значення 2600 нг/г [60]. Припускають, що негативний вплив ПАВ на бентофауну може посилюватись через погане виживання молоді та незадовільне відновлення популяції [24].

Дослідження процесу відновлення макрозообентосу у забруднених нафтою тропічних припливних лиманах показало, що збільшення видового різноманіття та чисельності особин спостерігається через 3-5 років після розливу нафти. Середній річний коефіцієнт відновлення становив 9,7 %. За результатами початкових досліджень (до розливу нафти), Polychaeta визначався як домінуючий клас, проте через 7 років після розливу нафти домінували Crustacea, що свідчить про зміну структури угруповань донних безхребетних забрудненого лиману [56].

Виявлено, що при перемішуванні донних відкладів та вивільненні накопиченої в них нафти збільшується вміст загальних ПАВ у тканинах мідій. Крім того, ступінь пошкодження ДНК у зябрах мідій, що зазнали впливу нафти, був значно вищим, ніж у контрольних особин, як до так і після фази 7-добового відновлення в умовах лабораторії [44].

Визначення співвідношення біотичних показників з концентрацією нафти в донних відкладах показало, що індекс Goodnight — Whitley суттєво корелював з концентрацією нафти у всіх типах донних відкладів, крім пісків. Індeksi різноманіття корелювали лише на змішаних відкладах, біотичний індекс Woodiwiss — лише на пісках і мулах з детритом, що слід враховувати при виборі методу оцінки екологічного стану водойм [78].

Відновлення забруднених нафтою донних відкладів

Незважаючи на велику кількість технологічних розробок, запропонованих для очищення водного середовища від нафти і НП, питання відновлення забруднених донних відкладів і придонних шарів води залишається проблемним [4, 40, 43].

Перспективним шляхом подолання негативних наслідків виливів нафти вважають застосування диспергаторів. Проте до цього часу механізм взаємодії між нафтою, диспергаторами і донними відкладами та його роль у міграції і перетворенні стійких компонентів нафти в глибоководному морському середовищі досліджені недостатньо [37].

В умовах експериментальних мезокосмів з'ясовано, що додавання диспергатора призводить до зменшення осадження ПАВ та зростання їхньої концентрації у водній фазі, посилюючи таким чином потенційну токсичність води для гідробіонтів [77].

Дослідження розподілу сирої нафти між плаваючою, дисперсною та осадовою фазами при додаванні дисперсанту та гранульованого матеріалу показало, що вони можуть бути ефективними для агрегації плаваючої та диспергованої фаз. Але в донних відкладах використання гранульованих матеріалів виявилось не ефективним ні для агрегації, ні для диспергування нафтового забруднення [25].

Оцінено потенційні можливості використання агрегату завислих часток нафти, утвореного внаслідок взаємодії крапель диспергованої нафти і твердих часток (глина + мул) у товщі води, для відновлення піщаних мілин та узбережжя. Використання дрібного осаду збільшувало дисперсію нафти у воді до чотирьох разів порівняно з піщаними відкладами. Більша частина утворених агрегатів залишалася в товщі води, де процеси деградації нафти були більш ефективними. Впродовж 21 дня спостерігалось зниження в середньому на 40 % рівня насичених вуглеводнів у поверхневих плямах нафти [67].

Експериментальні роботи по знезараженню донних відкладів озер (Республіка Комі), забруднених внаслідок аварійних розривів нафтопроводів, показали ефективність застосування для їхнього очищення флоатційної технології [75]. Після дворічних комплексних робіт з дезактивації на тих ділянках озерного дна, де вміст нафти не перевищував 3,3 г/кг ґрунту, донні відклади почали заселятися придонними організмами, серед яких переважали *Oligochaeta*, личинки *Chironomidae* і *Bivalvia*. Поява організмів макробентосу в донних відкладах вважалось біоіндикаційним доказом поліпшення якості середовища [47].

Проте фізичні і хімічні методи очищення водойм від нафтопродуктів не є досконалими і подекуди завдають більшої шкоди водним екосистемам, ніж сама нафта. Тому у світі триває пошук більш безпечних способів, які дозволять ефективно усунути наслідки розливів нафти і водночас відновити водну екосистему до початкового стану. Найбільш перспективними в цьому напрямку є біологічні та фітореMediaційні технології очищення [15, 30, 33, 35, 59].

Зокрема, розроблено спосіб біологічної очистки донних відкладів від нафти і НП, заснований на використанні олігохет *Limnodrilus hoffmeisteri*, в результаті життєдіяльності яких вміст нафти у донних відкладах за 30 діб зменшувався на 16,67-41,9 %. Метод забезпечує ефективне очищення донних відкладів природним шляхом від залишкової кількості НП і подальше відновлення гідрофауни водойми [76].

Запропоновано оптимальні методи іммобілізації наноматеріалів на поверхні клітин *Alcanivorax borkumensis*. Наномодифіковані живі клітини бактерій *A. borkumensis* мають підвищену адгезійну і емульгуючу здатність щодо нафти, сприяючи в подальшому ефективній та прискореній її деградації. Тому вони можуть бути успішно використані в біоремедіації розливів нафти в морях і океанах як альтернатива хімічним засобам [7].

Висновки

Донні відклади здатні накопичувати нафтопродукти, переважно шляхом сорбції органічною речовиною або внаслідок осадження нафтових агрегатів, адсорбованих на поверхні твердих завислих часток.

Фізичні процеси, зумовлені дією вітрів, хвиль, припливів і течій, сприяють поширенню та розповсюдженню забруднення у донних відкладах на значну відстань.

Антропогенна діяльність становить значну небезпеку мобілізації акумульованих у донних відкладах НП та їхньої зворотної міграції у товщу води.

Концентрація нафтопродуктів у донних відкладах визначається багатьма чинниками, зокрема вмістом органічного вуглецю, гранулометричним складом самих відкладів, солоністю води та ін.

Найбільшу небезпеку для водних екосистем становить важка фракція НП, яка надповільно окиснюється і може перебувати у воді та донних відкладах невизначено тривалий час, зумовлюючи фонове забруднення. Швидкість відновлення забруднених НП донних відкладів вимірюється роками.

Для з'ясування джерел походження вуглеводнів у донних відкладах (природні поклади, аварійні розливи нафти чи антропогенне забруднення) визначають певні діагностичні показники, найчастіше — концентрацію та співвідношення n-алканів, гопану та стерану.

Провідна роль у процесі деструкції компонентів нафти у донних відкладах належить нафтоокиснючій мікрофлорі, біорізноманіття якої до цього часу вивчено недостатньо. Тривають дослідження різних аспектів мікробної деградації і механізмів взаємодії нафти з вуглеводнеокиснюючою мікрофлорою.

Нафтове забруднення донних відкладів зумовлює токсичний вплив на бентофауну, може частково або повністю змінювати структуру природних угруповань донних безхребетних, порушуючи усталені зв'язки в середовищі їхнього існування.

Продовжується пошук безпечних та ефективних способів відновлення забруднених НП донних відкладів. У цьому напрямку найбільшу увагу привертають біологічні та фіторемедіаційні технології очищення.

Список використаної літератури

1. Алексенко Т.Л., Овечко С.В., Коржов Є.І. та ін. Екологічний стан урбанізованих заплавлених водойм. Стеблівський лиман / за ред. В.М. Тімченка, Т.Л. Алексенко. Херсон: Херсон. гідробіол. станція НАН України. 2011. 48 с.

2. Бабич О.О., Сухих С.А., Е.В. Ульрих Е.В. и др. Скрининг и идентификация микроорганизмов, выделенных из донных отложений озера Байкал. *Вестн. ЮУрГУ*. 2021. Т. 9, № 1. С. 5—14.
3. Валиев В.С., Иванов Д.В., Шагидуллин Р.Р. Нефтяные углеводороды в донных отложениях: состав, идентификация, механизмы трансформации (обзор). *Рос. журн. прикл. экологии*. 2020. № 1. С. 41—51.
4. Воробьев Д.С. Биологические основы очистки донных отложений водных объектов от нефти и нефтепродуктов : автореф. дис. ... докт. биол. наук. Томск. 2013. 46 с.
5. Кенжегалиев А., Чердобаев М.Т., Орешков С.С. и др. Динамика содержания нефтепродукта, фенола и тяжелых металлов в заливе Тюб-Караган. *Вестн. Междунар. акад. наук экологии и безопасности жизнедеятельности (МАНЭБ)*. 2019. Т. 24, № 2. С. 11—18.
6. Клёнкин А.А., Агапов С.А. Динамика распределения нефтепродуктов в воде и донных отложениях Азовского и Черного морей после аварии судов в Керченском проливе. *Вод. ресурсы*. 2011. Т. 38, № 2. С. 214—222.
7. Коннова С.А. Формирование и характеристика гибридных систем на основе микроорганизмов и наноматериалов : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Казань. 2018. 22 с.
8. Лисицын А.П. Маргинальный фильтр океанов. *Океанология*. 1994. Т. 34, № 5. С. 735—743.
9. Лисицын А.П. Современные представления об осадкообразовании в океанах и морях. Океан как природный самописец взаимодействия геосфер Земли. *Мировой океан*. Т. II. Физика, химия и биология океана. Осадкообразование в океане и взаимодействие геосфер Земли. Москва : Науч. мир, 2014. С. 331—571.
10. Ломакина А.В. Исследование микробных сообществ в районах естественных выходов нефти на озере Байкал : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Улан-Удэ. 2010. 21 с.
11. Максимова В.В., Мазухина С.И., Маслобоев В.А. Особенности протекания процесса деградации нефтяных углеводородов в водах Кандалакшского залива по результатам физико-химического моделирования. *Вестн. МГТУ*. 2014. Т. 17, № 2. С. 369—375.
12. Мамаева Е.В., Губарев П.С., Горшков А.Г. и др. Деградация нефти бактериями, выделенными из донных осадков Карского моря и озера Байкал. *Вестн. Моск. ун-та. Серия 5. География*. 2018. № 6. С. 18—25.
13. Михайлова Л.В. Экспериментальное моделирование нефтяного загрязнения. Материалы III Всерос. конф. по водной токсикологии «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы». Ч. 1. Борок, 11—16 нояб. 2008 г. Борок, 2008. С. 112—127.
14. Паничева Л.П., Кремлева Т.А., Волкова С.С. Аккумуляция нефтепродуктов донными отложениями в фоновых водоемах Западной Сибири. *Вестн. Тюмен. гос. ун-та*. 2013. № 12. С. 204—211.
15. Природні і штучні біоплато: фундаментальні та прикладні аспекти (монографія) / В.Д. Романенко, Ю.Г. Крот, Т.Я. Киризія та ін. НАН України, Ін-т гідробіології. Київ : Наук. думка, 2012. 110 с.
16. Саданов А.К., Айткельдиева С.А., Файзулина Э.Р. и др. Отбор активных штаммов нефтеокисляющих микроорганизмов, выделенных из прибрежных вод, донных отложений и почв Северного Каспия. *Изв. Нац. акад. наук Респ. Казахстан. Серия биол. и мед.* 2015. № 6. С. 124—128.
17. Сазыкин И.С. Роль процессов свободнорадикального окисления в микробиологической деградации нефти : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ростов-н/Д. 2012. 25 с.
18. Темердашев З.А., Павленко Л.Ф., Корпакова И.Г. и др. Об ограниченности термина «нефтепродукты» при определении нефтяного загрязнения донных отложений. *Журн. аналит. химии*. 2017. Т. 72, № 10. С. 952—958.

19. Федоров Ю.А., Фатталъ П., Кузнецов А.Н. Закономерности трансформации нефтяного загрязнения в речных и литоральных экосистемах. *Изв. вузов. Северо-Кавказ. регион. Естеств. науки*. 2005. № 4. С. 68—72.
20. Azimi-Yancheshmeh R., Riyahi-Bakhtiari A., Savabieasfahani M. Oil contamination in surface sediment of Anzali Wetland in Iran is primarily even carbon number *n*-alkanes. *Environ. Monit. Assess.* 2017. Vol. 189, N 11. P. 589.
21. Babcock-Adams L., Chanton J.P., Joye S.B., Medeiros P.M. Hydrocarbon composition and concentrations in the Gulf of Mexico sediments in the 3 years following the Macondo well blowout. *Environ. Pollut.* 2017. Vol. 229. P. 329—338.
22. Bagby S.C., Reddy C.R., Aeppli C. et al. Persistence and biodegradation of oil at the ocean floor following Deepwater Horizon. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. 2017. Vol. 114, N 1. P. E9—E18.
23. Balthis W.L., Hyland J.L., Cooksey C. et al. Sediment quality benchmarks for assessing oil-related impacts to the deep-sea benthos. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 2017. Vol. 13, N 5. P. 840—851.
24. Blanchard A.L., Feder H.M., Shaw D.G. et al. Associations between macrofauna and sediment hydrocarbons from treated ballast water effluent at a marine oil terminal in Port Valdez, Alaska. *Environ. Monit. Assess.* 2011. Vol. 178, N 1—4. P. 461—476.
25. Boglaienko D., Tansel B. Partitioning of fresh crude oil between floating, dispersed and sediment phases: Effect of exposure order to dispersant and granular materials. *J. Environ. Manag.* 2016. Vol. 175. P. 40—45.
26. Boitsov S., Henning K.B. Jensen, Klungshøj J. et al. Natural background and anthropogenic inputs of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in sediments of south-western Barents Sea. *Ibid.* 2009. Vol. 68, N 5. P. 236—245.
27. Boitsov S., Petrova V., Henning K.B. Jensen et al. Petroleum-related hydrocarbons in deep and subsurface sediments from South-Western Barents Sea. *Mar. Environ. Res.* 2011. Vol. 71, N 5. P. 357—368.
28. Burgess R.M., Berry W.J., Mount D.R., Di Toro D.M. Mechanistic sediment quality guidelines based on contaminant bioavailability: equilibrium partitioning sediment benchmarks. *Environ. Toxicol. Chem.* 2013. Vol. 32, N 1. P. 102—114.
29. Burns K.A., Yelle-Simmons L. The Galeta oil spill IV. Relationship between sediment and organism hydrocarbons loads. *Estuarine, Coast. and Shelf Sci.* 1994. Vol. 38, N 4. P. 397—412.
30. Couto M.N., Basto M.C., Vasconcelos M.T. Suitability of different salt marsh plants for petroleum hydrocarbons remediation. *Chemosphere*. 2011. Vol. 84, N. 8. P. 1052—1057.
31. Cui Z., Lai Q., Dong C., Shao Z. Biodiversity of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria from deep sea sediments of the Middle Atlantic Ridge. *Environ. Microbiol.* 2008. Vol. 10, N 8. P. 2138—2149.
32. Das N., Chandran P. Microbial degradation of petroleum hydrocarbon contaminants: an overview. *Biotechnol. Res. Int.* 2011. Article ID 941810. 13 p.
33. Ecerusi A.O., Nwachukwu E.O., Sikoki F.D. Assessing and modelling the efficacy of *Lemna paucicostata* for the phytoremediation of petroleum hydrocarbons in crude oil-contaminated wetlands. *Sci. Rep.* 2020. Vol. 10. P. 84—89.
34. Engel A.S., Liu C., Paterson A.T. et al. Salt marsh bacterial communities before and after the Deepwater Horizon oil spill. *Appl. Environ. Microbiol.* 2017. Vol. 83, N 20. P. e00784-17.
35. Euliss K., Ho C.-H., Schwab A.P. et al. Greenhouse and field assessment of phytoremediation for petroleum contaminants in a riparian zone. *Bioresour. Technol.* 2008. Vol. 99, N 6. P. 1961—1971.
36. Gómez Gesteira J.L., Dauvin J.-C. Impact of the Aegean Sea oil spill on the subtidal fine sand macrobenthic community of the Ares-Betanzos Ria (Northwest Spain). *Mar. Environ. Res.* 2005. Vol. 60, N 3. P. 289—316.

37. Gong Y., Zhao X., Cai Z. et al. A review of oil, dispersed oil and sediment interactions in the aquatic environment: influence on the fate, transport and remediation of oil spills. *Mar. Pollut. Bull.* 2014. Vol. 79, N 1—2. P. 16—33.
38. Hong S., Khim J.S., Ryu J. et al. Two years after the Hebei Spirit oil spill: residual crude-derived hydrocarbons and potential AhR-mediated activities in coastal sediments. *Environ. Sci. Technol.* 2012. Vol. 46, N 3. P. 1406—1414.
39. Hong S., Yim U.H., Ha S.Y. et al. Bioaccessibility of AhR-active PAHs in sediments contaminated by the Hebei Spirit oil spill: application of Tenax extraction in effect-directed analysis. *Chemosphere.* 2016. Vol. 144. P. 706—712.
40. Kinaci C., Inanc B., Aydin A.F. et al. Quality of the bottom sediment prior to dredging in the Golden Horn of Istanbul. *J. Environ. Sci. Health. A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 2004. Vol. 39, N 2. P. 365—374.
41. Kirman Z.D., Sericano J.L., Wade T.L. et al. Composition and depth distribution of hydrocarbons in Barataria Bay marsh sediments after the Deepwater Horizon oil spill. *Environ. Pollut.* 2016. Vol. 214. P. 101—113.
42. Krasnoyarova N.A., Chuykina D.I., Serebrennikova O.V. Determination of indicators of oil pollutants in bottom sediments of natural water bodies in model experiments. AIP Conf. Proceed. 2051. AIP Publishing. 2018. P. 02146-1—02146-4.
43. Kriipsalu M., Marques M., Hogland W. Remediation of an oily leachate pond in Estonia. *Waste Manag. Res.* 2005. Vol. 23, N 6. P. 541—549.
44. Laffon B., R6bade T., P6saro E., M6ndez J. Monitoring of the impact of prestige oil spill on *Mytilus Galloprovincialis* from Galician coast. *Environ. Int.* 2006. Vol. 32, N 3. P. 342—348.
45. Lee Ch.-H., Lee J.-H., Sung Ch.-G. et al. Monitoring toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in intertidal sediments for five years after the Hebei Spirit oil spill in Taean, Republic of Korea. *Mar. Pollut. Bull.* 2013. Vol. 76, N 1—2. P. 241—249.
46. Lu L. The relationship between soft-bottom macrobenthic communities and environmental variables in Singaporean waters. *Mar. Pollut. Bull.* 2005. Vol. 51, N 8—12. P. 1034—1040.
47. Lushnikov S.V., Frank Yu.A., Vorobyov D.S. Oil decontamination of bottom sediments experimental work results. *Earth Sci. Res. J.* 2006. Vol. 10. N 1. [Электронный ресурс] http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-61902006000100005.
48. Massoud M.S., Al-Abdali F., Al-Ghadban A.N., Al-Sarawi M. Bottom sediments of the Arabian Gulf-II. TPH and TOC contents as indicators of oil pollution and implications for the effect and fate of the Kuwait oil slick. *Environ. Pollut.* 1996. Vol. 93, N. 3. P. 271—284.
49. McGenity T.J. Hydrocarbon biodegradation in intertidal wetland sediments. *Curr. Opin. Biotechnol.* 2014. Vol. 27. P. 46—54.
50. McGrath J.A., Joshua N., Bess A.S., Parkerton T.F. Review of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) sediment quality guidelines for the protection of benthic life. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 2019. Vol. 15, N 4. P. 505—518.
51. Montagna P.A., Baguley J.G., Cooksey C. et al. Deep-sea benthic footprint of the Deepwater Horizon blowout. *PLoS One.* 2013. Vol. 8, N 8. P. e70540.
52. Montagna P.A., Baguley J.G., Cooksey C., Hyland J.L. Persistent impacts to the deep soft-bottom benthos one year after the Deepwater Horizon event. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 2017. Vol. 13, N 2. P. 342—351.
53. Morgunova I. P., Petrova V. I., Litvinenko I.V. et al. Hydrocarbon molecular markers in the holocene bottom sediments of the Barents Sea as indicators of natural and anthropogenic impacts. *Mar. Pollut. Bull.* 2019. Vol. 149. P. 110587.
54. Nakazawa M.M., Gavazza S., Kato M.T., Florencio L. Evaluation of rhamnolipid addition on the natural attenuation of estuarine sediments contaminated with diesel oil. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2017. Vol. 24, N 33. P. 25522—25533.

55. Nemirovskaya I.A. Oil Compounds in the bottom sediments of the White Sea. In: *Sedimentation Processes in the White Sea*. The White Sea Environment Part II. Alexander P. Lisitsyn, Liudmila L. Demina. Springer, 2018. P. 271—294.
56. Nwipie G.N., Hart A.I., Zabbey N. et al. Recovery of infauna macrobenthic invertebrates in oil-polluted tropical soft-bottom tidal flats: 7 years post spill. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2019. Vol. 26, N. 22. P. 22407—22420.
57. Obi C.C., Adebusoye S.A., Amund O.O. et al. Structural dynamics of microbial communities in polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated tropical estuarine sediments undergoing simulated aerobic biotreatment. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2017. Vol. 101, N 10. 4299—4314.
58. Ohwada K., Nishimura M., Wada M. et al. Study of the effect of water-soluble fractions of heavy-oil on coastal marine organisms using enclosed ecosystems, mesocosms. *Mar. Pollut. Bull.* 2003. Vol. 47, N 1—6. P. 78—84.
59. Omari K., Revitt M., Shutes B., Garelick H. Hydrocarbon removal in an experimental gravel bed constructed wetland. *Water Sci. Technol.* 2003. Vol. 48, N 5. P. 275—281.
60. Page D.S., Boehm P.D., Stubblefield W.A. et al. Hydrocarbon composition and toxicity of sediments following the Exxon Valdez oil spill in Prince William Sound, Alaska, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 2002. Vol. 21, N 7. P. 1438—1450.
61. Penela-Arenaz M., Bellas J., Vázquez E. Chapter 5. Effects of the prestige oil spill on the biota of NW Spain: 5 years of learning. *Adv. Mar. Biol.* 2009. Vol. 56. P. 365—396.
62. Peterson C.H., Rice S.D., Short J.W. et al. Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science*. 2003. Vol. 302, N 5653. P. 2082—2086.
63. Rios M.C., Moreira H.T.A., Oliveira O. M. C. et al. Capability of Paraguazu Estuary (Todos Os Santos Bay, Brazil) to form oil-SPM aggregates (OSA) and their ecotoxicological effects on pelagic and benthic organisms. *Mar. Pollut. Bull.* 2017. Vol. 114, N 1. P. 364—371.
64. Rogowska J., Namieśnik J. Environmental implications of oil spills from shipping accidents. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 2010. Vol. 206. P. 95—114.
65. Shirneshan G., Bakhtiari A.R., Memariani M. Distribution and origins of n-alkanes, hopanes, and steranes in rivers and marine sediments from southwest Caspian coast, Iran: implications for identifying petroleum hydrocarbon inputs. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2016. Vol. 23, N 17. P. 17484—17495.
66. Short J.W., Maselko J.M., Lindeberg M.R. et al. Vertical distribution and probability of encountering intertidal Exxon Valdez oil on shorelines of three embayments within Prince William Sound, Alaska. *Environ. Sci. Technol.* 2006. Vol. 40, N 12. P. 3723—3729.
67. Silva C.S., de Oliveira O.M.C., Moreira I.T.A. et al. Potential application of oil-suspended particulate matter aggregates (OSA) on the remediation of reflective beaches impacted by petroleum: a mesocosm simulation. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2019. Vol. 26 (18). P. 18071—18083.
68. Suneel V., Saha M., Rathore C. et al. Assessing the source of oil deposited in the surface sediment of Mormugao Port, Goa - A case study of MV Qing incident. *Mar. Pollut. Bull.* 2019. Vol. 145. P. 88—95.
69. Tam N.F., Ke L., Wang X.H., Wong Y.S. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps. *Environ. Pollut.* 2001. Vol. 114, N 2. P. 255—263.
70. Tarnawski M., Baran A. Use of chemical indicators and bioassays in bottom sediment ecological risk assessment. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2018. Vol. 74, N 3. P. 395—407.
71. Taylor E., Reimer D. Oil persistence on beaches in Prince William Sound - A Review of SCAT surveys conducted from 1989 to 2002. *Mar. Pollut. Bull.* 2008. Vol. 56, N 3. P. 458—474.
72. Tikhonova E. A. The long-term dynamics of the sea bottom sediments pollution of the Kruglaya Bay (Black Sea). *Marine Biological Journal*. 2016. Vol 1, No 1. P. 70—75.

73. Turner R.E., Rabalais N.N., Overton E.B. et al. Oiling of the continental shelf and coastal marshes over eight years after the 2010 Deepwater Horizon oil spill. *Environ. Pollut.* 2019. Vol. 252, Pt. B. P. 1367—1376.
74. Vagge G., Cutroneo L., Castellano M. et al. The effects of dredging and environmental conditions on concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water column. *Mar. Pollut. Bull.* 2018. Vol. 135. P. 704—713.
75. Vorobiev D.S., Frank Yu.A., Noskov Yu.A., Merzlyakov O.E., Kulizhskiy S. P. Novel technological solution for oil decontamination of bottom sediments. *Water Practice and Technology.* 2016. Vol. 11, N 1. P. 139—143.
76. Vorobiev D.S., Merzlyakov O.E., Noskov Yu.A. Oil decontamination of bottom sediments: past, present and future. *Procedia Chemistry.* 2014. Vol. 10. P. 158—161.
77. Yamada M., Takada H., Toyoda K. Study on the fate of petroleum-derived polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and the effect of chemical dispersant using an enclosed ecosystem, mesocosm. *Mar. Pollut. Bull.* 2003. Vol. 47, N 1—6. P. 105—113.
78. Yanygina L.V., Zhuravlev V.B. Role of bottom sediments in ecological assessment of oil-polluted waterbodies. *Ukr. J. of Ecology.* 2018. N 8(4). P. 383—386. [Електронний ресурс] <https://www.ujecology.com/abstract/.html>
79. Zhang J., Liu G., Wang R., Huang H. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the water-SPM-sediment system from the middle reaches of Huai River, China: distribution, partitioning, origin tracing and ecological risk assessment. *Environ. Pollut.* 2017. Vol. 230. P. 61—71.
80. Zhang Y., Su Y., Yu J. et al. Anthropogenically driven differences in n-alkane distributions of surface sediments from 19 lakes along the middle Yangtze River, eastern China. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2019. Vol. 26, N 22. P. 22472—22484.

Надійшла 09.08.2021

L.O. Gorbatiuk, PhD (Tech.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

O.O. Pasichna, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ecopasichna@gmail.com

SOME ASPECTS OF OIL POLLUTION OF BOTTOM SEDIMENTS IN AQUATIC ECOSYSTEMS (A REVIEW)

Based on the study of professional scientific sources, the role of bottom sediments in accumulation, migration, distribution of oil products and their stability in aquatic ecosystems is summarized. The ways of destruction of oil hydrocarbons in bottom sediments and biological consequences of oil pollution for benthic fauna are considered, the possibilities of restoration and detoxification of bottom sediments of reservoirs polluted with oil products are discussed.

Keywords: oil, oil products, pollution, bottom sediments, biodegradation, benthos, aquatic ecosystem.

УДК 556.114:556.5(28)

П.М. ЛИННИК, д. х. н., проф., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

В.А. ЖЕЖЕРЯ, к. геогр. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

ОСОБЛИВОСТІ ДИНАМІКИ ОКРЕМИХ ЕЛЕМЕНТІВ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ МАЛИХ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНОЇ ТЕРИТОРІЇ: КИСНЕВИЙ РЕЖИМ ТА МІНЕРАЛІЗАЦІЯ ВОДИ

Обговорено результати досліджень динаміки окремих елементів гідрохімічного режиму малих водойм урбанізованої території, зокрема кисневого режиму, мінералізації води та головних йонів. Дослідження проводили на озерах системи Опечень (м. Київ) у різні пори року. Зазначені озера зазнають значного антропогенного навантаження, яке істотним чином впливає на їхній гідрохімічний режим. Для них характерна температурна стратифікація, яка триває від весни до осені. У літньо-осінню пору року різниця температури води у поверхневому і придонному горизонтах складає 8—12 °С. Починаючи з весни і до осені, у досліджуваних озерах триває киснева стратифікація. Завдяки фотосинтезу, у поверхневому шарі вода перенасичена киснем: 109—146, 105—175 і 120—152 % відповідно навесні, влітку і восени. На противагу цьому, для придонного горизонту води характерний дефіцит кисню, який триває майже протягом усього року. Насичення води киснем не перевищує 34,0—53,5 % навесні, 26,5—36,2 % — влітку і 0,0—30,8 % — восени. Показники рН води поверхневого і придонного горизонтів також знаходяться в широкому інтервалі величин — від 9,55 до 6,94. В результаті вимірювань окисно-відновного потенціалу (Еh) було встановлено його зниження до від'ємних величин у воді придонного горизонту, що свідчить про домінування відновлювальних умов. Мінералізація води досліджуваних озер значно більша, ніж у розташованому неподалік Канівському водосховищі (верхня ділянка). Причому у поверхневому шарі води вона набагато нижча, ніж у придонному. Виявлено доволі високі концентрації йонів Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} і Mg^{2+} , що зумовлено їхнім антропогенним походженням — надходженням солей з поверхневим стоком через широке їхнє використання для боротьби з обледенінням доріг. Погіршення стану гідрохімічного режиму озер слід очікувати і в майбутньому, у взаємозв'язку з кліматичними змінами.

Ц и т у в а н н я: Линник П.М., Жежеря В.А. Особливості динаміки окремих елементів гідрохімічного режиму малих водойм урбанізованої території: кисневий режим та мінералізація води. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 2. С. 99—116.

Ключові слова: *водойми урбанізованої території, озера системи Опечень, гідрохімічний режим, температурна і киснева стратифікація, окисно-відновний потенціал, мінералізація води, головні йони.*

Яружно-балковий тип рельєфу правобережжя Києва зумовив можливість існування сучасних малих водойм, головним чином, у ложі колишніх річкових або струмкових долин. Переважну частину таких водойм складають озера і ставки, які утворились внаслідок природного чи штучного загачування струмкових долин. Деяка частина з них і в теперішній час зберегла природну проточність, інколи озера або ставки сполучені між собою струмками або системою водопропускних труб — колекторів [18]. Типовий приклад подібного сполучення — система озер Опечень, яка включає в себе озера Мінське, Лугове, Пташине (Лугове-2), Андріївське (Богатирське або Пожежне), Кирилівське (Опечень Верхнє) та Йорданське (Опечень Нижнє). Мала водопроникність ґрунтів на водозбірних площах, а також значні похили їхніх територій посилюють залежність таких водойм від якості води поверхневого стоку, який на урбанізованих територіях часто виступає як деструктивний чинник [2, 18]. Зумовлено це тим, що саме поверхневий стік є основним джерелом забруднення малих водойм урбанізованої території різноманітними хімічними речовинами, оскільки вода цього стоку, зазвичай, не зазнає навіть мінімального очищення від забруднювальних речовин.

Передусім це стосується і зазначених вище озер системи Опечень. Вони не мають прямого гідравлічного зв'язку з Дніпром (верхня ділянка Канівського водосховища в межах м. Києва). Однак сезонні коливання водності на цій ділянці внаслідок зміни рівня ґрунтових вод на всій заплавної терасі можуть впливати на гідрологічний режим зазначених озер. Тривале антропогенне навантаження на них призвело до значного погіршення їхнього екологічного стану в цілому і гідрохімічного режиму зокрема [7, 10, 16, 23]. Для них характерна висока чисельність бактеріопланктону як наслідок забруднення органічними сполуками [31], підвищені концентрації біогенних і органічних речовин [10, 14, 23], вони значною мірою забруднені металами та нафтопродуктами [7, 16, 23, 24, 27]. Вміст нафтопродуктів часто буває критичним щодо якості води. За період з 1990 по 2003 рр. концентрація нафтопродуктів у воді оз. Лугового зросла в 23 рази, оз. Мінського — в 15 разів. Вміст органічних речовин за показником БСК_n збільшився у воді оз. Лугового в 2,2 раза, оз. Мінського — в 3,1 раза [6]. Зазначені озера належать до евтрофних водойм. Водночас, на прикладі оз. Кирилівського показано, що видове різноманіття водоростей у ньому знизилось майже вдвічі за більш ніж десятирічний період [9]. Подібна картина характерна і для видового складу іхтіофауни, який помітно збіднів за останні 20 років [8]. Існує тенденція значного погіршення екологічного стану озер системи Опечень через забудову прибережної зони. Раніше повідомлялось, що об'єм зливових і стічних вод, які надходять до озер системи Опечень, значно перевищує їхній загальний об'єм [1]. За даними [6, 14], щорічно до озер Мінського та Лугового

сумарно надходить 3,83 млн. м³/рік неочищених стічних вод, що майже в 3 рази перевищує об'єм самих водойм. Вже тепер слід визнати, що забруднення системи озер Опечень стає критичним, а окремі з них являють небезпеку з епідеміологічної точки зору.

Метою наших досліджень стало вивчення стану кисневого режиму озер системи Опечень у різні пори року, кисневої стратифікації і її тривалості, а також мінералізації води і співвідношення головних йонів та потенційних чинників, які впливають на динаміку зазначених параметрів гідрохімічного режиму.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили на озерах системи Опечень (рис. 1) протягом 2021 р. Відбір проб здійснювали під час зворотної температурної стратифікації (лютий), на початку формування прямої температурної стратифікації (кінець квітня), під час стійкої прямої температурної стратифікації (червень) і напередодні періоду осінньої гомотермії (перша половина вересня). Проби води відбирали за допомогою модифікованого батометра-склянки у поверхневому і придонному шарах, а також на різних глибинах через кожні 1—2 м [15]. Для транспортування і зберігання проб використовували поліпропіленові ємності. Завислі речовини вилучали шляхом мембранної фільтрації, пропускаючи пробу води об'ємом 1,0—1,5 дм³ через нітроцелюлозний мембранний фільтр Fioroni (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм. На місці відбору проб визначали температуру води, величину рН і вміст розчиненого кисню за допомогою мультифункціонального приладу AZ-86031 (КНР). Коректність результатів вимірювання концентрації розчиненого кисню вищезазначеним приладом контролювали методом Вінклера [12]. Величини Eh-потенціалу вимірювали за допомогою мультифункціонального приладу Ezodo 7200 (Тайвань). Твердість води і вміст головних йонів визначали у фільтрах води. Концентрацію йонів Na⁺, K⁺, Ca²⁺ і Cl⁻ визначали за допомогою йономіра AI-125 (Україна) з використанням відповідно скляного натрій-селективного електрода ЕЛІС-112Na (Росія), калій-селективного електрода ЕЛІС-121К з ПВХ мембраною (Росія), кальцій-селективного електрода ЕЛІС-121Ca з ПВХ мембраною (Росія) і хлорид-селективного електрода ЭМ-СІ-01 (Білорусь). Вміст йонів Mg²⁺ розраховували, беручи до уваги величини твердості води і концентрацію йонів Ca²⁺. Твердість води визначали титриметричним методом з використанням етилендіамінтетраоцтової кислоти і індикатора еріохрому чорного [12]. Концентрацію CO₃²⁻ і HCO₃⁻ йонів встановлювали шляхом прямого титрування проб води розчином HCl (0,02 або 0,05 моль/дм³) до величини рН 4,0 [12]. Вміст йонів SO₄²⁻ визначали турбідиметричним методом у вигляді сірчаноокислого барію у солянокислому середовищі з використанням гліколевого реагенту [3].

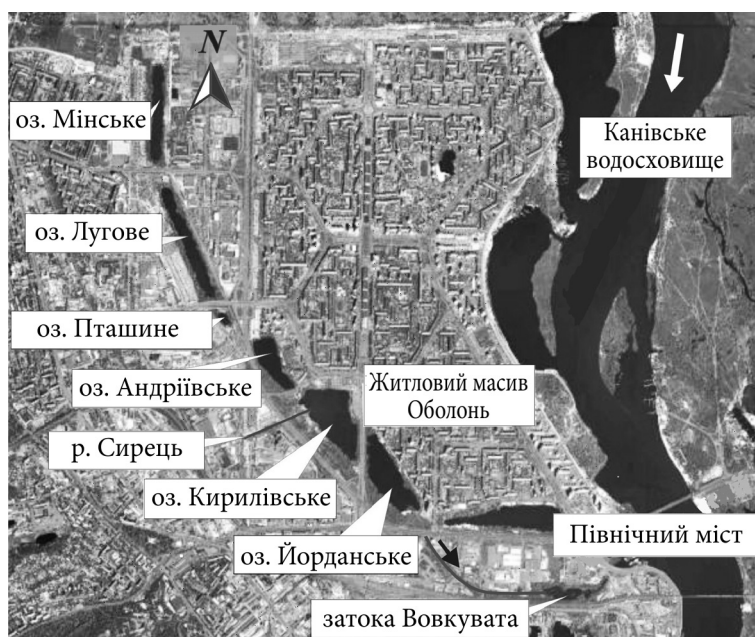


Рис. 1. Карта-схема озер системи Опечень в межах житлового масиву Оболонь, м. Київ

Результати досліджень та їх обговорення

Температурний та кисневий режими і рН води. Температура води в озерах системи Опечень як у малих водоймах знаходиться у широкому інтервалі величин залежно від пори року та глибини. Взимку вона дещо нижча, ніж у неподалік розташованому Канівському водосховищі, а навесні і влітку перевищує температуру води останнього в середньому на 2—4 °С, восени вона майже однакова (рис. 2).

Доволі інтенсивне прогрівання води поверхневого шару починається вже навесні і триває до осені. Водночас, у придонному горизонті температура води у всі пори року, за винятком зими, набагато нижча. Практично для всіх озер системи Опечень характерна температурна стратифікація — зворотна взимку і пряма у всі інші пори року (рис. 3).

Влітку і восени різниця між температурою води поверхневого і придонного шарів досягає 8—12 °С. Активне прогрівання поверхневого шару води створює сприятливі умови для розвитку фітопланктону, завдяки чому відбувається його збагачення киснем. Про це свідчать відповідні дані стосовно абсолютного і відносного вмісту кисню у воді досліджуваних озер на різних глибинах (рис. 4, 5). У придонному горизонті вміст O_2 у воді значно нижчий, що свідчить про його витрати на окиснення речовин та дихання організмів. Різниця між концентрацією кисню у воді поверхневого і придонного горизонтів досягає в середньому навесні майже 9,0 мг/дм³, влітку — 6,5 мг/дм³ і восени — 7,7 мг/дм³.

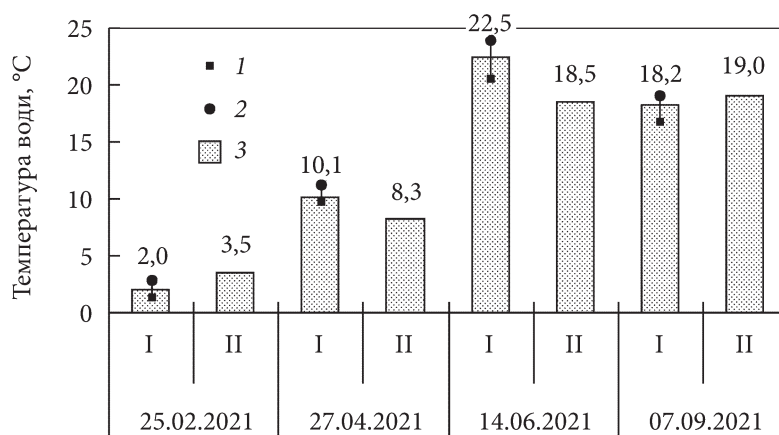


Рис. 2. Температура води поверхневого шару озер Опечень (I) і Канівського водосховища (II)¹, м. Київ, у відповідні дати відбору проб води: 1, 2 — граничні; 3 — усереднені величини. Цифри над стовпчиками — усереднені показники температури

Відповідно, насичення води киснем у придонному горизонті озер знижується в середньому навесні до 42 %, влітку — до 32 %, а восени — до 14 %. Це свідчить про те, що у придонному шарі води формуються анаеробні умови, які можуть посилювати деякі негативні явища, пов'язані зі вторинним забрудненням водного середовища.

Взимку 2021 р. концентрація O₂ у воді досліджуваних озер була порівняно низькою через тривалий льодостав (див. рис. 4, а). Відповідно і насичення води киснем було низьким (див. рис. 5, а) через відсутність атмосферної аерації. У придонному шарі води концентрація O₂ була ще нижчою.

Таким чином, результати досліджень кисневого режиму озер свідчать про незадовільний його стан, передусім, у придонному горизонті води, який проявляється фактично протягом усього року. Можна констатувати про тривалу кисневу стратифікацію в досліджуваних озерах, яка, очевидно, може бути пов'язана певною мірою і з кліматичними змінами сьогодення [25]. У сучасній науковій літературі наголошується про те, що фізико-хімічні параметри озер і водосховищ зазнають помітних змін у взаємозв'язку з проявом змін клімату. Зазначається, зокрема, що період термічної і кисневої стратифікації істотно подовжується (на 2—3 тижні) внаслідок підвищення температури води. Це, в свою чергу, супроводжується відповідними негативними наслідками для екосистем водойм, передусім дефіцитом розчиненого кисню у воді гіполімініону [19, 22, 26, 29]. Водночас, навесні, влітку і восени у поверхневому шарі води озер системи Опечень концентрація кисню доволі висока й

¹ Величини температури води у Канівському водосховищі (м. Київ) використано з сайту Центральної геофізичної обсерваторії ім. Бориса Срезневського (<http://cgo-sreznevskyi.kyiv.ua>).

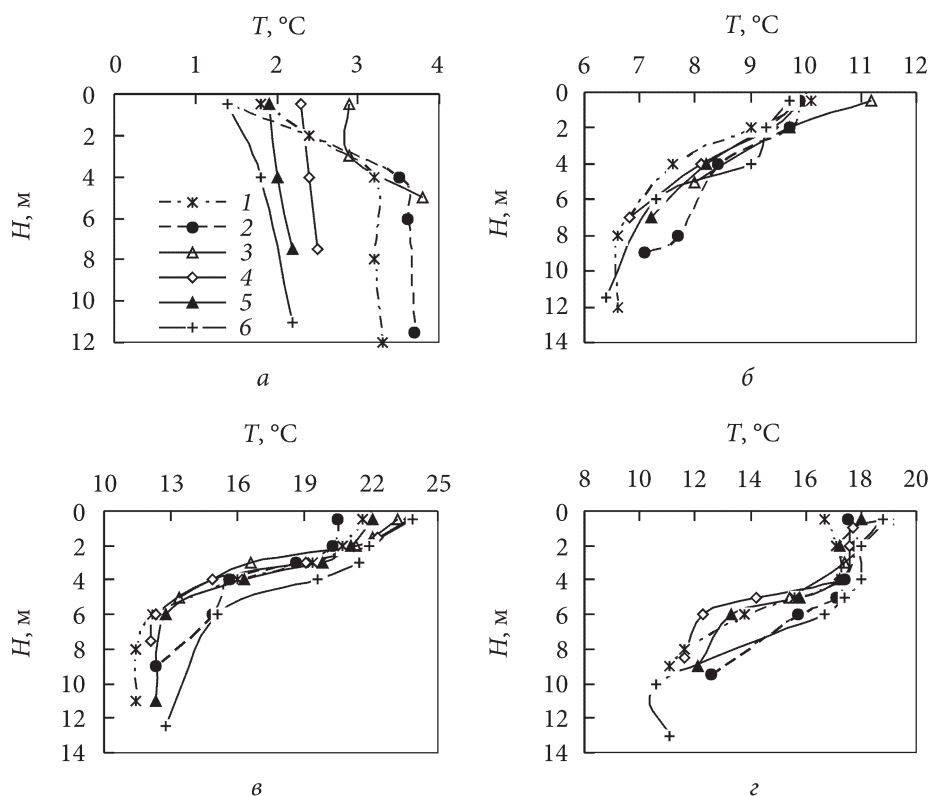


Рис. 3. Температура води в озерах системи Опечень залежно від їхньої глибини у різні пори року. Тут і на рис. 4—7, 9—11: 1, 2, 3, 4, 5, 6 — озера відповідно Мінське, Лугове, Пташине, Андріївське, Кирилівське і Йорданське. Тут і на рис. 4, 5: а — зима; б — весна; в — літо; г — осінь

істотно перевищує його розчинність за наявних величин температури і атмосферного тиску в цей період, що свідчить про фотосинтетичну активність фітопланктону.

Як показують результати досліджень, рН води озер системи Опечень змінюється в доволі широких межах — від 6,94 до 9,55. Мінімальні величини характерні для води придонного горизонту, а максимальні — для поверхневого шару. Це підтверджується відповідними даними, які характеризують мінливість рН води на різних глибинах досліджуваних озер (рис. 6). Різниця у значеннях рН досягає 2—2,5 одиниць, що досить суттєво.

Отже, можна стверджувати, що у поверхневому шарі води, де високі показники вмісту розчиненого кисню, активізуються процеси фотосинтезу, які зумовлюють її лужну реакцію. Для придонного горизонту характерний тривалий дефіцит O_2 , тобто кисень витрачається на окиснення різноманітних речовин, передусім органічних, і це зумовлює зниження рН води.

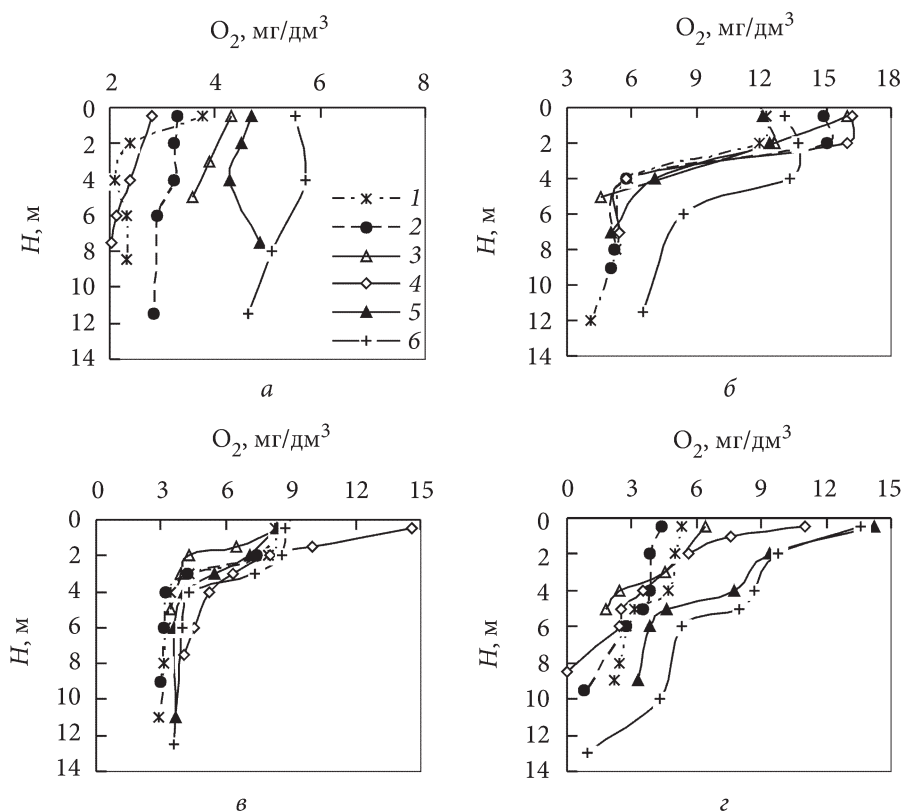


Рис. 4. Киснева стратифікація в озерах системи Опечень у різні пори року

Окисно-відновний потенціал (Eh). Недонасичення води киснем та істотне зниження величини її рН у придонному горизонті істотним чином впливають на такий важливий показник стану водної екосистеми, як окисно-відновний потенціал. Саме на підставі величин Eh можна оцінити, наскільки ефективно у поверхневому водному об'єкті відбуваються процеси самоочищення або вторинного забруднення його водного середовища. За високих значень Eh у водоймі домінують окиснювальні процеси, які сприяють самоочищенню водного середовища. Істотне ж зниження Eh , навпаки, свідчить про превалювання відновлювальних процесів. Це означає, що за таких умов відбувається відновлення хімічних елементів та їхнє існування у нижчих ступенях окиснення. Часто це сприяє розчиненню речовин, наприклад оксидів металів, вивільненню останніх з їхнього складу та перехід у розчинений стан. Змінюється також токсичність тих чи інших хімічних елементів, відбувається накопичення амонійної форми азоту тощо. Вважається, що речовини у нижчому ступені окиснення, тобто у відновленому стані, можуть проявляти більшу токсичність для живих організмів, ніж у вищому ступені окиснення, хоча до цього слід підходити диференційовано, оскільки така ситуація не зав-

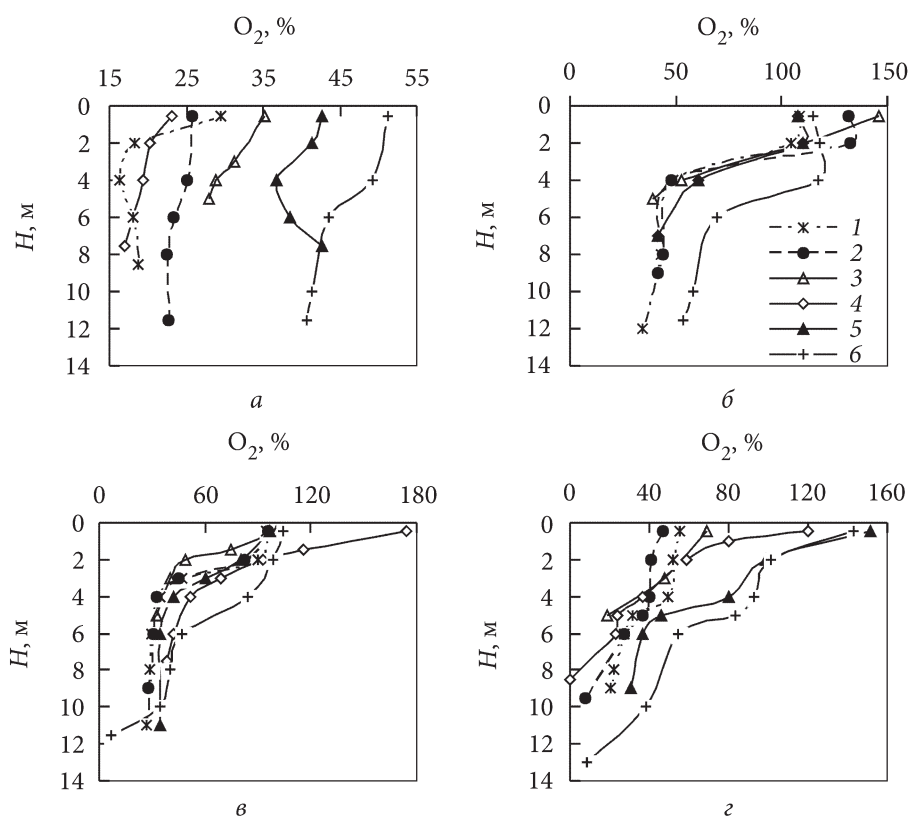


Рис. 5. Насичення води киснем в озерах системи Опечень залежно від їхньої глибини у різні пори року

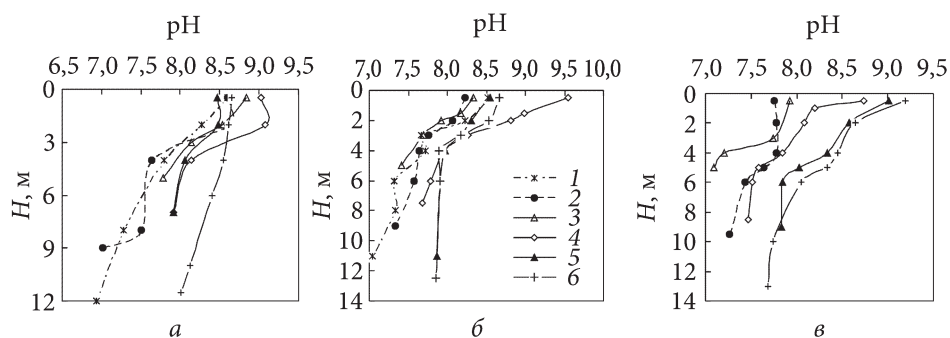


Рис. 6. Зміна рН води озер системи Опечень залежно від їхньої глибини у різні пори року: а, б, в — відповідно весна, літо, осінь

жди справджується. Наприклад, Cr(III) не проявляє такої високої токсичності, як Cr(VI).

Виявилось, що взимку і навесні показники Eh води у придонному горизонті досліджуваних озер є найнижчими (рис. 7). Це слугує підтверд-

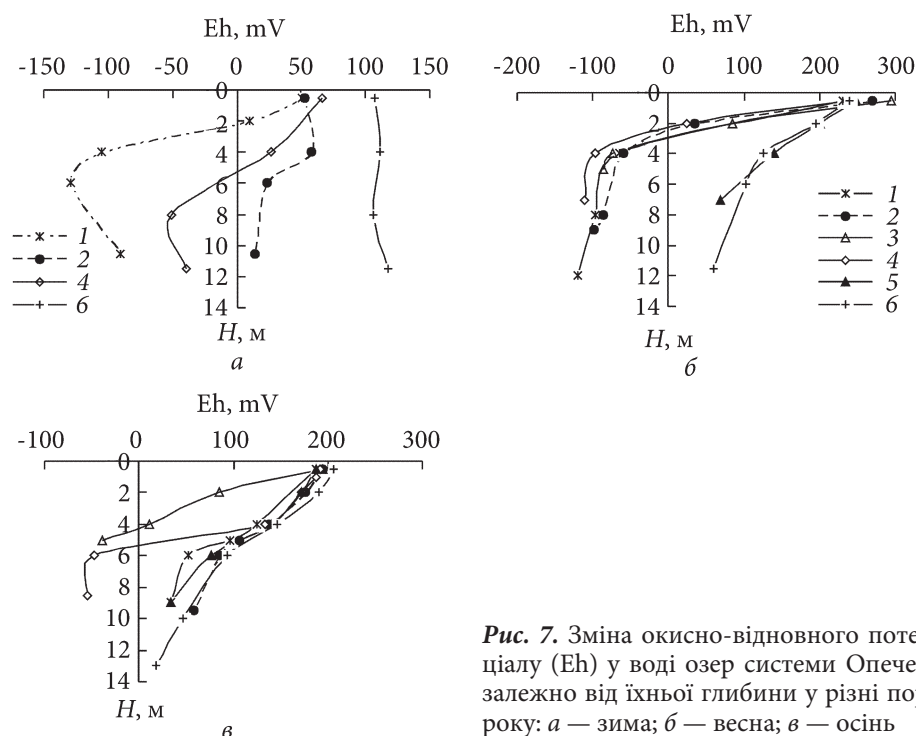


Рис. 7. Зміна окисно-відновного потенціалу (Eh) у воді озер системи Опечень залежно від їхньої глибини у різні пори року: а — зима; б — весна; в — осінь

женням того, що в них домінують відновлювальні процеси, а самоочищення водного середовища, передусім від органічних забруднювальних речовин, істотно уповільнюється або зовсім гальмується.

Варто зазначити, що гідрохімічний режим малих водойм стає найбільш уразливим до кліматичних змін, які відбуваються в умовах сьогодення. Оскільки зазначені зміни продовжуватимуться і в майбутньому, то слід очікувати, що гідрохімічний режим досліджуваних озер також зазнаватиме змін, причому не в кращий бік. Передусім це стосуватиметься стану їхнього кисневого режиму, рН та Eh води, про що вже тепер свідчать результати проведених нами досліджень, які вище обговорювались.

Мінералізація води. Не менш важливий елемент гідрохімічного режиму будь-якого поверхневого водного об'єкта — мінералізація води та співвідношення головних іонів. В умовах змін клімату ці характеристики також можуть змінюватись. Збільшення мінералізації води внаслідок антропогенного впливу стає глобальною і зростаючою загрозою для водних екосистем, оскільки негативно впливає, передусім, на гідробіоту [20, 21, 30].

Мінералізація природної води — одна з важливих характеристик, на підставі кількісних показників якої можна оцінити її придатність для використання в тих чи інших цілях, зокрема для питного водопостачання, зрошування сільськогосподарських земель та, зрештою, як середовища функціонування різноманітних водних організмів. Наприклад, вода систем централізованого питного водопостачання має відповідати певним

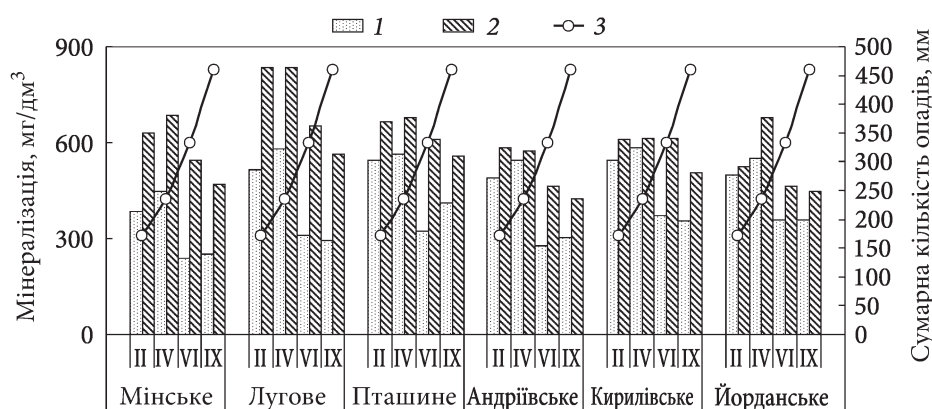


Рис. 8. Зміна мінералізації води озер системи Опечень у поверхневому (1) і придонному (2) горизонтах залежно від сумарної кількості опадів (3)² на кожну дату відбору проб протягом 2021 р. Римськими цифрами позначено місяці відбору проб

критеріям, зокрема її мінералізація не повинна перевищувати 1000 мг/дм³, а концентрація в ній іонів SO₄²⁻, Cl⁻ і Na⁺ становити відповідно не більше, ніж 250, 250 і 200 мг/дм³ [5].

Мінералізація води досліджуваних озер знаходиться в широкому діапазоні величин — від 238 до 834,6 мг/дм³ (рис. 8, таблиця). За середніми показниками вона протягом 2021 р. становила 330—464 мг/дм³ у поверхневому шарі і 511—720 мг/дм³ — у придонному горизонті. Ці показники значно більші за ті, що характерні для Канівського водосховища, яке знаходиться поруч [4, 13, 14]. У цьому водосховищі мінералізація води знаходиться в межах 248—424 мг/дм³, складаючи в середньому 323 мг/дм³ [13]. Про підвищений вміст солей у воді озер системи Опечень йдеться також у публікаціях [16, 23], в яких наведено дані про сухий залишок.

Найбільші величини мінералізації характерні для перших трьох озер, тобто для Мінського (238—684 мг/дм³), Лугового (295—835 мг/дм³) і Пташиного (324—680 мг/дм³). Характерно, що мінералізація води у поверхневому шарі, зазвичай, нижча, ніж у придонному. Вона змінюється також посезонно, знижуючись в літньо-осінню пору року. З одного боку, це може бути пов'язано з сумарною кількістю опадів, які випали протягом року на водозбірну площу, а з іншого — зі зниженням надходження солей з поверхневим стоком влітку і восени. Саме навесні відбувається змив солей, які в зимовий період широко використовуються для боротьби з обледенінням доріг та тротуарів. Тому взимку і навесні мінералізація води більша, ніж влітку і восени. На походження солей вказують результати дослідження йонного складу води досліджуваних озер (рис. 9). Доволі ви-

² Для розрахунку сумарної кількості опадів використано результати вимірювань кількості опадів, надані ЦГО ім. Бориса Срезневського (<http://cgo-sreznevskiy.kyiv.ua>), починаючи від початку льодоставу у грудні 2020 р.

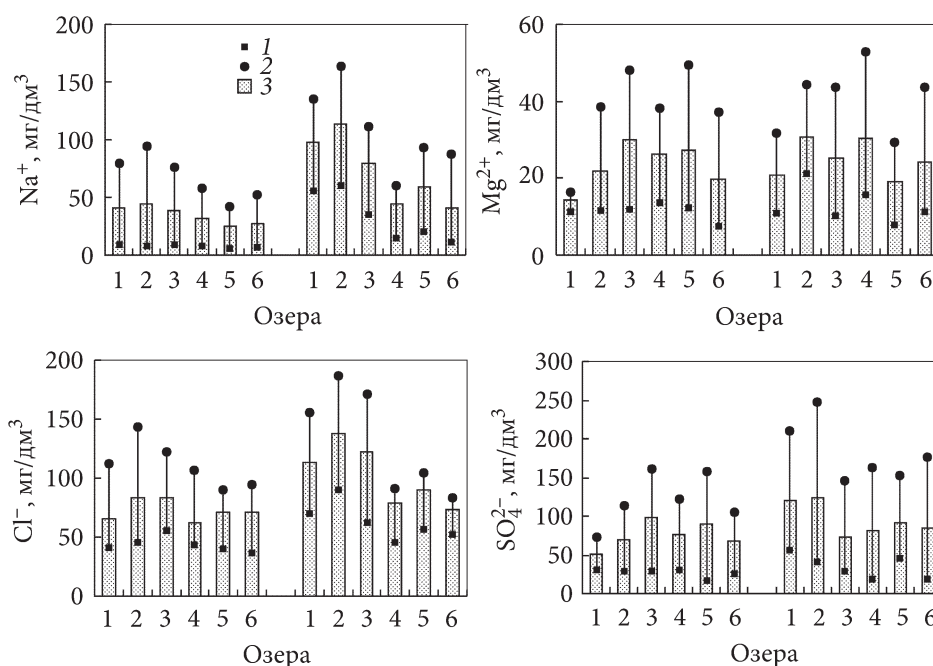


Рис. 9. Граничні (1, 2) та усереднені (3) значення концентрації йонів Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- і SO_4^{2-} у поверхневому і придонному горизонтах води озер системи Опечень

сокі концентрації йонів Na^+ і Cl^- , а також Mg^{2+} і SO_4^{2-} якраз і підтверджують їхнє антропогенне походження.

Про підвищений вміст хлоридних і сульфатних йонів повідомлялось і раніше [14, 16, 17, 23, 28]. Зокрема зазначалось, що концентрація хлорид-йонів досягала 111,0—133,5 мг/дм³, а вміст сульфат-йонів удвічі перевищував природний. Концентрація зазначених йонів залишається доволі високою і за результатами наших досліджень (див. рис. 9). Так, концентрація йонів Cl^- у воді озер системи Опечень навіть за середніх показників становить 65,4—138,2 мг/дм³, йонів SO_4^{2-} — 51,2—123,2 мг/дм³ (див. таблицю). Вона значно більша, ніж вміст зазначених йонів у воді Канівського водосховища за період 2011—2015 рр. (усереднені величини відповідно 24,07 та 36,76 мг/дм³) [11]. Це ж саме можна стверджувати і стосовно йонів Na^+ та Mg^{2+} . У воді досліджуваних озер усереднені значення їхнього вмісту становлять відповідно 24,7—113,8 і 14,4—30,8 мг/дм³ (див. таблицю), а у воді Канівського водосховища (2011—2015 рр.) — 14,8 і 14,4 мг/дм³. Підвищені концентрації йонів Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- і SO_4^{2-} у воді досліджуваних озер можуть спричинювати зміни її класу, групи і типу, передусім взимку та навесні. Особливо зазнає трансформації йонний склад верхніх чотирьох озер (Мінське, Лугове, Пташине і Андріївське). Якщо взимку і навесні вода в них належала до хлоридного, гідрокарбонатно-хлоридного або сульфатно-хлоридного класу, групи натрію, натрію і магнію або кальцію і натрію, II типу, то влітку і восени — до гідро-

Таблиця 1

Вміст головних йонів у воді поверхнього (п) і придонного (л) шарів озер системи Опечень протягом 2021 р.

Озера	K ⁺ , мг/дм ³	Na ⁺ , мг/дм ³	Ca ²⁺ , мг/дм ³	Mg ²⁺ , мг/дм ³	HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³	Cl ⁻ , мг/дм ³	SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	Σ _{йонів} , мг/дм ³
Мінське (п)	5,8–9,9	9,0–90,0	31,4–35,1	11,3–16,5	104,4–134,2	37,0–112,0	30,9–73,2	238,0–445,3
	8,0	40,7	33,4	14,4	116,9	65,4	51,2	330,0
Мінське (л)	9,8–16,6	55,2–135,2	27,8–60,3	10,8–31,7	106,8–224,0	70,5–156,0	56,4–209,4	468,6–684,2
	13,5	97,5	44,2	20,9	172,3	112,8	120,3	581,5
Лугове (п)	6,6–10,7	8,5–94,3	33,3–66,0	11,7–38,5	145,0–166,4	45,6–143,0	28,0–113,9	294,7–580,2
	8,4	43,8	47,2	21,8	152,4	82,5	69,5	425,6
Лугове (л)	8,7–15,0	60,4–163,6	35,1–79,8	18,5–44,4	146,2–305,1	90,5–186,4	40,2–247,0	563,1–834,6
	10,9	113,8	55,5	30,8	248,1	138,2	123,2	720,5
Пташине (п)	7,0–9,6	9,5–75,6	33,2–76,4	12,0–48,0	138,7–167,8	55,9–122,0	29,6–161,4	324,4–562,7
	8,4	38,8	50,5	29,9	151,5	83,1	98,6	460,8
Пташине (л)	6,9–17,6	35,2–111,3	34,4–89,2	10,3–43,5	152,6–320,0	62,1–171,0	28,3–145,3	557,7–679,7
	10,4	79,4	66,1	25,3	251,6	122,5	73,0	628,3
Андріївське (п)	7,0–9,4	7,7–58,2	35,5–61,9	13,7–38,2	109,8–168,0	43,8–107,0	30,9–121,9	277,3–543,8
	8,1	31,6	44,5	26,2	147,7	69,5	75,8	403,4
Андріївське (л)	7,4–13,6	15,3–60,3	37,0–68,0	15,8–52,9	176,3–244,0	45,6–91,6	17,8–163,0	423,1–585,0
	9,8	44,0	55,0	30,2	211,9	79,0	81,1	511,0
Кирилівське (п)	6,9–9,2	6,1–42,6	44,4–78,2	12,2–49,6	160,2–193,2	39,5–89,8	16,5–157,3	354,3–585,1
	8,1	24,7	65,4	27,2	177,9	70,9	89,8	464,0
Кирилівське (л)	6,9–9,9	20,0–92,7	45,7–101,0	8,0–29,4	179,5–267,0	56,5–104,0	45,9–151,9	505,4–613,7
	8,5	58,6	80,3	19,1	236,6	90,2	92,2	585,5
Йорданське (п)	7,0–9,0	6,5–25,3	52,8–79,0	7,4–37,3	155,6–214,0	36,6–94,4	25,7–104,7	357,7–551,4
	8,0	26,9	67,7	19,7	180,4	71,4	67,7	441,8
Йорданське (л)	6,7–10,2	11,2–87,7	42,2–93,5	11,4–43,8	199,3–244,0	51,9–83,4	19,4–175,7	446,3–677,8
	8,8	40,8	70,7	24,3	225,2	73,2	85,2	528,2

Примітка. Над ризикою — граничні показники, під ризикою — усереднені значення.

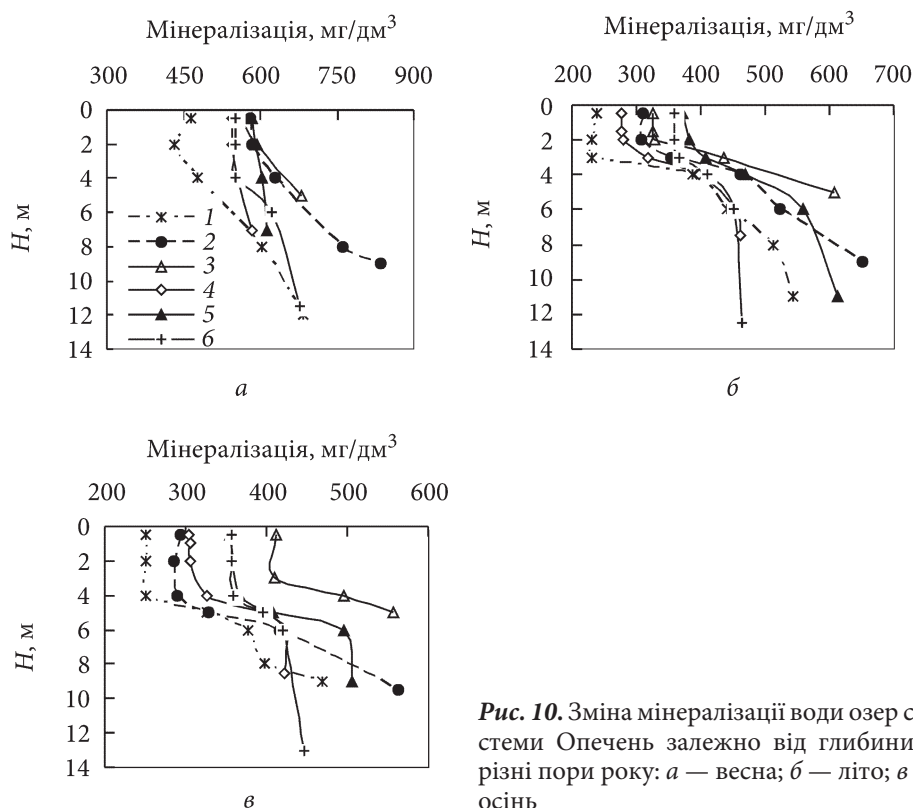


Рис. 10. Зміна мінералізації води озер системи Опечень залежно від глибини у різні пори року: а — весна; б — літо; в — осінь

карбонатно-хлоридного, гідрокарбонатного класу, групи кальцію, кальцію і натрію чи кальцію і магнію, II або III типу. Взимку і навесні вода у Кирилівському і Йорданському озерах характеризувалась як вода гідрокарбонатного і сульфатно-гідрокарбонатного класу, групи кальцію, магнію і кальцію чи магнію і натрію, II або III типу. Влітку і восени вода в них вже належала до гідрокарбонатного класу, групи кальцію, III типу. У Канівському водосховищі вода відноситься до гідрокарбонатного класу, групи кальцію, II типу (C_{II}^{Ca}).

Вище (рис. 10) наведено дані стосовно мінералізації води озер на різних глибинах. Видно, що у придонному горизонті мінералізація води більша, ніж у поверхневому. Напевно, це пов'язано з тим, що в період прямої температурної стратифікації нижче температурного стрибка (3,5—4 м) відсутнє конвективне перемішування водних мас, що знаходяться вище і нижче термоклину. Тому у процесі випадання опадів відбувається розбавлення водної маси, головним чином тієї, яка знаходиться над термоклином. Не слід забувати й про те, що збільшення концентрації солей у придонному горизонті може відбуватись за рахунок їхнього надходження з ґрунтових вод, які, зазвичай, більш мінералізовані.

Роль ґрунтового живлення зростає влітку та восени, коли знижується обсяг поверхневого стоку. Цілком очевидно, що в цей період відбувається зниження рівня води у верхній ділянці Канівського водосховища, що

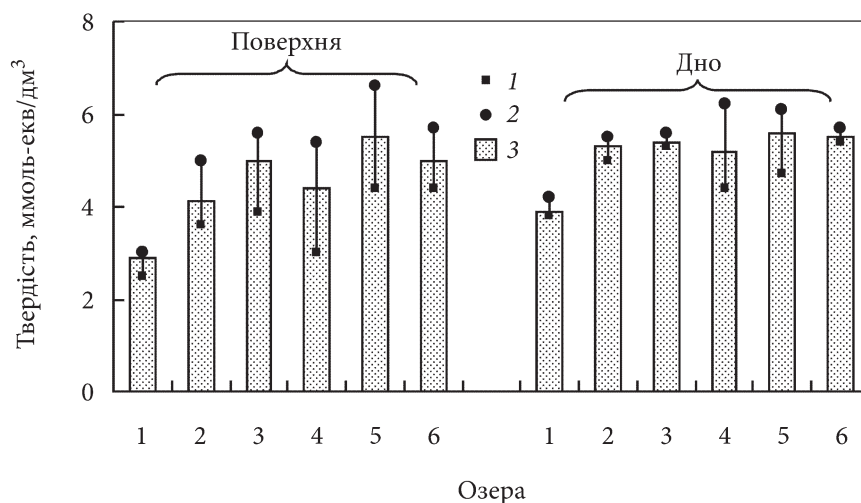


Рис. 11. Граничні (1, 2) та усереднені (3) показники твердості води у поверхневому і придонному горизонтах озер системи Опечень

призводить до зростання ролі згаданого ґрунтового живлення. Незважаючи на те, що досліджувані озера не мають гідравлічного зв'язку із зазначеною ділянкою водосховища, про що вже йшлося вище, у них також подібне явище цілком можливе. Тим більше, що їхній гідрологічний режим зазнає змін залежно від коливань водності у верхній ділянці Канівського водосховища та рівня ґрунтових вод по всій заплавної терасі.

Твердість води озер системи Опечень як характеристика, пов'язана з її йонним складом (зокрема з йонами Ca^{2+} і Mg^{2+}), знаходиться в широких межах (рис. 11) та змінюється посезонно і з глибиною.

Можна пересвідчитись, що твердість води у придонному горизонті дещо більша, ніж у поверхневому, що значною мірою узгоджується з відповідними даними стосовно загальної мінералізації води. Однак ця різниця не така помітна, як у випадку з мінералізацією води. Це свідчить, про те, що концентрації йонів Ca^{2+} і Mg^{2+} залишались більш-менш стабільними і мало змінювались з глибиною.

ВИСНОВКИ

Озера системи Опечень як малі водойми урбанізованої території зазнають постійного антропогенного впливу з боку мегаполісу — м. Києва, що істотним чином позначається на їхньому гідрохімічному режимі. Серед важливих його елементів слід зазначити кисневий режим та мінералізацію води, які змінюються як у сезонному, так і у просторовому аспекті.

Оскільки досліджувані озера розглядаються певною мірою як глибоководні, для них характерна температурна стратифікація, яка триває з весни до осені. Різниця між температурою води поверхневого і придон-

ного горизонтів влітку і восени досягає 8—12 °С. Прогрівання поверхневого шару призводить до активного розвитку фітопланктону, завдяки чому відбувається перенасичення води киснем, максимальні показники якого вже навесні становлять 109—146 %, влітку — 105—175 % і восени — 120—152 %. У придонному горизонті насичення води киснем набагато нижче: весною — 34,0—53,5 %, влітку — 26,5—36,2 % і восени — 0,0—30,8 %. Це свідчить про те, що кисень витрачається на окиснювання речовин, передусім органічних, та на дихання біоти. Практично в усіх озерах спостерігається киснева стратифікація і на глибині 3,5—4 м вміст розчиненого кисню різко знижується. Низький рівень кисню свідчить про формування анаеробних умов у придонному горизонті, які негативним чином впливають на стан водного середовища та функціонування озерних екосистем у цілому. Взимку через встановлення льодоставу на озерах істотно знижується атмосферна аерація, тому концентрація O_2 , зазвичай, низька — 2,8—5,5 мг/дм³ у воді поверхневого горизонту і 2,0—4,9 мг/дм³ — у воді придонного горизонту.

Величини рН води також істотно відрізняються у поверхневому і придонному горизонтах. Так, рН води у поверхневому шарі змінюється в межах 8,47—9,02 навесні, 8,22—9,55 — влітку і 7,75—9,19 одиниць восени. Відповідно, у придонному горизонті ці показники такі: 6,94—8,00 навесні, 7,04—7,87 влітку і 7,09—7,83 восени.

Дефіцит розчиненого кисню та порівняно низькі показники рН води у придонному горизонті істотним чином впливають на окисно-відновний потенціал, який знижується до від'ємних значень. Це свідчить про те, що у придонному шарі води домінують відновлювальні умови. А це означає, що самоочищення водного середовища істотно уповільнюється або ж зовсім припиняється. Натомість відбувається вторинне його забруднення за рахунок міграції речовин з донних відкладів.

Мінералізація води озер характеризується підвищеними показниками порівняно з верхньою ділянкою неподалік розташованого Канівського водосховища, що пояснюється багаторічним забрудненням озер солями, які взимку широко використовуються для боротьби з обледенінням доріг і тротуарів, а потім навесні потрапляють до них з поверхневим стоком. Найбільше це проявляється у перших трьох озерах системи Опечень (Мінське, Лугове і Пташине). Характерно, що мінералізація води у придонному горизонті набагато більша, ніж у поверхневому. Серед головних йонів порівняно високими концентраціями характеризуються хлоридні і сульфатні йони, а також йони Na^+ і Mg^{2+} , що служить підтвердженням їхнього антропогенного походження. Не виключено, що тут може проявляти свій вплив також ґрунтове живлення озер, а ґрунтові води, як відомо, відрізняються від поверхневих вищими показниками мінералізації в цілому і вмісту окремих йонів зокрема.

Погіршення гідрохімічного режиму озер системи Опечень в цілому і окремих його елементів зокрема слід очікувати і в подальшому, якщо не вживати заходів з їхнього оздоровлення. Зазначеному погіршенню можуть також сприяти кліматичні зміни, які відбуваються тепер і відбува-

тимуться у майбутньому, оскільки малі водойми — найбільш уразливі до таких змін. Передусім, це стосуватиметься кисневого режиму та мінералізації води, які несприятливі вже тепер для нормального функціонування озерних екосистем. Для поліпшення їхнього стану необхідно, з одного боку, істотно знизити рівень антропогенного навантаження, а з іншого — передбачити збагачення води киснем за допомогою, наприклад, установок штучної аерації, як це запроваджено на оз. Тельбін (м. Київ). Не менш важливим може стати використання альтернативних солевим сумішам засобів у боротьбі проти обледеніння доріг.

Список використаної літератури

1. Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов г. Киева. *Вестн. экологии*. 1996. № 1—2. С. 112—118.
2. Бондар О.І., Шевченко Р.Ю., Машков О.А., Пашков Д.П. Екологічна безпека довкілля в акваторії каскаду озер Опечень міста Києва. *Екологічні науки*. 2018. № 2 (21). С. 6—11.
3. ГОСТ 4389-72 Вода питьевая. Методы определения содержания сульфатов. Москва, 1972. 8 с.
4. Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П. и др. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1989. 216 с.
5. ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. Київ: Мінекономрозвитку України, 2014. 36 с.
6. Дьомін М.М., Ніщук В.С., Сінгаєвська О.І. та ін. Екологічний стан водозбору озер Мінське та Лугове в системі озер Опечень Оболонського району м. Києва. *Містобудування та терит. планування*. 2004. Вип. 19. С. 89—95.
7. Жежеря В.А., Линник П.М., Зубенко І.Б. Уміст та форми знаходження металів у озерах системи Опечень (м. Київ). *Наук. праці УкрНДДГМІ*. 2016. Вип. 269. С. 70—86.
8. Заїченко Н.В. Симбіотичні угруповання риб-вселенців в різнотипних водоймах: автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 2016. 23 с.
9. Кравцова О.В., Семенюк Н.Є. Багаторічна динаміка структурно-функціональних характеристик фітопланктону різнотипних водойм мегаполісу. *Вісн. Запорізь. нац. ун-ту. Біол. науки*. 2017. № 1. С. 140—153.
10. Линник П.М., Жежеря В.А., Жежеря Т.П. та ін. Гідрохімічний режим озер системи Опечень (м. Київ). *Наук. праці УкрНДДГМІ*. 2016. Вип. 269. С. 59—69.
11. Лозовіцький П.С. Моніторинг мінералізації та хімічного складу води Дніпра в межах Канівського природного заповідника. *Часопис картографії*. 2016. Вип. 15 (2). С. 73—101.
12. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Київ: Наук. думка, 2007. 456 с.
13. Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. Київ: Ніка-Центр, 2008. 656 с.
14. Панасюк І.В., Томільцева А.І., Зуб Л.М., Погорелова Ю.В. Якість води у міських водоймах та характер освоєння водоохоронних зон (на прикладі озер системи «Опечень», м. Київ). *Екологічна безпека та природокористування*. 2015. № 4 (20). С. 63—69.
15. Пат. 75995 Україна, МПК⁵¹ (2012.01) G 01 N 1/00 Модифікований батометр-склянка: винахідник Жежеря В.А., власник Інститут гідробіології НАН України. № u 2012 05246; заяв. 27.04.12; опубл. 25.12.12, Бюл. № 24. Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ktvsh_2016_15%282%29_10.
16. Романенко О.В., Арсан О.М., Кіпніс Л.С., Ситник Ю.М. Екологічні проблеми Київських водойм і прилеглих територій. Київ: Наук. думка, 2015. 178 с.

17. Ситник Ю.М., Івашкевич К.О., Князева Є.С., Лапшова С.О. Гідрохімічний режим деяких водойм міської зони Києва взимку та навесні 2002 р. Екологічний стан водойм м. Києва: Київ: Фітосоціоцентр, 2005. С. 13—29.
18. Хільчевський В.К., Бойко О.В. Гідролого-гідрохімічна характеристика озер і ставків території м. Києва. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія*. 2001. Т. 2. С. 529—535.
19. Arvola L., George G., Livingstone D.M. et al. The impact of the changing climate on the thermal characteristics of lakes. Ed. by D.G. George. *The impact of climate change on European Lakes. Aquatic Ecology Series 4*. Dordrecht (Netherlands): Springer, 2010. Chapter 6. P. 85—101.
20. Cañedo-Argüelles M. A review of recent advances and future challenges in freshwater salinization. *Limnetica*. 2020. Vol. 39, N 1. P. 185—211.
21. Cañedo-Argüelles M., Kefford B.J., Piscart C. et al. Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. *Environ. Pollution*. 2013. Vol. 173. P. 157—167.
22. George D.G., Hurley M., Hewitt D. The impact of climate change on the physical characteristics of the larger lakes in the English Lake District. *Freshwater Biology*. 2007. Vol. 52. P. 1647—1666.
23. Goncharova M.T., Kipnis L.S., Konovets I.M. et al. Ecological assessment of water and sediments quality of the Opechen lakes system (Kyiv). *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 4. P. 71—83.
24. Gorbatiuk L.O., Pasichna O.O., Platonov M.O. et al. Assessment of the current level of pollution of the lakes of Kyiv by petroleum hydrocarbons. *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 3. P. 95—101.
25. Linnik P.M. Climate changes as an important factor of the formation of the chemical composition of surface waters at the present time (a review). *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 1. P. 78—94.
26. Livingstone D.M. Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate Central European lake. *Climatic Change*. 2003. Vol. 57. P. 205—225.
27. Pasichna O.O., Gorbatiuk L.O., Platonov M.O. et al. Peculiarities of accumulation of heavy metals by aquatic macrophytes of the lakes of Kyiv and assessment of their bioremediation capacity. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 64—74.
28. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Gorbunova Z.N. Phytoplankton of megalopolis lakes under conditions of anthropogenic influence. *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 48—63.
29. Vincent W.F. Effects of climate change on lakes. Ed. by Likens G.E. *Encyclopedia of inland waters*. Amsterdam: Elsevier, 2009. P. 55—60.
30. Williams D.D., Williams N.E., Cao Y. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Res.* 2000. Vol. 34. P. 127—138.
31. Yakushin V.M., Potrokhov A.S., Zinkovskiy O.G. et al. Bacteria numbers and proteolytic activity in the water of the lake located within the urban territory. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 3. P. 77—86.

Надійшла 18.02.2022

P.M. Linnik, Dr. Sci. (Chem.), Prof., Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

V.A. Zhezherya, PhD (Geogr.), Senior Researcher
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

PECULIARITIES OF DYNAMICS OF CERTAIN ELEMENTS OF THE
HYDROCHEMICAL REGIME OF SMALL WATERBODIES OF URBANIZED
TERRITORY: OXYGEN REGIME AND WATER SALINIZATION

The results of researches of dynamics of separate elements of a hydrochemical regime of small waterbodies of the urbanized area, in particular an oxygen regime, water salinization and the main ions are discussed. The research was conducted on the lakes of the Opechen' system (Kyiv city) at different times of the year. These lakes are subject to significant anthropogenic pressure, which significantly affects their hydrochemical regime. They are characterized by temperature stratification, which lasts from spring to autumn. In the summer-autumn season, the difference in water temperature in the surface and bottom horizons is 8—12 °C. From spring to autumn, oxygen stratification continues in the studied lakes. Due to photosynthesis, the water in the surface layer is supersaturated with oxygen: 109—146, 105—175 and 120—152 %, respectively, in spring, summer and autumn. In contrast, the bottom water horizon is characterized by oxygen deficiency, which lasts almost all year round. Oxygen saturation does not exceed 34,0—53,5 % in spring, 26,5—36,2 % in summer and 0,0—30,8 % in autumn. The pH of the water of the surface and bottom horizons are also in a wide range of values — from 9,55 to 6,94. As a result of measurements of the redox potential (Eh), it was found to decrease to negative units in the water of the bottom horizon, which indicates the dominance of the reduction conditions. The water salinization of the studied lakes is much higher than in the nearby Kaniv Reservoir (upper section). And in the surface layer of water it is much lower than in the bottom. Quite high concentrations of Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻ and Mg²⁺ ions were found, which is due to their anthropogenic origin — the inflow of salts with surface runoff due to their widespread use to combat road icing. Deterioration of the hydrochemical regime of lakes should be expected in the future in connection with climate change.

Keywords: *waterbodies of urbanized territory, lakes of the Opechen' system, hydrochemical regime, temperature and oxygen stratification, redox potential, water salinization, main ions.*

Hydrobiological Journal

Number 2

2022

CONTENTS

General Hydrobiology

L.M. Zub, Yu.V. Pohorielova & M.S. Prokopuk. Species richness of higher aquatic plants of floodplain complexes of the Dnieper river within the city of Kyiv 3

T.V. Dvoreckiy, V.V. Trylis & O.L. Savitskiy. Evaluation of mass development of water plant *Pistia stratiotes* in the waterbodies of left-bank flood plain of the Dnieper river nearby Kyiv on the basis of satellite data 18

P.D. Klochenko, T.F. Shevchenko & Z.N. Gorbunova. Phytoepiphyton as indicator of the state of water bodies of the «Golosiyivsky» National Nature Park (Ukraine) 32

G.V. Teren'ko, F.P. Tkachenko & V.P. Gerasimyuk. Phytoplankton of the coastal complex of water bodies of the «Biloberezhzha Svyatoslava» National Nature Park (Ukraine) 45

Fish-Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

S.V. Mezhzherin, A.O. Tsyba, S.V. Kokodiy & D.S. Lutsenko. Fishes of the rivers of the forest-steppe zone of the Dnieper basin: long-term changes of the species composition and abundance 57

Aquatic Toxicology

L.O. Gorbatiuk & O.O. Pasichna. Some aspects of oil pollution of bottom sediments in aquatic ecosystems (a review). 85

Hydrochemistry

P.M. Linnik & V.A. Zhezherya. Peculiarities of dynamics of certain elements of the hydrochemical regime of small waterbodies of urbanized territory: oxygen regime and water salinization 99

Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2022. Т. 58, № 2. 1–116

Гідробіологічний журнал. Т. 58, № 2, 2022