

УДК 574.5:592]:504.5(477.51)

В.А. ЛЯШЕНКО, к. б. н., асистент кафедри екології та зоології,
Навчально-науковий центр «Інститут біології та медицини»,
Київський національний університет імені Тараса Шевченка,
вул. Володимирська, 64/13, Київ, 01601, Україна
e-mail: liashenko@knu.ua
ORCID 0000-0001-5156-4963

А.А. СИЛАЄВА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: asylaieva-ihb@ukr.net
ORCID 0000-0001-9881-3824

Д.І. ГУДКОВ, д. б. н., проф., чл.-кор. НАН України, завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

О.Є. КАГЛЯН, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: alex_kt983@ukr.net

СТРУКТУРНІ ПОКАЗНИКИ УГРУПОВАНЬ ДОННИХ І ФІТОФІЛЬНИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ У ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ ЗА РІЗНОЇ ПОТУЖНОСТІ ДОЗИ ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ¹

Проведено дослідження структурних показників угруповань донних і фітофільних безхребетних у водних об'єктах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) з різними рівнями потужності дози зовнішнього радіаційного опромінення. В усіх водних об'єктах зареєстровано низькі показники видового багатства, чисельності та біомаси представників макрофауни безхребетних. Отримані результати свідчать, що фауна донних та фітофільних безхребетних водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС (ЧАЕС) за своєю структурою відрізняється від фауни інших водойм ЧЗВ суттєвіше, ніж ці водойми відмінні між собою за рівнями дозового навантаження на

¹Роботу виконано за підтримки Національного фонду досліджень України (проект № 2020.02/0264) і Національної академії наук України, а також у співробітництві з Державним спеціалізованим підприємством «Екоцентр» Державного агентства України з управління зоною відчуження.

Ц и т у в а н н я: Ляшенко В.А., Силаєва А.А., Гудков Д.І., Каглян О.Є. Структурні показники угруповань донних і фітофільних безхребетних у водних об'єктах за різної потужності дози іонізуючого опромінення. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60. № 3. С. 100—118.

біоту. Головною причиною цих відмінностей вважаємо суцесійні процеси в екосистемі, викликані трансформацією водойми-охолоджувача ЧАЕС. Також немає підстав стверджувати, що вплив зовнішнього іонізуючого випромінювання визначає зміну структурних показників угруповань донних та фітофільних безхребетних у водоймах ЧЗВ.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, водні об'єкти, донні безхребетні, фітофільні безхребетні, радіонуклідне забруднення, потужність дози зовнішнього опромінення.

Аварія на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) призвела до наймасштабнішого в історії атомної енергетики радіонуклідного забруднення водних і наземних екосистем, а також надала потужного поштовху для багаторічних радіоекологічних і радіобіологічних досліджень. Впродовж післяаварійних років у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) широко проводились радіоекологічні дослідження, присвячені особливостям накопичення, міграції та перерозподілу радіонуклідів та їх фізико-хімічних форм в абіотичних і біотичних компонентах водних екосистем [4, 5, 10, 26, 27, 29—31, 34, 36—39, 46, 48, 49], формуванню доз опромінення основних груп водних організмів за рахунок зовнішніх і внутрішніх джерел іонізуючого випромінювання [1, 17, 18, 30, 35, 36], а також аналізу радіаційно-індукованих цитогенетичних і соматичних порушень у гідробіонтів в умовах хронічного впливу малих доз опромінення [16, 23, 24, 32, 33, 40, 42, 43, 45, 47].

На жаль, незважаючи на понад тридцять сім років, які минули після аварії, досліджень тривалого впливу радіонуклідного забруднення на водну біоту на рівні популяцій та екосистем вкрай недостатньо. Залишається нез'ясованим вплив малих доз опромінення на рівні багатовидових угруповань водних організмів. Головним недоліком більшості наявних робіт є обмежене таксономічне охоплення, адже досліджували переважно хронічний вплив радіаційного опромінення на популяції окремих видів або на маркерні таксономічні групи [19, 20, 22, 23, 25, 27, 29].

Гідробіологічні спостереження кількісних і якісних характеристик угруповань гідробіонтів, зокрема зообентосу і зооперифітону водойми-охолоджувача (ВО) ЧАЕС, були розпочаті ще до аварії 1986 р., а потім продовжені у 2000-х роках і, разом з дослідженнями деяких озер лівобережної заплави р. Прип'ять, періодично виконувались до 2018 р. Результати цих досліджень опубліковані у низці статей і монографій, зокрема [2, 7—10, 12, 14, 41].

Слід зазначити, що впродовж 2014—2018 рр. на ЧАЕС відбулась унікальна подія — у жовтні 2014 р. у зв'язку з вимушеним припиненням водозабору з р. Прип'ять, почалося нерегульоване зниження рівня води у ВО, переважно за рахунок фільтрації через тіло огорожувальної дамби. Через два роки рівень води знизився більш ніж на 3,5 м, і на колишній акваторії ВО сформувалося три водойми з різними морфометрією, об'ємом і площею водного дзеркала. Влітку 2017 р. площа осушеної частини водойми склала більше 40 % від колишньої акваторії [13]. Впродовж 2018 р. рівень води знизився до 6,5—7,0 м відносно рівня колишньої ВО, і вста-

новився у залишкових водоймах таким, що відповідає «сталому», залежно від водності р. Прип'ять. При цьому зменшення підпору ВО призвело також до істотного зниження рівня води у розташованій поруч природній заплавної водоймі — оз. Азбучин.

Зважаючи на неповноту даних щодо хронічного впливу іонізуючого випромінювання на угруповання гідробіонтів, а також сукцесійні процеси у деяких водоймах ЧЗВ у зв'язку зі зниженням рівня води у ВО ЧАЕС, метою нашої роботи було дослідити структурні показники угруповань донних та фітофільних безхребетних водних об'єктів ЧЗВ та оцінити їх зв'язок із хімічним складом води та потужністю поглиненої дози (ППД) зовнішнього опромінення.

Матеріал і методика досліджень

У липні 2021 р. безхребетних досліджували у ВО ЧАЕС, у п'яти озерах ЧЗВ та на ділянці р. Прип'ять (біля м. Чорнобиль) (рис. 1). Для дослідження безхребетних ВО ЧАЕС проби відбирали на чотирьох частинах водойми: північно-західній (ПнЗЧ ВО), північно-східній (ПнСЧ ВО), південно-західній (ПдЗЧ ВО) та південно-східній (ПдСЧ ВО). Таке розташування точок відбору проб відповідає попереднім дослідженням цієї водойми. Безхребетних оз. Глибоке також вивчали у попередні (2016—2018) роки, а дослідження безхребетних у озерах Азбучин, Вершина, Плютовище та Янівському затоні проведено вперше.

В якості водойми-контролю поза межами ЧЗВ було обране заплавне озеро, що знаходиться на території ландшафтного заказника місцевого значення «Жуків острів» в межах м. Київ (далі оз. Жуків острів).

Відповідно до застосованих методів відбору проб під час аналізу розділяли безхребетних, асоційованих з донними відкладами (донні безхребетні, ДБ) та з вищими водними рослинами (фітофільні безхребетні, ФБ). Для опису загального видового багатства, структури і ступеня розвитку ДБ і ФБ певного водного об'єкта використовували об'єднуючий термін «макрофауна».

Проби ФБ відбирали у заростях прибережних вищих водних рослин (ВВР) з площі 1 м² за допомогою сачка з розміром вічка 1 мм [3]. Відстань від берега не перевищувала 1 м, глибина відбору проб складала 0,5 м. Видовий склад ВВР усіх досліджених водних об'єктів загалом не відрізнявся, вегетували в основному: *Schoenoplectus* sp., *Myriophyllum* sp., *Glyceria* sp., *Ceratophyllum* sp., *Phragmites* sp., *Nuphar* sp., *Salvinia* sp., *Falcaria* sp., *Nymphaea* sp.

Проби ДБ відбирали секційним дночерпаком СДЧ-100 (площа відбору 0,01 м²) з глибин 1,5, 3,0 та 5,0 м. На ділянці р. Прип'ять обстежували лише ФБ, у оз. Жуків острів — ДБ та ФБ з глибини 1,5 м.

Проби на кожній глибині відбирали у трьох повтореннях. Проби промивали через сито з розміром вічка 1 мм та фіксували 4 % розчином формальдегіду, розрахунок показників рясності безхребетних приведено на 1 м² [6].

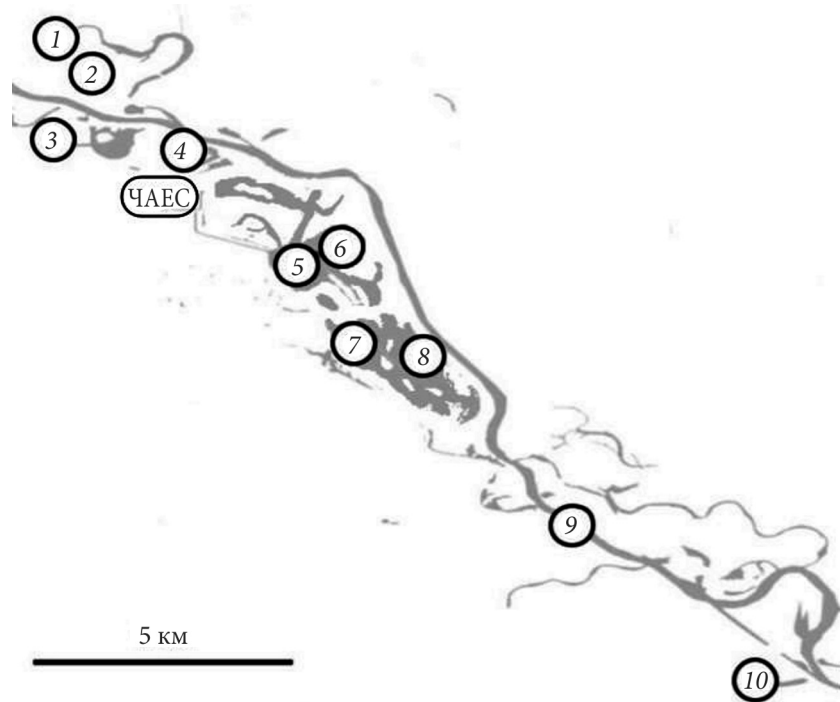


Рис. 1. Розташування точок відбору проб з водойм у межах ЧЗВ: 1 — оз. Глибоке; 2 — оз. Вершина; 3 — Янівський затон; 4 — оз. Азбучин; 5 — ПнЗЧ ВО; 6 — ПнСЧ ВО; 7 — ПдЗЧ ВО; 8 — ПдСЧ ВО; 9 — р. Прип'ять; 10 — оз. Плютовище. Еліпсом позначено розташування Чорнобильської АЕС.

Для порівняння зареєстрованих нами структурних показників угруповань ДБ із результатами попередніх досліджень та для оцінки змін якісних і кількісних характеристик ДБ використано частково опубліковані та неопубліковані результати дослідження ДБ ВО ЧАЕС упродовж літніх періодів 2016—2018 рр. [9, 11—13]. У цей період проби ДБ також відбирали за допомогою дночерпака СДЧ-100 на глибинах від приузьрих ділянок до глибини 4 м. У серпні 2016 р. на ділянках ПнСЧ ВО і ПдЗЧ ВО було обстежено також глибини 5 і 8 м.

Представників усіх таксономічних груп визначено до можливого нижчого ідентифікованого таксону — НІТ [41]. Для порівняння схожості біот між водними об'єктами використано метод ієрархічної кластеризації з незваженим попарним середнім (UPGMA). Кластеризацію проведено на основі оцінок схожості таксономічного складу за індексом Жаккара. Розрахунки виконано у програмному забезпеченні PAST v.4.12.b.

Дослідження хімічного складу водного середовища проводили тричі в червні — липні 2021 р. з використанням багатопараметричного вимірювача якості води HORIBA U-50 («HORIBA Scientific», Японія) та лабораторного іоніміру AI-125 (ТОВ «Дилис», Україна). Розрахунок ППД зовнішнього опромінення водних безхребетних виконували на основі даних

питомої активності головних дозоутворювальних радіонуклідів у воді та донних відкладах за допомогою програмного забезпечення ERICA Assessment Tool 2.0 [21]. Похибка оцінки ППД становила 20—25 %.

Для оцінки зв'язку між структурою макрофауни, хімічним складом води та рівнями зовнішнього дозового навантаження проведено ординацію за методом канонічного аналізу відповідностей (Canonical Correspondence Analysis — CCA). Статистичні розрахунки виконано у програмному забезпеченні PAST v.4.12.b.

Результати досліджень та їх обговорення

Таксономічний склад донних та фітофільних безхребетних у досліджених водних об'єктах. У липні 2021 р. у досліджених водних об'єктах зареєстровано загалом 43 НІТ безхребетних, які належали до 17 таксонів вищого порядку (табл. 1). З них 33 представників ідентифіковано до виду. Таксономічний склад макрофауни безхребетних водойм ЧЗВ опубліковано у вигляді набору даних у онлайн інфраструктурі Global Biodiversity Information Facility (GBIF.org) за посиланням: <https://doi.org/10.15468/sn6c63> [28].

Макрофауна чотирьох частин ВО ЧАЕС нараховувала 17 НІТ (з них ДБ — 6 НІТ, ФБ — 16 НІТ), що належали до 10 таксонів вищого порядку. ДБ представлені чотирма таксонами: Bivalvia, Oligochaeta, Ephemeroptera та Chironomidae, а ФБ дев'ятьма: Gastropoda, Oligochaeta, Amphipoda, Mysidacea, Ephemeroptera, Odonata, Hemiptera, Chironomidae, Hydrachnidia.

Найчастіше серед ДБ ВО ЧАЕС зустрічався вид *Chironomus plumosus* (Linnaeus, 1758), що мав частоту трапляння 75 %. Серед ФБ ВО ЧАЕС частоту трапляння у 100 % мали 7 НІТ — *Procloeon ornatum* (Tschernova, 1928), *Platycnemis pennipes* (Pallas, 1771), *Plyocoris cimicoides* (Linnaeus, 1758), *C. plumosus*, *Stylaria lacustris* (Linnaeus, 1758), Mysidae sp. та Hydrachnidia sp.

Таксономічний склад ДБ змінювався відносно етапів сукцесії ВО [2, 7, 44]. Станом на 2021 р. можна констатувати різке зниження таксономічного багатства ДБ, імовірно внаслідок зниження рівня води у водоймі та осушення значних ділянок узбережжя (рис. 2).

У складі ДБ ВО ЧАЕС відбулась елімінація угруповань Dreissenidae та представників Amphipoda [9, 12, 13]. Chironomidae та Oligochaeta, що у попередні роки домінували за кількістю НІТ, представлені відповідно одним (*Ch. plumosus*) і трьома видами (*Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparède, 1862), *S. lacustris* та *Tubifex newaensis* (Michaelsen, 1903)).

Оскільки кількість НІТ ФБ майже втричі вища за таку ДБ, можна вважати ВВР певним рефугіумом для безхребетних, особливо личинок Insecta. Найбільше видове багатство зареєстровано для ряду Hemiptera (шість видів). Лише серед ФБ відмічені ракоподібні (*Echinogammarus ischnus* (Stebbing, 1899)) та Mysidae sp.

Макрофауна водних об'єктів ЧЗВ загалом нараховувала 32 НІТ безхребетних, з яких до виду визначено 25 (рис. 3).

Таблиця 1

Структурні показники угруповань ДБ та ФБ досліджених водних об'єктів, липень 2021 р.

| Водні об'єкти | ДБ | | | ФБ | | |
|------------------|---------------|-----------------------------------|-----------------------------|---------------|-----------------------------------|-----------------------------|
| | кількість НІТ | чисельність, екз/м ² * | біомаса, г/м ² * | кількість НІТ | чисельність, екз/м ² * | біомаса, г/м ² * |
| оз. Глибоке | 6 | 670 | 1,21 | 20 | 100 | 1,09 |
| оз. Вершина | 4 | 500 | 0,33 | 21 | 90 | 12,29 |
| Янівський затон | 4 | 633 | 0,72 | 11 | 60 | 0,96 |
| оз. Азбучин | 4 | 733 | 0,63 | 18 | 134 | 2,73 |
| ПнЗЧ ВО ЧАЕС | 4 | 533 | 1,02 | 14 | 235 | 2,80 |
| ПнСЧ ВО ЧАЕС | 5 | 500 | 12,09 | 15 | 174 | 0,99 |
| ПдЗЧ ВО ЧАЕС | 4 | 600 | 0,86 | 10 | 73 | 0,68 |
| ПдСЧ ВО ЧАЕС | 5 | 800 | 9,97 | 11 | 115 | 1,49 |
| р. Прип'ять | — | — | — | 7 | 200 | 13,28 |
| оз. Плютовище | 3 | 333 | 0,30 | 9 | 28 | 4,71 |
| оз. Жуків острів | 10 | 1325 | 7,55 | 13 | 60 | 13,14 |

Примітка. * Представлено середні значення.

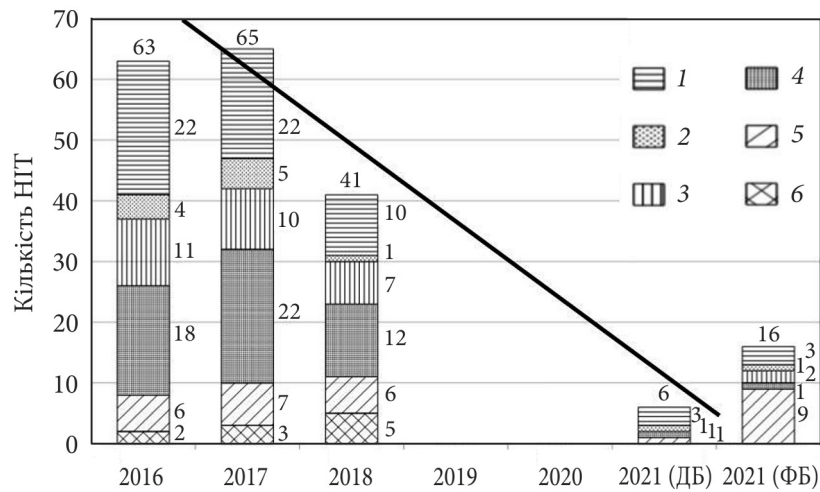


Рис. 2. Багаторічні зміни таксономічного складу макрофауни ВО ЧАЕС: 1 — Oligochaeta; 2 — Mollusca; 3 — Crustacea; 4 — Chironomidae; 5 — інші Insecta; 6 — інші таксони. Прямая лінія презентує апроксимацію зниження видового багатства донних безхребетних: $y = 68,5 - 12,4x$ $R^2 = 0,948$

Видове багатство макрофауни озер Глибоке, Вершина та Азбучин вище, ніж у ВО ЧАЕС — відповідно 21, 22 та 19 НІТ. Для Янівського затоку та оз. Плютовище видове багатство нижче, ніж у ВО ЧАЕС — відповідно 12 та 10 НІТ. Як і під час попередніх досліджень у макрофауні озер ЧЗВ зареєстровано таксони, які не зустрічались у ВО ЧАЕС: Coleoptera, Isopoda, Bithyniidae, Viviparidae, Planorbidae та Hirudinea.

Видове багатство ФБ р. Прип'ять було найнижчим серед усіх досліджених водних об'єктів та налічувало лише 7 НІТ гідробіонтів, що належали до 7 таксонів вищого порядку. Низьке видове багатство безхребетних р. Прип'ять може пояснюватись відмінними гідроморфологічними умовами, адже це єдиний водотік серед досліджених водних об'єктів.

Макрофауна оз. Жуків острів налічувала 15 НІТ безхребетних (ДБ — 10 НІТ, ФБ — 13 НІТ), що належали до 9 таксонів вищого порядку. Зареєстровано лише чотири унікальних НІТ: імаго р. *Micronecta*, личинки *Ischnura elegans* (Van der Linden, 1820), *Polypedilum convictum* (Walker, 1856) та *Viviparus contectus* (Millet, 1813), інші — зустрічались у водоймах ЧЗВ.

Результати порівняння схожості структури угруповань ДБ та ФБ за індексом Жаккара з подальшою ієрархічною кластеризацією для встановлення груп найбільш подібних водних об'єктів наведено на рис. 4.

Оцінки подібності видового складу угруповань як ДБ, так і ФБ добре узгоджуються між собою. Відмітимо вищі значення подібності усіх водних об'єктів, отримані за таксономічним складом ДБ.

Серед водних об'єктів ЧЗВ як за ДБ, так і за ФБ, виокремлюються два кластери. Перший кластер із найбільшою таксономічною подібністю (0,8

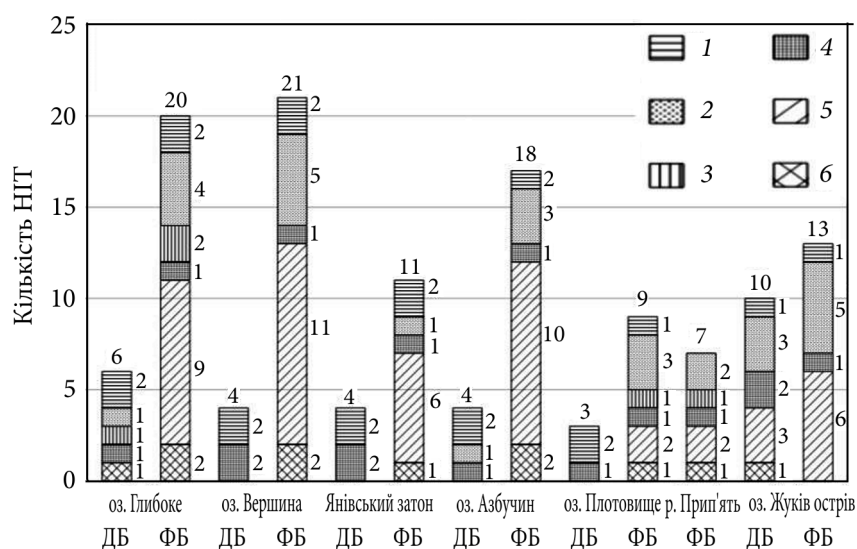


Рис. 3. Таксономічний склад макрофауни водних об'єктів ЧЗВ та оз. Жуків острів, липень 2021 р.: 1 — Oligochaeta; 2 — Mollusca; 3 — Crustacea; 4 — Chironomidae; 5 — інші Insecta; 6 — інші таксони

і більше за ДБ та 0,7 і більше за ФБ) формують 4 частини ВО ЧАЕС. Відповідно до результатів досліджень у 2018 р. подібність видового складу у різних частинах цієї водойми за індексом Жаккара складала від 0,38 до 0,50. Таким чином між 2018 та 2021 рр. видове багатство ДБ ВО ЧАЕС зменшилося, а подібність таксономічного складу зростає. Можемо припустити, що видовий склад ДБ цієї водойми внаслідок трансформації скоротився до невеликої кількості найбільш витривалих представників.

Другий кластер утворюють п'ять водойм ЧЗВ. У межах цього кластеру оцінки подібності таксономічного складу дещо відрізняються залежно від екологічної групи безхребетних. За фаунами ДБ найвища подібність між озерами Азбучин та Плотовище, а найбільш віддалена гілка цього кластеру — Янівський затон. Натомість за ФБ найвища подібність між Янівським затоном та оз. Азбучин, а найбільш віддаленим є оз. Плотовище. Отримані результати вказують на високу подібність видового складу ДБ та ФБ водних об'єктів ЧЗВ, що може свідчити про формування їх угруповань у схожих умовах довкілля.

Показники рясності донних та фітофільних безхребетних у досліджених водних об'єктах. У 2021 р. чисельність ДБ у ВО ЧАЕС складала від 200 до 1700 екз/м² (в середньому — 610 екз/м²); ФБ — від 73 до 235 екз/м² (в середньому — 150 екз/м²). Біомаса ДБ була від 0,23 до 35,49 г/м² (в середньому — 6,00 г/м²), а представників ФБ — від 0,68 до 2,80 г/м² (в середньому — 1,50 г/м²) (див. табл. 1).

Влітку 2021 р. зареєстровано найнижчі значення чисельності та біомаси ДБ у ВО ЧАЕС у порівнянні з попередніми роками спостережень.

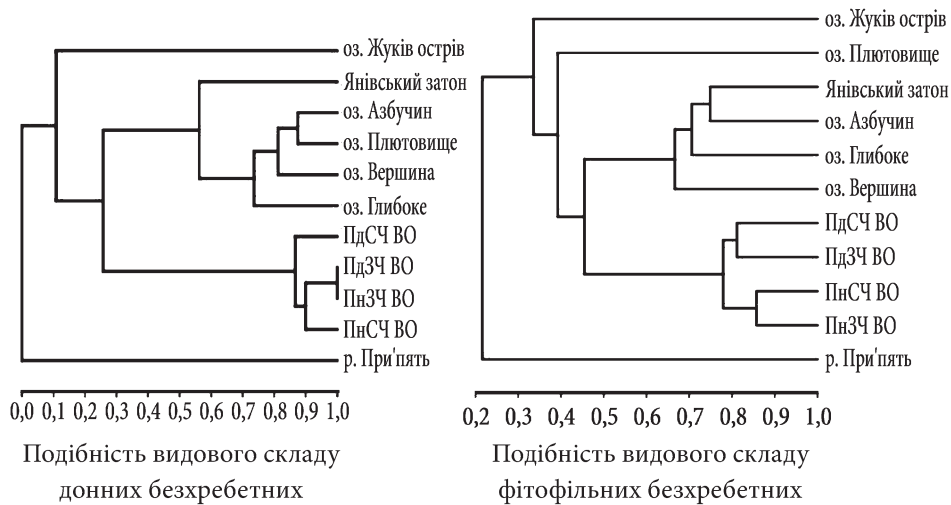


Рис. 4. Подібність видового складу угруповань макрофауни у водних об'єктах ЧЗВ та оз. Жуків острів, липень 2021 р.

Середні показники чисельності та біомаси безхребетних ВО ЧАЕС за періоди спостереження представлено на рис. 5.

Відповідно до [6] показники чисельності та біомаси ДБ ВО ЧАЕС можна віднести до градації «Низька»; а показники ФБ за чисельністю — «Дуже низька», за біомасою — «Гранично низька».

Зареєстровані показники чисельності ДБ інших водних об'єктів ЧЗВ належать до градацій «Низька», «Дуже низька» та «Гранично низька», а показники біомаси ДБ належать до градації «Гранично низька». Чисельність ДБ оз. Жуків острів належить до градації «Нижча за середню», а біомаса ДБ — «Низька».

Зареєстровані показники чисельності ФБ для водних об'єктів ЧЗВ належали до градацій «Дуже низька» та «Гранично низька». Показники біомаси ФБ належали до градації «Гранично низька», за виключенням оз. Вершина. Це виключення пояснюється наявністю молюсків *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758) та *Planorbis planorbis* (Linnaeus, 1758), що складала 76 % біомаси. Біомаса усіх інших ФБ у оз. Вершина належала до градації «Гранично низька». Рясність ФБ р. Прип'ять та оз. Жуків острів за чисельністю відповідала градації «Дуже низька», а за біомасою — «Низька».

Показники хімічного складу води та оцінка зовнішнього дозового навантаження у досліджених водних об'єктах. Результати досліджень хімічного складу води та оцінки зовнішнього дозового навантаження у досліджених водних об'єктах наведено у табл. 2, за можливості вказуємо розраховані середні значення показників та довірчий інтервал ($p < 0,05$).

В усіх водних об'єктах (за виключенням оз. Плютовище) спостерігався лужний показник рН. Відповідно до [6] за цим показником найвища

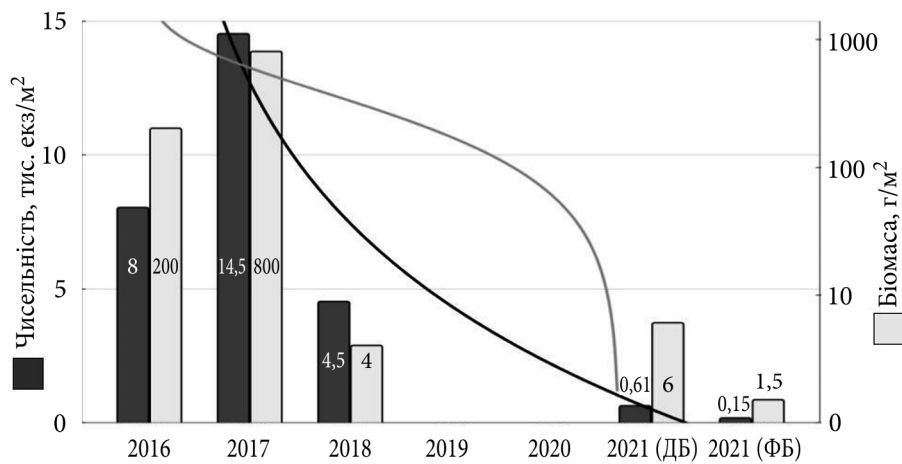


Рис. 5. Багаторічні зміни середньої чисельності та біомаси макрофауни ВО ЧАЕС. Біомаса представлена у логарифмічній шкалі. Чорна крива презентує апроксимацію зниження чисельності донних безхребетних: $y = 13 - \ln x$ $R^2 = 0,896$. Сіра крива презентує апроксимацію зниження біомаси донних безхребетних: $y = 629 - 467 \ln x$ $R^2 = 0,948$

якість поверхневих вод притаманна оз. Глибоке — I клас якості («Дуже чисті води»). Для трьох частин ВО ЧАЕС, оз. Вершина, Янівського затону та оз. Жуків острів якість води за показником рН відповідала найгіршому V класу («Дуже брудні води»).

Високим вмістом розчиненого кисню у придонному шарі води характеризувались усі водні об'єкти за виключенням оз. Плютовище. За цим показником води оз. Плютовище належали до IV класу якості («Брудні води»), а води всіх інших водних об'єктів — до I класу («Дуже чисті води»).

Усім дослідженим об'єктам притаманний низький рівень мінералізації води, що відповідає I класу якості, за виключенням оз. Азбучин, для якого цей показник відповідав II класу («Чисті води»). За вмістом хлоридів I класу якості води відповідали усі досліджені водні об'єкти, крім р. Прип'ять, для якої цей показник відповідав II класу. За вмістом сульфатів I класу якості води відповідали усі досліджені водні об'єкти, крім оз. Азбучин, для якого цей показник відповідав III класу якості («Забруднені води»).

Значні відмінності показників якості води отримано за вмістом фосфатів: I класу якості води відповідали води р. Прип'ять та оз. Плютовище; II класу — Янівський затон та ПдСЧ ВО; ПнЗЧ ВО, озера Глибоке та Вершина; III класу — ПнСЧ ВО, ПдЗЧ ВО та оз. Азбучин; води оз. Жуків острів відповідали V класу якості.

Також привертає увагу високий вміст амонійного азоту та його значні коливання в усіх водних об'єктах. За його середнім вмістом вода у ВО ЧАЕС та заплавних водоймах ЧЗВ відповідала IV та V класам якості. Во-

Таблиця 2
Хімічний склад води та рівні ПШД зовнішнього опромінення у досліджених водних об'єктах, червень — серпень 2021 р.

| Показник | ВО ЧАЕС | | | | оз. Гли-бок е | оз. Вер-шина | Янівськи й загон | оз. Азбу-чин | оз. Плю-товийце | р. При-п'ять | оз. Жуків острів |
|---|-----------|-----------|-----------|-----------|---------------|--------------|------------------|--------------|-----------------|--------------|------------------|
| | ПнЗЧ | ПнСЧ | ПдЗЧ | ПдСЧ | | | | | | | |
| Температура води | 23,8±5,4 | 24,6±4,8 | 24,5±4,9 | 24,9±2,9 | 22,0±1,5 | 20,2±1,1 | 24,4±1,4 | 27,2±2,2 | 25,9±2,9 | 27,1±0,6 | 27,7±4,0 |
| pH | 9,3±1,4 | 7,0±1,4 | 9,6±1,4 | 8,6±1,9 | 7,3±0,4 | 8,9±3,3 | 9,4±0,7 | 8,3±0,5 | 6,7±0,7 | 8,4±0,1 | 9,5 |
| Кисень розчинений, мг О ₂ /дм ³ * | 8,5±1,4 | 9,8±1,2 | 11,9±3,4 | 10,8±0,5 | 8,7±0,5 | 9,8±0,7 | 11,0±4,6 | 12,7±0,7 | 4,9±0,9 | 10,7±1,7 | 8,5 |
| Мінералізація, мг/дм ³ | 175±13 | 196±10 | 187±9 | 173±6 | 155±41 | 158±4 | 143±14 | 421±92 | 98±6 | 265 | 195 |
| Твердість, мг-екв/дм ³ | 2,3±0,4 | 2,5±0,2 | 2,4±0,3 | 2,3±0,3 | 1,9±0,2 | 2,0±0,1 | 1,8±0,1 | 5,6±0,5 | 1,5±0,1 | 3,6 | 2,3 |
| Са ²⁺ , мг/дм ³ | 31,9±8,0 | 39,1±16,2 | 35,7±8,5 | 31,5±8,1 | 34,6±14,0 | 30,5±11,9 | 29,2±6,9 | 91,7±55,0 | 15,6±9,0 | 60,2 | 32,8 |
| Mg ²⁺ , мг/дм ³ | 8,6±8,1 | 6,7±12,2 | 7,5±7,0 | 8,5±7,6 | 5,2±0,9 | 6,1±7,8 | 3,8±2,9 | 25,2±21,5 | 6,6±8,5 | 7,2 | 8,1 |
| K ⁺ , мг/дм ³ | 4,1±1,3 | 5,0±2,6 | 5,4±1,7 | 4,7±2,2 | 2,7±0,5 | 3,7±0,8 | 6,4±1,6 | 3,5±0,2 | 2,0±0,6 | 2,9 | 9,4 |
| NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³ | 3,3±3,7 | 2,2±1,5 | 1,5±1,5 | 1,3±0,3 | 1,3±0,3 | 2,0±2,0 | 1,8±1,1 | 1,6±1,2 | 2,0±1,5 | 0,6 | 1,7 |
| NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³ | 0,18±0,25 | 0,22±0,29 | 0,07±0,07 | 0,29±0,47 | 0,21±0,15 | 0,18±0,24 | 0,74±0,70 | 0,45±0,41 | 0,25±0,32 | 0,19 | 0,09 |
| PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³ | 0,04 | 0,09 | 0,06 | 0,02 | 0,04 | 0,04 | 0,03 | 0,06 | 0,01 | 0,12 | 0,78 |
| HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³ | 83,9±14,9 | 99,2±44,8 | 91,5±30,0 | 76,3±29,9 | 71,2±42,6 | 83,9±14,9 | 55,9±10,0 | 81,4±26,4 | 42,0±7,5 | 184,9 | 106,8 |
| Cl ⁻ , мг/дм ³ | 8,2±2,2 | 7,8±1,5 | 7,2±1,4 | 8,7±1,2 | 5,0±1,2 | 6,2±3,8 | 8,2±0,8 | 7,1±0,6 | 4,5±5,6 | 30,8 | 6,1 |

Продовження табл. 2

| Показник | ВО ЧАЕС | | | | оз. Глибок е | оз. Вершина | Янівський загон | оз. Азбучин | оз. Плютовище | р. Прип'ять | оз. Жуків острів |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|--------------|-------------|-----------------|-------------|---------------|-------------|------------------|
| | ПнЗЧ | ПнСЧ | ПдЗЧ | ПдСЧ | | | | | | | |
| SO_4^{2-} , мг/дм ³ | 38,4±25,8 | 37,9±39,8 | 40,2±33,8 | 43,2±35,7 | 38,1±11,5 | 27,5±9,9 | 48,3±12,5 | 166,7±125,6 | 27,5±9,3 | 39,4 | 0,8 |
| ППД на глибині 0,5 м, пісок, мкгГр/год | 0,82 | 0,72 | 0,71 | 0,8 | 4,63 | 59,2 | 1,37 | 19,5 | 1,53 | 0,09 | 0,08 |
| Усереднена ППД, мкгГр/год | 25,3 | 24,7 | 23,2 | 21,1 | 53 | 212 | 18 | 129 | 2,77 | 0,12 | 0,14 |

Примітка. * В придонному горизонті води.

дночас, вміст нітратного азоту також значно коливався, а його середні значення в усіх водних об'єктах, крім Янівського затону, відповідали I та II класам. Оскільки у поверхневих водах амонійний азот утворюється переважно на першій стадії мінералізації азотовмісних амонійних речовин, а нітратний — на третій, то отримані результати дозволяють зробити висновок про надходження у досліджені водойми надлишку органічних речовин та їх поступове розкладання.

Найвищими значеннями ППД для досліджених угруповань безхребетних характеризувались водойми ЧЗВ з обмеженим водообміном – озера Вершина, Азбучин і Глибоке; дещо нижчі рівні дозового навантаження отримували ДБ та ФБ водойм з підвищеним гідравлічним зв'язком з р. Прип'ять – залишкові частини ВО ЧАЕС і Янівський загон (див. табл. 2). Наведені водойми розташовані у межах 10-кілометрової зони відчуження і зазнали найвищих рівнів радіонуклідного забруднення впродовж активної фази аварії на ЧАЕС [1, 5, 10]. В оз. Плютовище, яке розташоване на відстані 24 км від ЧАЕС і має порівняно високий рівень гідравлічного зв'язку з р. Прип'ять, відмічені найнижчі значення ППД для ДБ і ФБ серед досліджених озер ЧЗВ. Мінімальні величини дозового навантаження для безхребетних зареєстровані у пунктах відбору проб на р. Прип'ять (біля м. Чорнобиль) та контрольному оз. Жуків острів. Значення ППД для ДБ і ФБ у всіх досліджених водоймах ЧЗВ, за виключенням

оз. Плютовище, значно перевищують безпечний рівень у 10 мкгГр/год, рекомендований у рамках проекту Європейської комісії «PROTECT» [15].

Показники хімічного складу води досліджених водних об'єктів протягом літа 2021 р. змінювалися у широкому діапазоні значень. Низькі показники якості вод за цими критеріями, а також їх значні коливання, можуть слугувати вірогідним поясненням для зареєстрованих нами низьких значень чисельності та біомаси ДБ та ФБ у цих водних об'єктах.

Оцінка зв'язку між структурою угруповань донних та фітофільних безхребетних та впливом факторів довкілля за методом ССА. З використанням результатів дослідження проведено ординацію водних об'єктів за методом канонічного аналізу відповідностей у просторі структурних показників угруповань ДБ та абіотичних факторів середовища (рис. 6).

Відповідно до результатів ССА за структурними показниками угруповань ДБ найбільш відокремленим було оз. Жуків острів, що знаходиться за межами ЧЗВ. Цей результат добре узгоджується із проведеною вище ієрархічною кластеризацією за таксономічною подібністю та вказує на значні відмінності між ДБ цього озера та водних об'єктів ЧЗВ.

Серед водойм ЧЗВ і за чисельністю, і за біомасою ДБ виокремились два кластери. Перший кластер включав чотири частини ВО ЧАЕС, а другий – п'ять заплавних озер ЧЗВ. Можемо зробити висновок, що угруповання ДБ ВО ЧАЕС за таксономічним складом, показниками чисельності та біомаси представників відрізнялись від озер ЧЗВ сильніше, ніж ці водойми були відмінні між собою. Ми вважаємо головною причиною таких відмінностей сукцесійні процеси, що викликані трансформацією ВО ЧАЕС внаслідок зниження рівня води.

За результатами ССА з 16-ти проаналізованих абіотичних факторів середовища на чисельність ДБ водних об'єктів ЧЗВ найбільший вплив справляли такі: рН, іони K^+ , HCO_3^- та потужність поглиненої дози. На біомасу ДБ найбільший вплив мали рН, іони K^+ , HCO_3^- , NO_3^- , Cl^- .

Отримані результати ССА не дозволяють констатувати визначальний вплив зовнішнього іонізуючого випромінювання на чисельність або біомасу угруповань ДБ, оскільки до одного кластеру групувались водні об'єкти з рівнями ППД, які відрізнялись на два порядки (оз. Вершина та оз. Плютовище). Натомість чотири частини ВО ЧАЕС та Янівський затон мали подібні оцінки ППД, але потрапляли у два різних кластери. З цих результатів можна зробити висновок, що значні відмінності у зовнішньому дозовому навантаженні не викликають значних відмінностей структури угруповань ДБ водних об'єктів ЧЗВ.

На рисунку 7 представлено результати ординації досліджених водних об'єктів у просторі структурних показників угруповань ФБ та абіотичних факторів середовища.

ССА за структурними показниками угруповань ФБ надає результати, які узгоджуються з аналізом за показниками ДБ. За чисельністю ФБ найбільш відокремленими водними об'єктами були р. Прип'ять та оз. Жуків острів. Також виокремились два кластери — ВО ЧАЕС та інші водойми

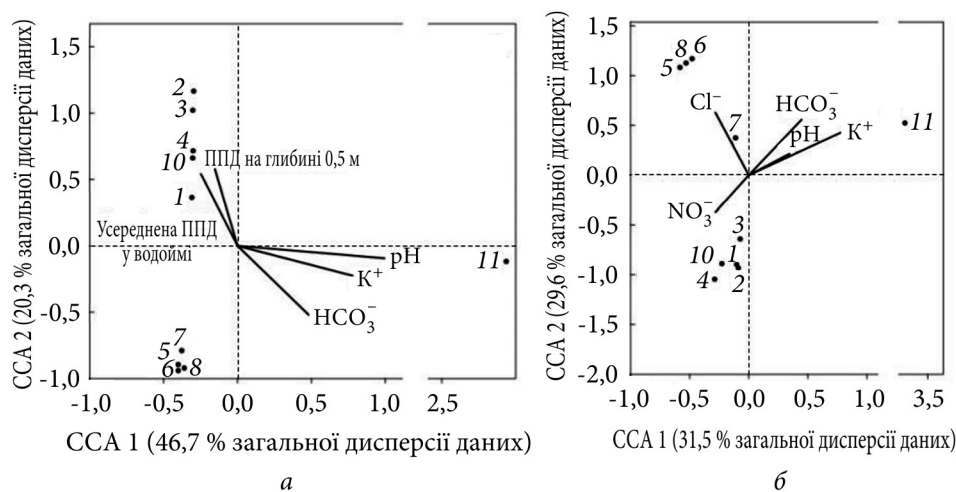


Рис. 6. Ординація досліджених водних об'єктів у просторі структурних показників угруповань донних безхребетних за чисельністю (а) і біомасою (б) та абіотичних факторів середовища: 1 — оз. Глибоке; 2 — оз. Вершина; 3 — Янівський затон; 4 — оз. Азбучин; 5 — ПнЗЧ ВО; 6 — ПнСЧ ВО; 7 — ПдЗЧ ВО; 8 — ПдСЧ ВО; 10 — оз. Плютовище; 11 — оз. Жуків острів.

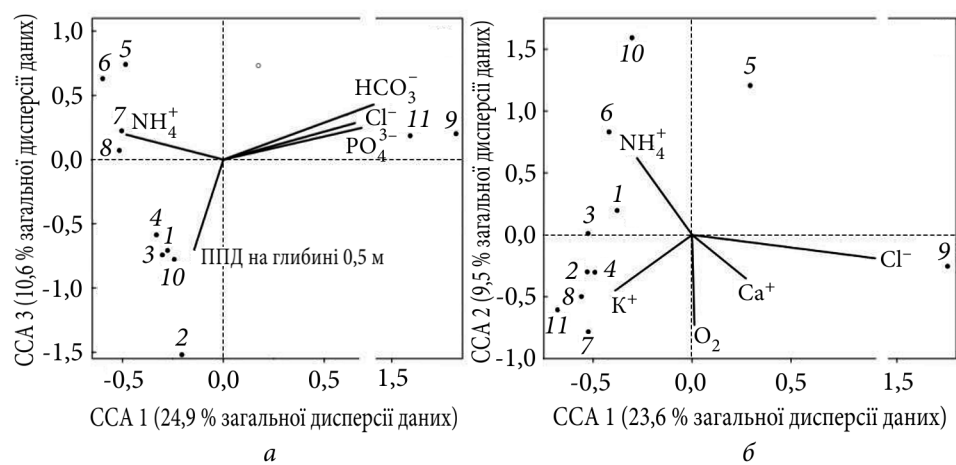


Рис. 7. Ординація досліджених водних об'єктів у просторі структурних показників угруповань фітофільних безхребетних за чисельністю (а) і біомасою (б) та абіотичних факторів середовища: 1 — оз. Глибоке; 2 — оз. Вершина; 3 — Янівський затон; 4 — оз. Азбучин; 5 — ПнЗЧ ВО; 6 — ПнСЧ ВО; 7 — ПдЗЧ ВО; 8 — ПдСЧ ВО; 9 — р. Прип'ять; 10 — оз. Плютовище; 11 — оз. Жуків острів.

ЧЗВ. За показниками біомаси ФБ досліджених водойм встановити чіткі закономірності не вдалось.

За результатами ССА на чисельність ФБ водних об'єктів ЧЗВ найбільший вплив мали такі абіотичні фактори: іони HCO_3^- , Cl^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ та потужність поглиненої дози на глибині 0,5 м. На біомасу ФБ най-

більший вплив справляли іони K^+ , Cl^- , NH_4^+ , Ca^+ та рівень розчиненого у воді кисню.

За отриманими результатами також немає підстав вважати, що значні відмінності у зовнішньому дозовому навантаженні у водних об'єктах ЧЗВ викликають відмінності у структурі їх угруповань ФБ.

Висновки

У липні 2021 р. фауна донних та фітофільних безхребетних водойм ЧЗВ налічувала 43 НІТ. Для чотирьох частин ВО ЧАЕС зареєстровано мінімальні показники видового багатства, чисельності та біомаси донних і фітофільних безхребетних. Домінантами за показниками рясності у всіх досліджених водних об'єктах були представники Chironomidae та Oligochaeta.

Видове багатство та показники рясності безхребетних в інших досліджених водоймах також були низькими. Отримані результати вказують на високу подібність видового складу донних і фітофільних безхребетних водних об'єктів ЧЗВ, що може свідчити про формування їх угруповань у схожих умовах довкілля.

Показники хімічного складу води досліджених водних об'єктів протягом літа 2021 р. змінювалися у широкому діапазоні значень — від І класу («Дуже чисті води») до V класу («Дуже брудні води») якості поверхневих вод. Низькі показники якості води та їх значні коливання можуть слугувати вірогідним поясненням для низьких значень чисельності та біомаси донних та фітофільних безхребетних.

За результатами ССА угруповання донних та фітофільних безхребетних ВО ЧАЕС за своєю структурою відрізнялись від угруповань безхребетних в інших водоймах ЧЗВ суттєвіше, ніж ці водойми відмінні між собою за рівнями дозового навантаження на біоту. Головною причиною цих відмінностей вважаємо сукцесійні процеси в екосистемі, викликані трансформацією водойми-охолоджувача ЧАЕС внаслідок зниження рівня води.

Результати, отримані на сучасному етапі досліджень, не дозволяють зробити висновок про визначальний вплив зовнішнього іонізуючого випромінювання на структурні показники угруповань донних та фітофільних безхребетних у водоймах ЧЗВ.

Список використаної літератури

1. Беляєв В.В., Волкова О.М., Гудков Д.І., Пришляк С.П. Реконструкція поглиненої дози іонізуючого випромінювання повітряно-водних рослин у водоймах ближньої зони аварії на Чорнобильській АЕС. *Ядерна фізика та енергетика*. 2020. Т. 21, № 4. С. 338—346.
2. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / Отв. ред. М.Ф. Поливанная. Киев : Наук. думка, 1991. 192 с.
3. Зорина-Сахарова Е.Е. Фитофильная фауна урбанизированных водоемов // Биоразнообразие и качество среды антропогенно измененных гидроэкосистем Украины / Харченко Т.А., Протасов А.А., Ляшенко А.В. и др. Киев: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2005. С. 157—165.

4. Кленус В.Г., Матвієнко Л.П., Каглян О.Є. Розподіл радіонуклідів за основними компонентами екосистем деяких водойм лівобережної заплави ріки Прип'яті. *Доп. АН України*. 1994. № 1. С. 118—120.
5. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. Київ : Наук. думка, 2010. 262 с.
6. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенко. Київ : Логос, 2006. 408 с.
7. Модельні групи безхребетних тварин як індикатори радіоактивного забруднення екосистем / П.Г. Балан, Р.В. Веклярський, Ю.Г. Вервес та ін. Київ : Фітосоціоцентр, 2002. 204 с.
8. Протасов А.А., Силаєва А.А. Контурные группировки гидробионтов в техно-экосистемах ТЭС и АЭС. Киев, 2012. 274 с.
9. Протасов О.О., Силаєва А.А., Морозовська І.О., Степанова Т.І. Зообентос і зооперифітон. Заключний звіт про НДР Гідробіологічні спостереження при знятті з експлуатації водоймища-охолоджувача Чорнобильської АЕС. Київ : Інститут гідробіології НАН України, 2018. С. 103—123.
10. Радиоекологія водних об'єктів зони впливу аварії на Чорнобильській АЕС. /Под общ. ред. О.В. Войцеховича. Киев : Чернобыльинтеринформ, 1997. Т. 1. 308 с.
11. Силаєва А.А., Протасов О.О. Трансформації у контурній підсистемі водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС: від техноекосистеми до ветленда : зб. матеріалів І Міжнар. наук.-практ. конф. «Chornobyl: open air lab». 24 квіт. 2021, м. Київ. Тернопіль : Крок, 2021. С. 196—200.
12. Силаєва А.А., Протасов О.О., Степанова Т.І. Основні етапи макросукцесії контурної (зооперифітон і зообентос) підсистеми водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС. *Проблеми Чорнобильської зони відчуження*. 2018. № 18. С. 81—86.
13. Силаєва А.А., Томченко О.В. Динаміка зообентосу і зооперифітону у період спуску водойми-охолоджувача. Зб. матеріалів VIII з'їзду Гідроекол. т-ва України, присвяченого 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції. (Київ, 6–8 лист. 2019 р.). Київ, 2019. С. 81–83.
14. Afanas'yev S.A. Regularities of the distribution of oligochaetae in cooling ponds of thermal and nuclear power stations. *Hydrobiol. J.* 2002. Vol. 38, N 3. P. 88—97.
15. Andersson P., Garnier-Laplace J., Beresford N.A. et al. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values. *J. Environ. Radioactivity*. 2009. Vol. 100. P. 1100—1108.
16. Belova N., Emel'yanova N., Makeeva A., Ryabov I. The state of the reproductive system of several fish species from water bodies polluted with radionuclides during the Chernobyl catastrophe, *J. Ichthyol.* 2007. Vol. 47. P. 366—384.
17. Belyaev V.V., Volkova O.M., Gudkov D.I. et al. Reconstruction of the absorbed dose of ionizing radiation in fish of the Glyboke Lake over the early phase of the Chernobyl accident. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 86—95.
18. Belyaev V.V., Volkova O.M., Gudkov D.I. et al. Radiation dose reconstruction for higher aquatic plants and fish in Glyboke Lake during the early phase of the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 2023. Vol. 263. P. 107—169.
19. Beresford N.A., Fesenko S., Konoplev A. et al. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? *Ibid.* 2016. Vol. 157. P. 77—89.
20. Cresswell T., Prentice E., Howell N. et al. Bioaccumulation kinetics and internal distribution of the fission products radiocaesium and radiostrontium in an estuarine crab. *J. Hazard. Mater.* 2021. Vol. 408. P. 124453.
21. ERICA Assessment Tool 2.0. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations (<http://www.ERICA-tool.com>).
22. Fuller N., Lerebours A., Smith J. T., Ford A. T. The biological effects of ionising radiation on Crustaceans: A review. *Aquat. Toxicol.* 2015. Vol. 167. P. 55—67.

23. Fuller N., Smith J.T., Nagorskaya L.L. et al. Does Chernobyl-derived radiation impact the developmental stability of *Asellus aquaticus* 30 years on? *Sci. Total Environ.* 2017. Vol. 576. P. 242—250.
24. Fuller N., Smith J.T., Takase T. et al. Radiocaesium accumulation and fluctuating asymmetry in the Japanese mitten crab, *Eriocheir japonica*, along a gradient of radionuclide contamination at Fukushima. *Environ. Pollut.* 2022. Vol. 292. P. 118479.
25. Fuma S., Ihara S., Takahashi H. et al. Radiocaesium contamination and dose rate estimation of terrestrial and freshwater wildlife in the exclusion zone of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident; *J. Environ. Radioact.* 2017. Vol. 171. P. 176—188.
26. Ganzha Ch., Gudkov D., Ganzha D. et al. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioact.* 2014. Vol. 127. P. 176—181.
27. Ganzha C.D., Gudkov D.I., Ganzha D.D., Nazarov A.B. Accumulation and distribution of radionuclides in higher aquatic plants during the vegetation period. *J. Environ. Radioact.* 2020. Vol. 222. P. 106361.
28. Global Biodiversity Information Facility (GBIF). URL: <https://www.gbif.org/uk/dataset/d7ddd4-2cf0-4f39-9b2a-bb099caae36c> (дата звернення: 15.12.2023).
29. Gudkov D.I., Derevets V.V., Zub L.N. et al. ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, and ^{241}Am in the components of aquatic ecosystems of the Krasnenskaya floodplain of the Pripyat river. *Hydrobiol. J.* 2005. Vol. 41, N 3. P. 75—89.
30. Gudkov D.I., Kaglyan A.Ye., Nazarov A.B. et al. Dynamics of the content and distribution of the main dose forming radionuclides in fishes of the exclusion zone of the Chernobyl NPS. *Ibid.* 2008. Vol. 44, N 5. P. 87—104.
31. Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I. et al. Radionuclides in components of aquatic ecosystems of the Chernobyl accident restriction zone // 20 Years after the Chernobyl Accident: Past, Present and Future / E.B. Burlakova, V.I. Naidich (Eds.). – New York: Nova Science Publishers, Inc., 2006. – P. 265–285.
32. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.A. et al. Aquatic plants and animals in the Chernobyl exclusion zone: effects of long-term radiation exposure on different levels of biological organization // Genetics, Evolution and Radiation / V. Korogodina, C. Mothersill, S. Inge-Vechtsov, C. Seymour (Eds.). – Cham: Springer International Publishing AG, 2016. – P. 287–302.
33. Gudkov D.I., Uzhevskaya C.F., Nazarov A.B. et al. Lesion in common reed by gall-producing arthropods in water bodies of the Chernobyl NPP exclusion zone. *Hydrobiol. J.* 2006. Vol. 42, N 1. P. 82—88.
34. Gudkov D.I., Zub L.N., Savitskiy A.L. et al. Macrophytes of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power station: The formation of plant communities and peculiarities of radioactive contamination of the left-bank floodplain of the Pripyat river. *Ibid.* 2002. Vol. 38, N 5. P. 116—132.
35. Kaglyan O.Ye., Gudkov D.I., Belyaev V.V. et al. Changes in radiation exposure rate of fish of the cooling pond of the Chornobyl NPS and Lake Azbuchyn after water level lowering. *Hydrobiol. J.* 2023. Vol. 59, N 2. P. 96—109.
36. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Kireyev S.I. et al. Fish of the Chernobyl exclusion zone: Modern levels of radionuclide contamination and radiation doses. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 5. P. 86—104.
37. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Kireev S.I. et al. Dynamics of specific activity of ^{90}Sr and ^{137}Cs in representatives of ichthyofauna of Chornobyl exclusion zone. *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2021. Vol. 22, N 1. P. 62—73.
38. Kaglyan O.Ye., Gudkov D. I., Klenus V.G. et al. Strontium-90 in fish from the lakes of the Chernobyl Exclusion Zone. *Radioprotection.* 2009. Vol. 44, N 5. C. 945—949.
39. Kaglyan O.Y., Gudkov D.I., Klenus V.G. et al. Radionuclides in the indigenous fish species of the Chernobyl exclusion zone. *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2012. Vol. 13., N 3. P. 306—315.

40. Lerebours A., Gudkov D., Nagorskaya L. et al. Impact of environmental radiation on the health and reproductive status of fish from Chernobyl // *Environ. Sci. Technol.* 2018. Vol. 52. N 16. P. 9442—9450.
41. Protasov A.A., Silayeva A.A. Communities of invertebrates of the cooling pond of the Chernobyl NPS. Report 3. Communities of zoobenthos, their composition and structure. *Hydrobiol. J.* 2006. Vol. 42, N 3. P. 3—23.
42. Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Cytogenetic effects of long-term radiation on higher aquatic plants within the Chernobyl accident Exclusion Zone. *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 44. N 5. P. 937—940.
43. Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Cytogenetic damages in the common reed *Phragmites australis* in the water bodies of the Chernobyl exclusion zone. 2013. *Ibid.* Vol. 49. N 2. P. 85—98.
44. Silayeva A.A., Protasov A.A. Characteristics of the communities of benthos and periphyton invertebrates of the cooling pond of the Chernobyl NPS prior to its removal from service. *Ibid.* 2018. Vol. 54. N 2. P. 70—86.
45. Tsyusko O.V., Smith M.H., Oleksyk T.K. et al. Genetics of cattails in radioactively contaminated areas around Chernobyl. *Molecular Ecology.* 2006. N 15. 2611—2625.
46. Volkova Ye.N., Belyayev V.V., Gudkov D.I. et al. ¹³⁷Cs in higher aquatic plants and fish of water bodies of Ukraine. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55. N 3. P. 86—94.
47. Yavnyuk A.A., Efremova N.N., Protsenko O.N. et al. Fluctuating asymmetry of zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pall.) and floating pondweed (*Potamogeton natans* L.) in water bodies within the Chernobyl accident exclusion zone. *Radioprotection.* 2009. Vol. 44. N 5. P. 475—479.
48. Zarubin O.L., Laktionov V.A., Moshna B.O. et al. Technogenic radionuclides in freshwater fishes of Ukraine after the accident at the Chernobyl nuclear power plant. *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2011. Vol. 12. N 2. P. 192—197.
49. Zarubin O.L., Zarubina N.Ye., Zalisskiy A.A. et al. Dynamics of ¹³⁷Cs specific activity in fishes differing in the type of their nutrition in the cooling pond of the Chernobyl NPS (1986—2013). *Ibid.* 2014. Vol. 50. N 3. P. 95—106.

Надійшла 25.07.2023

V.A. Liashenko, PhD (Biol.), Assistant Professor,
Educational and Scientific Center «Institute of Biology and Medicine»,
Taras Shevchenko Kyiv National University,
Volodymyrska St., 64/13, Kyiv, 01601, Ukraine
e-mail: liashenko@knu.ua
ORCID 0000-0001-5156-4963

A.A. Sylaieva, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: asylaieva-ihb@ukr.net
ORCID 0000-0001-9881-3824

D.I. Gudkov, Dr. Sc. (Biol.), Prof., NAS Corresp. member, Head of Dept.,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

O.Ye. Kaglyan, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: alex_kt983@ukr.net

STRUCTURAL PARAMETERS OF BENTHIC AND PHYTOPHILOUS
INVERTEBRATES COMMUNITIES IN WATER BODIES WITH DIFFERENT LEVELS
OF RADIATION EXPOSURE

A study of the structural parameters of benthic and phytophilous invertebrate communities in water bodies of the Chernobyl exclusion zone (CEZ) with different levels of dose rate of external radiation exposure was conducted. Low indicators of species richness, diversity, abundance and biomass of invertebrates were registered in all water bodies. The obtained results indicate that the benthic and phytophilous invertebrates of the Chernobyl NPP (CNPP) cooling pond differ in their communities' structure from other water bodies of the CEZ more significantly than these water bodies differ from each other in terms of external radiation exposure to biota. We consider the main reason for these differences to be successional processes in the CNPP cooling pond's ecosystem caused by its transformation. There is also no reason to claim that the impact of external ionizing radiation determines the change in the structural parameters of benthic and phytophilic invertebrate communities in water bodies of the CEZ.

Key words: *Chernobyl exclusion zone, water objects, benthic invertebrates, phytophilous invertebrates, radionuclide contamination, rate of external radiation exposure.*