

УДК (579.68+579.26) [(574.522:574.524)+(574.22+574.58)]

Є.В. СТАРОСИЛА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: jena_star@ukr.net
ORCID 0000-0001-5366-7894

СТРУКТУРНІ ТА ФУНКЦІОНАЛЬНІ ЗМІНИ БАКТЕРІАЛЬНОГО НАСЕЛЕННЯ ОЗЕРА ЯК РЕАКЦІЯ НА ГІДРОТЕХНІЧНІ РОБОТИ (НА ПРИКЛАДІ оз. ОПЕЧЕНЬ НИЖНЄ, м. КИЇВ, УКРАЇНА)

Наведено результати досліджень структурно-функціональних показників бактеріопланктону і бактеріобентосу оз. Опечень Нижнього до (2016—2018 рр.) та після (2019—2021 рр.) його гідротехнічної реконструкції і благоустрою прилеглих територій. Проведено аналіз особливостей сезонної динаміки чисельності бактеріопланктону, бактеріобентосу, евтрофних та оліготрофних бактерій, клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною (мертвих бактерій) та активною електронно-транспортною системою (дихаючих бактерій) у воді і донних відкладеннях, інтенсивності деструкції та бактеріального розкладу органічної речовини у воді. Виявлено значний розвиток санітарно-показових мікроорганізмів у воді озера. Здійснено порівняльний аналіз кількісного розвитку та особливостей функціонування бактеріального населення озера за два досліджених періоди. Отримані на підставі аналізу та узагальнення матеріалів досліджень результати можуть бути використані для встановлення механізмів формування та функціонування в антропогенно забруднених і реконструйованих водних об'єктах стійких до забруднення мікробних угруповань, а також їхньої ролі у процесах самоочищення.

Ключові слова: озеро, бактеріопланктон, бактеріобентос, еколого-трофічні групи бактерій, санітарно-показові мікроорганізми, антропогенний вплив, гідротехнічні роботи.

Рельєф правобережжя м. Києва зумовив можливість існування сучасних водних об'єктів, що приурочені до ложа річкових або струмкових долин. Такі водойми переважно невеликі за розмірами і розташовані по-одиноці. Найбільша їхня кількість локалізована у Оболонському районі столиці. Ці водні об'єкти є невід'ємною частиною урбаністичних ландшафтів, які безпосередньо чи опосередковано відіграють певну роль у житті більшості мешканців, тварин і птахів. Одним із прикладів, на щільно забудованій селітебній території, є система озер Опечень, що утвори-

Ц и т у в а н н я: Старосила Є.В. Структурні та функціональні зміни бактеріального населення озера як реакція на гідротехнічні роботи (на прикладі оз. Опечень Нижнє, м. Київ, Україна). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 5. С. 73—90.

лась на місці верхньої частини русла р. Почайни в результаті видобутку піску для наміву територій району. Тривалий антропогенний вплив на систему із шести озер призвів до значного погіршення їхнього екологічного стану, деякі з них становлять епідеміологічну небезпеку [2, 3, 6, 16, 21, 23, 30, 40, 42].

Дослідження проводили в останньому озері системи — Опечень Нижньому (50°29'35" пн.ш. 30°30'00" сх. д.), або Йорданському, з площею водного дзеркала 15,3 га та найглибшою ділянкою до 17 м. Озеро — заплавне, проточне, має пологий характер берегової лінії, з малою водопроникністю ґрунтів на водозбірній площі, що посилює залежність озера від якості вод поверхневого стоку, характеризується наявністю об'їзного дорожньо-транспортного полотна, відсутністю санітарно-захисної зони, засміченістю берегів, декоративно-рекреаційним навантаженням, локалізацією промислової та житлово-будівельної зон, присутністю несанкціонованих та санкціонованих колекторів і каналізаційних систем, оскільки має статус технічного накопичувача дощового стоку, спостерігається аматорське рибальство [2, 16, 23].

З фахових публікацій відомо, що за інтегральним показником вмісту всіх біогенних речовин, розчинених органічних сполук, нафтопродуктів, синтетичних поверхнево-активних речовин, фенолів, сполук металів, дефіцитом розчиненого у воді кисню, токсичністю для тест-організмів, пригніченням бактеріальної ферментативної активності та бактеріологічним забрудненням відмічали незадовільну якість води та донних відкладів у досліджуваному озері (<https://obolon.kyivcity.gov.ua/news/22773.html>) [2, 3, 6, 16, 21, 23, 30, 40].

На початку 2019 р. було проведено гідротехнічні роботи з очищення системи озер Опечень та оновлення безперебійного переливу води по їхньому каскаду, за рахунок реконструкції оголовків дощової каналізації. Було виконано, зокрема і в оз. Опечень Нижньому, вилучення багаторічних брудних мулових відкладів та вищої водної рослинності на прибережних ділянках озер, що, як передбачалось, повинно було забезпечити їхню очистку від побутових і промислових відходів, поліпшити водообмін, оздоровити водойми та відкрити природні джерела. Протягом наступних років різні заходи були направлені на відновлення еколого-санітарного стану водних об'єктів з метою облаштування зони рекреації для населення та розширення навколо них публічного простору (<https://obolon.kyivcity.gov.ua/news/22161.html>, <https://bzh.life/gorod/nabolon-raschistyat-ozero-iordanskoe-a-ryadom-obustroyat-park>, <https://my-obolon.kiev.ua/novosti/nachalis-raboty-po-ochistke-ozera-iordanskogo.html>) [2].

Хоча вивченню гідробіології водойм міста присвячено численні роботи, однак у мікробіологічному та санітарно-бактеріологічному аспектах вони майже не досліджені. Як найбільш рухлива ланка екосистеми мікроорганізми швидко і адекватно відображають зміни у середовищі та забезпечують усі ланцюги кругообігу речовини, необхідної для існування водних екосистем. Бактеріальне населення планктону і бентосу виконує

найважливіші біогеохімічні процеси у водному середовищі. Бактеріопланктон утилізує переважно легкодоступні сполуки, а бактеріобентос трансформує органічні сполуки, які важко мінералізуються і можуть бути токсичними для інших гідробіонтів [10, 12, 17, 18, 24, 26, 29, 31, 32, 34—39, 42, 44, 45].

З огляду на це, метою досліджень було вивчення особливостей структурно-функціональних параметрів бактеріопланктону і бактеріобентосу озера, яке знаходиться під тривалим антропогенним впливом, та їхнього відгуку на гідротехнічну реконструкцію і благоустрій прилеглих територій водойми, а також оцінити роль бактеріального населення у формуванні якості водного середовища з екологічних та санітарних позицій.

Матеріал і методика досліджень

Проби води та донних відкладів відбирали на верхній та нижній ділянках оз. Опечень Нижнє (у напрямку течії), які цілком відображали природні параметри і дали можливість оцінки антропогенного впливу на водойму.

Для вивчення структурних параметрів угруповання бактерій та метаболічної активності клітин готували препарати на чорних полікарбонатних мембранних фільтрах Millipore з діаметром пор 0,22 мкм. Чисельність бактеріопланктону і бактеріобентосу визначали методом прямого підрахунку, фарбуючи препарати флуорохромом DAPI, та розраховували за загальноприйнятою формулою А.Г. Родіної [5, 33]. Чисельність клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною у бактеріопланктоні та бактеріобентосі визначали методом прямого підрахунку, фарбуючи препарати флуорохромом пропідіум йодид [33].

Кількість евтрофних та оліготрофних бактерій у воді і донних відкладах визначали шляхом культивування проб відповідно на рибо-пептонному агарі та голодному агарі, що містить 25 мг/м³ поживного агару Діфко [5]. Серед евтрофних бактерій визначали кількість мікроорганізмів з активною електронно-транспортною системою. Для цього на поверхню середовища після проростання колоній мікроорганізмів накладали змочений розчином 2,3,5-трифенілтетразолій хлориду білий паперовий фільтр. Через 5 хвилин підраховували колонії, які забарвились у рожевий колір внаслідок відновлення реактиву до формагану [11].

Деструкцію органічної речовини (ОР) у воді планктонним угрупованням (бактеріо-, фіто- та зоопланктоном) визначали методом склянок по споживанню кисню і виражали у мг С/дм³·добу [5, 7, 15]. Бактеріальну деструкцію ОР у воді визначали розрахунковим методом, використовуючи літературні дані щодо питомого дихання бактеріопланктону [8, 9].

Для досліджень санітарно-бактеріологічного забруднення води посіви відібраного матеріалу здійснювали на набори підложок сухого поживного середовища Dry Filter™ (фірми Himedia). Проби води фільтрували через стерильні білі мембранні фільтри Millipore з діаметром пор 0,45 мкм. Інкубували чашки Петрі зі зразками в умовах, вказаних у технічній документації до наборів (<https://www.himedialabs.com/intl/en/pro>

ducts/Microbiology/Ready-prepared-Media-DriFilter%E2%84%A2-Membrane-Nutrient-Pad-Media/100000179). Інтерпретацію результатів здійснювали шляхом прямого підрахунку кількості колоній утворюючих одиниць у перерахунку на об'єм профільтрованої проби (КУО/100 см³).

В основу підложок сухого поживного середовища Dry Filter™ покладено метод швидкої ідентифікації характерних бактеріальних ензимів, що ґрунтується на використанні хромогенних субстратів. Завдяки цьому на поживному середовищі без будь-яких добавок можливе пряме визначення бактерій на основі характерного забарвлення колоній. Більше того, таке фарбування залишається стабільним кілька діб.

Для виявлення, виділення та підрахунку у досліджуваній воді санітарно-показових мікроорганізмів використовували: для кишкової палички та інших коліформних бактерій — агар М-Ендо (набір MF 010); для кишкових ентерококів — жовчно-ескуліновий агар із азидом натрію (набір MF 004) та середовище Сланець — Бартлі (набір MF 022); для стафілококів — середовище Чапмена — Стоуна (набір MF 008); для сальмонел — вісмут-сульфіт агар (набір MF 005) та хромогенне середовище (набір MF 020); для псевдомонад — середовище з цетримідом (набір MF 007); для дріжджів і грибів — декстрозний агар Сабуро (набір MF 003); для бактерій, що ферментують лактозу в кишківнику — середовище з типолем (набір MF 015).

Статистичну обробку отриманих мікробіологічних даних виконано в MS Excel, вона включала розрахунки середніх значень і коефіцієнтів кореляцій.

Результати досліджень та їх обговорення

Бактеріопланктон. Протягом вегетаційних періодів 2016—2018 рр. чисельність бактеріопланктону (ЧБП) в озері коливалась у межах від 2,1 до 4,9 (в середньому 3,1) млн. кл/см³ (рис. 1, а). Максимальну середню чисельність бактерій у воді реєстрували влітку, а мінімальну — восени. Такі сезонні коливання ЧБП обумовлені надходженням в екосистему органічної речовини протягом весняно-літнього сезону. Мале відхилення від середнього рівня кількості бактеріопланктону (пул) свідчить про незначне виведення бактеріального угруповання з рівноважного стану внаслідок дії зовнішніх чинників, а саме — антропогенного навантаження, та здатність мікробної складової планктону зберігати відносно постійний рівень кількісного розвитку.

Протягом вегетаційних періодів 2019—2021 рр. ЧБП у озері змінювалася у межах від 4,0 до 13,9 (в середньому 7,5) млн. кл/см³ (див. рис. 1, а). Максимальну середню кількість бактеріопланктону відмічали навесні та влітку, мінімальну — восени. Навесні після гідротехнічних робіт в озері відмічали найвищу чисельність бактеріопланктону, з поступовим зниженням протягом вегетаційного сезону. Межі коливань чисельності бактерій у воді стабілізувались у літньо-осінній сезон, але новий пул ЧБП перевищував у середньому у 2,4 раза показники, відмічені у вегетаційні періоди 2016—2018 рр. (див. рис. 1, а). Значні флуктуації та підвищення

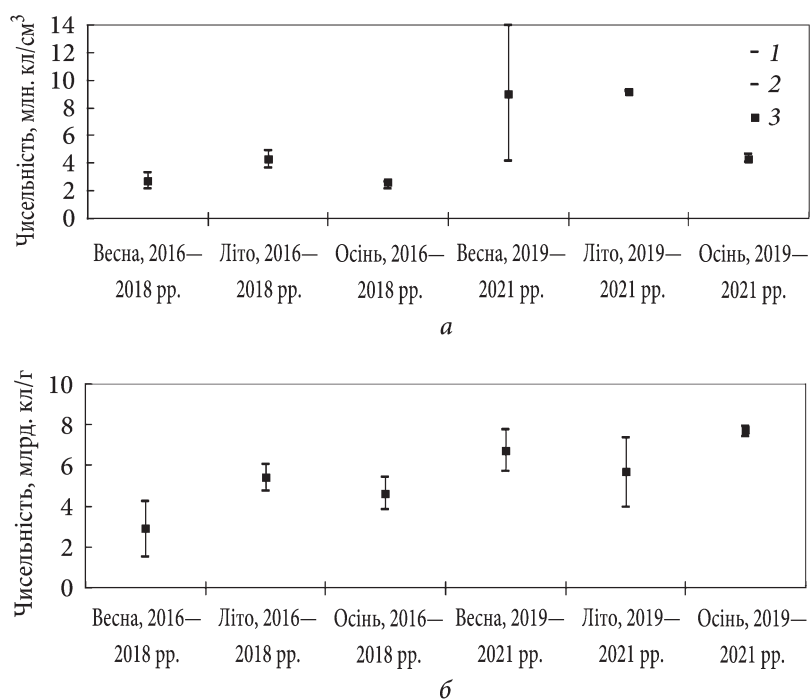


Рис. 1. Сезонна та річна динаміка чисельності бактеріопланктону (а) та бактеріобентосу (б) в озері: 1, 2 — межі коливання показника; 3 — середні значення

середнього рівня кількості бактеріопланктону свідчать про виведення бактеріального угруповання з рівноважного стану внаслідок втручання в екосистему водойми та внесення вод з вище розташованих озер системи Опечень, які теж були реконструйовані, робіт з очистки та укріплення берегової лінії.

Вивчення екології мікроорганізмів базується на функціональних та трофічних зв'язках. Підраховавши кількість бактерій, що вирости на поживних середовищах з різною концентрацією та якісним складом органічної речовини, отримують уявлення про різноманітність угруповання мікроорганізмів у природному середовищі існування. У воді та донних відкладах дослідженого озера вивчали мікроорганізми з різними трофічними потребами, а саме евтрофні (ЕБ) та оліготрофні (ОБ) бактерії.

Протягом періоду до гідротехнічних робіт у озері кількість евтрофних бактерій у воді перебувала у межах від 5,3 до 146,0 (в середньому 78,6) тис. кл/см³, а оліготрофних бактерій — від 19,0 до 77,5 (в середньому 41,7) тис. кл/см³. У сезонному аспекті максимальну середню кількість ЕБ реєстрували в літньо-осінній сезон, а мінімальну — навесні (рис. 2, а). Для сезонної динаміки розподілу ОБ у воді озера фіксували подібний характер навесні та влітку і незначне підвищення восени. Концентрація та якісний склад ОР у воді, розвиток і фізіологічний стан гідробіонтів, антропогенне забруднення були внутрішньоводоймними факторами, що позначились

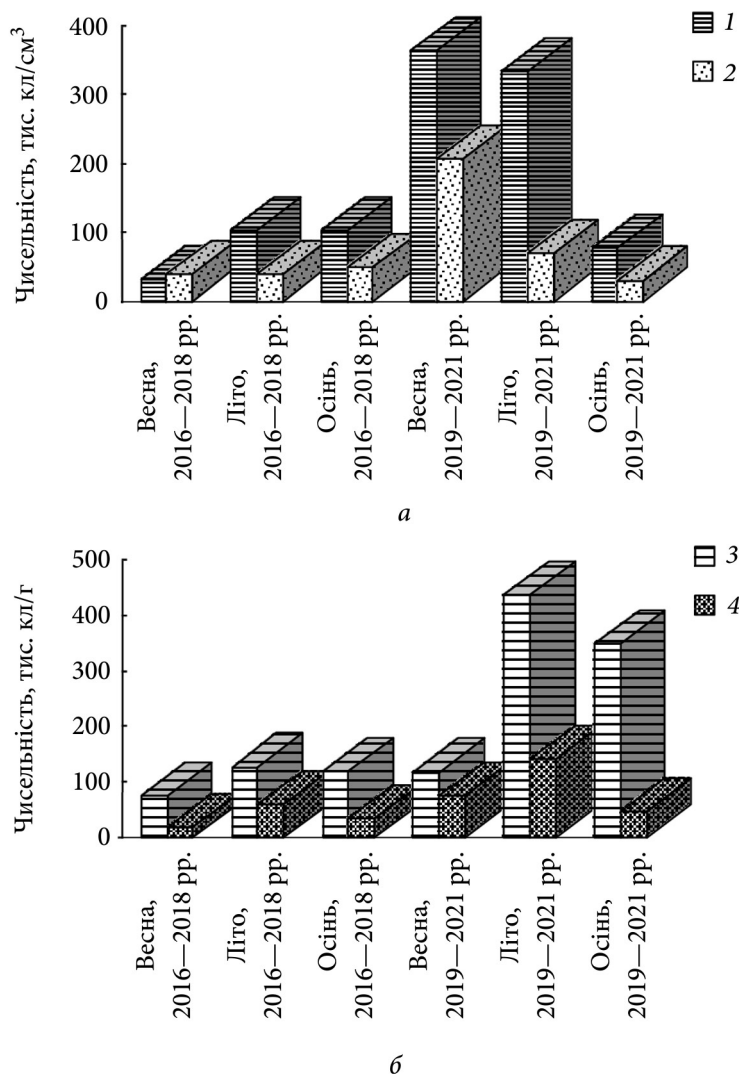


Рис. 2. Сезонна та річна динаміка чисельності евтрофних (1, 3) та оліготрофних (2, 4) бактерій у воді (а) та донних відкладах (б) озера (середні значення)

на чисельності бактерій різних еколого-трофічних груп на момент відбору проб.

Після техногенних змін екосистеми кількість евтрофних бактерій у воді була у межах від 54,1 до 508,0 (в середньому 257,7) тис. кл/см³, а оліготрофних бактерій — від 7,0 до 278,4 (в середньому 101,9) тис. кл/см³. Найвищу середню кількість ЕБ, подібно до чисельності бактеріопланктону, відмічали навесні та влітку, з подальшим зниженням величини в середньому у 4,7 раза восени (див. рис. 2, а). Динаміка розподілу кількості ОБ у воді озера в сезонному аспекті була іншою: максимальну середню

чисельність відмічали весною, з поступовим зниженням в середньому у 3,0—6,8 разів протягом вегетаційного сезону. Варто відмітити, що кількість ЕБ та ОБ у воді восени періоду 2019—2021 рр. досягла значень, відмічених восени періоду 2016—2018 рр. (див. рис. 2, *a*). Встановлений у цей період середній рівень кількості евтрофних та оліготрофних бактерій був вищим в середньому відповідно у 3,3 та 2,4 рази, ніж у попередній трирічний термін. Таким чином, значні флуктуації показника чисельності ЕБ є результатом надходження додаткової органічної речовини після гідротехнічних робіт, а також внесення водних мас з вище розташованих озер системи, які також зазнали трансформації. А роботи з очистки берегової лінії озера призвели до знищення вищої водної рослинності, яка вегетувала на великій площі літоралі, що, в свою чергу, стало причиною потрапляння у воду значної кількості важкоокиснюваної органічної речовини і вплинуло на пул чисельності ОБ.

Під час вегетаційних сезонів 2016—2018 рр. серед евтрофних бактерій у воді від 55,6 до 81,4 % (в середньому 66,2) складала така, що характеризувались активною електронно-транспортною системою (ТТХ⁺), так звані дихаючі бактерії. Для сезонних коливань чисельності дихаючих бактерій, подібно до кількості ЕБ, характерно підвищення їхньої долі влітку порівняно з весною та осінню (рис. 3, *a*). Сезонні зміни інтенсивності процесів життєдіяльності бактерій пов'язані з надходженням ОР.

За вегетаційні періоди 2019—2021 рр. доля ТТХ⁺ клітин у воді складала від 0,1 до 35,4 % (в середньому 20,2) евтрофних бактерій. Низьку середню долю бактерій, що характеризувались активною електронно-транспортною системою, відмічали навесні, з поступовим незначним підвищенням до осені (див. рис. 3, *a*). Характер розподілу величин показників після гідротехнічних робіт був нижчим в середньому у 3,3 раза, ніж до втручання. Можна думати, що результатом техногенних змін в екосистемі стало значне гальмування інтенсивності процесів дихального ланцюга аеробних мікроорганізмів планктону.

У період до гідротехнічних маніпуляцій у воді озера співвідношення ЕБ/ОБ становило від 0,1 до 20,4 (в середньому 7,0). У сезонному аспекті відмічали тенденцію підвищення величини відношення в середньому у 10,0 разів у літньо-осінній сезон порівняно з весняним, що обумовлено внутрішньоводоймними чинниками розвитку еколого-трофічних груп бактерій (див. рис. 3, *a*).

Упродовж наступних років відношення евтрофних до оліготрофних бактерій у воді складало від 1,6 до 13,8 (в середньому 6,6), тобто спостерігали більш інтенсивний розвиток евтрофних бактерій, ніж оліготрофних. Для сезонної динаміки реєстрували тенденцію підвищення величини відношення в середньому у 5,4 раза у літньо-осінній сезон порівняно з весняним (див. рис. 3, *a*). Відношення між цими групами мікроорганізмів зазвичай визначається якістю та доступністю ОР, а саме часткою легкоокиснюваних сполук. Інші дослідники також відмічали у озері значну їхню долю [2, 3, 6, 16].

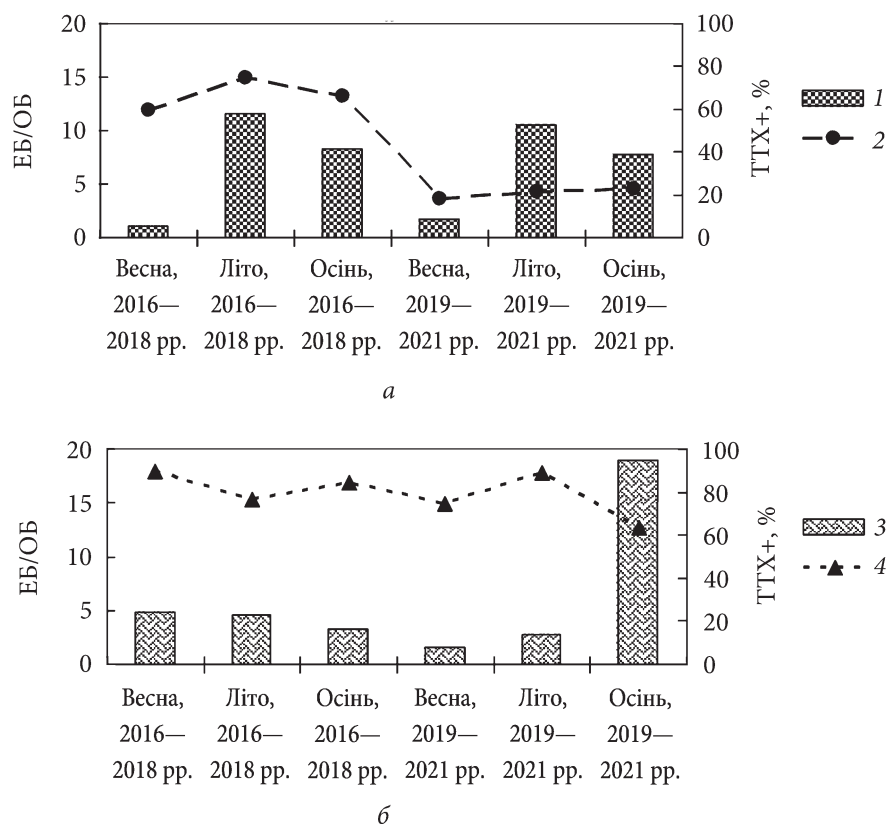


Рис. 3. Відношення кількості евтрофних до оліготрофних бактерій (1, 3) і доля евтрофних бактерій, що характеризувались активною електронно-транспортною системою (2, 4), у воді (а) та донних відкладах (б) озера (середні значення)

Відповідно до системи комплексної оцінки якості поверхневих вод [14], у 2016—2018 рр. за чисельністю бактеріопланктону вода відносилась до II—III класу якості, тобто за ступенем її чистоти (забрудненості) — до «добра» — «задовільна». Упродовж сезонів відмічали погіршення стану озера навесні та влітку, що пов'язано з динамікою розвитку мікробної складової планктону. За показниками чисельності евтрофних бактерій вода озера відносилась до IV—V класу якості, тобто «погана» — «дуже погана». Для сезонної динаміки реєстрували погіршення стану якості влітку та восени, що також зіставлялося з інтенсивністю процесів життєдіяльності мікроорганізмів.

Під час періоду 2019—2021 рр. вода за ЧБП відносилась до III—IV класу якості, тобто «задовільна» — «погана». Відмічали погіршення стану у весняний та літній сезони. Як і у період до техногенних змін, за показниками чисельності ЕБ вода озера відносилась до IV—V класу якості, тобто «погана» — «дуже погана». Характер сезонного погіршення якості вод озера навесні та влітку залежав від розвитку еколого-трофічної групи

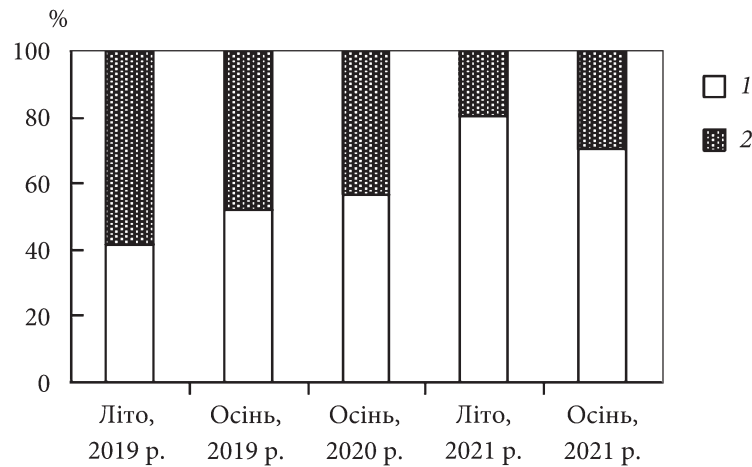


Рис. 4. Доля бактерій з пошкодженою цитоплазматичною мембраною у бактеріопланктоні (середні значення): 1 — живі клітини; 2 — мертві клітини

бактерій та умов навколишнього середовища. Варто відмітити, що за величинами чисельності бактеріопланктону оцінка була кращою, ніж за показниками еколого-трофічної групи у обидва досліджені періоди.

Визначення чисельності клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною, тобто мертвих клітин, у бактеріопланктоні проводили у літньо-осінній сезон 2019—2021 рр. В озері мертві клітини становили від 15,8 до 64,0 % чисельності бактеріопланктону. Максимальну середню їхню долю у планктоні відмічали влітку 2019 р. (рис. 4). Надалі частка клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною зменшувалась у 1,2—3,0 рази протягом сезонів та років вивчення. Для порівняння, у розташованому поряд заплавному штучному кар'єрному оз. Вербному (50°29'24" пн.ш. 30°31'03" сх.д.), яке має офіційний пляж та зону для відпочинку населення, але не зазнало реконструкції, у літньо-осінній сезон 2019—2021 рр. доля мертвих бактерій у воді була нижчою у 1,3—2,7 рази по акваторії водойми, ніж у досліджуваному озері. Така поведінка бактеріального угруповання в оз. Опечень Нижнє, можливо, обумовлена реакцією мікроорганізмів на техногенну трансформацію, елімінацією внесеної мікрофлори, несприятливими гідрохімічними та токсикологічними умовами для функціонування бактерій. Про такі незадовільні умови відмічали також інші дослідники [3, 6, 23].

Між вмістом у бактеріопланктоні клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною та з активною електронно-транспортною системою в озері було виявлено обернену слабку корелятивну залежність ($r = -0,37$, $n = 6$). Літературні дані свідчать про невисоку кореляцію, інколи про її відсутність між показниками метаболічної активності бактеріопланктону, отриманими різними цитохімічними методами [19, 20, 33, 35].

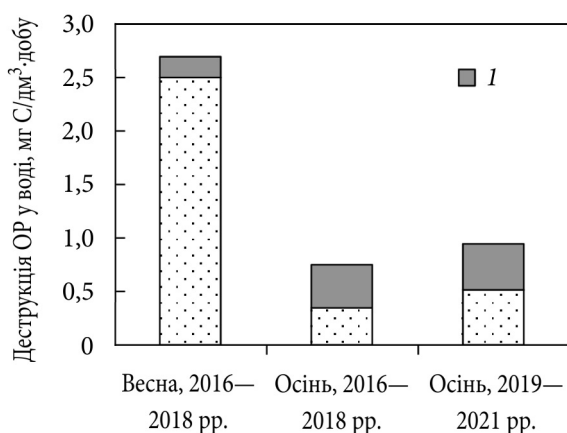


Рис. 5. Сезонні величини деструкції органічної речовини та частка бактеріальної деструкції (I) у воді озера (середні значення)

У весняний та осінній періоди 2016—2018 рр. деструкція ОР у воді озера варіювала в межах від 0,75 до 2,70 (в середньому 1,73) мг С/дм³·добу (рис. 5). Максимальні показники відмічали навесні, з пригніченням процесу розкладу ОР у воді восени в середньому у 3,6 рази. Протягом осінніх періодів 2019—2021 рр. розклад ОР у воді досліджуваної водойми змінювався від 0,60 до 1,30 (в середньому 0,95) мг С/дм³·добу. Від-

мічені коливання величин деструкції ОР у воді пояснюються варіабельністю розвитку угруповань бактеріо-, фіто- та зоопланктону в умовах навколишнього середовища, які визначаються фізико-гідрохімічними та токсикологічними параметрами, антропогенним навантаженням тощо.

Виходячи з величини споживання O_2 однією бактеріальною клітиною та чисельності бактеріопланктону в озері, розраховували бактеріальну деструкцію ОР у воді [4, 8, 18]. Її величини коливалися у періоди до і після гідротехнічних робіт відповідно у межах — 0,20—0,41 та 0,42—0,45 мг С/дм³·добу, що становило відповідно 7,6—54,0 (в середньому 30,8) та 32,0—75,5 (в середньому 53,8) % сумарної деструкції ОР (див. рис. 5). Для сезонної динаміки періоду 2016—2018 рр. слід відмітити збільшення долі бактеріальної деструкції ОР у воді в середньому у 2,0 рази від весни до осені. Рівень цих величин в озері визначався ступенем розвитку бактерій, вмістом органічних сполук, у тому числі автохтонної природи, окисно-відновними умовами, а також гідрохімічною, гідрологічною і токсикологічною ситуаціями. Доля бактеріальної деструкції ОР у воді протягом досліджених вегетаційних періодів свідчить, що в озері, нарівні з автотрофною ланкою, у трофічному ланцюзі значну роль у процесі деструкції ОР виконує бактеріопланктон, особливо восени.

З огляду на подібність середніх величини деструкції та бактеріального розкладу ОР у воді восени обох періодів дослідження, а також на середні значення, відмічені у воді оз. Вербного [42], можна зробити висновок, що заходи, які були направлені на відновлення еколого-санітарного стану оз. Опечень Нижнє, не дали очікуваного ефекту.

За час вивчення між показниками бактеріальної деструкції ОР у воді та чисельністю бактеріопланктону встановлено тісний корелятивний

зв'язок ($r = 0,87$, $n = 4$), що підтверджує вагому роль бактеріопланктону у процесі розкладу ОР у воді нарівні з автотрофною ланкою.

Мікробіологічним тестом екологічного стану водних об'єктів і підтвердженням антропогенного навантаження є присутність у воді бактеріального забруднення потенційно патогенними та патогенними мікроорганізмами. Відомо, що протягом останнього десятиліття спостерігається підвищення активності цих мікроорганізмів у природних водних об'єктах [21, 25, 27, 41, 43].

Система озер Опечень використовується промисловими об'єктами в якості ресурсу господарського водокористування та водовідведення, а також населенням — у рекреаційно-ландшафтних цілях. Тому вода озер може бути причиною зниження загальної резистентності організму та виникнення різноманітних захворювань населення. З огляду на це, уваги потребує визначення санітарно-епідеміологічних загроз та ризиків задля мінімізації негативних явищ.

Проведене у 2019—2021 рр. дослідження показує, що в умовах активного антропогенного та рекреаційного навантаження у воді озера спостерігається санітарно-бактеріологічне забруднення. По акваторії озера кількість потенційно патогенних та патогенних бактерій, у тому числі санітарно-показових, у воді коливалась у широких межах — від 0 до 40 500 КУО/100 см³ (таблиця). У пробах води фіксували значну кількість бактерій, що здатні викликати шкірні інфекції та харчове отруєння. Влітку відмічали високі показники грибів і дріжджів, кишкової палички та інших коліформних бактерій, кишкових ентерококів та фекальних стафілококів. Восени продовжували зберігати активність *E. coli* & coliform та інші лактозопозитивні бактерії, кишкові ентерококи та сальмонели. Присутність індикаторів фекального забруднення свідчить як про свіже, так і про тривале забруднення води. Відмічені сезонні коливання величин кількості бактерій у воді озера залежали від можливостей і термінів виживання мікроорганізмів, фізико-гідрохімічних та кліматичних умов водного середовища, а також кількості відпочиваючих людей на водоймі, надходження стічних та комунальних вод з колекторів тощо.

Оцінку якості води озера здійснювали, використовуючи кількісні характеристики санітарно-показових мікроорганізмів, що регламентовані у СанПиН № 4630-88 (https://dbn.co.ua/load/normativy/sanpin/sanpin_4630_88/25-1-0-721) та Державних санітарних правилах МОЗ України № 172 та № 173 (від 19.06.1996, <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0378-96#Text>, <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0379-96#Text>) для водойм культурно-побутового користування та у межах населених пунктів. Порівнюючи отримані данні з вимогами встановлених норм, фіксували перевищення показників кількості санітарно-показових бактерій у рази, десятки та сотні разів. Наші результати опосередковано співвідносяться з даними, отриманими організацією по благоустрою пляжів м. Києва, яка у літній сезон 2019—2021 рр. заборонила використовувати водні об'єкти, розташовані в Оболонському районі, для купання населення за результа-

тами санітарно-мікробіологічних та санітарно-хімічних досліджень води (<https://obolon.kyivcity.gov.ua/news/22564.html>).

Узагальнюючи результати санітарно-мікробіологічного дослідження, можна зробити висновок про непридатність оз. Опечень Нижнє для купання, а найбільші ризики для здоров'я людини, відпочиваючої на цій водоймі, пов'язані з ковтанням забрудненої води, шкірними інфекціями та споживанням їхтіофауни.

Бактеріобентос. Протягом вегетаційних періодів 2016—2018 рр. чисельність бактеріобентосу (ЧББ) у озері змінювалась у межах — від 1,5 до 6,0 (в середньому 4,3) млрд. кл/г. Максимальну середню ЧББ реєстрували влітку, а мінімальну — навесні (див. рис. 1, б). Сезонні коливання та незначна амплітуда відхилень від середнього рівня ЧББ обумовлені мозаїчністю фізико-хімічних умов у донних відкладах, характером їх самих, складом та місцем залягання, кількістю та якістю алохтонної та автохтонної ОР, антропогенним забрудненням.

У вегетаційні періоди 2019—2021 рр. чисельність бактерій у донних відкладах була від 3,9 до 7,9 (в середньому 6,7) млрд. кл/г. Найвищі середні значення показника фіксували восени, а мінімальні — влітку (див. рис. 1,

Таблиця

Вміст потенційно патогенних мікроорганізмів (КУО/100 см³) у воді озера

Показники		2019—2021 рр.		
		весна	літо	осінь
Дріжджі та гриби		—	$\frac{500-8400}{4450}$	—
<i>Enterococcus faecalis</i>	Жовчно-ескуліновий агар із азидом натрію	—	$\frac{12900-40500}{26700}$	—
	Середовище Сланець-Бартлі	—	$\frac{500-1800}{1150}$	100
<i>E. coli & coliform</i>		—	$\frac{500-23900}{9980}$	$\frac{6550-7500}{7150}$
<i>Salmonella</i> spp.	Вісмут-сульфіт агар	—	$\frac{600-4000}{2300}$	$\frac{2100-37500}{19800}$
	Хромогенне середовище	—	0	—
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		—	0	—
<i>Staphylococcus</i> spp.		—	$\frac{400-7600}{3430}$	—
Кишкові лактозопозитивні бактерії		—	—	100

Примітка: «—» — не визначали; над рискою — межі коливання показника; під рискою — середнє значення показника.

б). Весною після техногенної трансформації озера спостерігали максимальну чисельність бактеріобентосу. Амплітуда коливань ЧББ стабілізувалася восени, але встановлений пул чисельності перевищував в середньому у 1,6 раза показники, відмічені у вегетаційні періоди 2016—2018 рр. (див. рис. 1, б). Значні флуктуації та підвищення середнього рівня кількості бактеріобентосу свідчать про виведення бактеріального угруповання з рівноважного стану внаслідок втручання в екосистему водойми, роботи з очистки і укріплення берегової лінії, а також вилучення багаторічних мулових відкладів та вищої водної рослинності.

У період до проведення реконструкції озера у донних відкладах кількість евтрофних бактерій коливалась у межах від 60,8 до 150,6 (в середньому 107,3) тис. кл/г, а оліготрофних бактерій — від 10,4 до 62,0 (в середньому 37,0) тис. кл/г (див. рис. 2, б). У бентосі від 57,2 до 99,1 % (в середньому 83,4) кількості ЕБ складали такі, що характеризуються активним транспортом електронів (див. рис. 3, б). Для сезонної динаміки було відмічено тенденцію підвищення кількості ЕБ та ОБ відповідно в середньому у 1,7—2,7 разів у літньо-осінній сезон порівняно з весняним. Якісний склад донних відкладів і мікрозональне розшарування, яким характеризується поверхневий шар мулів, вплинули як на кількісні величини, так і на активізацію процесів метаболізму бактерій протягом дослідження.

У наступні роки вивчення в озері кількість ЕБ та ОБ у донних відкладах знаходилась відповідно у межах 111,1—598,3 (в середньому 300,9) тис. кл/г та 35,4—174,1 (в середньому 87,3) тис. кл/г (див. рис. 2, б). Доля дихаючих клітин становила від 59,3 до 92,5 % (в середньому 75,5) кількості евтрофних бактерій (див. рис. 3, б). Динаміка розподілу по сезонам кількості евтрофних бактерій у донних відкладах озера була в середньому у 3,3 раза вищою у літньо-осінній сезон порівняно з весняним. Кількості ОБ зростала в середньому у 2,3 раза влітку порівняно з весною та осінню. Встановлений у цей період пул кількості ЕБ та ОБ був в середньому вищим відповідно у 2,8 та 2,4 рази, ніж у період 2016—2018 рр. Зареєстровані коливання чисельності бактерій еколого-трофічних груп у донних відкладах є результатом гідротехнічних маніпуляцій внаслідок збільшення концентрації речовин автохтонного та алохтонного походження. Варто відмітити, що в обидва періоди дослідження частка ТТХ⁺ клітин була високою та в середньому подібною, що свідчить про здатність мікробного населення бентосу зберігати відносно сталий рівень метаболізму.

У донних відкладах до реконструкції озера, як і у воді, спостерігали більш інтенсивний розвиток евтрофних бактерій, ніж оліготрофних, а співвідношення ЕБ/ОБ коливалося від 1,7 до 7,4 (в середньому 4,2) (див. рис. 3, б). У сезонній динаміці відмічали максимальні величини співвідношення навесні, з поступовим зниженням у 1,5 раза восени, що є характерним для функціонування бактерій різних еколого-трофічних груп протягом вегетаційного сезону.

Протягом 2019—2021 рр. співвідношення ЕБ/ОБ було в межах від 1,5 до 20,9 (в середньому 7,8) (див. рис. 3, б). Максимальні його величини

реєстрували в осінній сезон, і вони були вищими в середньому у 8,6 раза, ніж у весняно-літній. Підвищення величини відбулося за рахунок збільшення кількості евтрофних бактерій внаслідок максимальної (18,2 °C) температури води в один із осінніх сезонів, а отже, і гальмування процесів відмирання фіто-, зоопланктону та вищої водної рослинності. Таким чином, величина співвідношення ЕБ/ОБ > 1 свідчить, що у донних відкладах озера превалює легкоокиснювана ОР. Відомо, що про подібне відмічено у роботах [2, 3, 16].

Екологічний стан озера оцінювали за відсотковим відношенням чисельності евтрофних бактерій до чисельності бактеріобентосу (індексом ЕБ/ЧББ) [29]. Відповідно до отриманих середніх багаторічних даних у обидва періоди дослідження, екологічний стан оз. Опечень Нижне характеризувався як «стан ризику». Можна вважати, що проведена очистка озера від багаторічних мулових відкладів, побутових та промислових відходів не призвела до покращення екологічного стану водойми.

Визначення чисельності клітин з пошкодженою цитоплазматичною мембраною у бактеріобентосі проводили у літньо-осінній сезон 2020—2021 рр. За час вивчення доля мертвих клітини становила 20,5—24,4 % (в середньому 22,5) чисельності бактеріобентосу. Відносно невисокі величини показника свідчать про деякий лабільний стан угруповань донних відкладів, в якому знайшли рівновагу реакції мікробіоценозу на техногенні зміни, елімінацію внесеної мікрофлори, фізико-гідрохімічні та токсикологічні процеси.

Підсумовуючи все сказане, можна припустити, що проведені гідротехнічні роботи, спрямовані на поліпшення еколого-санітарного стану оз. Опечень Нижне, не дали бажаного результату, оскільки, з одного боку, для стабілізації функціонування екосистеми, зокрема бактеріальних населення планктону і бентосу, було недостатньо часу. З іншого боку, зберігається антропогенне забруднення водойми, що є основним та постійно діючим чинником.

Висновки

Структурно-функціональні показники бактеріального населення досліджуваного озера тісно пов'язані з біотичними та абіотичними чинниками і, як наслідок, відображають величину антропогенного навантаження на водойму, у тому числі гідротехнічної реконструкції і благоустрою прилеглих територій, внесення забрудненої води з вище розташованих по системі озер і колекторів, допливу стоків з похилих берегів, несанкціонованої рекреаційної діяльності тощо.

Бактеріальне населення є чутливим індикатором змін, що відбуваються в озері. Відзначений порядок величин та амплітуда коливань показників чисельності бактеріопланктону, бактеріобентосу, евтрофних та оліготрофних бактерій, долі мертвих та дихаючих клітин, співвідношення ЕБ/ОБ, рівня деструкції ОР у воді характерні для евтрофних водних об'єктів, що зазнають антропогенного впливу [10—12, 15, 17, 19, 20, 28, 29, 31, 32, 34, 35, 39, 42].

Тривале антропогенне забруднення озера є одним з основних та постійно діючих чинників, що впливають на структуру та функціонування угруповань бактерій планктону і бентосу. Межі коливань досліджених показників протягом вегетаційних періодів 2016—2018 рр. свідчать про незначне сезонне виведення бактеріального населення озера з рівноважного стану та його здатність повернутися до початкових величин. Це зумовлено гнучкістю угруповання мікроорганізмів, що дозволяє йому при значних, але короткочасних коливаннях чисельності зберігати відносно постійний рівень кількісного розвитку.

Після гідротехнічної трансформації озера екосистема перебувала у нестабільному стані, про що свідчать широка амплітуда коливання і більш високі середні значення показників мікробної складової планктону і бентосу. Наявність лімітуючих факторів також підтверджують доли мертвих бактерій та клітин з активною електронно-транспортною системою у планктоні у цей період.

Відмічений рівень інтенсивності деструкції ОР у воді досліджуваного озера та порівняння з іншим антропогенно зміненим поряд розташованим озером дає можливість припустити, що заходи з очистки не дали очікуваного ефекту щодо покращення екологічного стану водойми.

Оцінюючи якість вод озера за мікробіологічними параметрами, спостерігаємо тенденцію до її погіршення від III до V класу якості. З літератури відомо, що техногенно зміненими водними екосистемами вважають водні об'єкти, води яких відповідають III та вище класу якості [22]. Екологічний стан озера, оцінений за індексом ЕБ/ЧББ, також характеризувався як «стан ризику». Очевидно, що не тільки постійно діюче антропогенне забруднення, але й гідротехнічні роботи негативно вплинули на озеро, в якому порушилися механізми саморегуляції та екосбалансованого розвитку.

Результати проведених санітарно-мікробіологічних досліджень води свідчать про непридатність озера для культурно-побутового використання. Виявлено перевищення нормативних параметрів за показовими санітарно-бактеріологічними показниками (*E. coli* та *coliform*, кишкових ентерококів, сальмонел), а це свідчить про низьку якість води. Найбільші ризики для здоров'я людей, які, ігноруючи заборони, використовують озеро для різних цілей, пов'язані з ковтанням забрудненої води, харчовими отруєннями та шкірними інфекціями.

Таким чином, помітні зміни у структурно-функціональних параметрах бактеріального населення планктону і бентосу озера після гідротехнічних маніпуляцій пов'язані як із самими виконаними роботами, так і зі збереженням джерел забруднення, а також занадто коротким для відновлення внутрішньоводоймних процесів часовим проміжком.

Список використаної літератури

1. Арсан О.М., Ситник Ю.М., Горбатюк Л.О. та ін. Особливості формування сучасного еколого-токсикологічного стану водойм урбанізованих територій та його

можливі зміни. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія спец. вип. «Гідроекологія»*. 2010. Т. 43, № 2. С. 14–17.

2. Вишневецький В.І., Борисова О.В., Гінзула М.Я. та ін. Водна стратегія міста Києва 2018–2025 рр. К: КП Плесо, 2018. 88 с.

3. Гончарова М.Т., Кіпніс Л.С., Коновець І.М. та ін. Екологічна оцінка якості води та донних відкладів озера системи Опечень (Київ). *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56, № 2. С. 70–82.

4. Драбкова В.Г. Зональное изменение интенсивности микробиологических процессов в озерах. Л: Наука, 1981. 212 с.

5. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. 288 с.

6. Линник П.М., Жежеря В.А., Жежеря Т.П. та ін. Гідрохімічний режим озер системи Опечень (м. Київ). *Наук. праці УНД гідрометеорол. ін.-ту*. К., 2016. Вип. 269. С. 59–69.

7. МВВ 081/12-0008-01. Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації розчиненого кисню методом йодометричного титрування за Вінклером. *Міністерство екології та природних ресурсів України. Офіц. вид.* К., 2002. 12 с.

8. Окслюк О.П., Г.Н. Олейник, Л.В. Шевцова и др. Гидробиология каналов Украинской ССР / Отв. ред. Н.В. Кондратьева. К.: Наук. думка, 1990. 240 с.

9. Олейник Г.Н. Бактериальная деструкция органического вещества в водоемах и водотоках. *Вод. ресурсы*. 1991. Т. 2. С. 89–97.

10. Олейник Г.Н. Бактериопланктон и бактериобентос в экотонных экосистемах. *Гидробиол. журн.* 1997. Т. 33, № 1. С. 51–62.

11. Олейник Г.Н., Кабакова Т.Н. Бактериопланктон Сасыкского водохранилища. *Там же*. 1995. Т. 31, № 3. С. 47–58.

12. Олейник Г.Н., Якушин В.М., Кабакова Т.Н. Реакция бактериопланктона как индикатор изменений в экосистеме водоемов в результате антропогенного загрязнения. *Там же*. 1996. Т. 32, № 2. С. 29–41.

13. Романенко В.Д. Гідроекологічні проблеми в умовах урбанізації. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2015. Т. 64, № 3–4. С. 18–21.

14. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Окслюк О.П. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. К.: Мінекоресурсів України, 2001. 48 с.

15. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов: лабораторное руководство. Л.: Наука, 1974. 194 с.

16. Романенко О.В., Арсан О.М., Кіпніс Л.С., Ситник Ю.М. Екологічні проблеми Київських водойм і прилеглих територій. К.: Наукова думка, 2015. 192 с.

17. Романишин Г.М., Якушин В.М., Каленіченко К.П., Лінчук М.І. Бактеріопланктон озера, розташованого в межах мегаполіса, та його сезонні зміни. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2014. Т. 58, № 1. С. 25–31.

18. Садчиков А.П. Трансформация органического вещества бактериальным сообществом в водоемах разной трофности. *Гидробиол. журн.* 2001. Т. 37, № 3. С. 87–92

19. Старосила Є.В. Метаболічно активні клітини в бактеріопланктоні ставів з високим вмістом мінерального азоту. *Там же*. 2008. Т. 36, № 2. С. 27–37.

20. Старосила Є.В., Олейник Г.Н. Метаболически активные клетки бактериопланктона, определенные *in situ* методами. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2011. Т. 47, № 2. С. 47–50.

21. Старосила Є.В., Юришинець В.І. Вміст умовно-патогенних бактерій у різнотипних водних об'єктах. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти*: мат. VI Міжнар. наук.-практ. конф., 14–15 лист. 2019 р. К., 2019. С. 189–192.

22. Толочик І. Л. Екологічний стан р. Стир в умовах антропогенного навантаження у межах Рівненської області: дис. ... канд. біол. наук. Львів, 2018. 228 с.

23. Упорядкування водоохоронних зон міських водойм на основі екологічної оцінки якості вод / Під заг. ред. І.В. Панасюка. К., 2016. 94 с.
24. Amin S.A., Hmelo L.R., van Tol H.M. Interaction and signaling between a cosmopolitan phytoplankton and associated bacteria. *Nature*. 2015. Vol. 522. P. 98–101.
25. Ashbolt N.J. Microbial contamination of drinking water and human health from community water systems. *Curr. Environ. Health Rep.* 2015. Vol. 2, N 1. P. 95–106.
26. Brachvogel T., Schweitzer B., Simon M. Dynamics and bacterial colonization of microaggregates in a large mesotrophic lake. *Aquatic Microbiol. Ecol.* 2001. Vol. 26. P. 23–35.
27. Cabral J.P.S. Water Microbiology. Bacterial Pathogens and Water. *J. Environ. Res. Public Health*. 2010. Vol. 7, N 10. P. 3657–3703.
28. Chróst R.J., Adamczewski T., Kalinowska K. et al. Abundance and structure of microbial loop components (bacteria and protists) in Lakes of different trophic status. *J. Microbiol. Biotechnol.* 2009. Vol. 19, N 9. P. 858–868.
29. Dzyuban A.N., Kosolapov D.B., Kuznetsov I.A. Microbiological processes in bottom sediments of the Rybinsk Reservoir and Lake Pleshcheyevo as factor forming the quality of aquatic environment. *Hydrobiol. J.* 2005. Vol. 41, № 6. C. 78–84.
30. 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.
31. Gurnyak D., Oleynik G. N., Sviontetski A. Structure and functioning of bacterioplankton of Lake Warniak (Poland) after biomanipulation experiments. *Ibid.* 2003. Vol. 39, N 2. P. 30–38.
32. Lew S., Świątecki A. Activity of bacterioplankton in different status lakes. *Prace Limnologiczne XXIII: acta Universitatis N. Copernici*. Toruń, 2003. Zeszyt 100. S. 19–24.
33. Methods in microbiology / Ed. by J.H. Paul. USA: Acad. Press, 2001. V. 30. 657 p.
34. Olejnik G., Świątecki A., Górniak D. et al. Struktura i funkcja bakteriobentosu w jeziorach o różnej trofii. *Słupskie prace przyrodnicze*. Słupsk, 2001. N 1. S. 141–153.
35. Oleynik G.N., Starosyla Ye.V. Structure and functioning of bacterioplankton and bacteriobenthos in the water bodies with high content of inorganic nitrogen. *Hydrobiol. J.* 2010. Vol. 46, N 6. P. 26–36.
36. Oleynik G.N., Yurishinets V.I., Starosyla Ye.V. Bacterioplankton and bacteriobenthos as biological indicators of aquatic ecosystem state. *Ibid.* 2011. Vol. 47, N 2. P. 37–48.
37. Paul E.A., Clark F.E. Soil microbiology and biochemistry. USA: Acad. Press, 1996. 250 p.
38. Samuelsson K., Andersson A. Predation limitation in the pelagic microbial food web in an oligotrophic aquatic system. *Aquat. Microb. Ecol.* 2003. Vol. 30. P. 239–250.
39. Starosyla Ye.V. Destruction of organic matter in pond water contaminated by mineral nitrogen. *Hydrobiol. J.* 2008. Vol. 44, N 3. P. 57–65.
40. Starosyla Ye.V. Catalase activity in bottom sediments of the water bodies of different types in the urbanized territory. *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 1. P. 70–80.
41. Starosyla Ye.V. Conditionally pathogenic and pathogenic microorganisms in hydroecosystems and their role in water quality assessment (a review). *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 27–35.
42. Starosyla Ye.V. Microbiological processes of organic matter decomposition in the water of some lakes of Kyiv. *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 2. P. 54–61.
43. Starosyla Ye.V. Microbiological monitoring of potentially pathogenic microorganisms in different types of water bodies. *Innovation in science: global trends and regional aspect: internat. scient. conf.*, Riga, march 12–13, 2021. Latvia, 2021. P. 13–16.
44. Starosyla Ye.V., Oleynik G.N., Golovko T.V., Yurishinets V.I. Viruses in microbial «loop» in the aquatic ecosystems (a review). *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 6. P. 55–63.
45. The lakes handbook «Limnology and limnetic ecology» / Eds. by P.E. O'Sullivan, C.S. Reynolds. USA: Blackwell Publishing, 2004. Vol. 1. P. 417–460.

Надійшла 24.05.2022

Ye. V. Starosyla, Ph. D. (Biol.),
Institute of Hydrobiology NAS Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: jenya_star@ukr.net
<https://orcid.org/0000-0001-5366-7894>

STRUCTURAL AND FUNCTIONAL CHANGES IN THE BACTERIAL POPULATION
OF THE LAKE AS A RESPONSE TO HYDROTECHNICAL WORKS (ON THE
EXAMPLE OF OPECHEN NYZHNE LAKE, KYIV, UKRAINE)

The results of studies of the structural and functional indicators of bacterioplankton and bacteriobenthos of Opechen Nizhny Lake before (2016—2018) and after (2019—2021) its hydrotechnical reconstruction and improvement of the surrounding areas are presented. The analysis of seasonal dynamics of the number of bacterioplankton, bacteriobenthos, eutrophic and oligotrophic bacteria, bacteria with a damaged cytoplasmic membrane (dead cells) and bacteria with ETS—active (active electron transport system) in water and bottom sediments, intensity of destruction and bacterial decomposition of organic matter in water was analyzed. Significant development of sanitary-indicative microorganisms in the lake water was revealed. The comparative analysis of the quantitative development and functioning features of the bacterial population of the Lake for the two investigated periods was carried out. The results obtained on the basis of the analysis and generalization of research data can be used to identify the mechanisms of formation and functioning of pollution-resistant microbial communities in anthropogenically polluted and reconstructed water bodies, as well as their role in self-cleaning processes.

Key words: lake, bacterioplankton, bacteriobenthos, ecological-trophic groups of bacteria, sanitary-indicative microorganisms, anthropogenic influence, hydrotechnical works.