

УДК 556.114:556.5(28)

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

Т.П. ЖЕЖЕРЯ, к. геогр. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: tanyadyka@ukr.net

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.П. ОСИПЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: vosyrenko@ukr.net

Т.В. ЄВТУХ, пров. інженер,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ДИНАМІКИ ОКРЕМИХ ЕЛЕМЕНТІВ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ МАЛИХ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНОЇ ТЕРИТОРІЇ: БІОГЕННІ ТА ОРГАНІЧНІ РЕЧОВИНИ

Обговорено результати дослідження просторово-часової динаміки неорганічних форм азоту (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), фосфору, силіцію та розчинених органічних речовин (РОР) у воді озер системи Опечень. Концентрація розчиненого кисню істотно впливає на співвідношення неорганічних форм азоту. Коефіцієнт кореляції між вмістом O_2 і часткою амонійного азоту, нітрит- і нітрат-іонів за рівня значущості 0,01 становив відповідно -0,79, 0,60 і 0,78. За концентрації розчиненого кисню ≤ 4 мг/дм³ частка NH_4^+ , NO_2^- і NO_3^- становила відповідно ≥ 80 , ≤ 6 і ≥ 14 % $N_{\text{неорг}}$, за 4—8 мг/дм³ — 60—80, 6—12 і 14—28 % $N_{\text{неорг}}$, а при подальшому зростанні до 16 мг/дм³ їхній відносний вміст складав 18, 24 і 58 % $N_{\text{неорг}}$. Під час зворотної температурної стратифікації взимку різниця між вмістом неорганічного азоту та його різних форм, а також неорганічного фосфору у воді поверхневого і придонного горизонтів

Ц и т у в а н н я: Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М., Осипенко В.П., Євтух Т.В. Особливості динаміки окремих елементів гідрохімічного режиму малих водойм урбанізованої території: біогенні та органічні речовини. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 4. С. 85—109.

була незначною або ж не перевищувала 2,5 раза. При формуванні прямої температурної стратифікації, починаючи з весни до осені, різниця між концентрацією зазначених форм азоту і неорганічного фосфору між цими шарами була істотною. Концентрація NH_4^+ і $P_{\text{неорг}}$ помітно зростала нижче термоклину. Верхні три озера (Мінське, Лугове і Пташине) виявились найбільш забрудненими сполуками неорганічного азоту і фосфору. Зниження концентрації останніх у поверхневому шарі води зумовлене асиміляцією біотою, а зростання їхнього вмісту біля дна — надходженням з донних відкладів за дефіциту O_2 і формування анаеробних умов. За усередненими показниками молярне відношення N:P зменшувалось від зими до осені в межах 16,0—5,7, що вказує на зростання у воді концентрації фосфору відносно азоту та формування сприятливих умов для розвитку синьозелених водоростей. Концентрація розчиненого силіцію у воді озер коливалась у межах 0,03—6,4 мг/дм³. Зниження його вмісту у поверхневому шарі води навесні зумовлене асиміляцією діатомовими водоростями. Загальний вміст РОР та їхніх окремих груп зазнавав сезонних і просторових змін. Частка легкоокиснюваних органічних сполук у воді верхніх трьох озер становила 15,8—55,3 %, а у воді нижніх озер — 29,1—81,6 % загального вмісту РОР. Максимальні показники характерні для літньої пори. Найбільш забруднені органічними сполуками верхні три озера. Концентрація природних груп РОР, зокрема гумусових речовин, вуглеводів і білковоподібних речовин у воді озер коливалась в межах 4,6—8,0, 0,66—5,43 і 0,26—1,09 мг/дм³, складаючи у загальному балансі від 37,6 до 55,5 %, решту становили інші групи РОР, напевно, антропогенного походження.

Ключові слова: водойми урбанізованої території, озера системи Опечень, сполуки неорганічного азоту, неорганічний фосфор, розчинний силіцій, хімічне споживання кисню, розчинні органічні речовини, стратифікація.

У сучасних умовах поверхневі водні об'єкти зазнають антропогенного впливу тією чи іншою мірою. Це пов'язано з їхнім широким використанням у народному господарстві, а саме: для питного і технічного водопостачання, рекреації, риборозведення, судноплавства, виробництва електричної енергії, зрошення, приймання зливових і стічних вод з різним ступенем очищення. До найуразливіших водних об'єктів слід віднести водойми з уповільненим водообміном (водосховища, озера, ставки). Загалом, станом на кінець ХХ ст. повідомлялось, що менше 10 % річок Світу слід розглядати як такі, в яких хімічний склад води не зазнав істотних змін, а вміст окремих хімічних компонентів не перевищував фонових концентрацій. На той час концентрація азоту і фосфору у водних об'єктах Європи та Північної Америки зроста майже у 20 разів порівняно з фоновими концентраціями [35]. При збільшенні загальної чисельності населення Світу до 9,7 млрд., а також міського населення — на 2,5 млрд. до 2050 р., згідно прогнозу ООН [53], слід очікувати подальшого зростання забруднення поверхневих вод біогенними сполуками і розчинними органічними речовинами (РОР). Цього можна уникнути при використанні природоохоронних заходів, які будуть спрямовані на зниження надходження, передусім, сполук азоту і фосфору до поверхневих водних об'єктів з метою уникнення їхнього евтрофування.

Евтрофування — природний процес старіння водойм, який за антропогенного впливу пришвидшується в рази і замість 200—300 років починає проявлятися вже через кілька років. До основних критеріїв евтрофування відносять зниження вмісту розчиненого кисню нижче термоклину,

зростання концентрації сполук азоту і фосфору, збільшення вмісту зависі органічного походження (фітопланктон, детрит), зростання частки органічних речовин автохтонного походження, зміну популяції водоростей з домінуванням представників синьозелених і зелених водоростей, зростання біомаси бентосних та епіфітних водоростей, зміну видового складу та біомаси макрофітів, збільшення каламутності води, зростання вмісту амонійного азоту (NH_4^+) і неорганічного фосфору ($\text{P}_{\text{неорг}}$) у донних відкладах, замори, втрату рекреаційних властивостей [23, 26, 50].

В сучасних умовах для покращення якості води евтрофних водних об'єктів використовують наступні заходи: драгування донних відкладів, штучну аерацію, обробку альгіцидами, хімічними реагентами для перетворення $\text{P}_{\text{неорг}}$ в біологічно інертні сполуки (гідроксид алюмінію, модифікований бентоніт з використанням лантану), барвниками, біоплато вищої водної рослинності [20, 23, 27, 34, 37, 39, 50, 55, 58].

Серед особливостей водних об'єктів, які знаходяться у межах населених пунктів, важливе місце займають порушення природного біорізноманіття, більш виражене пікове надходження зливових або скидних стічних вод за рахунок збільшення площі водонепроникних ділянок, зміни хімічного складу води зі зростанням вмісту біогенних сполук, органічних речовин, специфічних забруднювальних органічних речовин, важких металів, головних йонів тощо [28, 32, 44, 45, 49, 54, 56].

В межах урбанізованих територій сполуки неорганічного азоту і фосфору, органічні речовини надходять до поверхневих водних об'єктів головним чином з комунальними і промисловими стічними водами з різним ступенем очищення, за рахунок стоку або інфільтрації зі станцій очищення стічних вод та будівельних майданчиків, зі зливовими водами, а також з донних відкладів [25, 26, 52]. Певна частина зазначених біогенних речовин потрапляє за рахунок дифузних джерел, до яких відносяться поверхневий та латеральний стік з водозбірної площі, атмосферні опади [25, 26]. Часто зазначається, що для покращення якості води поверхневих водних об'єктів недостатньо лише локалізації точкових джерел, оскільки необхідно також звертати увагу на мінімізацію впливу дифузних джерел. Частка неорганічного азоту ($\text{N}_{\text{неорг}}$) і $\text{P}_{\text{неорг}}$, яка надходить за рахунок дифузних джерел, може перевищувати 50 %, а іноді досягати 90 % від загального надходження цих сполук до водних об'єктів [26, 29, 33, 46].

Оптимальні умови для розвитку фітопланктону та «цвітіння» води визначаються достатнім вмістом у воді сполук $\text{N}_{\text{неорг}}$ і $\text{P}_{\text{неорг}}$. Згідно з коефіцієнтом Редфілда, оптимальне співвідношення вуглецю, азоту і фосфору у воді поверхневих водних об'єктів для розвитку водоростей становить 40C : 7N : 1P. При цьому в оліготрофному водному об'єкті концентрації фосфору і азоту не повинні перевищувати 0,01 і 2 мг/дм³. Водночас, в евтрофних водоймах їхня концентрація перевищує відповідно 0,03 і 5 мг/дм³ [50]. Згідно методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями, концентрація йонів NH_4^+ , NO_2^- і NO_3^- у воді не повинна перевищувати відповідно 0,31, 0,011 і 0,51 мг N/дм³, а вміст $\text{P}_{\text{неорг}}$ — 0,050 мг/дм³. Зазначені концентрації відповідають III класу якості води

(забруднені водні об'єкти) [13]. За результатами інших досліджень, концентрація $P_{\text{неорг}}$, яка лімітує розвиток синьозелених водоростей, становить 0,060—0,050 мг/дм³ і нижче [36, 38]. Отже, серед зазначених біогенних сполук саме неорганічний фосфор виступає лімітуючим чинником для розвитку фітопланктону, оскільки, наприклад, деякі гетероцистні синьозелені водорості родів *Anabaena* і *Nostoc* здатні асимілювати атмосферний азот [24].

Мета наших досліджень полягала у вивченні просторової і сезонної динаміки вмісту біогенних речовин і РОР, а також впливу кисневого режиму на вміст і співвідношення неорганічних форм азоту у воді озер системи Опечень. Дослідження також були спрямовані на вивчення впливу прямої і зворотної стратифікації на вміст сполук $N_{\text{неорг}}$, $P_{\text{неорг}}$ і розчиненого силіцію за вертикаллю.

Матеріал і методика досліджень

У першому повідомленні [9] наведено загальну інформацію щодо особливостей відбору проб, їхнього зберігання та підготовки до аналізів, а також наведено карту-схему озер системи Опечень. Концентрацію неорганічних форм азоту, $P_{\text{неорг}}$ і розчиненого силіцію вимірювали у фільтрах природної води, використовуючи методики фотометричного аналізу [14]. Амонійний азот визначали з реактивом Несслера, нітрит-йони — з реактивом Грісса, нітрат-йони — з саліцилатом натрію, неорганічний фосфор — за реакції взаємодії ортофосфатів з молібдатом амонію у кислому середовищі (рН 0,80—0,95) за присутності аскорбінової кислоти, силіцій — у вигляді синьої (відновленої) форми силіціймолібденової гетерополікислоти з використанням метол-сульфитної суміші як відновника. Хімічне споживання кисню (ХСК) з використанням різних окиснювачів (KMnO_4 та $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) визначали за загальновідомими методиками [14, 19]. Перший з показників (перманганатна окиснюваність, або ХСК_{Mn}) опосередковано вказує на вміст легкоокиснюваних органічних речовин, а другий (дихроматна окиснюваність, або ХСК_{Cr}) — на загальну концентрацію РОР. Вміст розчиненого вуглецю органічних сполук ($C_{\text{орг}}$) розраховували за формулою $C_{\text{орг}} = 0,375 \times \text{ХСК}_{\text{Cr}}$ [19, 22]. Для розділення РОР за хімічною природою застосовували метод йонообмінної хроматографії з використанням колонок, заповнених йонообмінними целюлозами — ДЕАЕ (діетиламіноетилцелюлоза) і КМ (карбоксиметилцелюлоза). Гумусові речовини (ГР), які відносяться до РОР кислотної групи, вилучали адсорбцією на колонці з ДЕАЕ-целюлозою, а білковоподібні речовини (БПР), як речовини основної групи, концентрували на колонці з КМ-целюлозою. Нейтральну групу РОР, в якій переважають вуглеводи, отримували після послідовного пропускання фільтрату природної води крізь зазначені вище колонки з целюлозними йонітами. За необхідності нейтральну фракцію РОР концентрували у 10—12 разів шляхом виморожування. Десорбцію РОР з колонок, заповнених ДЕАЕ- і КМ-целюлозами, здійснювали відповідно 0,3 моль/дм³ розчином NaOH і 0,1 моль/дм³ розчином HCl. Вміст ГР у складі кислотної групи визначали за градувальним

графіком «Кольоровість води, °Cr—Co-шкали — концентрація ГР, мг/дм³». Кольоровість води, як непряму характеристику вмісту ГР у воді поверхневих водних об'єктів, вимірювали за допомогою імітаційної дихроматно-кобальтової шкали [14]. Для побудови градієнтного графіка використовували препарати фульвокислот і гумінових кислот, які були отримані з води Канівського водосховища і очищені з використанням катіонообмінника КУ-23 в Н-формі. Отримані препарати висушували шляхом поступового випарювання у фарфорових чашках, доводячи їхні сухі залишки до постійної маси в ексікаторі з безводним CaCl₂. Визначення речовин білкової природи здійснювали за реакцією Лоурі [5, 43], а вуглеводів — за допомогою антрону [19].

Результати досліджень та їх обговорення

Сполуки неорганічного азоту і фосфору. Серед сполук неорганічного азоту у придонному шарі води озер системи Опечень переважала його амонійна форма, а у поверхневому шарі, окрім зимового періоду, навпаки, зростала частка нітрит- і нітрат-йонів. Такі просторові та сезонні зміни відносного вмісту сполук N_{неорг} залежать від концентрації розчиненого кисню. Зростання його вмісту у воді призводило до збільшення частки нітрит- і нітрат-йонів у результаті окиснення NH₄⁺ як хімічним шляхом, так і за участю нітрифікуючих бактерій. Варто зазначити, що насичення води киснем було характерним лише для поверхневого шару води над термоклином протягом весняно-осіннього періоду. Навесні його концентрація знаходилась в межах 12,1—16,2 мг/дм³, а влітку і восени — відповідно 8,3—14,6 і 4,4—14,2 мг/дм³. Перенасичення поверхневого шару води розчиненим киснем у межах 107—146 % спостерігалось в усіх озерах навесні, тоді як влітку і восени — не завжди. Натомість, його дефіцит відмічено у придонному шарі води озер протягом усього року, а у поверхневому шарі — також і взимку. Детальнішу інформацію щодо кисневого режиму досліджуваних озер наведено у першому повідомленні [9].

Частка NH₄⁺ у поверхневому шарі води досліджуваних озер знаходилась у широкому інтервалі величин: 64,9—87,0 % N_{неорг} взимку, 0,0—51,2 % — навесні, 22,3—74,8 % — влітку і 15,6—75,7 % N_{неорг} — восени (рис. 1, а).

Відносний вміст NH₄⁺ у придонному шарі води був вищим і знаходився у межах: 66,3—94,9 % N_{неорг} взимку, 38,3—99,3 % — навесні, 82,2—99,2 % — влітку і 48,8—98,6 % — восени. Зазвичай, його частка у воді біля дна перевищувала 70,3 % N_{неорг}, і лише в оз. Кирилівському навесні і восени вона становила відповідно 38,3 і 48,8 % N_{неорг} (див. рис. 1, а). Це явище, вірогідно, зумовлене локальним впливом водних мас р. Сирець на хімічний склад придонного шару води зазначеного озера, оскільки температура води у цій річці навесні і восени відповідала тій самій температурі в озері, яка спостерігалась на глибині відповідно 6,0 м і 5,5 м, а влітку — лише на глибині 3,5 м. З цієї причини вода з р. Сирець залежно від сезону надходила на різну глибину озера. Водночас, частка амонійного азоту у гирловій ділянці р. Сирець поступово зменшувалась від зими до осені. Так, взимку

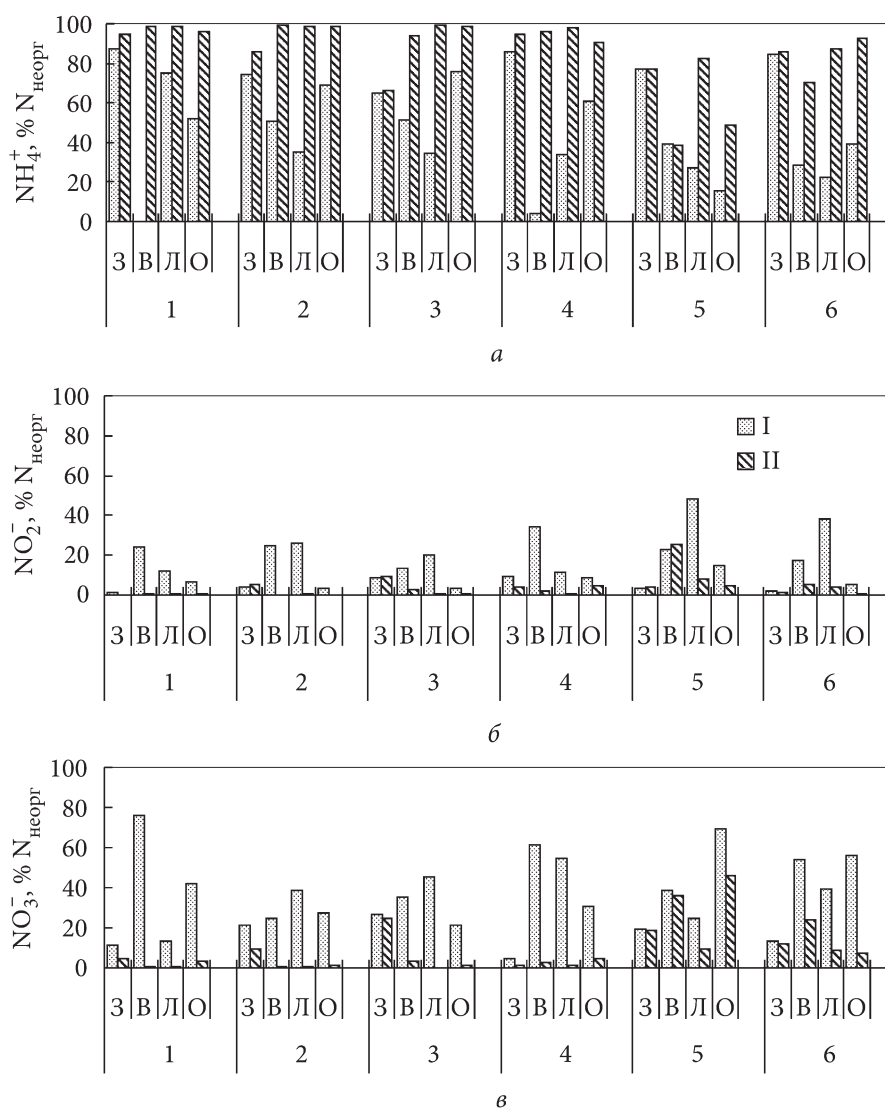


Рис. 1. Сезонні зміни частки амонійного азоту (а), нітрит- (б) і нітрат-іонів (в) у воді озер системи Опечень протягом 2021 р. Тут і на рис. 3—7, 9: 1 — оз. Мінське; 2 — оз. Лугове; 3 — оз. Пташине; 4 — оз. Андріївське; 5 — оз. Кирилівське; 6 — оз. Йорданське; 3, В, Л і О — зима, весна, літо і осінь; I і II — відповідно поверхневий і придонний горизонти води

відносний вміст NH_4^+ становив 50,1 %, навесні — 32,3, влітку — 25,8, а восени — лише 5,7 % $N_{\text{неорг}}$.

Відносний вміст нітритного азоту (NO_2^-) у поверхневому шарі води досліджуваних озер знаходився у широкому інтервалі величин — 1,5—48,3 % $N_{\text{неорг}}$, а біля дна — лише — 0,3—25,8 % $N_{\text{неорг}}$. Нітрит-йони належать до хімічно нестійких сполук, оскільки здатні швидко окиснюватись до нітрат-іонів (NO_3^-) за достатнього вмісту розчиненого кисню або

відновлюватись до NH_4^+ за його дефіциту. Саме з цієї причини частка NO_2^- зростала у поверхневому шарі води до 13,1—34,4 і 11,2—48,3 % $\text{N}_{\text{неорг}}$ відповідно навесні та влітку під час покращення кисневого режиму (див. рис. 1, б).

Частка NO_3^- порівняно з NH_4^+ , навпаки, завжди була вищою у поверхневому шарі води. Взимку вона не перевищувала 4,3—26,5 % $\text{N}_{\text{неорг}}$, навесні зростала до 24,7—75,7 %, влітку і восени становила 13,4—54,7 і 21,2—69,4 % $\text{N}_{\text{неорг}}$. У придонному шарі води відносний вміст NO_3^- -йонів коливався у межах 0,4—46,2 % $\text{N}_{\text{неорг}}$ (див. рис. 1, в).

Встановлено, що найбільша частка NO_2^- - і NO_3^- -йонів у придонному шарі води спостерігалась в озерах Кирилівському і Йорданському (див. рис. 1, б, в), оскільки в них, порівняно з іншими досліджуваними озерами, кисневий режим був найкращим. Відомо, що нітрифікація відбувається за концентрації розчиненого кисню, що перевищує 2 мг/дм³, а денітрифікація — коли вона нижча, ніж ~1,5 мг/дм³ [20].

У досліджуваних озерах виявлено наявність кореляційного зв'язку між вмістом розчиненого кисню та часткою сполук неорганічного азоту. Встановлено, що за рівня значущості 0,01 коефіцієнт кореляції між концентрацією розчиненого кисню і відносним вмістом NH_4^+ , NO_2^- - і NO_3^- -йонів становив відповідно -0,79, 0,60 і 0,78 (рис. 2). За отриманими залежностями встановлено, що за концентрації розчиненого кисню ≤ 4 мг/дм³ частка амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів становила відповідно ≥ 80 , ≤ 6 і ≥ 14 % $\text{N}_{\text{неорг}}$. Якщо вміст розчиненого кисню знаходиться в межах 4—8 мг/дм³, то частка зазначених форм неорганічного азоту вже змінюється в межах 60—80, 6—12 і 14—28 % $\text{N}_{\text{неорг}}$. За подальшого зростання концентрації кисню до 16 мг/дм³ відносний вміст NH_4^+ , NO_2^- - і NO_3^- -йонів становив відповідно 18, 24 і 58 % $\text{N}_{\text{неорг}}$ (див. рис. 2).

Вміст NH_4^+ у воді озер системи Опечень зазнавав як сезонних, так і просторових змін з глибиною. Так, взимку концентрація цієї форми $\text{N}_{\text{неорг}}$ у поверхневому шарі води була нижчою, ніж біля дна, лише у 1,1—2,2 рази. Водночас, під час прямої температурної та кисневої стратифікації ця різниця зростала в рази (рис. 3).

Зниження концентрації NH_4^+ у поверхневому шарі води зумовлене його асиміляцією вищою водною рослинністю і фітопланктоном під час їхньої вегетації. Водночас, зростання вмісту амонійного азоту у воді придонного горизонту відбувається через його надходження з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню, а також порушення конвективного перемішування водних мас нижче термоклин. Серед досліджуваних озер максимальні концентрації NH_4^+ спостерігались у верхніх трьох — Мінському Луговому і Пташиному (див. рис. 3).

Взимку його концентрація у поверхневому шарі води озер знаходилась у межах 0,706—1,666 мг N/дм³, а навесні, влітку і восени — відповідно 0—0,230, 0,040—0,090 і 0,053—0,654 мг N/дм³ (див. рис. 3). У придонному горизонті води вміст NH_4^+ взимку становив 0,762—3,231 мг N/дм³, а навесні, влітку і восени — 0,209—8,690, 1,136—7,035 і 0,207—

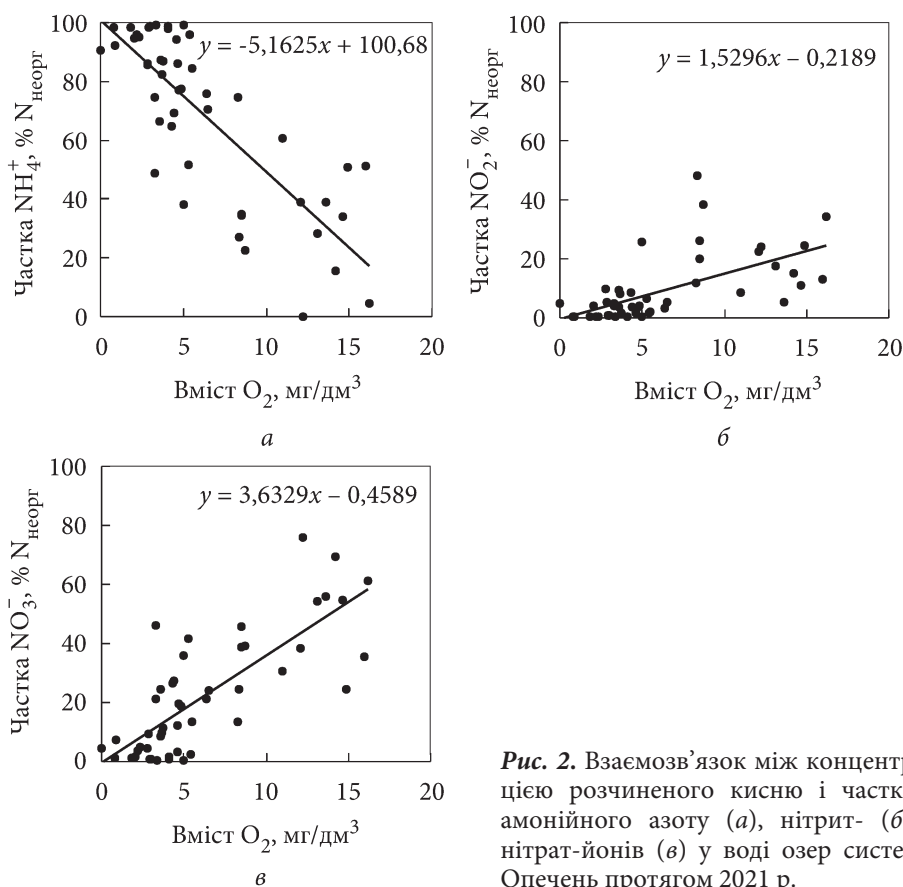


Рис. 2. Взаємозв'язок між концентрацією розчиненого кисню і часткою амонійного азоту (а), нітрит- (б) і нітрат-іонів (в) у воді озер системи Опечень протягом 2021 р.

13,170 мг N/дм³ (див. рис. 3). Концентрація NH₄⁺ у воді р. Сирець протягом досліджуваного періоду змінювалась у межах 0,079—0,524 мг N/дм³, досягаючи максимальних величин взимку. Слід зазначити, що вміст амонійного азоту в сучасних умовах мало відрізняється від його концентрацій, які спостерігались у досліджуваних озерах протягом 2015 р. У той час його вміст також знаходився у широких межах — 0,0—12,8 мг N/дм³ [8]. Іншими дослідниками [21, 31, 51] також виявлено доволі високі концентрації NH₄⁺, з подібними сезонними змінами його вмісту у воді поверхневого шару, як і нами в сучасних умовах. Наприклад, максимальний вміст NH₄⁺ у воді оз. Мінського у 1986 р. становив 2,42 мг N/дм³ [3]. Отже, високі концентрації амонійного азоту у воді озер системи Опечень свідчать про їхнє тривале евтрофування через антропогенний вплив, а в сучасних умовах ситуація не покращується.

Концентрація NO₂⁻-іонів у воді досліджуваних озер знаходилась у широких межах — від 0,006 до 0,186 мг N/дм³. Найвищі показники вмісту цієї форми N_{неорг} спостерігались у другому-п'ятому озерах взимку (рис. 4).

Високі концентрації NO₂⁻ виявлено навесні та влітку у придонному шарі води оз. Кирилівського, що деякою мірою зумовлено локальним впливом р. Сирець, де вміст нітрит-іонів був переважно високий і коли-

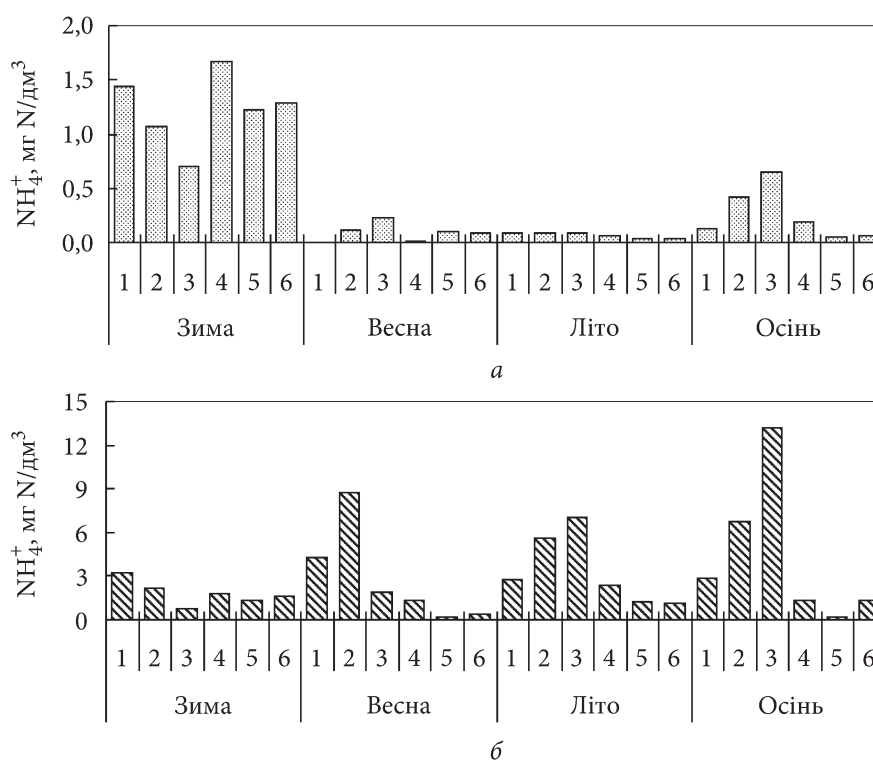


Рис. 3. Сезонні зміни вмісту амонійного азоту у воді поверхневого (а) і придонного (б) горизонтів озер системи Опечень протягом 2021 р.

вався в межах 0,030—0,236 мг N/дм³. В озерах системи Опечень їхня концентрація у більшості випадків перевищувала 0,020 мг N/дм³. У незабруднених водоймах, а також у водоймах рибогосподарського призначення вміст NO₂⁻ -іонів не повинен перевищувати 0,020 мг N/дм³ [2, 13]. Високі концентрації NO₂⁻ додатково свідчать про значний антропогенний вплив на зазначені водойми. У попередні роки їхня концентрація також знаходилась у широкому інтервалі величин (0,002—0,102 мг N/дм³) [21, 31, 51].

Вміст NO₃⁻ -іонів у воді озер Опечень коливався у межах 0,016—0,314 мг N/дм³ (рис. 5). Мінімальні концентрації характерні для літнього періоду, що зумовлено їхнім споживанням рослинними організмами. У цей час їхня концентрація знаходилась у межах 0,016—0,142 мг N/дм³ (див. рис. 5).

Зазвичай, концентрація нітрат-іонів у воді придонного горизонту була нижчою, ніж у поверхневому шарі води. Це зумовлено дефіцитом розчиненого кисню, внаслідок чого NO₃⁻ -іони відновлюються до NO₂⁻ -іонів і NH₄⁺ як хімічним шляхом, так і за участю денітрифікуючих бактерій. Загалом, зазначені форми азоту зазнають трансформації у водному середовищі внаслідок фізико-хімічних і біохімічних процесів, серед яких важливе місце посідають окисно-відновні реакції, амоніфікація,

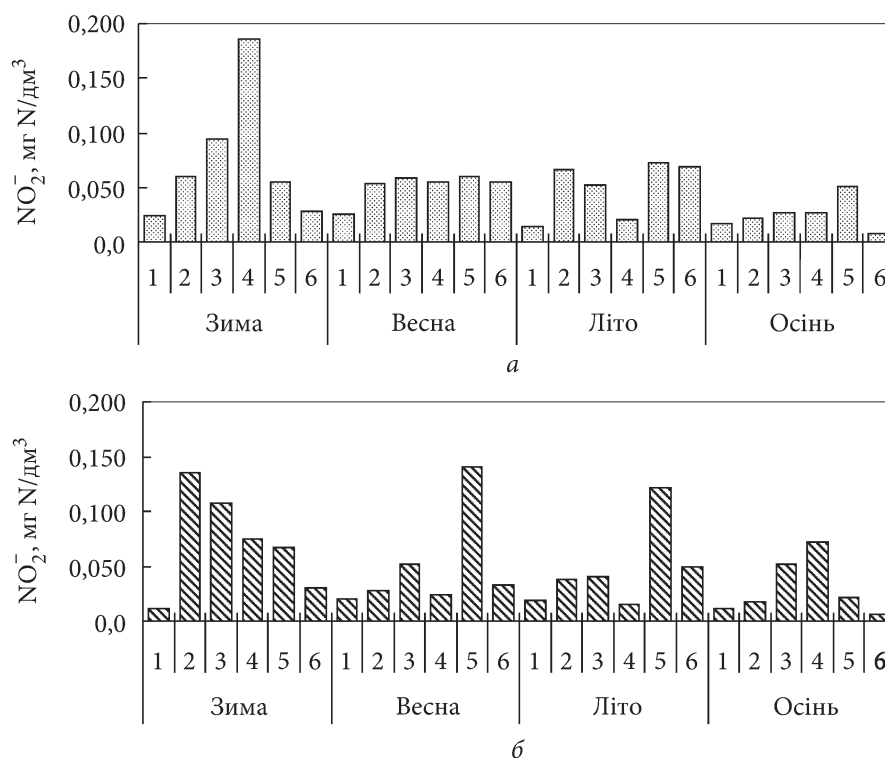


Рис. 4. Сезонні зміни вмісту нітрит-йонів у воді поверхневого (а) і придонного (б) горизонтів озер системи Опечень протягом 2021 р.

нітрифікація, денітрифікація і азотфіксація [4, 18, 25]. У р. Сирець мінімальні величини вмісту нітрат-йонів також спостерігались влітку, а загалом їхня концентрація становила 0,083—0,381 mg N/dm^3 . Раніше вміст нітрат-йонів знаходився у більш широких межах (0,0—2,2 mg N/dm^3), але зазнавав таких самих сезонних змін, як і в сучасних умовах [21, 31, 51].

Концентрація $N_{\text{неорг}}$, як і його амонійної форми, змінювалась сезонно, а також з глибиною. У поверхневому шарі води максимальний його вміст був узимку — 1,088—1,936 mg N/dm^3 , тоді як у інші пори року він становив 0,103—0,864 mg N/dm^3 (рис. 6).

Водночас, у воді придонного горизонту максимальний вміст $N_{\text{неорг}}$, навпаки, спостерігався у весняно-осінній період під час формування прямої температурної стратифікації. Серед озер системи Опечень найбільш забрудненими сполуками неорганічного азоту виявились озера Мінське, Лугове і Пташине (див. рис. 6).

Отже, взимку слід очікувати більш рівномірного розподілу концентрації $N_{\text{неорг}}$ у всій водній товщі, тоді як під час прямої температурної та кисневої стратифікації — її зниження у воді над термокліном та істотне зростання нижче останнього.

Концентрація $P_{\text{неорг}}$ протягом досліджуваного періоду у воді озер системи Опечень знаходилась в межах 0,010—3,121 mg/dm^3 (рис. 7). Якщо

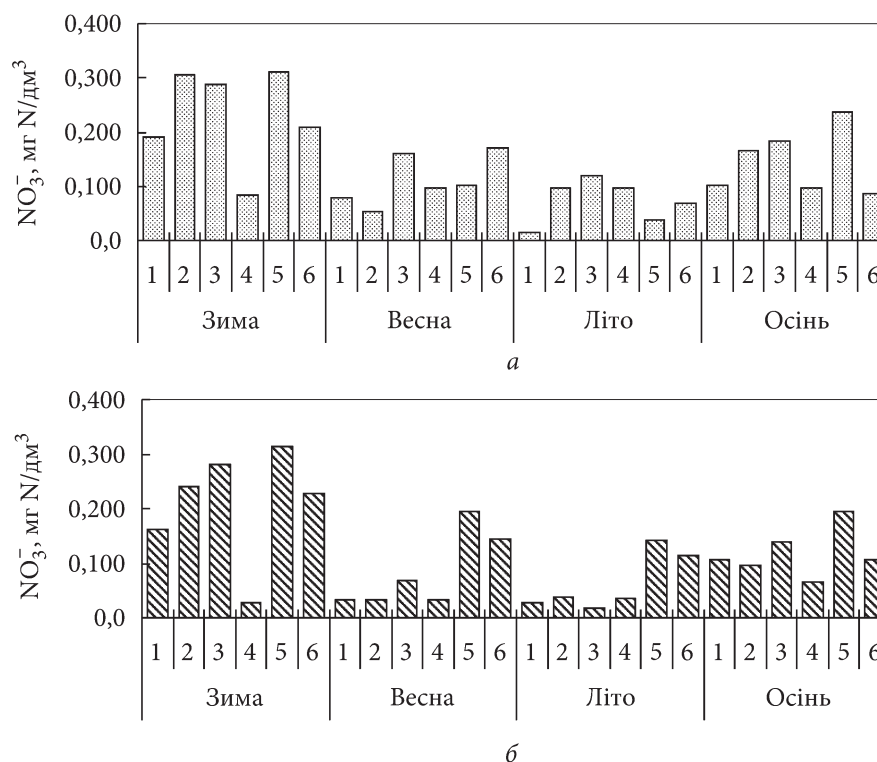


Рис. 5. Сезонні зміни вмісту нітрат-йонів у воді поверхневого (а) і придонного (б) горизонтів озер системи Опечень протягом 2021 р.

взимку його вміст у поверхневому і придонному горизонтах води мало відрізнявся, то під час формування прямої температурної і кисневої стратифікації відмічено істотне зниження його концентрації у поверхневому шарі води за рахунок асиміляції гідробіонтами. Водночас, вміст $P_{\text{неорг}}$ у воді придонного горизонту, навпаки, зростав за рахунок його надходження з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню та формування відновлювальних і проміжних окиснювально-відновлювальних умов, коли величина Eh-потенціалу знаходиться у межах 0—100 мВ (див. рис. 7, 8). Влітку чітко проглядається поступове зростання концентрації NH_4^+ і $P_{\text{неорг}}$ нижче термоклину, який знаходився на глибині 3,5—4 м. Він розділяє водну товщу на дві частини, які відрізняються між собою за хімічним складом, вмістом розчиненого кисню і величинами Eh-потенціалу. Це відбувається за рахунок істотного зниження конвективного перемішування води нижче термоклину, внаслідок чого формуються застійні явища біля дна протягом усього періоду прямої температурної стратифікації. У 2015 р. вміст $P_{\text{неорг}}$ також коливався у широких межах (0,027—2,6 mg/dm^3) [8] та зазнавав подібних просторових і сезонних змін, як це характерно у період проведення наших досліджень у різні пори 2021 р. Восени 2018 р. його концентрація у поверхневому шарі озер становила 0,11—0,22 mg

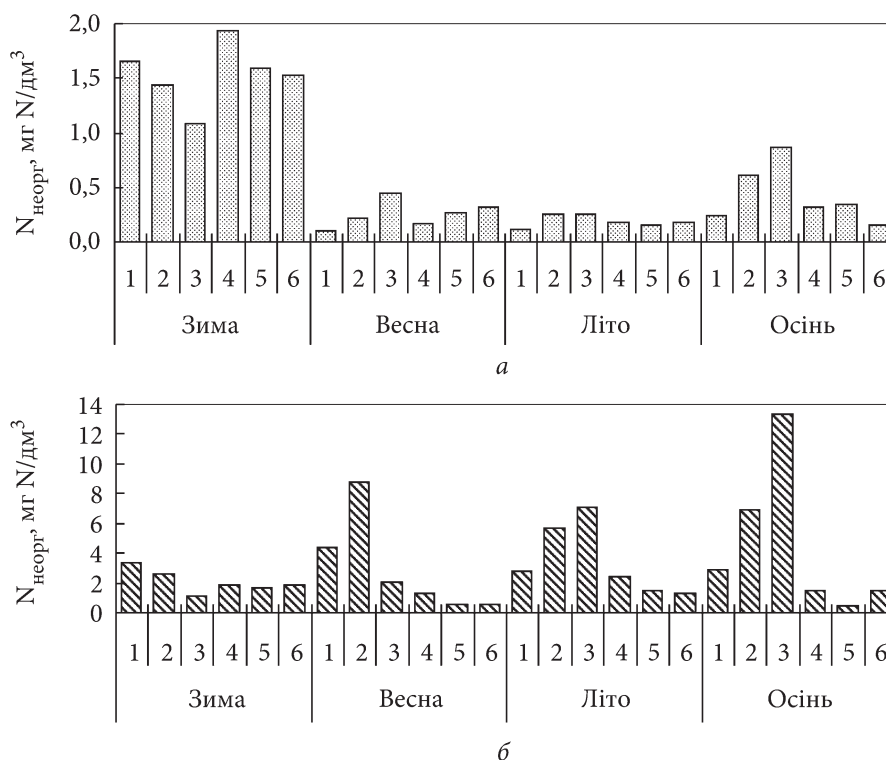


Рис. 6. Сезонні зміни вмісту неорганічного азоту у воді поверхневого (а) і придонного (б) горизонтів озер системи Опечень протягом 2021 р.

P/dm^3 , і лише в оз. Луговому — $1,4 \text{ мг } P/dm^3$ [31]. Однак іншими дослідниками [51] було виявлено невисокі концентрації $P_{неорг}$ ($0,010\text{—}0,032 \text{ мг } P/dm^3$), які спостерігались влітку, напевно, у поверхневому шарі води та узгоджуються з результатами наших досліджень для зазначеного горизонту (див. рис. 7).

Сезонні зміни концентрації $N_{неорг}$ і $P_{неорг}$ у воді озер системи Опечень позначились на молярному відношенні $N : P$. Загалом, в озерах відношення $N : P$ змінювалось у межах $1,2\text{—}42,1$. За усередненими величинами воно зменшувалось від зими до осені з $16,0$ до $5,7$. Це свідчить про зростання у воді концентрації фосфору відносно азоту та формування сприятливих умов для розвитку синьозелених водоростей [1, 30, 38].

Розчинний силіцій.. Концентрація розчинного силіцію ($Si_{розч}$) у воді озер системи Опечень протягом 2021 р. змінювалась від $0,03$ до $6,4 \text{ мг}/dm^3$ (рис. 9). Найбільша різниця між вмістом $Si_{розч}$ у воді поверхневого і придонного горизонтів спостерігалась навесні, влітку та восени під час формування прямої температурної стратифікації. Мінімальні концентрації $Si_{розч}$ у воді поверхневого шару озер Мінського та Андріївського визначалися навесні. Подібні зміни нами було виявлено у попередні роки [8, 10]. Відомо, що коливання вмісту $Si_{розч}$ протягом року зумовлене, насамперед,

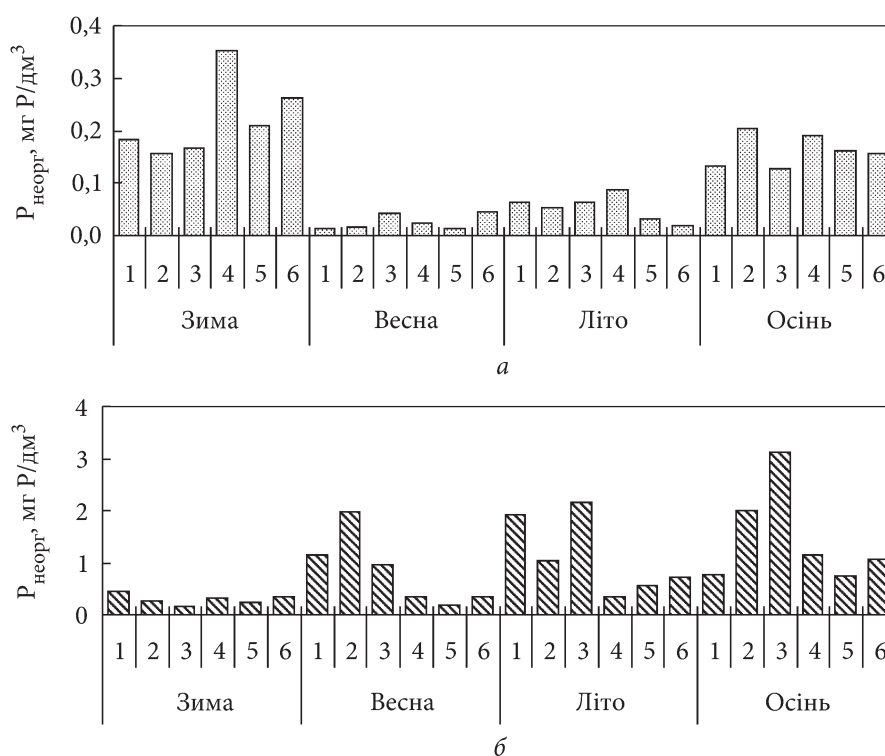


Рис. 7. Сезонні зміни вмісту неорганічного фосфору у воді поверхневого (а) і придонного (б) горизонтів озер системи Опечень протягом 2021 р.

сезонними змінами розвитку фітопланктону, зокрема діатомових водоростей. Зниження вмісту $\text{Si}_{\text{розч}}$ навесні пов'язане з його асиміляцією останніми [59]. Максимальний вміст $\text{Si}_{\text{розч}}$ був характерний для придонного шару води протягом усього року, що пояснюється можливим його надходженням з донних відкладів за дефіциту O_2 та меншим його споживанням біотою (див. рис. 9).

Найбільші величини вмісту $\text{Si}_{\text{розч}}$ протягом року спостерігались в озерах Кирилівському та Йорданському, що зумовлено впливом водної маси р. Сирець. Його концентрація у річці була, зазвичай, вищою, ніж в озерах, і становила 3,9—7,3 мг/дм³. Ймовірно, з цієї причини вміст $\text{Si}_{\text{розч}}$ у воді поверхневого шару озер Кирилівського та Йорданського хоча і дещо знижувався, але не так помітно, як у вище розташованих озерах (див. рис. 9). Гідрохімічний режим озер системи Опечень не зазнав істотних змін за вмістом $\text{Si}_{\text{розч}}$ порівняно з результатами досліджень 2015 р. [8].

Розчинені органічні речовини. Якість води у водоймах урбанізованої території залежить від комплексного впливу природних та антропогенних чинників. Внаслідок надходження стічних та зливових вод хімічний склад води зазнає істотних змін, що, у свою чергу, позначається на просторовій та сезонній динаміці того чи іншого гідрохімічного показника. Особливо це стосується загальної концентрації POP, а також вмісту їхніх

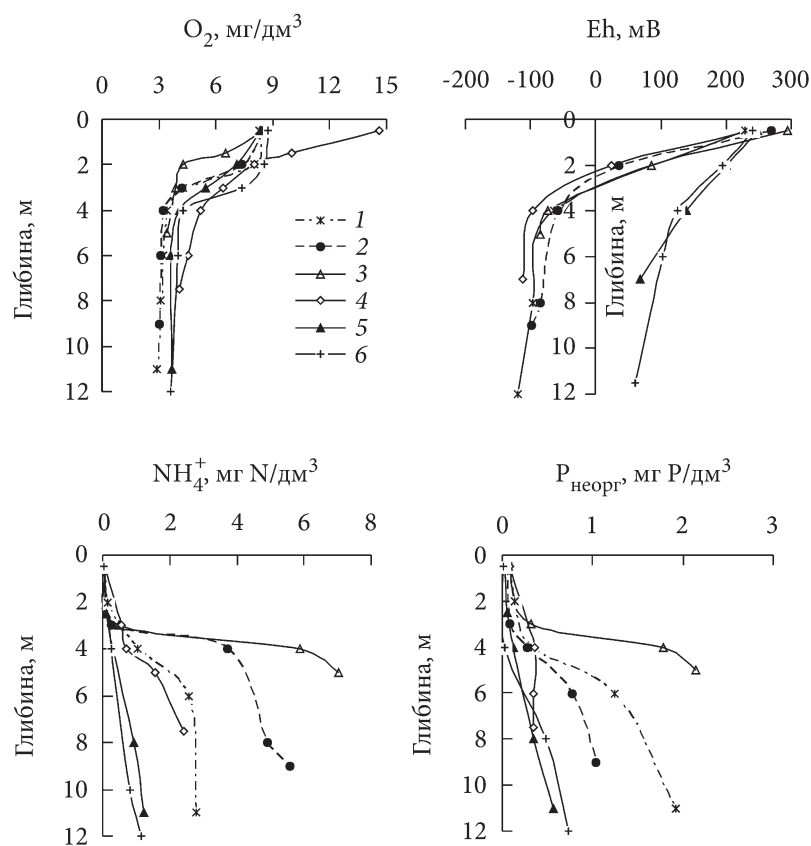


Рис. 8. Зміна концентрації розчиненого кисню, величин Eh-потенціалу, вмісту амонійного азоту і неорганічного фосфору з глибиною в озерах системи Опечень у червні 2021 р.

окремих груп (ГР, БПР і вуглеводи), оскільки за умов антропогенного впливу їхня концентрація завжди зростає. Передусім це стосується органічних речовин-екзометаболітів. Водночас, за величиною концентрації РОР, як і за вмістом сполук $N_{неорг}$ і $P_{неорг}$, можна отримати інформацію щодо ступеня антропогенного впливу на водний об'єкт.

У практиці гідрохімічних досліджень, як правило, застосовують показник ХСК з використанням таких окисників, як перманганат калію ($KMnO_4$) і дихромат калію ($K_2Cr_2O_7$). За першим із них встановлюють вміст легкоокиснюваних органічних сполук, а за другим — загальний вміст РОР як природного, так і антропогенного походження. $ХСК_{Mn}$ переважно відображає наявність у воді автохтонних легкоокиснюваних органічних речовин, до яких відносяться вуглеводи і БПР, а також природні алохтонні ГР, які надходять у водойму внаслідок вимивання з ґрунтового покриву [6]. Наші дослідження були спрямовані як на визначення $ХСК_{Mn}$ та $ХСК_{Cr}$, так і на розділення та детектування окремих груп РОР (ГР, вуглеводи і БПР).

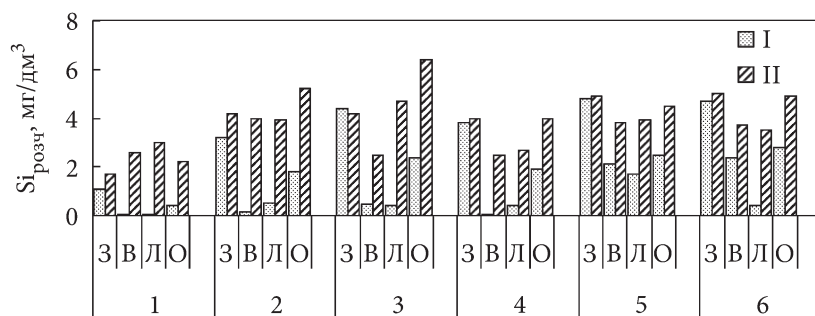


Рис. 9. Сезонні зміни вмісту розчинного силіцію ($Si_{розч}$) у воді озер системи Опечень протягом 2021 р.

Величини XSK_{Mn} протягом досліджуваного періоду у воді озер системи Опечень знаходились у межах 5,2—17,9 мг О/дм³ (поверхневий шар) і 4,8—22,4 мг О/дм³ (придонний шар) (табл. 1). У 2002 р. для оз. Кирилівського цей показник взимку та навесні становив 4,2—6,2 мг О/дм³ [21]. Протягом 2015 р. величини XSK_{Mn} в озерах системи Опечень досягали 7,7—18,3 і 6,8—22,4 мг О/дм³ відповідно у воді поверхневого і придонного горизонтів [8]. За величинами XSK_{Mn} встановлено, що найнижчий вміст легкоокиснюваних РОР спостерігався взимку, а їхній максимальний вміст був характерний для літнього періоду, коли зростає концентрація екзометаболітів під час інтенсивного розвитку гідробіонтів та «цвітіння» води. Слід зазначити, що сезонні зміни XSK_{Mn} суттєво не відрізняються від таких, які спостерігаються у більшості раніше досліджених нами поверхневих водних об'єктів [16, 17, 48, 57]. Взимку та влітку величини XSK_{Mn} у придонному шарі води були дещо вищими, ніж у поверхневому горизонті, що пов'язано, вірогідно, з інтенсифікацією надходження легкоокиснюваних РОР з донних відкладів під час формування дефіциту розчиненого кисню. Водночас, зростання їхньої концентрації у поверхневому шарі води навесні та восени зумовлене, напевно, розвитком водоростей і надходженням зливових вод під час танення снігу в першому випадку та розкладанням фітопланктону — у другому випадку. Серед досліджуваних озер найвищі величини XSK_{Mn} були характерними для озер Мінського, Лугового і Пташиного, а найнижчі — для оз. Йорданського (див. табл. 1). У р. Сирець величини XSK_{Mn} коливались у межах 6,0—17,2 мг О/дм³, досягаючи максимуму влітку, а їхні сезонні зміни були подібні до тих, що відбуваються в озерах системи Опечень.

Величини XSK_{Cr} також зазнавали сезонних і просторових змін та знаходились у межах 16,2—56,2 мг О/дм³ і 13,0—45,5 мг О/дм³ відповідно у воді поверхневого і придонного шарів (див. табл. 1). У попередні роки цей показник також змінювався у широкому інтервалі величин, а саме: у 2018 р. — 42,2—84,8 мг О/дм³, у 2015 р. — 15,2—31,4 мг О/дм³, а в оз. Кирилівському у 2002 р. — 44,7—46,9 мг О/дм³ [8, 21, 31]. У сезонному а-

пекті помітним було зростання величин зазначеного показника від зими до осені. Якщо брати до уваги просторові зміни, то високі значення ХСК_{Cr} постійно спостерігались у воді верхніх трьох озер (Мінське, Лугове, Пташине), тоді як у воді озер Кирилівського і Йорданського вони були значно нижчими (див. табл. 1).

Частка легкоокиснюваних РОР у воді верхніх трьох озер системи Опечень становила 15,8—52,8 і 28,4—55,3 % загального вмісту РОР відповідно у поверхневому і придонному горизонтах. В озерах Андріївському, Кирилівському і Йорданському їхня частка була значно вищою і становила відповідно 29,1—71,3 і 30,8—81,6 %. При цьому максимальна частка легкоокиснюваних РОР у досліджуваних озерах спостерігалась влітку за рахунок зростання концентрації екзометаболітів вуглеводної і білкової природи, концентрацію яких наведено в таблиці 2. Максимальні величини ХСК_{Cr} та незначна частка легкоокиснюваних органічних сполук у складі РОР у таких випадках свідчать про домінування у воді важкоокиснюваних органічних речовин, які надходять як з площі водозбору, так і через систему колекторів зі стічними та зливовими водами. Зростання величин ХСК_{Cr} у придонному шарі води деяких озер влітку і восени можна пояснити додатковим надходженням накопичених органічних сполук, у тому числі нафтопродуктів, з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню [31].

Протягом періоду дослідження величини ХСК_{Cr} для води р. Сирець, яка приймає стічні води низки промислових підприємств, завжди перевищували величини цього ж показника в оз. Кирилівському та знаходились у межах 22,2—47,7 мг О/дм³. Отже, р. Сирець слід розглядати як одне з джерел забруднення зазначеного озера РОР антропогенного походження.

Розглядаючи вміст окремих груп РОР, а саме ГР, вуглеводів і БПР у поверхневому шарі води досліджуваних озер, слід зазначити, що концентрація ГР в них коливалась у межах 4,6—8,0 мг/дм³ та досягала максимальних величин восени, напевно, за рахунок утворення «планктонного» гумусу. Такі сезонні зміни нами було виявлено раніше і в інших водних об'єктах з уповільненим водообміном [7, 42]. У воді озер Вербного та Райдужного, які розташовані неподалік і також відносяться до заплавної водойми, вміст ГР був значно нижчий, але вирізнявся більш чіткою сезонною динамікою [17, 48]. Зазначені озера також зазнають значного антропогенного впливу, але вони позбавлені такої великої системи зливних колекторів. Саме з цієї причини вплив природних метеорологічних чинників на перебіг продукційно-деструкційних процесів у них був більш помітним, ніж в озерах системи Опечень.

Сезонні зміни вмісту вуглеводів і БПР, зазвичай, відповідають динаміці вмісту легкоокиснюваних РОР [15, 47]. Найвищі концентрації цих сполук спостерігали влітку (відповідно 2,85—5,43 і 0,71—1,09 мг/дм³), найнижчі — взимку (відповідно 0,66—1,71 і 0,26—0,39 мг/дм³, див. табл. 2). Подібні сезонні зміни концентрації вуглеводів і БПР спостерігались раніше і в інших водоймах з уповільненим водообміном, що пов'язано з

Таблиця 1
Величини ХСК_{Мн} і ХСК_{Cr} (мг О/дм³) та С_{орг} (мг/дм³) у поверхневому і придонному горизонтах води озер системи Опечень протягом 2021 р.

Озера	Показники	Зима	Весна	Літо	Осінь
Мінське	ХСК _{Мн}	6,6	13,8	16,6	15,6
		9,0	12,8	17,3	12,9
	ХСК _{Cr}	35,2	51,2	39,5	47,8
		21,2	30,2	31,3	45,5
	С _{орг}	13,2	19,2	14,8	17,9
		7,9	11,3	11,7	17,1
Лугове	ХСК _{Мн}	6,9	13,1	17,9	13,4
		8,4	12,2	18,6	12,3
	ХСК _{Cr}	35,5	29,7	41,9	31,1
		15,7	26,6	33,7	27,2
	С _{орг}	13,3	11,1	15,7	11,7
		5,9	10,0	12,6	10,2
Пташине	ХСК _{Мн}	6,0	15,0	17,7	14,3
		7,6	12,2	18,6	14,1
	ХСК _{Cr}	37,9	56,2	39,9	27,1
		17,8	36,5	41,2	36,9
	С _{орг}	14,2	21,1	15,0	10,2
		6,7	13,7	15,4	13,8
Андріївське	ХСК _{Мн}	8,4	13,4	16,0	11,2
		7,2	11,5	22,4	11,0
	ХСК _{Cr}	28,8	29,8	24,0	28,3
		17,1	26,0	28,8	31,1
	С _{орг}	10,8	11,2	9,0	10,6
		6,4	9,7	10,8	11,7
Кирилівське	ХСК _{Мн}	5,4	13,5	15,4	11,7
		4,8	11,7	18,6	9,8
	ХСК _{Cr}	18,5	22,7	21,6	29,3
		15,4	16,7	26,4	31,8
	С _{орг}	7,0	8,5	8,1	11,0
		5,8	6,3	9,9	11,9
Йорданське	ХСК _{Мн}	5,2	11,8	14,1	10,7
		6,0	10,6	16,6	9,2
	ХСК _{Cr}	16,2	18,3	20,6	16,3
		14,0	13,0	21,2	16,0
	С _{орг}	6,1	6,9	7,7	6,1
		5,2	4,9	8,0	6,0

П р и м і т к а. Поверхневий шар – над рисою, придонний шар – під рисою.

Таблиця 2

Сезонна динаміка вмісту та частки окремих груп РОР у воді поверхневого горизонту озер системи Опечень протягом 2021 р.

Озера	РОР	Пори року							
		Зима		Весна		Літо		Осінь	
		Концентрація та частка кожної з груп органічних речовин							
		мг/дм ³	% C _{орг}	мг/дм ³	% C _{орг}	мг/дм ³	% C _{орг}	мг/дм ³	% C _{орг}
Мінське	ГР	7,30	27,7	5,00	13,0	4,80	16,2	8,00	22,3
	В	1,33	5,0	3,15	8,2	5,14	17,4	4,67	13,0
	БПР	0,33	1,3	0,67	1,7	0,98	3,3	0,82	2,3
	Інші	×	66,0	×	77,0	×	63,1	×	62,4
Лугове	ГР	5,20	19,5	5,10	22,9	6,10	19,4	7,50	32,1
	В	1,42	5,3	3,36	15,1	5,43	17,3	3,75	16,1
	БПР	0,39	1,5	0,64	2,9	1,04	3,3	0,68	2,9
	Інші	×	73,7	×	59,2	×	60,0	×	48,9
Пташине	ГР	5,60	19,7	4,60	10,9	5,80	19,4	7,60	37,4
	В	1,71	6,0	3,57	8,5	3,43	11,4	4,12	20,3
	БПР	0,27	0,9	0,73	1,7	1,09	3,6	0,73	3,6
	Інші	×	73,3	×	78,9	×	65,6	×	38,7
Андріївське	ГР	5,60	26,0	4,60	20,6	6,00	33,3	7,00	32,9
	В	1,42	6,6	2,28	10,2	3,28	18,2	3,02	14,2
	БПР	0,26	1,2	0,65	2,9	1,04	5,8	0,64	3,0
	Інші	×	66,3	×	66,3	×	42,7	×	49,8
Кирилівське	ГР	6,10	43,9	4,70	27,6	6,00	37,0	6,10	27,7
	В	0,86	6,2	2,71	15,9	3,14	19,4	3,50	15,9
	БПР	0,30	2,2	0,57	3,3	0,76	4,7	0,70	3,2
	Інші	×	47,8	×	53,2	×	38,9	×	53,2
Йорданське	ГР	5,90	48,6	5,10	37,2	5,60	36,2	7,10	58,1
	В	0,66	5,4	2,61	19,0	2,85	18,4	2,75	22,5
	БПР	0,26	2,1	0,53	3,9	0,71	4,6	0,59	4,8
	Інші	×	43,8	×	39,9	×	40,7	×	14,5

Примітка. % C_{орг} означає, що частку кожної з груп органічних речовин виражено у % до загального вмісту карбону органічних сполук. Частку інших груп РОР вираховували за різницею між загальним вмістом C_{орг} і його вмістом у складі ГР, вуглеводів (В) і БПР. × — органічні речовини, які не досліджувались.

їхнім надходженням у воду під час вегетації фітопланктону і вищої водної рослинності [7, 11, 12, 40, 41]. При цьому їхня концентрація зменшувалась вниз за течією від оз. Мінського до оз. Йорданського. З цієї причини оз. Йорданське слід вважати найменш забрудненим у каскаді досліджуваних озер. Зменшення забруднення води вниз за течією підтверджується не лише зниженням вмісту $C_{\text{орг}}$ (див. табл. 1), але також і розрахованої частки інших груп РОР, які нами не досліджувались (див. табл. 2).

У верхніх трьох озерах частка інших груп РОР, не ідентифікованих нами, взимку становила 66,0—73,7 % $C_{\text{орг}}$, а в нижніх трьох вона вже знижувалась з 66,3 до 43,8 % $C_{\text{орг}}$. Подібна ситуація спостерігалась і в інші пори року, а восени майже для всіх озер був характерний найнижчий відносний вміст зазначених груп РОР. В оз. Мінському їхня частка досягла 62,4 % $C_{\text{орг}}$ і надалі знижувалась, а в оз. Йорданському вона становила лише 14,5 % $C_{\text{орг}}$ (див. табл. 2). При порівнянні з результатами досліджень 2015 р. стає зрозумілим, що частка інших груп органічних сполук у загальному балансі РОР збільшилась. Якщо у 2015 р. вона становила 31—36 % [8], то в період досліджень 2021 р. в середньому змінювалась у межах 44,5—62,4 % $C_{\text{орг}}$.

Отримані результати досліджень щодо зростання частки інших груп РОР добре узгоджуються з літературними даними стосовно високих концентрацій у воді і донних відкладах досліджуваних озер таких специфічних органічних речовин токсичної дії, як нафтопродукти. У 2018 р. їхній найвищий вміст спостерігався у воді оз. Лугового і корелявав з максимальними величинами $X_{\text{СК}_{\text{с}}}$. У воді нижче розташованих озер величини цих показників суттєво знижувались [31]. Окрім нафтопродуктів, до зазначених водних об'єктів можуть надходити значні кількості синтетичних поверхнево-активних речовин, а можливо й інших органічних сполук. Тому цілком очевидним стає, що забруднення води озер системи Опечень органічними речовинами антропогенного походження може зростати.

Висновки

Евтрофування поверхневих водних об'єктів — актуальна проблема сьогодення. В сучасних умовах важко знайти водний об'єкт, який би не зазнав антропогенного впливу. Це, зокрема, стосується водойм і водотоків у межах урбанізованих територій. Саме до таких водних об'єктів відносяться озера системи Опечень (м. Київ). Ці озера зазнають забруднення сполуками неорганічного азоту і фосфору та органічними речовинами за рахунок їхнього надходження з поверхневим стоком через систему зливних колекторів, а також внаслідок дифузії з донних відкладів до водного середовища за дефіциту розчиненого кисню і формування анаеробних умов у придонному горизонті.

Співвідношення неорганічних форм азоту у воді досліджуваних озер змінюється залежно від вмісту розчиненого кисню, про що свідчить наявність кореляційного зв'язку між його концентрацією і відносним вмістом амонійного азоту, нітрит- і нітрат-іонів. Коефіцієнт кореляції між

цими показниками при рівні значущості 0,01 становив відповідно -0,79, 0,60 і 0,78. Отже, за дефіциту розчиненого кисню ≤ 4 мг/дм³ частка амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів становила відповідно ≥ 80 , ≤ 6 і ≥ 14 % $N_{\text{неорг}}$. При подальшому зростанні вмісту розчиненого кисню частка амонійного азоту поступово зменшувалась, а нітрит- і нітрат-йонів, навпаки, зростала. За концентрації розчиненого кисню 16 мг/дм³ їхній відносний вміст вже становив 18, 24 і 58 % $N_{\text{неорг}}$.

При формуванні зворотної і прямої температурної стратифікації відповідно взимку та з весни до осені спостерігалась різниця за вмістом неорганічного азоту та його різних форм, а також неорганічного фосфору у воді поверхневого і придонного шарів. Взимку їхня концентрація біля дна була у 2,5 раза вищою, ніж у поверхневому шарі. Під час прямої температурної стратифікації ця різниця була в рази більша. За температурної стратифікації водного середовища відмічено суттєве зростання концентрації амонійного азоту і неорганічного фосфору нижче термокліну. Зниження вмісту сполук неорганічного азоту і фосфору у воді поверхневого шару було зумовлено їхньою асиміляцією фітопланктоном і вищою водною рослинністю з весни до осені, а зростання їхньої концентрації біля дна відбувається за рахунок надходження з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню і формування відновлювальних умов. За середніми величинами молярне відношення N:P зменшується від зими до осені в межах 16,0—5,7, що вказує на зростання у воді концентрації фосфору відносно азоту та формування сприятливих умови для розвитку синьо-зелених водоростей. Порівняно з попередніми роками досліджень вміст зазначених біогенних сполук майже не зазнав змін і залишається на високому рівні. У досліджуваних озерах концентрація амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів у воді поверхневого та придонного шарів знаходилась в межах 0—1,666, 0,008—0,186 і 0,016—0,311 мг N/дм³ та 0,207—13,170, 0,006—0,141 і 0,018—0,314 мг N/дм³. Вміст неорганічного азоту і фосфору в зазначених шарах становив відповідно 0,103—1,936 мг N/дм³ і 0,012—0,353 мг P/дм³ та 0,424—13,362 мг N/дм³ і 0,159—3,121 мг P/дм³. Озера Мінське, Лугове і Пташине виявились найбільш забрудненими серед досліджуваних озер за вмістом сполук неорганічного азоту і фосфору. Концентрація розчинного силіцію коливалась у межах 0,03—6,4 мг/дм³, досягаючи максимальних величин біля дна. Навесні його вміст у поверхневому шарі води знижується через асиміляцію діатомовими водоростями.

Загальний вміст РОР, вміст легкоокиснюваних РОР, а також вміст гумусових речовин, вуглеводів, білковоподібних речовин та інших РОР зазнає сезонно-просторових змін. Величини ХСК_{мн}, які опосередковано вказують на вміст легкоокиснюваних РОР, у воді досліджуваних озер знаходились у межах 5,2—17,9 мг O/дм³ і 4,8—22,4 мг O/дм³ відповідно у поверхневому і придонному шарах, досягаючи максимуму влітку за рахунок зростання концентрації екзометаболітів вуглеводної і білкової природи. Частка легкоокиснюваних РОР у воді верхніх трьох озер системи Опечень становила 15,8—55,3 %, а в озерах Андріївському, Кирилівському і Йорданському вона була значно вищою і знаходилась у межах 29,1—

81,6 % загального вмісту РОР. Величини ХСК_{Сг}, що характеризують загальний вміст РОР, знаходились у межах 16,2—56,2 мг О/дм³ і 13,0—45,5 мг О/дм³ відповідно у воді поверхневого і придонного горизонтів. Загальний вміст РОР зростає від зими до осені. Озера Мінське, Лугове і Пташине виявились найбільш забрудненими серед досліджуваних озер як легкоокислюваними органічними сполуками, так і загалом РОР. Концентрація ГР в озерах коливалась у межах 4,6—8,0 мг/дм³, досягаючи максимальних величин восени. Вміст вуглеводів і білковоподібних речовин знаходився у межах 0,66—5,43 і 0,26—1,09 мг/дм³, а максимальні величини були характерними для літньої пори року. Встановлено, що в сучасних умовах частка інших груп РОР, які нами не досліджувались, в середньому змінюється у межах 44,5—62,4 %, тоді як у 2015 р. вона становила 31—36 % С_{орг}. Отже, не виключено, що це можуть бути органічні сполуки антропогенного походження, яким у майбутньому варто приділити більше уваги.

В цілому ж варто зазначити, що отримані результати проведених нами досліджень свідчать про значний антропогенний вплив на озера системи Опечень як у минулому, так і в сучасних умовах. Зазначена система озер потребує значних зусиль з проведення їхнього «оздоровлення». Передусім воно повинно передбачати розробку низки заходів з недопущення потрапляння до озер неочищених стічних вод, як поверхневих зливових, так і промислових та комунально-побутових. Необхідне вилучення донних відкладів задля зниження вторинного забруднення води сполуками неорганічного азоту і фосфору. Важливим було б також проведення робіт з насичення води озер киснем, тобто встановлення на них штучних аераторів.

Список використаної літератури

1. Алекин О.А., Драквова В.Г., Коплан-Дикс И.С. Проблема эвтрофирования континентальных вод. *Антропогенное эвтрофирование природных вод: Мат-лы III Всесоюз. симп.* (сентябрь, 1983). Москва — Черноголовка, 1985. С. 25—34.
2. Алтунин В.С., Белавцева Т.М. Контроль качества воды: справочник. Москва : Колос, 1993. 367 с.
3. Афанасьев С.А., Колесник М.П., Давиденко Т.В. и др. Санитарно-гидробиологическое состояние озер и заливов жилого массива Оболонь г. Киева. *Гидроэкологические проблемы внутренних водоемов Украины*. Киев : Наук. думка, 1991. С. 98—109.
4. Глазовская М.А., Добровольская Н.Г. Геохимические функции микроорганизмов. Москва : Изд-во Моск. гос. ун-та, 1984. 152 с.
5. Дебейко Е.В., Рябов А.К., Набиванец Б.И. Прямое фотометрическое определение растворимых белков в природных водах. *Гидробиол. журн.* 1973. Т. 9, № 6. С. 109—113.
6. Зобкова М.В., Ефремова Т.А., Лозовик П.А., Сабылина А.В. Органическое вещество и его компоненты в поверхностных водах гумидной зоны. *Усп. совр. естествознания*. 2015. № 12. С. 115—120.
7. Екологічний стан водних об'єктів урбанізованих територій. Китаївські ставки / П.М. Линник, В.А. Жежеря, С.В. Батог та ін. Київ : Ін-т гідробіології НАН України, 2015. 76 с.
8. Линник П.М., Жежеря В.А., Жежеря Т.П. та ін. Гідрохімічний режим озер системи Опечень (м. Київ). *Наук. праці УкрГМІ*. Вип. 269. Київ : Ніка-Центр, 2016. С. 59—69.

9. Линник П.М., Жежеря В.А. Особенности динамики отдельных элементов гидрохимического режима малых водоемов урбанизированной территории: кислородный режим та мінералізація води. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 2. С. 99—116.
10. Линник П.М., Жежеря Т.П. Особенности миграции та розподілу силіцію між різними формами знаходження у поверхневих водних об'єктах різного типу. *Наук. пр. УкрНДДГМІ.* Вип. 264. Київ : Ніка-Центр, 2013. С. 24—33.
11. Линник П.Н., Жежеря В.А., Жежеря Т.П. Миграция химических элементов в системе «донные отложения — вода» поверхностных водоемов при воздействии различных факторов среды. *Экологическая химия.* 2016. Т. 25, № 4. С. 223—241.
12. Линник П.Н., Жежеря В.А., Линник Р.П. Роль нейтральной фракции растворенных органических веществ в миграции металлов в поверхностных водах: I. Содержание и источники углеводов в разнотипных водных объектах. *Там же.* 2017. Т. 26, № 4. С. 214—222.
13. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. Київ : Символ-Т, 1998. 28 с.
14. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Київ : Наук. думка, 2007. 456 с.
15. Осипенко В.П. Молекулярно-масовий розподіл вуглеводів і білковоподібних речовин у поверхневих водах. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія.* 2013. № 1 (28). С. 98—103.
16. Осипенко В.П., Васильчук Т.О., Євтух Т.В. Сезонна динаміка вмісту основних груп органічних речовин у різних водних об'єктах. *Там же.* 2012. № 1 (26). С. 134—140.
17. Осипенко В.П., Морозова А.О. Внутрішньорічна динаміка вмісту органічних та біогенних речовин у воді озера Вербного (м. Київ). *Там же.* 2020. № 1 (53). С. 41—47.
18. Процеси формування хімічного складу поверхневих вод / В.І. Осадчий та ін. — Київ : Ніка-Центр, 2013. 240 с.
19. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / под ред. А.Д. Семенова. Ленинград : Гидрометеиздат, 1977. 542 с.
20. Рябов А.К., Сиренко Л.А. Искусственная аэрация природных вод. Киев : Наук. думка, 1982. 204 с.
21. Ситник Ю.М., Івашкевич К.О., Князева Є.С., Лапшова С.О. Гідрохімічний режим деяких водоемів міської зони Києва взимку та навесні 2002 р. *Екологічний стан водоемів м. Києва.* Київ : Фітосоціоцентр, 2005. С. 13—29.
22. Скопинцев Б.А. Взвешенное и растворенное органическое вещество в природных водах по экспериментальным данным и натурным наблюдениям. *Микробиологические и химические процессы деструкции органического вещества в водоемах.* Ленинград : Наука, 1979. С. 236—256.
23. Хендерсон-Селлерс Б, Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования (перевод с англ. яз). Ленинград : Гидрометеиздат, 1990. 280 с.
24. Bulgakov N.G., Levich A.P. The nitrogen: phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. *Archiv für Hydrobiologie.* 1999. Vol. 146, N 1. P. 3—22.
25. Camargo J.A., Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environ. Int.* 2006. Vol. 32. P. 831—849.
26. Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 1998. Vol. 8, N 3. P. 559—568.
27. Denny P. Implementation constructed wetlands in developing countries. *Wat. Sci. Tech.* 1997. Vol. 35, N 5. P. 27—34.
28. Ehrenfeld J.G. Evaluating wetlands within an urban context. *Ecol. Eng.* 2000. Vol. 15. P. 253—265.

29. Gakstatter J.H., Bartsch A.F., Callahan C.A. The impact of broadly applied effluent phosphorus standards on eutrophication control. *Water Resour. Res.* 1978. Vol. 14, N 6. P. 1155—1158.
30. Gołdyn R., Podsiadłowski S., Kowalczywska-Madura K. et al. Functioning of the Lake Rusałka ecosystem in Poznań (western Poland). *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 2010. Vol. 39, N 3. P. 65—80.
31. 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.
32. Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E. et al. Global change and the ecology of cities. *Science.* 2008. Vol. 319. P. 756—760.
33. Havens K.E., Steinman A.D. Aquatic systems. *Soil amendments: Impacts on biotic systems.* Lewis, Boca Raton, Florida, USA, 1995. P. 121—151.
34. Healy A., Cawley M. Nutrient processing capacity of a constructed wetland in Western Ireland. *J. Environ. Quality.* 2002. Vol. 31. P. 1739—1747.
35. Heathwaite A.L., Johnes P.J., Peters N.E. Trends in nutrients. *Hydrolog. Processes.* 1996. Vol. 10. P. 263—293.
36. Ibelings B.W., Portielje R., Lammens E.H.R.R. et al. Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems.* 2007. Vol. 10. P. 4—16.
37. Juwarker A.S., Oke B., Juwarker A., Patnaik S.M. Domestic wastewater treatment through constructed wetland in India. *Wat. Sci. Tech.* 1995. Vol. 32, N 3. P. 291—294.
38. Kim H.S., Hwang S.J., Shin J.K. et al. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir. *Eutrophication of Shallow Lakes with Special Reference to Lake Taihu, China.* 2007. Vol. 194. P. 255—267.
39. Krot Yu.G. The Use of higher aquatic plants in biotechnologies of surface water and wastewater treatment. *Hydrobiol. J.* 2006. Vol. 42, N 3. P. 44—55.
40. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S. Dissolved carbohydrates in the surface water bodies of Ukraine. *Ibid.* 2014. Vol. 50, N 6. P. 87—107.
41. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S. Dissolved protein-like substances in surface water bodies of various types. *Ibid.* 2015. Vol. 51, N 2. P. 85—104.
42. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P., Zhezherya V.A. Humic substances in surface waters of the Ukraine. *Russ. J. Gen. Chem.* 2013. Vol. 83, N 13. P. 2715—2730.
43. Lowry O.H., Rosbraigh N. J., Farr G.A., Randall R.I. Protein measurement with the folinphenol reagents. *J. Biol. Chem.* 1951. Vol. 193, N 1—2. P. 265—268.
44. Malmqvist B., Rundle S. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environ. Conserv.* 2002. Vol. 29, P. 134—153.
45. McKinney M.L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 2006. Vol. 127, P. 247—260.
46. Newman A. Water pollution point sources still significant in urban areas. *Environ. Sci. Technol.* 1995. Vol. 29, N 3. P. 114.
47. Osipenko V.P. Seasonal and spatial changes in the content and molecular mass distribution of carbohydrates in the surface water. *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 5. P. 89—98.
48. Osypenko V.P., Yevtukh T.V. Peculiarities of the distribution of dissolved organic matter in water bodies of urban territories. *Ibid.* 2018. Vol. 54, N 5. P. 81—94.
49. Paul M.J., Meyer J.L. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2001. Vol. 32. P. 333—365.
50. Rathore S.S., Chandravanshi P., Chandravanshi A., Jaiswal K. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on aquatic ecosystem. *IOSR J. Agri. Veter. Sci.* 2016. Vol. 9, N 3. P. 89—96.
51. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Gorbunova Z.N. Phytoepiphyton of megalopolis lakes under conditions of anthropogenic influence. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 48—63.

52. Sobczyński T. The effects of abiotic conditions on release of biogenic substances from bottom sediments. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 2009. Vol. 38, N 1. P. 45—53.
53. Trotter A., George C., Drillet G., Lauro F.M. Aquaculture in coastal urbanized areas: A comparative review of the challenges posed by Harmful Algal Blooms. *Environ. Sci. Technol.* 2022. Vol. 52, N 16. P. 2888—2929.
54. Vermonden K., Leuven R.S.E.W., van der Velde G. et al. Urban drainage systems: an undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. *Biol. Conserv.* 2009. Vol. 142. P. 1105—1115.
55. Vyshnevskiy V.I., Zhezherya V.A., Nezbryska I.M., Bilous O.P. The impact of aeration on ecological state of lake Telbyn in Kyiv. *J. Geol. Geograph. Geoecology.* 2021. Vol. 30, N 1. P. 179—189.
56. Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W. et al. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 2005. Vol. 24, N 3. P. 706—723.
57. Wojcik W., Osypenko V.P., Osypenko V.V. et al. Hydroecological investigations of water objects located on urban areas. *Environmental Engineering V.* Taylor&Francis Group, London : CRC Press, 2017. P. 155—160.
58. Zhezherya V.A., Linnik P.N., Belous Ye.P. Improvement in the hydrochemical regime of small urban water bodies under conditions of artificial aeration (on the example of Lake Telbin). *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 4. P. 94—110.
59. Zhezherya T.P., Zadorozhnaya A.M., Linnik P.N. The content and forms of silicon occurrence in the water of the Kanev Reservoir and their dependence on phytoplankton development. *Ibid.* 2014. Vol. 50, N 4. P. 100—109.

Надійшла 18.04.2022

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

T.P. Zhezherya, PhD (Geogr.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: tanyadyka@ukr.net

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.P. Osipenko, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: vosypenko@ukr.net

T.V. Yevtuch, Chief Engineer,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine

PECULIARITIES OF DYNAMICS OF CERTAIN ELEMENTS OF THE HYDROCHEMICAL REGIME OF SMALL WATERBODIES OF URBANIZED TERRITORY: BIOGENIC AND ORGANIC SUBSTANCES

The results of the study of the spatiotemporal dynamics of inorganic forms of nitrogen (NH_4^+ , NO_2^- and NO_3^-), inorganic phosphorus, silicon and dissolved organic matter (DOM) in the water of the Opechen' lakes are discussed. The concentration of dissolved oxygen significantly affected the ratio of inorganic forms of nitrogen. The correlation coefficient between the content of dissolved oxygen and the share of ammonium nitrogen, nit-

rite and nitrate ions at a significance level of 0,01 was -0,79, 0,60 and 0,78, respectively. At the dissolved oxygen concentration ≤ 4 mg/dm³ the share of NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻ was ≤ 80 %, ≤ 6 and ≥ 14 % N_{inorg}, respectively, at 4—8 mg/dm³ — 60—80 %, 6—12 and 14—28 % N_{inorg}, and with further increase to 16 mg/dm³ their relative content was 18 %, 24 and 58 % N_{inorg}. The difference between the content of inorganic nitrogen and its various forms, as well as inorganic phosphorus in the water of the surface and bottom horizons was insignificant or did not exceed 2,5 times during the reverse temperature stratification in winter. In the formation of direct temperature stratification, from spring to autumn, the difference between the concentration of these forms of nitrogen and inorganic phosphorus between these layers was significant. The concentration of ammonium nitrogen and inorganic phosphorus increased markedly below the thermocline. The top three lakes (Mins'ke, Lugove and Ptashyne) were the most polluted compounds of inorganic nitrogen and phosphorus. The decrease in their concentration in the surface layer of water is due to assimilation by biota, and the increase in their content near the bottom — due to the inflow from the bottom sediments at oxygen deficiency and the formation of anaerobic conditions. The molar N : P ratio decreased from winter to autumn on average in the range of 16,0—5,7, which indicates an increase in the concentration of phosphorus in the water relative to nitrogen and the formation of favorable conditions for the development of blue-green algae. The concentration of dissolved silicon in the lake water ranged from 0,03 to 6,4 mg/dm³. The decrease in its content in the surface layer of water in the spring is due to assimilation by diatoms. The total content of DOM and their various groups underwent seasonal and spatial changes. The share of easily oxidizable organic compounds in the water of the upper three lakes was 15,8—55,3 %, and in the water of the lower lakes — 29,1—81,6 % of the total DOM content. The maximum values were typical for the summer season. The top three lakes are the most polluted with organic compounds. The concentration of natural DOM groups, in particular humic substances, carbohydrates and protein-like substances in the lake water ranged from 4,6—8,0 mg/dm³, 0,66—5,43 and 0,26—1,09 mg/dm³, amounting to in the total balance from 37,6 to 55,5 %, the rest were other groups of DOM, probably of anthropogenic origin.

Keywords: *water bodies in urban areas, lakes of the Opechen' system, inorganic nitrogen compounds, inorganic phosphorus, dissolved silicon, chemical oxygen demand, dissolved organic matter, stratification.*