

УДК [556.531.4:574.64](282.247.32)

**В.А. ЖЕЖЕРЯ**, к. геогр. н., ст. наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Володимира Івасюка, 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. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: tanyadyka@ukr.net

**П.М. ЛИННИК**, д. х. н., проф., зав. відділу,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Володимира Івасюка, 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. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: vosypenko@ukr.net

## ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ ТЕМПЕРАТУРИ НА МІГРАЦІЮ ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН З ДОННИХ ВІДКЛАДІВ

---

*У статті розглянуто результати експериментальних досліджень впливу температури води на міграцію біогенних сполук, органічних речовин і металів з донних відкладів до водного середовища. Встановлено, що зростання температури води від 5 °C до 15 °C призводить до збільшення концентрації неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору та розчиненого силіцію відповідно в 1,6, 1,1, 1,2 і 1,4 рази. Якщо температура води зростала від 5 °C до 25 °C, то вміст цих біогенних сполук збільшувався в 1,8, 5,8, 1,9 і 2,5 рази. Зростання температури води також позначилось на частці сполук азоту у загальному балансі неорганічного азоту. Відносний вміст амонійного азоту знижувався, а натомість частка нітрит- і нітрат-йонів зростала за рахунок нітрифікації. Концентрація легкоокиснюваних органічних речовин і загальний вміст органічних речовин також збільшились приблизно в 1,6 раза при зростанні температури води від 5 °C до 25 °C. За таких умов концентрація алюмінію, мангану і хрому збільшувалась в 1,9, 3,2 і 2 рази, але вміст феруму і купруму не зазнавав істотних змін через їхнє знаходження у недоступних фракціях донних відкладів. Штучна аерація, яка використовувалась за температури 25 °C, децю знижувала концентрацію неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору, розчинених органічних речовин, а також розчинених алюмінію, мангану і хрому порівня-*

---

Ц и т у в а н н я: Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М., Осипенко В.П. Експериментальне моделювання впливу температури на міграцію хімічних речовин з донних відкладів. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 4. С. 94—111.

но з тим, коли її не застосовували. Встановлено, що зростання температури води призводить до міграції досліджуваних хімічних сполук з донних відкладів, але не настільки інтенсивно, як, наприклад, за дефіциту розчиненого кисню та зниження рН і окисно-відновного потенціалу води у придонному горизонті.

**Ключові слова:** температура води, біогенні речовини, розчинені органічні речовини, метали, донні відклади, міграція.

Температура води у поверхневих водних об'єктах — одна з її важливих фізичних властивостей, яка істотним чином впливає на стан прісно-водних екосистем. Часто її вплив має прямий та опосередкований характер [20]. Зміни температури води значною мірою відбиваються на багатьох фізичних, хімічних і біологічних характеристиках води, включаючи розчинність кисню і інших газів, швидкість хімічних реакцій, інтенсивність розвитку гідробіонтів, токсичність середовища, мікробіологічну активність [13, 43, 46]. Зі зростанням температури збільшується швидкість хімічних реакцій, токсичність речовин, наприклад важких металів, органічних ксенобіотиків, а разом і вразливість водних організмів до цих токсикантів [13]. Згідно правила Вант-Гоффа, збільшення температури на 10 ° зумовлює зростання швидкості хімічної реакції в 2—4 рази. Швидкість дифузії речовин за таких умов збільшується приблизно в 1,2 раза.

Перелічені вище характеристики істотним чином визначають хімічний склад води, стан кисневого режиму, біопродуктивність і самоочищення водних об'єктів тощо.

Температура води залежить від низки процесів, які відбуваються одночасно. Найважливіші серед них: сонячна радіація, випаровування, турбулентний теплообмін з атмосферою, перенесення тепла течіями, турбулентне перемішування водних мас тощо [8]. Ці природні процеси відбуваються незалежно від діяльності людини. Але не слід виключати і антропогенного впливу на температуру води поверхневих водних об'єктів, зокрема скиду та надходження підігрітих стічних вод. Температура води водойм і водотоків змінюється протягом доби та посезонно, вона може також істотно відрізнятися з глибиною.

У сучасних умовах температура води поверхневих водних об'єктів знає істотних змін у зв'язку з потеплінням, яке проявляється як на глобальному, так і на регіональному рівні. У зв'язку з потеплінням клімату у водних екосистемах спостерігається зменшення тривалості льодоставу, а період літньої стратифікації, навпаки, настає раніше і триває довше [15]. Часто це супроводжується низкою екологічних наслідків, зокрема підвищенням температури води влітку, змінами у змішуванні різних шарів водної маси та рівнях води, зниженням концентрації розчиненого кисню, підвищенням вірогідності «цвітіння» води за рахунок ціанобактерій тощо [15, 28].

У глибоководних озерах і водосховищах підвищення температури води, спричинене зміною клімату, впливає на тривалість температурної стратифікації та формування термокліну на більшій глибині, що позначається на гідродинаміці водних об'єктів [12, 26, 48]. Встановлено, що в

сучасних умовах тривалість стратифікації збільшилась на 20 днів, а в деяких озерах Європи та Північної Америки вона подовжилась на 2—3 тижні порівняно з 60-ми роками ХХ ст. [14].

Температурна стратифікація в озерах і водосховищах значною мірою визначає інтенсивність перебігу більшості фізичних, хімічних і біологічних процесів, включаючи циркуляцію водних мас, кисневий режим, продуктування первинної продукції, вертикальний розподіл організмів і доступність поживних речовин тощо [40]. Температурна стратифікація часто супроводжується кисневою стратифікацією, в результаті якої у гіполімінії озер і водосховищ домінує дефіцит розчиненого кисню з формуванням анаеробних зон [28]. В умовах кліматичних змін тривалість дефіциту  $O_2$ , зазвичай, зростає. Причому надходження кисню до придонного горизонту води значно сповільнюється або й зовсім призупиняється. За таких умов помітною стає міграція хімічних речовин з донних відкладів, тобто відбувається вторинне забруднення водного середовища. Передусім це стосується біогенних і органічних речовин, сполук металів та деяких інших речовин з вираженими токсичними властивостями, що стає небезпечним для функціонування водних екосистем. Зростання ж температури води нижче термоклину пришвидшує мінералізацію органічних речовин, що сприяє накопиченню біогенних речовин у гіполімінії [42]. В результаті істотно зростає внутрішнє навантаження цими поживними речовинами на екосистему водойм, а це неминуче прискорює процес евтрофування, з відповідними негативними наслідками.

Вплив теплої погоди на мілководні озера особливо сильний, коли вона співпадає з низьким рівнем води. За таких умов відбувається інтенсифікація надходження фосфору з донних відкладів, що було встановлено за результатами досліджень, викладеними в [19]. Водночас, надходження сполук азоту було більшим під час високого рівня води. Про це свідчить і відношення  $N_{\text{заг}}:P_{\text{заг}}$ , яке у період високого рівня води становило 21, а під час низького рівня води — лише 14.

Наявні також дані стосовно впливу кліматичних змін, а разом і змін температури, на міграцію і трансформацію органічних речовин і металів у різних фракціях донних відкладів поверхневих водних об'єктів. Так, підвищення температури води сприяє біологічній та мікробній активності бентосу, внаслідок чого посилюється деградація органічних речовин і розчинення колоїдних частинок феруму і мангану [38]. Інші метали, асоційовані з цими частинками, стають лабільними і надходять у водну товщу. Зі зростанням температури води відбувається трансформація стабільних фракцій металів у донних відкладах в лабільні, а це, в свою чергу, сприяє їхній біодоступності для водних організмів [33].

Отже, підсумовуючи викладене вище, можна констатувати, що температурний чинник істотним чином впливає на фізичні, хімічні та біологічні показники стану поверхневих водних об'єктів. Тому дослідження цих змін набуває все більшої актуальності в умовах сьогодення.

Метою нашої роботи стало експериментальне вивчення особливостей впливу температури на міграцію речовин з донних відкладів, узагальнення отриманих результатів і їхнє висвітлення у цьому повідомленні.

### Матеріал і методика досліджень

Для встановлення впливу температури на міграцію речовин з донних відкладів було проведено експеримент, який тривав 21 добу до настання рівноваги. У першій експериментальній системі (ЕС) температура води становила 5 °С, у другій ЕС — 15 °С, а в третій і четвертій ЕС — 25 °С. У 4-й ЕС воду додатково насичували киснем за допомогою акваріумного аератора MAGI 200 зі швидкістю подачі повітря 20—30 мл/хв. Штучна аерація проводилась з метою запобігання можливого формування дефіциту кисню. Отримані результати досліджень з 4-ої ЕС дозволять за необхідності відокремити одночасний вплив збільшення температури води і дефіциту розчиненого кисню на міграцію речовин з донних відкладів. Температуру води в 1-й і 2-й ЕС підтримували за допомогою холодильників, а в 3-й і 4-й ЕС — за допомогою акваріумних терморегуляторів потужністю 100 Вт. Протягом експерименту контролювали температуру води, величину рН і вміст розчиненого кисню, а також визначали концентрацію амонійного азоту, нітрит- і нітрат-іонів, неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору та розчиненого силіцію, розчинених органічних речовин (РОР) за показниками ХСК ( $XCK_{Mn}$  і  $XCK_{Cr}$ ), розчинених алюмінію, мангану, феруму, хрому і купруму.

Вимірювання концентрації зазначених показників проводили у фільтраті води безпосередньо перед початком експерименту, а також у фільтратах води з кожної ЕС на першу, другу, сьому, 14-ту і 21-шу доби. Для цього з кожної ЕС відбирали по 300 см<sup>3</sup> води, яку фільтрували через мембранний фільтр Flogoni (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм. Після відбору проб води до кожної з ЕС вносили свіжий фільтрат води об'ємом 300 см<sup>3</sup>. Для експерименту використовували мулисті донні відклади і фільтрат води з поверхневого шару оз. Андріївського (система озер Опечень, м. Київ). Співвідношення донних відкладів до води у ЕС становило 1:10, а об'єм кожної ЕС досягав 5 дм<sup>3</sup>.

Концентрацію розчиненого кисню встановлювали методом Вінклера [1], величину рН вимірювали за допомогою портативного рН-метра (Ezodo 7200, Тайвань).

Концентрацію неорганічних форм азоту і фосфору у воді визначали з використанням загальноновживаних фотометричних методик. Для визначення амонійного азоту застосовували сегнетову сіль з реактивом Несслера, нітритів — реактив Грісса, нітратів — саліцилат натрію, неорганічного фосфору — амоній молібдат з аскорбіновою кислотою, розчиненого силіцію — амоній молібдат і метол-сульфітну суміш [1]. Концентрацію загального фосфору визначали у фільтратах води після фотохімічного окиснення проб води у кислому середовищі [1]. До загального фосфору належать усі сполуки фосфору, які знаходяться у воді в розчиненому стані. Це сполуки неорганічного, органічного фосфору і поліфосфати.

Хімічне споживання кисню (ХСК) як опосередкований показник вмісту РОР визначали з використанням різних окиснювачів ( $\text{KMnO}_4$  та  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) за загальновідомими методиками [1]. Перший з показників (перманганатна окиснюваність, або  $\text{ХСК}_{\text{Mn}}$ ) опосередковано вказує на вміст легкоокиснюваних органічних речовин, а другий (дихроматна окиснюваність, або  $\text{ХСК}_{\text{Cr}}$ ) — на загальну концентрацію РОР. Вміст розчиненого карбону органічних сполук ( $\text{C}_{\text{орг}}$ ) розраховували за формулою  $\text{C}_{\text{орг}} = 0,375 \times \text{ХСК}_{\text{Cr}}$  [1].

Концентрацію алюмінію і феруму визначали фотометричним методом з використанням відповідно хромазуrolу S і о-фенантроліну [1, 7], мангану, хрому і купруму — хемілюмінесцентним методом [5, 29, 30].

### Результати досліджень та їх обговорення

**Біогенні речовини.** Серед компонентів хімічного складу поверхневих вод важливе місце займають біогенні речовини, які істотним чином впливають на рівень евтрофування озер і водосховищ, у тому числі неглибоких і невеликих за своїми розмірами, а також прибережних водних систем завдяки підвищеному вмісту в них сполук азоту й фосфору [16, 35, 39]. Джерелами надходження біогенних речовин до поверхневих водних об'єктів найчастіше є промислові, сільськогосподарські і комунально- побутові стічні води [32, 47]. Зазначені джерела формують зовнішнє навантаження на водойми і річки. Накопичення біогенних речовин відбувається головним чином у донних відкладах водойм, тому вони виводяться на певний період з кругообігу, що розцінюється як позитивне явище. Водночас, цей процес не слід розглядати як незворотний, оскільки за певних умов відбувається вивільнення біогенних речовин з донних відкладів та вторинне забруднення водного середовища [3, 21]. У цьому випадку виникає додаткове внутрішнє навантаження на водні екосистеми [31, 34, 42]. В окремих випадках воно може навіть перевищувати зовнішнє навантаження.

Вторинне забруднення водного середовища за рахунок надходження біогенних речовин з донних відкладів дуже часто супроводжується погіршенням якості води, зростанням рівня евтрофування водойм, посиленням розвитку у них фітопланктону аж до виникнення явища «цвітіння» води [36, 50].

Перед тим, як розглянути результати проведених нами досліджень стосовно міграції біогенних речовин з донних відкладів залежно від впливу температурного чинника, слід зупинитись на стані кисневого режиму та рН води в експериментальних системах. Виявилось, що концентрація розчиненого кисню протягом експерименту в першій, другій і третій ЕС змінювалась в межах відповідно 8,8—9,3, 7,4—8,4 і 6,1—7,1 мг/дм<sup>3</sup>, а насичення води киснем становило 69,5—74,3, 71,2—80,4 і 75,6—89,0 %. Отже, дефіциту  $\text{O}_2$  не спостерігалось. У четвертій ЕС концентрація розчиненого кисню знаходилась у межах 8,3—11,4 мг/дм<sup>3</sup>, а насичення ним води досягало 104,4—147,7 %. Таким чином, додаткова аерація води призвела навіть до її перенасичення киснем. Вміст розчиненого кисню пев-



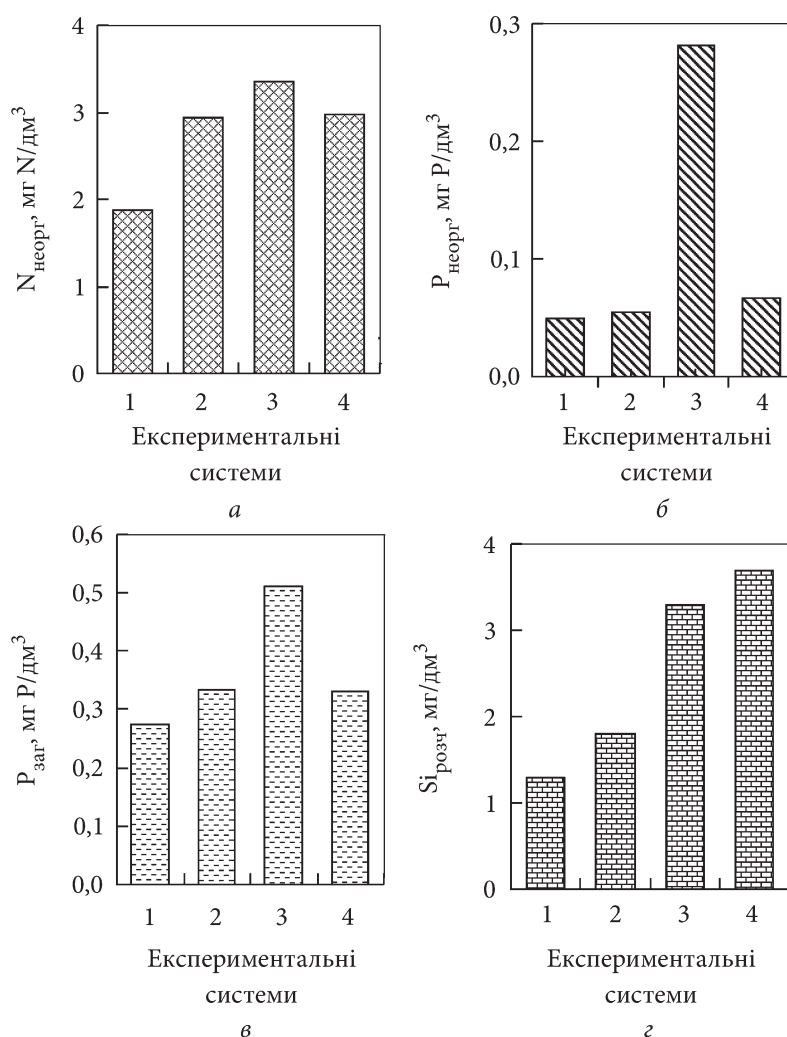
ною мірою вплинув на інтервал величин рН у воді ЕС. У воді першої ЕС величина рН становила 7,76—8,08, другої — 7,90—8,23, третьої — 8,14—8,33 і четвертої — 8,10—8,62.

Встановлено, що протягом експерименту максимальний вміст неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору у воді ЕС спостерігався на 14-ту, а розчиненого силіцію — на 21-шу добу експерименту. В усіх випадках концентрація зазначених сполук була найвищою за температури 25 °С (рис. 1)

За цих умов вміст неорганічного азоту у воді другої, третьої і четвертої ЕС збільшився відповідно в 1,6, 1,8 і 1,6 рази порівняно з першою ЕС. Концентрація неорганічного фосфору в цих же ЕС також була вищою в 1,1, 5,8 і 1,4 рази, а загального фосфору — відповідно в 1,2, 1,9 і 1,2 рази. Варто зазначити, що концентрації неорганічних азоту і фосфору у придонному горизонті води озер системи Опечень у природних умовах можуть бути набагато вищими за умов тривалої температурної і кисневої стратифікації [52]. Але ж тут впливають переважно анаеробні умови на їхню міграцію з донних відкладів, тобто домінує відновлювальна обстановка. Ми ж досліджували експериментальним шляхом лише вплив температурного чинника, і при цьому переважали аеробні умови. Тим не менш, отримані результати свідчать про те, що температура впливає (прямо або опосередковано) на міграцію сполук азоту і фосфору з донних відкладів.

Вплив температури на міграцію біогенних речовин з донних відкладів досліджувався й іншими авторами як в природних умовах, так і експериментальним шляхом [24, 41, 49]. Так, на прикладі високо продуктивного озера Дал (Індія) було встановлено, що зі зростанням температури води з 6,5 до 28 °С надходження амонійного азоту ( $\text{NH}_4^+$ ) з донних відкладів збільшилось майже втричі [41]. Вивільнення фосфору з донних відкладів за різних показників температури (10, 20 і 30 °С) досліджено експериментальним шляхом. В результаті було виявлено, що його концентрація зростає з 0,024 до 0,084 мг/дм<sup>3</sup> відповідно при 10 і 30 °С, тобто в 3,5 рази [49]. В роботі [24] експериментальне дослідження вивільнення фосфору з донних відкладів проводилось за показників температури води 5, 11, 18 і 25 °С, що відповідали зимовим, весняним та літнім умовам. Максимальні показники вивільнення фосфору були в літню пору, тобто за температури 18 і 25 °С, але вони істотно відрізнялись в аеробних і анаеробних умовах. Дифузійні потоки фосфору з донних відкладів в аеробних умовах за температури 5 і 25 °С становили відповідно 0,05 і 0,36 мг/м<sup>2</sup>·доба, а в анаеробних умовах — 0,77 і 16,78 мг/м<sup>2</sup>·доба. Отже, за температури 25 °С надходження фосфору з донних відкладів в аеробних умовах було більшим у 7,2 раза, а в анаеробних – в 21,8 раза порівняно з таким за температури 5 °С.

Для силіцію, на відміну від  $N_{\text{неорг}}$ ,  $P_{\text{неорг}}$  і  $P_{\text{заг}}$ , зростання його вмісту спостерігалось не лише зі збільшенням температури води, а також і в тій системі, де використовувалась штучна аерація. Його концентрація у воді другої, третьої і четвертої ЕС була вищою відповідно в 1,4, 2,5 і 2,8 рази



**Рис. 1.** Максимальні концентрації неорганічного азоту (а), неорганічного і загального фосфору (б, в) у воді експериментальних систем (ЕС) на 14-ту добу і розчиненого силіцію (г) — на 21-шу добу експерименту. Тут і на рис. 3, 4 — температура води в ЕС: 1 — 5 °C; 2 — 15 °C; 3 — 25 °C; 4 — 25 °C + штучна аерація

порівняно з першою ЕС. За результатами раніше проведених експериментальних досліджень стосовно впливу дефіциту розчиненого кисню і закислення води на міграцію хімічних елементів з донних відкладів до водного середовища було встановлено [4], що при зниженні рН води до 6,0 загальна концентрація силіцію зростала в 3 рази порівняно з показниками його вмісту за нейтрального значення рН і аеробних умов. Водночас, дефіцит розчиненого кисню не збільшував його міграцію з донних відкладів. Отже, основну роль в надходженні силіцію з донних відкладів відігравала кислотність середовища.

Протягом експерименту у воді ЕС змінювалась не лише концентрація неорганічного азоту, але й співвідношення його різних форм (рис. 2).

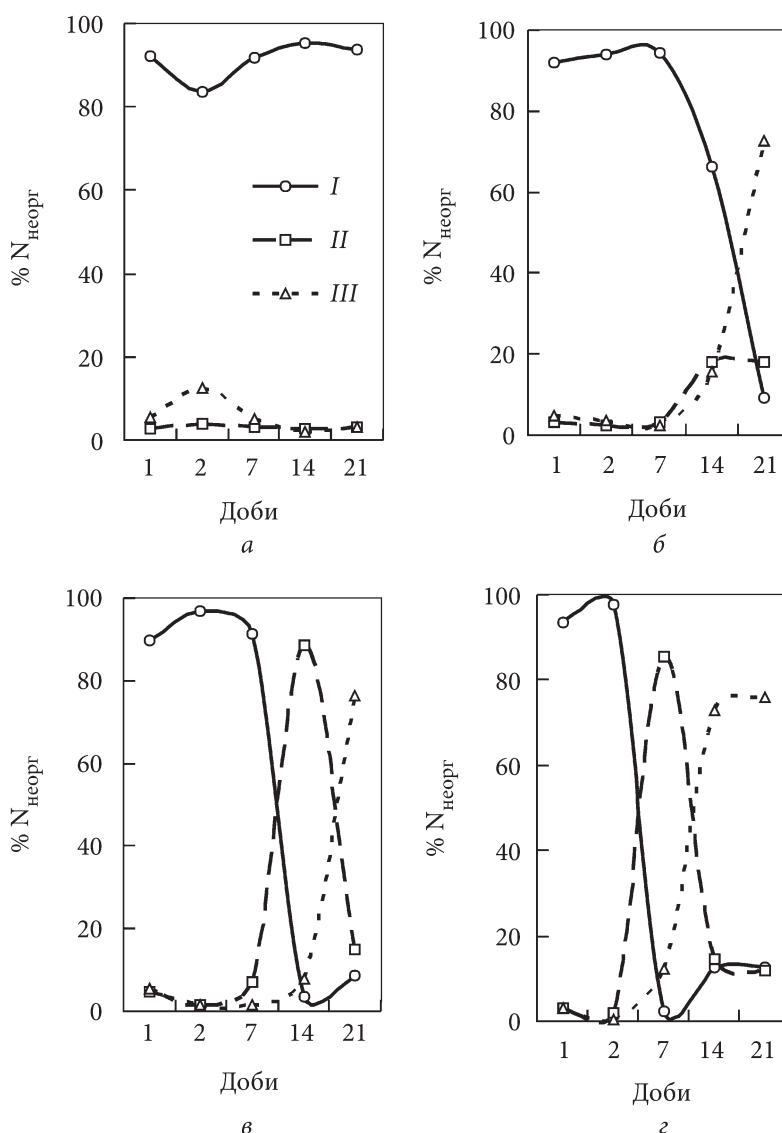
Якщо в першій ЕС протягом усього експерименту домінувала амонійна форма азоту, то в усіх інших ЕС спостерігалось зниження частки амонійного азоту і зростання частки нітрит- і нітрат-йонів на 7-му і 14-ту добу (див. рис. 2). Частка амонійного азоту у воді першої ЕС змінювалась в межах 83,5—95,3 %, а нітрит- і нітрат-йонів — не перевищувала відповідно 4,0 і 12,5 %  $N_{\text{неорг}}$ . Це говорить про те, що за низьких показників температури трансформація неорганічних форм азоту практично не відбувається. У другій, третій і четвертій ЕС частка  $\text{NH}_4^+$  на початку експерименту також була високою — 89,7—97,7%, але вже на 14-ту добу експерименту у воді другої і третьої ЕС вона знизилась і становила відповідно 66,2 і 3,4 %  $N_{\text{неорг}}$ . У четвертій ЕС, де використовувалась штучна аерація, відносний вміст амонійного азоту різко знизився вже на 7-му добу експерименту і становив 2,4 %  $N_{\text{неорг}}$ . Зазначений факт пов'язаний з формуванням у воді цієї ЕС сприятливіших умов для нітрифікації, що зумовлено додатковим надходженням розчиненого кисню.

Таким чином, зростання температури води з 5 °C до 25 °C призводить до збільшення міграції досліджуваних біогенних речовин з донних відкладів у декілька разів. Водночас, штучна аерація дещо перешкоджає міграції сполук неорганічного азоту, неорганічного фосфору і загального фосфору, але незначною мірою сприяє міграції розчиненого силіцію.

Цілком очевидно, що вплив температури на інтенсивність міграції біогенних речовин з донних відкладів сам по собі може бути не настільки істотним, як вплив інших чинників (наприклад, дефіцит розчиненого кисню у воді придонного горизонту, зниження окисно-відновного потенціалу, зростання мінералізації води тощо).

*Органічні речовини.* Вплив температури на поведінку, міграцію і трансформацію органічних речовин у поверхневих водних об'єктах слід розцінювати як неоднозначний. З одного боку, зростання температури води, зазвичай, сприяє їхній деструкції. Передусім це стосується легко-окиснюваних органічних речовин автохтонного походження, зокрема сполук білкової природи і вуглеводів [6, 18, 45]. Органічні речовини алохтонного походження, здебільшого, набагато стійкіші до деструкції [17]. До таких належать, передусім, гумусові речовини. З іншого боку, підвищення температури активізує розвиток біоти, зокрема мікроорганізмів, які здатні розщеплювати складні органічні речовини, прискорює інтенсивність біохімічних процесів, що слід розглядати як непрямий її вплив на стабільність органічних сполук. Напевно, вплив температури проявляється певним чином і на вивільненні органічних речовин з донних відкладів. Хоча конкретних кількісних показників, які б підтвердили це, ми наразі не маємо. Водночас, у монографії авторів [3] зазначається, що з органічних сполук лише поверхнево-активні речовини поглинаються донними відкладами, інші ж сполуки (білки, амінокислоти, гумусові речовини тощо) в основному мігрують з донних відкладів у водну товщу. Тому це дає підстави стверджувати про потенційний вплив зростання

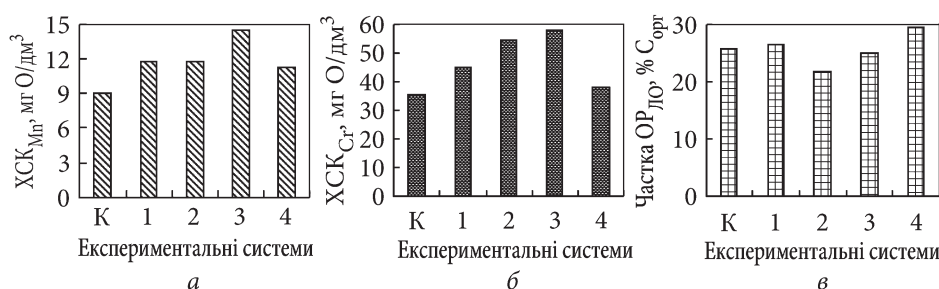




**Рис. 2.** Зміна частки амонійного азоту (I), нітрит- (II) і нітрат-іонів (III) у воді експериментальних систем: а — перша ЕС (5 °С); б — друга ЕС (15 °С); в — третя ЕС (25 °С); г — четверта ЕС (25 °С + штучна аерація)

температури на інтенсивність їхньої міграції. Не виключено також, що деструкція високомолекулярних органічних речовин призводить до утворення сполук з меншою молекулярною масою, швидкість дифузії яких, а отже, і надходження до порової води зростає.

Як свідчать результати проведених нами досліджень (рис. 3), вміст РОР у досліджуваній воді за інтегральними показниками ХСК<sub>Мп</sub> та ХСК<sub>Cr</sub> залежав від температурних умов і змінювався впродовж експерименту.



**Рис. 3.** Максимальні концентрації органічних речовин за результатами визначення ХСК<sub>Мп</sub> (а) і ХСК<sub>Сг</sub> (б) у воді експериментальних систем на сьому добу експерименту залежно від температури води в ЕС та частка легкоокиснюваних ОР (ОР<sub>ЛО</sub>, в) у загальному балансі РОР. К — контроль (фільтрат природної води)

Максимальні величини концентрації легкоокиснюваних ОР (за ХСК<sub>Мп</sub>, а) та загального вмісту РОР (за ХСК<sub>Сг</sub>, б) спостерігались на сьому добу експерименту за температури води 25 °С (відповідно 14,4 і 57,6 мг О/дм³). Мінімальні концентрації зазначених органічних речовин визначались за температури 5 °С протягом усього експерименту. Встановлено, що концентрація органічних сполук у воді за температури 25 °С зростає приблизно в 1,6 раза порівняно з контролем. Це стосується як легкоокиснюваних ОР (див. рис. 3, а), так і загального вмісту РОР (див. рис. 3, б). Додаткова аерація води за температури 25 °С зумовлювала зниження показників ХСК<sub>Мп</sub> і ХСК<sub>Сг</sub> порівняно з варіантом без аерації. Це може свідчити про прискорення розпаду органічних речовин внаслідок їхнього окиснення та слугує підтвердженням доцільності застосовування методу аерації для збагачення води киснем і активізації окиснювальних процесів у водоймах.

Частка легкоокиснюваних органічних речовин (ОР<sub>ЛО</sub>) змінюється від 21,7 до 29,5 % від загального вмісту РОР у перерахунку на С<sub>орг</sub>. Найнижчою вона виявилась за температури 15 °С, а найвищою — за температури 25 °С з додатковою аерацією води. Помітне збільшення частки ОР<sub>ЛО</sub> у загальному балансі РОР зумовлено, найвірогідніше, деструкцією певної частини важкоокиснюваних органічних сполук, у тому числі бактеріальною за участі мікроорганізмів.

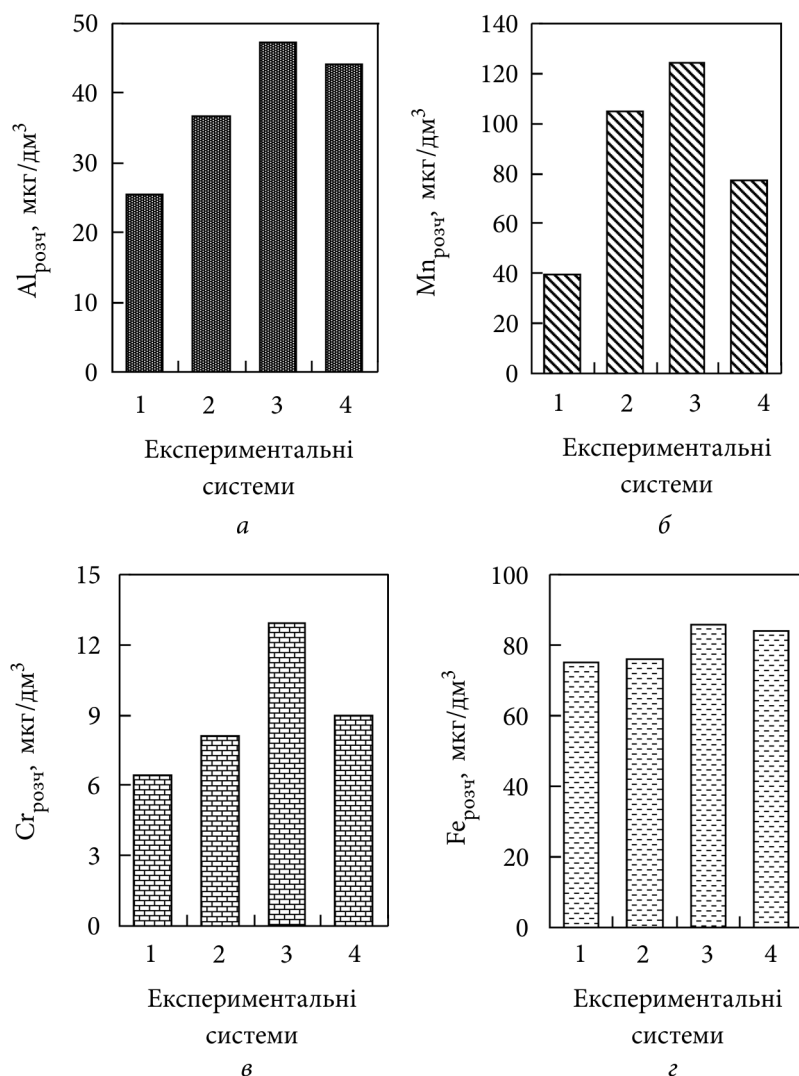
**Метали.** Інтенсивність міграції металів з донних відкладів поверхневих водних об'єктів залежить від прояву низки чинників. Серед них важливе місце займають ступінь кисневого насичення придонної води, величини рН і окисно-відновного потенціалу (Eh), наявність органічних речовин, зокрема тих, що виявляють комплексоутворювальні властивості стосовно йонів металів, наприклад гумусових речовин, тощо [3, 9, 11]. Необхідно зазначити, що міграційна здатність металів у донних відкладах значною мірою залежить і від того, як вони розподіляються між різними фракціями твердої фази, а отже, як міцно зв'язані в них [10, 37]. Най-

частіше виділяють обмінну, карбонатну, оксидну, органічну та залишкову фракції. Мобільність металів у перших трьох фракціях незрівнянно більша, і саме тому вони представляють певну небезпеку функціонування живих організмів у водному середовищі, оскільки стають біодоступними для них, а також для людського організму при використанні води для питних цілей [23, 44]. Надходження металів із зазначених фракцій відбувається зі збільшенням мінералізації води, зниженням концентрації розчиненого кисню у воді придонного горизонту, рН і Eh водного середовища, тобто за настання відновлювальних умов у поверхневому шарі донних відкладів.

Як показують результати досліджень, за підвищення температури води, що контактує з ДВ, вивільнення металів зі складу останніх істотно зростає [27]. Однак наявні дані про те, що вплив температури на вивільнення металів з ДВ може бути незначним, а швидше за все він має опосередкований характер [22]. Зумовлено це тим, що температура впливає на бактеріальну активність, концентрацію розчиненого кисню, швидкість окисно-відновних реакцій та швидкість дифузії молекул, відповідно зміна цих параметрів може впливати на вивільнення металів з ДВ. Отже, вплив температури на вивільнення важких металів неоднозначний, складний і невизначений.

Отримані результати нашого дослідження свідчать про зростання міграції розчинених алюмінію, мангану і хрому з донних відкладів до водного середовища в 1,9, 3,2 і 2 рази при збільшенні температури води з 5 °C до 25 °C (рис. 4). Водночас концентрація розчиненого феруму практично не зазнала змін залежно від впливу температурного чинника, що може бути зумовлено формами його знаходження у складі донних відкладів, які було використано для експериментального моделювання. Наприклад, у донних відкладах водосховищ Дніпровського каскаду переважна частина феруму зосереджена в оксидній, органічній і залишковій фракціях (у середньому відповідно 36,5, 45,4 і 13,8 % Fe<sub>зар</sub>). У донних відкладах Київського водосховища ферум також міститься переважно у зазначених вище фракціях (оксидна — 27,1 %, органічна — 14,2 % і залишкова — 56,6 %). Тому вплив температурного чинника на міграцію феруму з донних відкладів, по суті, нівелюється.

Наведені на рисунку 4 концентрації зазначених металів в експериментальних системах порівняно невисокі. Вони можуть бути набагато більшими за умови дії інших чинників середовища, оскільки міграційна здатність металів істотно зростає. Так, шляхом експериментального моделювання, проведеного нами раніше [4], було встановлено, що при зниженні рН води до 6,0 і дефіциті розчиненого кисню загальна концентрація Al, Fe і Mn в експериментальних системах зростала відповідно в 10,3, 8,6 і 4,8 разів порівняно з їхньою концентрацією у воді за нейтральних значень рН і аеробних умов. Дефіцит розчиненого кисню збільшував надходження Fe і Mn з донних відкладів в 1,3 і 2,6 рази з урахуванням їхнього загального вмісту. Водночас, анаеробні умови не сприяли надходженню алюмінію з донних відкладів. Міграційна здатність цього металу

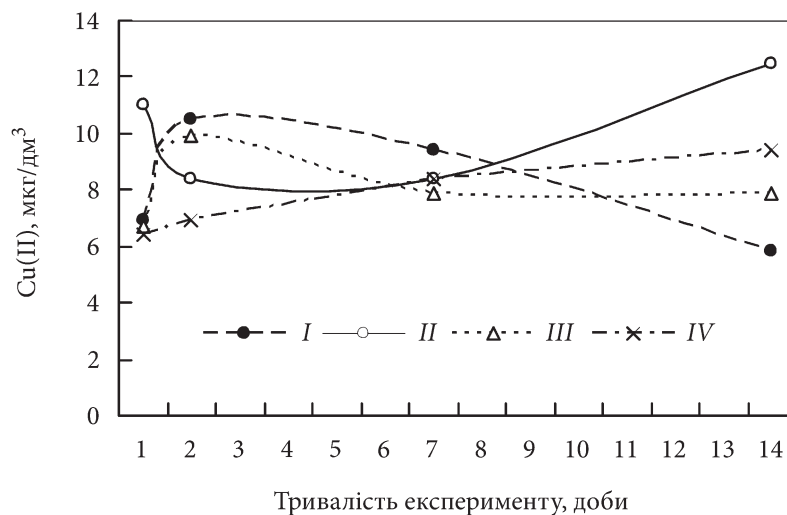


**Рис. 4.** Максимальні концентрації розчинених алюмінію (а), мангану (б) у воді експериментальних систем (ЕС) на 14-ту добу та розчинених хрому (в) і феруму (г) на 21-шу добу експерименту

залежить переважно від кислотності середовища та наявності у воді гумусових речовин як потенційних комплексоутворювачів.

Характерно, що температурний чинник практично мало впливає також на міграцію купруму з донних відкладів (рис. 5).

Знову ж таки, це залежить від форм знаходження зазначеного металу у донних відкладах. Найчастіше купрум у донних відкладах з різних водних об'єктів знаходиться переважно в органічній і залишковій фракціях [2, 25, 51]. За результатами наших досліджень, у донних відкладах оз.



**Рис. 5.** Зміна концентрації Cu(II) в експериментальних системах (позначено римськими цифрами) залежно від впливу температури: I — 5 °C; II — 15 °C; III — 25 °C; IV — 25 °C + штучна аерація

бного, що знаходиться неподалік від озер системи Опечень, більшу частину купруму також виявлено у складі органічної (46 %  $\text{Cu}_{\text{заг}}$ ) і залишкової (майже 20 %  $\text{Cu}_{\text{заг}}$ ) фракцій. Для вивільнення зазначеного металу з їхнього складу необхідні набагато жорсткіші умови, ніж зміна температури. Тому і вважається, що купрум належить до низки металів, вивільнення яких з донних відкладів практично не відбувається.

У свою чергу, використання штучної аерації призводить до зниження концентрації досліджуваних металів, зокрема мангану і хрому. Зумовлено це тим, що в аеробних умовах відбувається окиснення Mn(II) до Mn(IV) з утворенням тонкодисперсного оксиду, на поверхні якого сорбуються інші метали, зокрема хром. Тому використання штучної аерації слід розглядати як дієвий захід для зниження інтенсивності надходження металів з донних відкладів і покращення якості води і самоочисної здатності водойм урбанізованої території.

### Висновки

Температура води належить до найважливіших абіотичних чинників, від яких залежить формування умов функціонування водних екосистем. Вона прямо або опосередковано впливає на більшість фізичних, хімічних і біологічних процесів, які відбуваються у поверхневих водних об'єктах. Швидкість хімічних, біохімічних реакцій і дифузії має тісний зв'язок з температурою води, при її зростанні їхня швидкість також збільшується. Від температури води залежить концентрація кисню, який здатний розчинитися у воді. Його вміст знижується при зростанні темпе-



ратури. У свою чергу, розчинений кисень впливає на перебіг окисно-відновних реакцій, форми знаходження біогенних речовин, металів з різним ступенем окиснення. Температура води опосередковано, а розчинений кисень безпосередньо впливають на самоочисну здатність поверхневих вод. Сприятливий кисневий режим позитивно позначається не лише на процесах самоочищення, але і на видовому різноманітті гідробіонтів. Від температури води залежать сезонні особливості розвитку представників того чи іншого відділу водоростей, що, в свою чергу, позначається на концентрації розчиненого кисню, величинах рН і  $Eh$ -потенціалу, вмісті біогенних речовин.

Температурна стратифікація, яка формується у глибоководних водоймах влітку та взимку, призводить до «гідрохімічної» стратифікації водного середовища. У придонному горизонті води формуються дефіцит розчиненого кисню та відновлювальні умови, внаслідок чого характерними стають високі концентрації біогенних сполук, металів і органічних речовин, які надходять з донних відкладів. Влітку у поверхневому шарі води, навпаки, може спостерігатися перенасичення води киснем за рахунок фотосинтезу водоростей і вищої водної рослинності, а також зниження концентрації біогенних речовин і деяких металів через їхнє споживання. Температура води, крім сезонних змін, зазнає добових коливань, що призводить до конвективного перемішування верхнього шару води над термоклинном, а навесні та восени і всієї водної товщі. Температура води може зазнавати локальних змін, зростаючи при скиді стічних вод, а також на мілководних ділянках водойм у теплу пору року. Саме з цих причин експериментальне моделювання може бути важливим засобом для встановлення впливу температури води на міграцію біогенних, органічних речовин і металів з донних відкладів до водного середовища.

В умовах експерименту найбільші концентрації біогенних, органічних речовин і металів спостерігались переважно на 14-ту добу експерименту за температури води 25 °C. Концентрація неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору та розчиненого силіцію збільшувалась максимально в 1,8, 5,8, 1,9 і 2,5 рази. Вміст легкоокиснюваних органічних речовин і загальний вміст органічних речовин збільшувався приблизно в 1,6 рази. Водночас, концентрація алюмінію, мангану і хрому збільшувалась в 1,9, 3,2 і 2 рази. Вміст феруму і купруму не зазнавав помітних змін. Зростання температури води впливає на відносний вміст неорганічних сполук азоту. Частка амонійного азоту знижується, а частка нітрит- і нітрат-йонів, навпаки, зростає, що, напевно, зумовлено інтенсифікацією процесів нітрифікації у водному середовищі. Додаткове використання штучної аерації за температури 25 °C призводить до деякого зниження концентрації неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору, розчинених органічних речовин, а також вмісту розчинених алюмінію, мангану і хрому порівняно з варіантом без аерації. Слід зазначити, що вплив температури води на міграцію хімічних речовин з донних відкладів не настільки відчутний, як за дефіциту розчиненого кисню та зниження рН і окисно-відновного потенціалу води у придонному горизонті. За ре-

зультатами експериментальних досліджень, що були проведені раніше, встановлено зростання вмісту розчинених Si, Al, Fe і Mn відповідно в 3, 10,3, 8,6 і 4,8 рази при зниженні рН води до 6,0 і дефіциті розчиненого кисню порівняно з нейтральним значенням рН і аеробними умовами. Дефіцит розчиненого кисню зумовлює збільшення надходження Fe і Mn з донних відкладів до води в 1,3 і 2,6 рази та не впливає на міграцію алюмінію.

Отже, збільшення температури води здатне безпосередньо впливати на надходження біогенних і розчинених органічних речовин та деяких металів з донних відкладів й істотно посилює його за сукупної дії таких чинників, як дефіцит розчиненого кисню та зниження рН і окисно-відновного потенціалу у придонному горизонті. Це дає підстави стверджувати, що подальше потепління клімату може помітно позначитись на збільшенні інтенсивності міграції хімічних речовин з донних відкладів.

#### Список використаної літератури

1. Аналітична хімія поверхневих вод / Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Київ : Наук. думка, 2007. 456 с.
2. Белоконов В.Н., Нахшина Е.П. Формы нахождения тяжелых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра. III. Кобальт, медь, цинк. *Гидробиол. журн.* 1993. Т. 29, № 1. С. 99—106.
3. Денисова А.И., Нахшина Е.П., Новиков Б.И., Рябов А.К. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. Киев : Наук. думка, 1987. 164 с.
4. Линник П.Н. Жежеря В.А., Жежеря Т.П. Миграция химических элементов в системе «донные отложения — вода» поверхностных водоемов при воздействии различных факторов среды. *Экол. химия.* 2016. Т. 25, № 4. С. 223—241.
5. Набиванец Б.И., Линник П.Н., Калабина Л.В. Кинетические методы анализа природных вод. Киев : Наук. думка, 1981. 140 с.
6. Рябов А.К., Сиренко Л.И. Искусственная аэрация природных вод. Киев : Наук. думка, 1982. 204 с.
7. Савранский Л.И., Наджафова О.Ю. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуролом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ. *Журн. аналит. химии.* 1992. Т. 47, № 9. С. 1613—1617.
8. Хільчевський В.К. Гідрохімічний словник. Київ : ДІА, 2022. 208 с.
9. Banks J.L., Ross D.J., Keough M.J. et al. Measuring hypoxia induced metal release from highly contaminated estuarine sediments during a 40 day laboratory incubation experiment. *Sci. Total Environ.* 2012. Vol. 420. P. 229—237.
10. Baran A., Tarnawski M. Assessment of heavy metals mobility and toxicity in contaminated sediments by sequential extraction and a battery of bioassays. *Ecotoxicology.* 2015. Vol. 24. P. 1279—1293.
11. Barceló-Quintal I.D., Solís-Correa H.E., Avila-Pérez P. et al. Determination of distributions of Cd, Cu, and Pb concentrations in sediments of a Mexican Reservoir to infer their environmental risk. *Biol. Trace Elem. Res.* 2012. Vol. 148. P. 122—132.
12. Brooks B.W., Valenti T.W., Cook-Lindsay B.A. et al. Influence of climate change on reservoir water quality assessment and management. In: Linkov I., Bridges T., Eds. *Climate. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security.* Dordrecht: Springer, 2011. P. 491—522. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-1770-1\\_26](https://doi.org/10.1007/978-94-007-1770-1_26)
13. Dallas H. Water temperature and riverine ecosystems: An overview of knowledge and approaches for assessing biotic responses, with special reference to South Africa. *Water SA.* 2008. Vol. 34, N 3. P. 393—404.

14. Delpla I., Jung V.A., Baures E. et al. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environ. Int.* 2009. Vol. 35, N 8. P. 1225—1233. [http:// dx.doi.org/10.1016/j.envint.2009.07.001](http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2009.07.001).
15. Dokulil M.T. Impact of climate warming on European inland waters. *Inland Waters*. 2014. Vol. 4, N 1. P. 27—40.
16. Fink G., Alcamo J., Flörke M., Reder K. Phosphorus loadings to the world's largest lakes: source and trends. *Glob. Biogeochem. Cycles*. 2018. Vol. 32. P. 617—632.
17. Gudasz C., Bastviken D., Premke K. et al. Constrained microbial processing of allochthonous organic carbon in boreal lake sediments. *Limnol. Oceanogr.* 2012. Vol. 57, N 1. P. 163—175. DOI: 10.4319/lo.2012.57.1.0163.
18. Gudasz C., Sobek S., Bastviken D. et al. Temperature sensitivity of organic carbon mineralization in contrasting lake sediments. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 2015. Vol. 120. P. 1215—1225. DOI: 10.1002/2015JG002928.
19. Haldna M., Milius A., Laugaste R., Kangur K. Nutrients and phytoplankton in Lake Peipsi during two periods that differed in water level and temperature. 2008. *Hydrobiologia*. Vol. 599. P. 3—11. DOI:10.1007/s10750-007-9208-9
20. Hannah D.M., Garner G. River water temperature in the United Kingdom: Changes over the 20th century and possible changes over the 21st century. *Progress in Physical Geography*. 2015. Vol. 39, N 1. P. 68—92. DOI: 10.1177/0309133314550669
21. Hou D., He J., Lü C. et al. Effects of environmental factors on nutrients release at sediment-water interface and assessment of trophic status for a typical shallow lake, Northwest China. *Sci. World J.* 2013. Vol. 2013. Article ID 716342. 16 p.
22. Huang Y., Zhang D., Xu Z. et al. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen and temperature on heavy metal release from river sediments under laboratory conditions. *Archives of Environmental Protection*. 2017. Vol. 43, N 2. P. 28—36.
23. Huang Z., Liu C., Zhao X. et al. Risk assessment of heavy metals in the surface sediment at the drinking water source of the Xiangjiang River in South China. *Environ. Sci. Eur.* 2020. Vol. 32. Article number 23. 9 p.
24. James W.F. Diffusive phosphorus fluxes in relation to the sediment phosphorus profile in Big Traverse Bay, Lake of the Woods. *Lake Reserv. Manage.* 2017. Vol. 33, N 4. P. 360—368.
25. Kamau J.N., Gachanja A., Ngila C. et al. The seasonal and spatial variations of labile copper, iron, manganese, lead and zinc sediment fractions in Lake Naivasha, Kenya. *Lakes Reserv. Manage.* 2007. Vol. 12. P. 303—313.
26. Kaste O., Wright R., Barkved J.L. et al. . Linked models to assess the impacts of climate change on nitrogen in a Norwegian river basin and fjord system. *Sci. Total Environ.* 2006. Vol. 365, N 1—3. P. 200—222. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.035>
27. Li H., Shi A., Li M., Zhang X. Effect of pH, temperature, dissolved oxygen, and flow rate of overlying water on heavy metals release from storm sewer sediments. *J. Chem.* 2013. Vol. 2013. Article ID 434012. 11 p.
28. Linnik P.M. Climate change as an important factor of the formation of the chemical composition of surface waters at the present time (a review). *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 1. P. 78—94.
29. Linnik P.N. Complexation as the most important factor in the fate and transport of heavy metals in the Dnieper water bodies. *Anal. Bioanal. Chem.* 2003. Vol. 376, N 3. P. 405—412.
30. Linnik P.N., Leshchinskaya A.A., Nabivanets B.I. Methodology for investigating coexisting forms of chromium in natural waters. *Hydrobiol. J.* 1989. Vol. 25, N 2. P. 91—96.
31. Matisoff G., Kaltenberg E.M., Steely R.L. et al. Internal loading of phosphorus in western Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 2016. Vol. 42. P. 775—788.
32. Nazari-Sharabian M., Ahmad S., Karakouzian M. Climate change and eutrophication: a short review. *Engineering, Technology and Applied Science Research*. 2018. Vol. 8, N 6. P. 3668—3672.

33. Nedrich S.M., Burton G.A. Indirect effects of climate change on zinc cycling in sediments: the role of changing water levels. *Environ. Toxicol. Chem.* 2017. Vol. 36, N 9. P. 2456—2464.
34. Orihel D.M., Baulch H.M., Casson N.J. et al. Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2017. Vol. 74. P. 2005—2029.
35. Pearce A.R., Chambers L.G., Hasenmueller E.A. Characterizing nutrient distributions and fluxes in a eutrophic reservoir, Midwestern United States. *Sci. Total Environ.* 2017. Vol. 581—582. P. 589—600.
36. Randall M.C., Carling G.T., Dastrup D.B., et al. Sediment potentially controls in-lake phosphorus cycling and harmful cyanobacteria in shallow, eutrophic Utah Lake. *PLoS ONE*. 2019. Vol. 14, N 2. e0212238. 17 p.
37. Saleem M., Iqbal J., Akhter G., Shah M.H. Fractionation, bioavailability, contamination and environmental risk of heavy metals in the sediments from a freshwater reservoir, Pakistan. *J. Geochem. Explor.* 2018. Vol. 184. P. 199—208.
38. Shine J.P., Ika R., Ford T.E. Relationship between oxygen consumption and sediment-water fluxes of heavy metals in coastal marine sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 1998. Vol. 17, N 11. P. 2325—2337.
39. Siemieniuk A., Szczykowska J., Wiater J. Eutrophication as a priority issue of water quality in small retention reservoirs. *J. Ecol. Engineering*. 2016. Vol. 17, N 3. P. 143—147.
40. Skowron R. Thermal structure of water during the summer in lakes of the Polish Lowlands as a result of their varied morphometry. *Limnol. Rev.* 2020. Vol. 20, N 2. P. 89—95. DOI: 10.2478/limre-2020-0010
41. Solim S.U., Wangane A. Factors influencing release of phosphorus from sediments in a high productive polymictic lake system. *Water Sci. Technol.* 2009. Vol. 60, N 4. P. 1013—1023.
42. Sondergaard M., Jensen J.P., Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*. 2003. Vol. 506. P. 135—145.
43. Szumińska D., Czapiewski S., Goszczyński J. Changes in hydromorphological conditions in an endorheic lake influenced by climate and increasing water consumption, and potential effects on water quality. *Water*. 2020. Vol. 12. Article number 1348. 26 p.
44. Taberna Jr. H.S., Nillos M.G.G., Pahila I.G., Arban J.P.B. Distribution and geochemical behaviour of heavy metals (Cr, Cu, Ni and Pb) in Iloilo river estuarine sediments. *AES Bioflux*. 2015. Vol. 7, N 1. P. 11—19.
45. Velthuis M., Kosten S., Aben R. et al. Warming enhances sedimentation and decomposition of organic carbon in shallow macrophyte-dominated systems with zero net effect on carbon burial. *Glob. Change Biol.* 2018. Vol. 24. P. 5231—5242.
46. Wang R., Yan X., Niu Z., Chen W. Long-term changes in inland water surface temperature across China based on remote sensing data. *J. Hydrometeorol.* 2021. Vol. 22. P. 523—532. DOI: 10.1175/JHM-D-20-0104.1
47. Whitehead P.G., Wilby R.L., Battarbee R.W. et al. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrol. Sci. J.* 2009. Vol. 54, N 1. P. 101—123.
48. Woolway R.I., Sharma S., Smol J.P. Lakes in hot water: The impacts of a changing climate on aquatic ecosystems. *BioScience*. 2022. Vol. 72, N 11. P. 1050—1061. <https://doi.org/10.1093/biosci/biac052>
49. Wu Y., Wen Y., Zhou J., Wu Y. Phosphorus release from lake sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE Journal of Civil Engineering*. 2014. Vol. 18, N 1. P. 323—329.
50. Yang C., Yang P., Geng J. et al. Sediment internal nutrient loading in the most polluted area of a shallow eutrophic lake (Lake Chaohu, China) and its contribution to lake eutrophication. *Environ. Pollution*. 2020. Vol. 262. Article number 114292.
51. Zerbe J., Sobczyński T., Elbanowska H., Siepak J. Speciation of heavy metals in bottom sediments of lakes. *Polish J. Environ. Studies*. 1999. Vol. 8, N 5. P. 331—339.

52. Zhezherya V.A., Zhezherya T.P., Linnik P.M. et al. Peculiarities of the dynamics of some elements of hydrochemical regime in small water bodies of urban territories: nutrients and organic matter. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 6. P. 81—103.

Надійшла 20.01.2023

V.A. Zhezherya, PhD (Geogr.), Senior Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 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,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 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,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 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,  
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine  
e-mail: vosypenko@ukr.net

#### EXPERIMENTAL SIMULATION OF THE INFLUENCE OF TEMPERATURE ON THE MIGRATION OF CHEMICAL SUBSTANCES FROM BOTTOM SEDIMENTS

The article discusses the results of experimental studies of the influence of water temperature on the migration of biogenic compounds, organic substances and metals from bottom sediments to the aquatic environment. It was established that an increase in water temperature from 5 °C to 15 °C leads to an increase in the concentration of inorganic nitrogen, inorganic and total phosphorus, and dissolved silicon by 1.6, 1.1, 1.2, and 1.4 times. If the water temperature increased from 5 °C to 25 °C, the content of these biogenic compounds increased by 1.8, 5.8, 1.9, and 2.5 times. The increase in water temperature also affected the share of nitrogen compounds in the total balance of inorganic nitrogen. The relative content of ammonium nitrogen decreased, while the share of nitrite and nitrate ions increased due to nitrification. The concentration of easily oxidizable organic substances and the total content of organic substances also increased approximately 1.6 times when the water temperature increased from 5 °C to 25 °C. Under these conditions, the concentration of aluminum, manganese, and chromium increased by 1.9, 3.2, and 2 times, but the content of iron and copper did not undergo significant changes due to their presence in inaccessible fractions of bottom sediments. Artificial aeration, which was used at a temperature of 25 °C, slightly reduced the concentration of inorganic nitrogen, inorganic and total phosphorus, dissolved organic substances, as well as dissolved aluminum, manganese, and chromium compared to the time when it was not applied. It was established that an increase in water temperature leads to the migration of the studied chemical compounds from bottom sediments, but not as intensively as, for example, with a deficiency of dissolved oxygen and a decrease in pH and redox potential of water in the bottom horizon.

**Keywords:** water temperature, biogenic substances, dissolved organic substances, metals, bottom sediments, migration.