В.А. Жежеря[1]*,
ORCID: 0000-0002-1128-5270
zhezheryava1981@gmail.com

Т.П. Жежеря[2]
ORCID: 0009-0007-2394-7271
tanyadyka@ukr.net

П.М. Линник[1]
ORCID 0000-0002-2144-4052
e-mail: peter-linnik@ukr.net

В.П. Осипенко[1]
ORCID 0009-0006-3100-4655
e-mail: vosypenko@ukr.net

[1] *Інститут гідробіології НАН України*

[2] *Український гідрометеорологічний інститут Державної служби України з надзвичайних ситуацій та НАН України, Київ*

УДК 556.114:556.5(28) DOI: https://doi.org/10.15407/Meteorology2024.06.059

ОСОБЛИВОСТІ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ АНТРОПОГЕННО ЗМІНЕНИХ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

У статті розглянуто особливості гідрохімічного режиму водних об'єктів, які знаходяться в межах урбанізованої території. Встановлено, що взимку і навесні мінералізація води і вміст головних йонів зазнає найбільших змін у водних об'єктах, до яких надходять зливові води з хімічними засобами проти ожеледиці. Це призводить до зростання величин мінералізації води у цілому і концентрації хлоридів, сульфатів, йонів натрію і магнію зокрема. У місцях локального забруднення водних об'єктів простежується збільшення концентрації неорганічних сполук азоту і фосфору, органічних речовин і металів. У водних об'єктах, які зазнають істотного антропогенного впливу, переважає неорганічна форма азоту і фосфору, частка якої досягає > 50% їхнього загального вмісту. Для антропогенно змінених водних об'єктів характерне зростання концентрації розчинених органічних речовин за рахунок збільшення частки вуглеводів та інших не ідентифікованих груп органічних сполук, тоді як частка гумусових речовин зменшується. Помітне збільшення частки вуглеводів відбувається зазвичай влітку і восени за умов "цвітіння" води і відмирання фітопланктону та вищих водних рослин. Антропогенне забруднення водних об'єктів стає причиною зростання частки лабільної фракції металів, яка потенційно біодоступна та токсична для гідробіоти. Зазначена фракція перевищує 50% їхньої концентрації у розчиненому стані. Збільшення мінералізації води, вмісту біогенних і органічних речовин та лабільної фракції металів простежується також у придонному горизонті водойм під час прямої і зворотної температурної стратифікації через їхнє надходження з донних відкладів. Цьому сприяє передусім дефіцит розчиненого кисню, зниження величин Eh-потенціалу та збільшення температури води. Вторинне забруднення води біогенними речовинами слід розглядати як важливе внутрішнє джерело посилення евтрофування водойм. В результаті водне середовище стає непридатним для життєдіяльності багатьох оксифільних гідробіонтів. В умовах потепління клімату зазначені процеси посилюватимуться. Тому важливим стає розроблення низки заходів, які б унеможливлювали або мінімізували як зовнішнє, так і внутрішнє надходження поживних речовин до поверхневих водних об'єктів.

Ключові слова: *мінералізація води, головні йони, біогенні речовини, органічні речовини, метали, водні об'єкти, урбанізована територія.*

ВСТУП

Широке використання водних об'єктів у різних галузях народного господарства неминуче позначається як на хімічному складі води, так і на її якості. Поверхневі води — це складні багатокомпонентні системи зі змінним хімічним складом, оскільки останній зазнає сезонних і просторових змін. У водних об'єктах урбанізованої території ці зміни стають помітнішими через надходження до них тих чи інших хімічних сполук, що призводить до порушення усталеної хімічної рівноваги. Зазвичай, антропогенно змінені водні об'єкти зазнають забруднення хлоридами, сульфатами, йонами натрію і магнію, неорганічними сполуками азоту і фосфору, розчиненими органічними речовинами (РОР), серед яких слід виокремити нафтопродукти і синтетичні поверхнево активні речовини (СПАР), деякі специфічні органічні речовини (пестициди, гербіциди, барвники тощо), а також сполуками металів. Останні за певних концентрацій проявляють токсичний вплив на гідробіонтів, якщо знаходяться у біодоступній формі, а саме у вигляді аква- і гідроксокомплексів, комплексів з неорганічними лігандами. Певна частина металів може бути також потенційно біодоступною, якщо вона знаходиться у складі комплексних сполук з РОР, молекулярна маса яких не перевищує 5 кДа (Linnik et al., 2018; Rubini et al., 2002).

Наприкінці XX ст. частка річок світу, в яких хімічний склад води зазнав істотних змін, перевищувала 90%. Встановлено, що вміст сполук азоту і фосфору

у поверхневих водах Європи та Північної Америки збільшився майже у 20 разів порівняно з фоновими концентраціями (Heathwaite et al., 1996). Прогнозується, що за подальшого зростання населення світу чисельність міського населення збільшиться на 2,5 млрд. до 2050 р. (Trottet et al., 2021). Наслідком цього стане зростання забруднення поверхневих вод біогенними сполуками і РОР.

У поверхневих водах хімічні сполуки, які надходять з водозбору, зазнають перерозподілу між абіотичними і біотичними компонентами, а також трансформації їхніх співіснуючих форм. При надходженні тих чи інших сполук хімічного елемента, певна їхня частина асимілюється гідробіонтами або знаходиться у розчиненому чи завислому стані, а інша депонується у складі донних відкладів. Останнє призводить до тимчасового вилучення хімічних елементів із водного середовища. Однак, у водних об'єктах може відбуватися зворотній процес, коли донні відклади стають джерелом вторинного забруднення води різноманітними хімічними речовинами. Зазначене забруднення посилюється за дефіциту розчиненого кисню, зниження величин pH і окисно-відновного потенціалу (Eh-потенціалу), зростання мінералізації води тощо (Денисова и др., 1987; Денисова и др., 1989; Линник та Морозова, 2006; Wu et al., 2013; Nazari-Sharabian et al., 2018; Kowalczewska-Madura et al., 2018). Таким чином, поверхневі водні об'єкти урбанізованих територій можна вважати найбільш уразливими до антропогенного впливу, що позначається на їхньому гідрохімічному режимі, який, у свою чергу, забезпечує умови життєздатності та функціонування гідробіонтів.

За постійного антропогенного впливу поверхневі водні об'єкти у межах населених пунктів зазнають евтрофування, яке, порівняно із природним повільним процесом протягом 200–300 років, пришвидшується в рази і може проявлятися через декілька років. До наслідків евтрофування водойм відносять дефіцит розчиненого кисню, зростання концентрації сполук азоту і фосфору, збільшення вмісту завислих речовин органічного походження (фітопланктон, детрит), зростання частки органічних речовин автохтонного походження, домінування представників синьозелених і зелених водоростей, зростання біомаси бентосних та епіфітних водоростей, зміну видового складу та біомаси макрофітів, збільшення каламутності води, зростання вмісту амонійного азоту і неорганічних сполук фосфору у донних відкладах, замори, втрату рекреаційних властивостей (Sellers & Markland, 1987; Carpenter et al., 1998; Rathorel et al., 2016). До певних особливостей водних об'єктів, які знаходяться у межах населених пунктів, слід віднести більш виражене пікове надходження зливних або скидних стічних вод, порушення природного біорізноманіття (Vermonden et al., 2009).

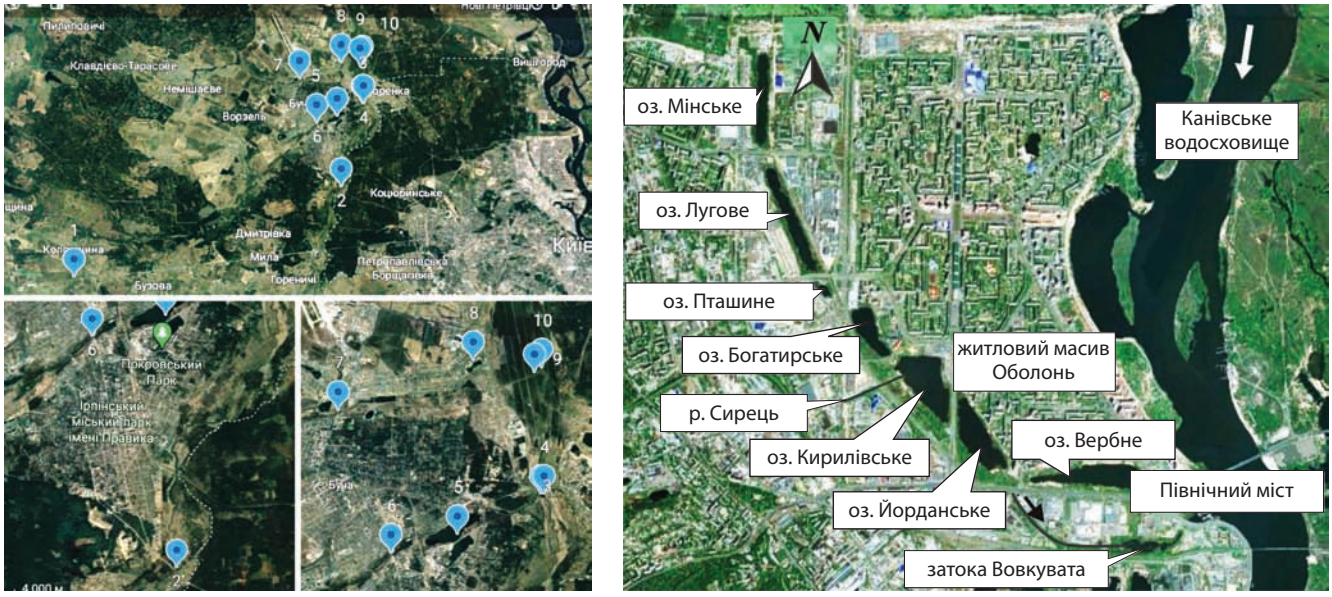
Мета наших досліджень полягала у вивченні та узагальненні особливостей змін хімічного складу води поверхневих водних об'єктів у межах урбанізованої території.

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження хімічного складу поверхневих водних об'єктів у межах урбанізованих територій м. Києва і міської агломерації Буча, Ірпінь, Гостомель проводились протягом 2008–2024 рр. Дослідженнями було охоплено наступні водні об'єкти: річки Либідь (2014 р.) і Сирець (2015–2016 рр., 2021–2022 р.) (м. Київ), Буча, Рокач, Ірпінь (2022–2024 рр.) (міська агломерація Буча, Ірпінь, Гостомель), озера системи Опечень (2015–2016 рр., 2021–2022 рр.), Вербне (2008–2010 рр., 2012р., 2017–2019 рр.), Тельбін (2008–2010 рр.), Китаївські ставки (2014 р.), водойми острова Галерний (2023 р.) (м. Київ). Для порівняння із умовно чистими водними об'єктами, використовували результати досліджень води Київського водосховища (2009–2010 рр.), Канівського водосховища (верхня ділянка в межах м. Києва, 2009–2013 рр., 2016.), річок басейну Прип'яті (2010, 2012–2013 рр.). Нижче наведено карти-схеми водних об'єктів міської агломерації Буча, Ірпінь і Гостомель та озер системи Опечень, на яких дослідження проводились тривалий проміжок часу (*рис. 1*).

Проби води відбирали з поверхневого і придонного горизонтів, а також за вертикаллю через кожні 1–2 м за допомогою модифікованого батометра-склянки. Для їхнього транспортування і зберігання використовували поліпропіленові ємності. Завислі речовини відокремлювали за допомогою мембранної фільтрації. Для цього пробу води об'ємом 1,0–1,5 дм^3 пропускали через нітроцелюлозний мембранний фільтр "Fioroni" (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм під тиском (~2 атм), який створювався за допомогою установки УК 40-2М. Безпосередньо на місці відбору проб вимірювали температуру води, визначали pH та вміст розчиненого кисню за допомогою мультифункціонального приладу AZ-86031 (КНР). Коректність результатів вимірювання концентрації O_2 зазначеним приладом контролювали методом Вінклера (Набиванець та ін., 2007). Величини Eh-потенціалу вимірювали за допомогою мультифункціонального приладу Ezodo 7200 (Тайвань).

Твердість води і вміст головних йонів визначали у фільтратах води. Концентрацію йонів Na^+, K^+, Ca^{2+} і Cl^- визначали за допомогою йономіра AI-125 (ТОВ "ВП Діліс", Україна) із використанням відповід-



а *б*

Рис. 1. Карта-схема станцій відбору проб води на водних об'єктах поза та в межах міської агломерації Буча, Ірпінь і Гостомель (*а*) та озер системи Опечень (*б*); *а*: *1* — р. Буча біля с. Северинівки; *2* — р. Ірпінь, автоміст в м. Ірпінь; *3* — гирло р. Бучі; *4* — місце впадіння р. Бучі в р. Ірпінь; *5* — ставок на р. Бучі, м. Буча; *6* — р. Буча, вул. Вокзальна, *7* — р. Рокач, вул. Вокзальна; *8* — ставок біля Гостомельської міської ради; *9* — гирло р. Рокач; *10* — р. Ірпінь, нижче впадіння р. Рокач

но скляного натрій-селективного електрода ЕЛІС-112Na, калій-селективного електрода ЕЛІС-121К з ПВХ мембраною, кальцій-селективного електрода ЕЛІС-121Са з ПВХ мембраною і хлорид-селективного електрода ЭМ-Cl-01. Вміст йонів Mg^{2+} розраховували, беручи до уваги величину твердості води і концентрацію йонів Ca^{2+}. Твердість води визначали титрометричним методом з використанням етилендіамінтетраоцтової кислоти (ЕДТА) і індикатора еріохрому чорного (Набиванець та ін., 2007). Концентрацію CO_3^{2-} і HCO_3^- йонів встановлювали шляхом прямого титрування проб води розчином HCl (0,02 або 0,05 моль/дм^3) до величини pH 4,0 (Набиванець та ін., 2007). Вміст йонів SO_4^{2-} визначали турбідиметричним методом у вигляді сірчанокислого барію у солянокислому середовищі з використанням гліколевого реагенту (Набиванець та ін., 2007).

Хімічне споживання кисню (ХСК) з використанням різних окисників $KMnO_4$ ($ХСК_{Mn}$) та $K_2Cr_2O_7$ ($ХСК_{Cr}$) визначали за загальновідомими методиками (Набиванець та ін., 2007; Руководство по химическому анализу..., 1977). Вміст розчиненого карбону органічних сполук ($C_{орг}$) розраховували за формулою $C_{орг}$=0,375×$ХСК_{Cr}$ (Руководство по химическому анализу..., 1977).

Для розділення РОР за хімічною природою застосовували метод йонообмінної хроматографії з використанням колонок, заповнених йонообмінними целюлозами — ДЕАЕ (діетиламіноетилцелюлоза) і КМ (карбоксиметилцелюлоза) виробництва фірми "SERVA". Гумусові речовини (ГР), які належать до РОР кислотної групи, вилучали адсорбцією на колонці з ДЕАЕ-целюлозою, а білковоподібні речовини (БПР) як речовини основної групи — на колонці з КМ-целюлозою. Нейтральну групу РОР, у якій переважають вуглеводи, отримували після послідовного пропускання фільтрату природної води через вище зазначені колонки з целюлозними йонітами (Linnik et al., 2013). Вміст ГР у складі кислотної групи визначали за градуювальним графіком "Кольоровість води, °Cr-Co-шкали — концентрація ГР, мг/дм^3". Кольоровість води як непряму характеристику вмісту ГР у воді поверхневих водних об'єктів вимірювали за допомогою імітаційної дихроматно-кобальтової шкали (Набиванець та ін., 2007). Для побудови градуювального графіка використовували препарати фульвокислот і гумінових кислот, які були отримані з води Канівського водосховища і очищені з використанням катіонообмінника КУ-23 в Н-формі, а потім висушені до постійної маси. Визначення речовин білкової природи здійснювали за реакцією Лоурі (Дебейко и др., 1973; Lowry et al., 1951), а вуглеводів — за допомогою антрону (Руководство по химическому анализу..., 1977).

Вміст неорганічних сполук азоту і фосфору та розчинного силіцію у фільтратах природної води знаходили фотометричним методом. Концентрацію амонійної, нітритної та нітратної форм азоту визначали відповідно за методиками з використанням сегнетової солі та реактиву Несслера, реактиву Грісса

і саліцилату натрію, неорганічні сполуки фосфору — молібдату амонію у сильнокислому середовищі (pH 0,80–0,95) за наявності аскорбінової кислоти як відновника, а силіцію — у вигляді синьої (відновленої) форми силіціймолібденової гетерополікислоти із використанням метол-сульфітної суміші (Набиванець та ін., 2007).

Для дослідження співіснуючих форм металів у розчиненому стані використовували певну послідовність дій, яка описується нижче. Спочатку необхідно профільтрувати пробу води з використанням мембранного фільтра 0,45 мкм для відокремлення завислих речовин, що бажано виконувати на місці відбору проб. Отриманий фільтрат води ділять на дві частини, одну з яких відразу після фільтрації підкислюють розбавленим розчином 1 : 2 нітратної кислоти (HNO_3^-) до pH ~ 3,5–4,0, а іншу залишають без змін, тобто як нативну воду з відповідним значенням pH. Наступний етап полягає у визначенні концентрації досліджуваного металу в обох фільтратах води до та після фотохімічної деструкції РОР. Концентрація металу, яка визначається у фільтраті з pH нативної води до фотохімічної деструкції РОР, відповідає його вмісту у складі слабо стійких комплексів з РОР, із яких він вилучається відповідними фотометричними реагентами та утворює з ними комплекси, а також аква- й гідроксокомплексів та комплексів із неорганічними лігандами, які не встигли адсорбуватися або трансформуватися в комплекси з РОР ($Me_{лаб}$). Концентрація металу, яка визначається у не підкисленому фільтраті води після фотохімічної деструкції відповідає його вмісту у розчиненому стані без урахування тієї частини металу, яка могла адсорбуватися під час транспортування та зберігання проби ($Me_{розч}$). Концентрація досліджуваного металу, яка визначається у підкисленому фільтраті води до фотохімічної деструкції РОР, відповідає сумі концентрацій його аква-, гідроксокомплексів, комплексів із неорганічними лігандами і частково з органічними лігандами ($Me_{в+лаб}$). Після фотохімічної деструкції РОР у підкисленому фільтраті визначається загальний вміст металу у розчиненій формі ($Me_{заг.розч}$). Вміст вільних гідратованих йонів визначали за формулою: $Me_в = Me_{в+лаб} — Me_{лаб}$ або $Me_в = Me_{заг.розч} — Me_{розч}$. Вміст металу у складі стійких комплексів з РОР ($Me_{компл}$), розраховується за формулою: $Me_{компл} = Me_{заг.розч} — Me_{в+лаб}$. Зазначені розрахунки можуть бути застосовані, передусім, при фотометричному визначенні металу для встановлення вмісту аква- й гідроксокомплексів та комплексів з неорганічними лігандами ($Me_в$). При використанні хемілюмінесцентного методу й анодної інверсійної вольтамперометрії концентрація останніх визначається безпосередньо у фільтраті зі значенням pH нативної води до фотохімічної деструкції. Однак, за допомогою цих розрахунків при використанні вище зазначених методів можна встановити втрати аква- і гідроксокомплесів досліджуваних металів за час зберігання фільтратів води.

Для фотохімічного окиснення органічних речовин у кварцові склянки об'ємом 50 $см^3$ вносили 30–40 $см^3$ фільтрованої води, а потім додавали по 3–5 крапель концентрованої H_2SO_4 градації "х.ч." і 3–5 крапель 30%-ного розчину H_2O_2. Опромінювання вмісту склянок здійснювали за допомогою ртутно-кварцової лампи ДРТ-1000 протягом 2,0–2,5 годин.

Концентрацію алюмінію і феруму визначали фотометричним методом з використанням відповідно хромазуролу S і о-фенантроліну (Набиванець та ін., 2007; Савранский и Наджафова, 1992), купруму, мангану і хрому — хемілюмінесцентним методом (Набиванец и др., 1981; Linnik, 2003; Linnik et al., 1989), цинку, кадмію і плюмбуму — методом анодної інверсійної вольтамперометрії (Линник и Набиванец, 1988; Linnik & Iskra, 1994).

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Мінералізація та йонний склад води. Мінералізація води належить до найбільш сталих гідрохімічних показників. Мінімальні її величини зазвичай спостерігаються навесні під час водопілля. Деяке зниження мінералізації води може бути після злив (Osadchyi et al., 2016). У межах урбанізованих територій зміна величин мінералізації води має певні свої особливості. Наприклад, в озерах системи Опечень мінералізація води протягом 2021 р. змінювалась у середньому в межах 330–464 і 511–720 мг/$дм^3$ відповідно у поверхневому і придонному горизонтах, досягаючи максимальних величин взимку і навесні. Зниження її величин відбувалось, починаючи з літа і до осені внаслідок розбавлення води цих озер дощовими водами. У поряд розташованому Канівському водосховищі мінералізація води становила 248–424 мг/$дм^3$, складаючи у середньому 323 мг/$дм^3$. Зростання мінералізації води взимку і особливо навесні зумовлене додатковим надходженням йонів Na^+, Mg^{2+}, Cl^- і SO_4^{2-} через використання солей проти обледеніння доріг, а у випадку йонів Mg^{2+} і SO_4^{2-} також за рахунок переважання ґрунтового живлення. Концентрація зазначених йонів зростала приблизно у 3–5 разів порівняно з фоновими величинами, досягаючи відповідно 92–164, 38–53, 91–186 і 101–247 мг/$дм^3$. У воді Канівського водосховища їхній вміст значно нижчий і становить у середньому 14,8, 14,4, 24,1 і 36,8 мг/$дм^3$. Встановлено, що у воді Канівського водосховища нижче м. Києва у 2015 р. концентрація

йонів Cl^- і Na^+ зростала, внаслідок застосування засобів проти ожеледиці, відповідно на 2–6 та 2–5 мг/дм^3 (Розроблення плану управління...). Збільшення вмісту йонів Cl^- і Na^+ у воді зазначеного водосховища незрівнянно нижче, оскільки повний об'єм Канівського водосховища становить 2,5 км^3, а озер системи Опечень загалом — лише 0,004 км^3. Таким чином, малі водні об'єкти урбанізованих територій більш уразливі до забруднення солями при їхньому застосуванні як засобів проти ожеледиці. Підвищені концентрації зазначених йонів призводять не лише до зростання мінералізації води, а також до значної трансформації йонного складу води верхніх чотирьох озер (Мінське, Лугове, Пташине і Андріївське). Взимку і навесні вода в них належала до хлоридного, гідрокарбонатно-хлоридного або сульфатно-хлоридного класу, групи натрію, натрію і магнію або кальцію і натрію, II типу (Cl_{II}^{Na}, $CCl_{II}^{Na,Mg}$, $CCl_{II}^{Ca,Na}$, $SCl_{II}^{Na,Mg}$), а влітку і восени — до гідрокарбонатно-хлоридного, гідрокарбонатного класу, групи кальцію, кальцію і натрію чи кальцію і магнію, II або III типу ($CCl_{II}^{Na,Ca}$, $C_{II}^{Ca,Na}$, C_{II}^{Ca}, C_{III}^{Ca}, $C_{III}^{Ca,Mg}$). У Кирилівському і Йорданському озерах взимку і навесні вода належала до гідрокарбонатного і сульфатно-гідрокарбонатного класу, групи кальцію, магнію і кальцію чи магнію і натрію, II або III типу (C_{II}^{Ca}, C_{III}^{Ca}, $C_{III}^{Mg,Ca}$, $SC_{III}^{Mg,Na}$, SC_{III}^{Ca}), а влітку і восени — до гідрокарбонатного класу, групи кальцію, третього типу (C_{III}^{Ca}). У Канівському водосховищі вода не зазнала трансформації йонного складу і належала до гідрокарбонатного класу, групи кальцію, другого типу (C_{II}^{Ca}) (Linnik & Zhezherya, 2022).

Мінералізація води у річках Ірпінь, Буча та Рокач протягом 2022–2024 рр. змінювалася в межах відповідно 370–466, 331–581 і 351–474 мг/дм^3. Максимальні її зміни (≈240 мг/дм^3) спостерігались в р. Буча в межах урбанізованої території, дещо менші коливання простежуються у річках Ірпінь і Рокач — відповідно 56–73 і 70–123 мг/дм^3.

До яскравого прикладу впливу зливових вод на мінералізацію води слід віднести водойми острова Галерний (м. Київ). У вересні 2023 р. серед водойм цього острова мінералізація води зазнавала найбільших змін в озерах Миколайчик і Єрик — відповідно 268–491 і 267–473 мг/дм^3. Натомість мінералізація води в Галерній затоці і двох водоймах без назв (б/н-1 і б/н-2), до яких не потрапляє вода з колекторів, становила відповідно 180–195 мг/дм^3, 206–208 і 180–185 мг/дм^3. Серед головних йонів найбільших змін зазнав вміст хлорид-йонів, концентрація яких у північній частині озер Миколайчик і Єрик становила 180–265 мг/дм^3, а в Галерній затоці і в б/н-1 і б/н-2 вона не перевищувала відповідно 20,4, 22,2 і 10,2 мг/дм^3. Мінералізація води і концентрація хлорид-йонів у воді з колекторів у грудні 2023 р. знаходилась в межах відповідно 2230–7500 мг/дм^3 і 756–3839 мг/дм^3.

Таким чином, у невеликих водних об'єктах у межах населених пунктів зафіксовано зростання мінералізації води і зміну йонного складу через збільшення вмісту йонів Na^+, Mg^{2+}, Cl^- і SO_4^{2-}, які надходять з водозбору зі зливовими і стічними водами.

Біогенні сполуки. Вміст біогенних речовин у водних об'єктах урбанізованих територій зазнає найбільших змін, що пов'язано, з одного боку, з їхнім надходженням зі стічними і зливовими водами, а також з донних відкладів. З іншого боку, вони також активно асимілюються рослинними організмами, внаслідок чого концентрація біодоступної форми азоту, фосфору і силіцію знижується. До цієї форми відносяться неорганічні сполуки азоту (йони NH_4^+, NO_2^- і NO_3^-) і неорганічні сполуки фосфору ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-}, PO_4^{3-}), а також мономерно-димерна форма силікатної кислоти. У поверхневих водах, які зазнають антропогенного забруднення, виявлено домінування неорганічних сполук азоту і фосфору, які для скорочення позначено як $N_{неорг}$ і $P_{неорг}$, оскільки концентрацію зазначених сполук азоту і фосфору виражено в мг N або P/дм^3. Наприклад, у воді р. Бучі вище за течією і поза межами міської агломерації Буча, Ірпінь і Гостомель концентрація $N_{неорг}$ і загального азоту ($N_{заг}$) не перевищувала відповідно 1,3 та 5,2 мг N/дм^3, тоді як в межах цієї агломерації вона істотно зростала і знаходилась в інтервалі відповідно 0,8–22,6 та 3,8–30 мг N/дм^3. Вміст $P_{неорг}$ і загального фосфору ($P_{заг}$) у воді р. Бучі поза межами досліджуваної міської агломерації і вище за течією варіював у діапазоні 0,031–0,046 і 0,243–0,272 мг P/дм^3, а в її межах концентрація зазначених сполук фосфору відчутно зростала і досягала 0,034–1,625 і 0,293–1,776 мг P/дм$_3$. На ділянках річок Ірпінь і Буча, де простежувалось забруднення води сполуками азоту і фосфору, частка $N_{неорг}$ і $P_{неорг}$ досягала в середньому 55,6–69,5% $N_{заг}$ і 46,2–67,0% $P_{заг}$, тоді як вище за течією вона була нижчою і не перевищувала в середньому відповідно 23,8–48,0% $N_{заг}$ і 15,2–43,7% $P_{заг}$. Частка $N_{неорг}$ і $P_{неорг}$ у воді ставка поблизу Гостомельської міської ради невисока і в середньому не перевищувала 19,4% $N_{заг}$ і 5,3% $P_{заг}$. Це вказує на те, що вода в ньому не зазнає такого істотного забруднення зазначеними сполуками, як річки Буча, Рокач і Ірпінь. Причина цього — відсутність явного надходження зливових і стічних вод (*рис. 2*).

У водних об'єктах з уповільненим водообміном концентрація $N_{неорг}$ і $P_{неорг}$ та розчинного силіцію у поверхневому горизонті води може знижуватись майже до аналітичного нуля за рахунок їхнього ак-

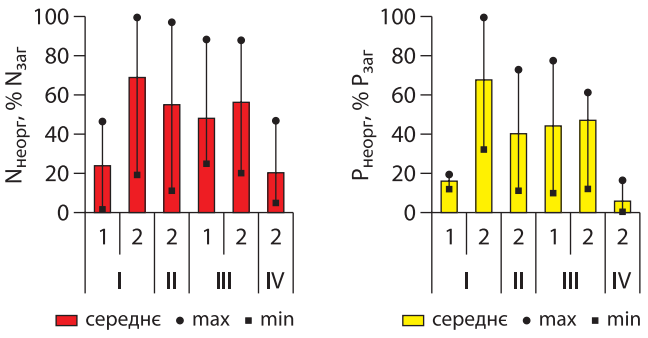


Рис. 2. Частка $N_{неорг}$ (*а*) і $P_{неорг}$ (*б*) у воді річок Буча (I), Рокач (II), Ірпінь (III) і ставка поблизу Гостомельської міської ради (IV) протягом 2022–2023 рр.: *1* — вище за течією річок і поза межами міської агломерації Буча, Ірпінь і Гостомель; *2* — в межах зазначеної міської агломерації

тивного споживання макрофітами, фітопланктоном, фітоепіфітоном, перифітоном. На прикладі акваторії озера Вербного нами також було виявлено вплив заростей вищих водних рослин на вміст $N_{неорг}$ і $P_{неорг}$, амонійного азоту і нітрат-йонів, концентрація яких знижувалась у декілька разів порівняно з чистоводдям (Zhezherya & Zhezherya, 2021). Водночас, у водній товщі нижче термоклину спостерігається істотне зростання вмісту зазначених біогенних сполук, що зумовлено їхнім низьким споживанням гідробіонтами і інтенсивним надходження з донних

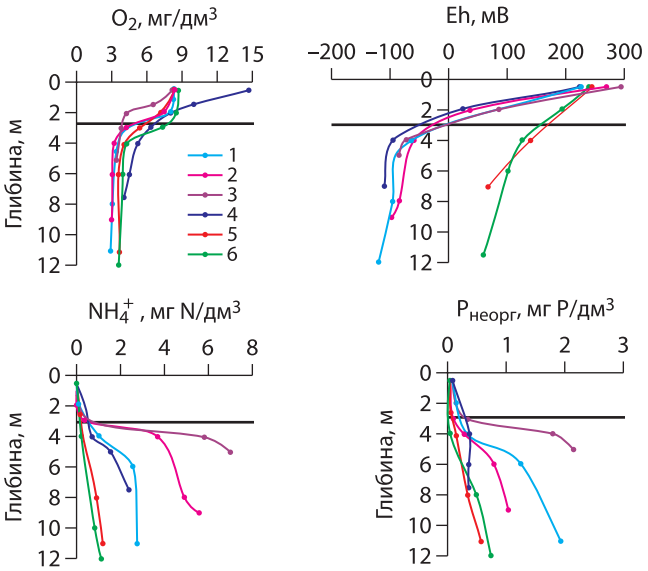


Рис. 3. Зміни вмісту розчиненого кисню, величин Eh-потенціалу, концентрації амонійного азоту і $P_{неорг}$ в озерах системи Опечень з глибиною у червні 2021 р. Тут і на *рис. 3*: *1*, *2*, *3*, *4*, *5*, *6* — озера відповідно Мінське, Лугове, Пташине, Богатирське, Кирилівське і Йорданське. Зону термоклину позначено суцільною горизонтальною лінією

відкладів при формуванні дефіциту розчиненого кисню у придонному горизонті води під час прямої і зворотної температурної стратифікації. На *рис. 3* показано просторові зміни вмісту амонійного азоту і $P_{неорг}$ з глибиною в озерах системи Опечень, а також концентрації розчиненого кисню і величини Eh-потенціалу (Zhezherya et al., 2022).

Саме за дефіциту розчиненого кисню формуються сприятливі умови для міграції біогенних речовин з донних відкладів до води, яка контактує з ними. Наприклад, в озерах системи Опечень вміст NH_4^+ у поверхневому горизонті води досягав мінімальних величин (0,040–0,090 мг N/дм³) влітку, а максимальних (0,706–1,666 мг N/дм³) — взимку. Його концентрація у придонному горизонті води протягом року становила 0,207–13,17 мг N/дм³, досягаючи максимальних величин перед настанням осінньої гомотермії. Вміст $P_{неорг}$ у воді озер системи Опечень змінювався від 0,010 до 3,121 мг P/дм³. Максимальні величини були характерними для придонного горизонту води. Сезонна і просторова динаміка неорганічного фосфору була подібна до амонійного азоту. Концентрація розчинного силіцію у воді озер системи Опечень протягом 2021 р. змінювалась від 0,03 до 6,4 мг/дм³. Мінімальні його концентрації виявлено у поверхневому горизонті води під час інтенсифікації розвитку діатомових водоростей навесні, а в деяких випадках і восени. Максимальна концентрація розчинного силіцію була характерною для придонного горизонту води, що пояснюється його надходженням з донних відкладів та меншим споживанням біотою У інших досліджуваних озерах динаміка біогенних речовин була подібною, але вміст $N_{неорг}$ і $P_{неорг}$ був дещо нижчим (Zhezherya & Zhezherya, 2021; Vyshnevskyi et al., 2021; Zhezherya et al., 2019).

Розчинені органічні речовини. До найпоширенішої групи РОР належать ГР, які характеризуються найбільшою стійкістю до деструкції. До РОР природного походження також відносяться білковоподібні речовини і вуглеводи, які надходять до водного середовища переважно з прижиттєвими виділеннями гідробіонтів і внаслідок деструкції відмерлих решток організмів. До особливостей водних об'єктів урбанізованої території слід віднести зростання частки вуглеводів і інших груп органічних речовин, які не ідентифіковані, і зниження частки ГР. Наприклад, у воді р. Ірпінь частка не ідентифікованих груп РОР становила 20,1–33,7% $C_{орг}$ і була нижчою, ніж у гирлах більш забруднених річок Буча і Рокач. Частка інших груп РОР у цих річках знаходилась в межах 19,7–62,7% (у середньому 38,6% $C_{орг}$). У верхніх трьох озерах системи Опечень, які характеризуються як більш забруднені, частка інших груп

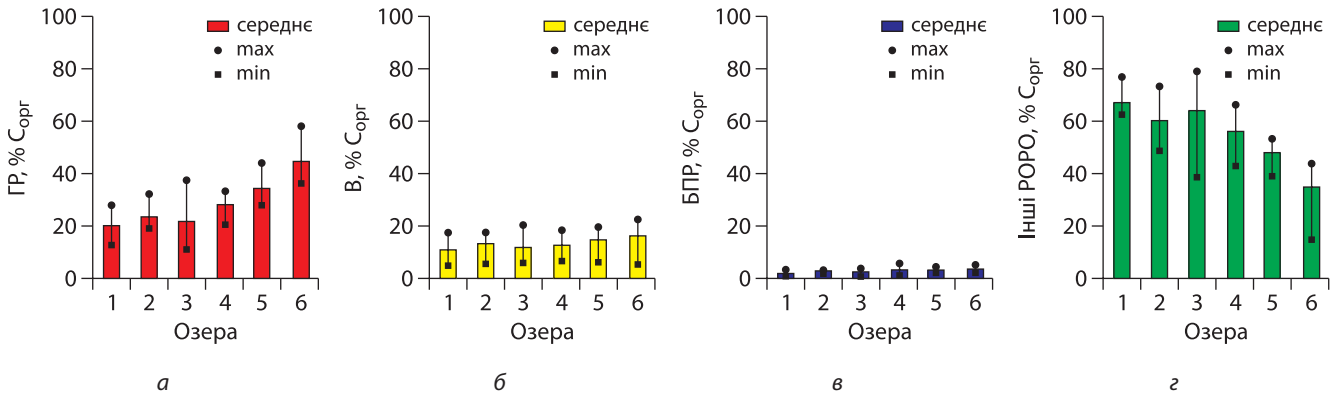


Рис. 4. Частка гумусових речовин (*а*), вуглеводів (В) (*б*), білковоподібних речовин (БПР) (*в*) і інших РОР (*г*) у воді озер системи Опечень протягом 2021 р. з урахуванням усіх сезонів

РОР була доволі високою і становила в середньому 60,5–67,1% $C_{орг}$, тоді як у нижніх трьох озерах цієї системи їхня частка знижувалась вниз за течією від 66,3 до 14,5% $C_{орг}$, тобто від оз. Андріївського до оз. Йорданського, та становила в середньому 34,7–56,3% $C_{орг}$ (*рис. 4*). Це вказує на поступове очищення води у зазначених озерах від інших не ідентифікованих груп РОР. Максимальні величини частки вуглеводів і ГР простежувались влітку і восени. Водночас, частка інших РОР в усіх озерах системи Опечень знижувалась від зими до осені, що зумовлено їхнім поступовим промиванням і розбавленням дощовою водою у зазначений період.

Метали. У межах населених пунктів поверхневі води зазнають забруднення сполуками Zn, Cd, Pb, Cr, Cu, Mn та деяких інших металів. Для антропогенно змінених водних об'єктів характерне зростання у воді абсолютного і відносного вмісту лабільної фракції металів. Її частка, зазвичай, перевищує 50% концентрації металу у розчиненому стані (*рис. 5*).

Лабільна фракція — це важлива складова розчиненої форми металу, яка включає аква- і гідроксокомплекси, комплекси з неорганічними лігандами і нестійкі комплексні сполуки з органічними лігандами. Метали у складі зазначеної фракції відносяться до потенційно біодоступної і токсичної форми металів. За результатами досліджень встановлено істотну різницю у значеннях частки лабільної фракції металів у водних об'єктах з різним антропогенним навантаженням (*рис. 6*). Максимальні показники цієї фракції простежуються у невеликих водних об'єктах, які знаходяться у межах урбанізованої території і зазнають впливу зливових і стічних вод. До таких водних об'єктів належать річки Либідь, Сирець, Буча, Рокач і озера системи Опечень.

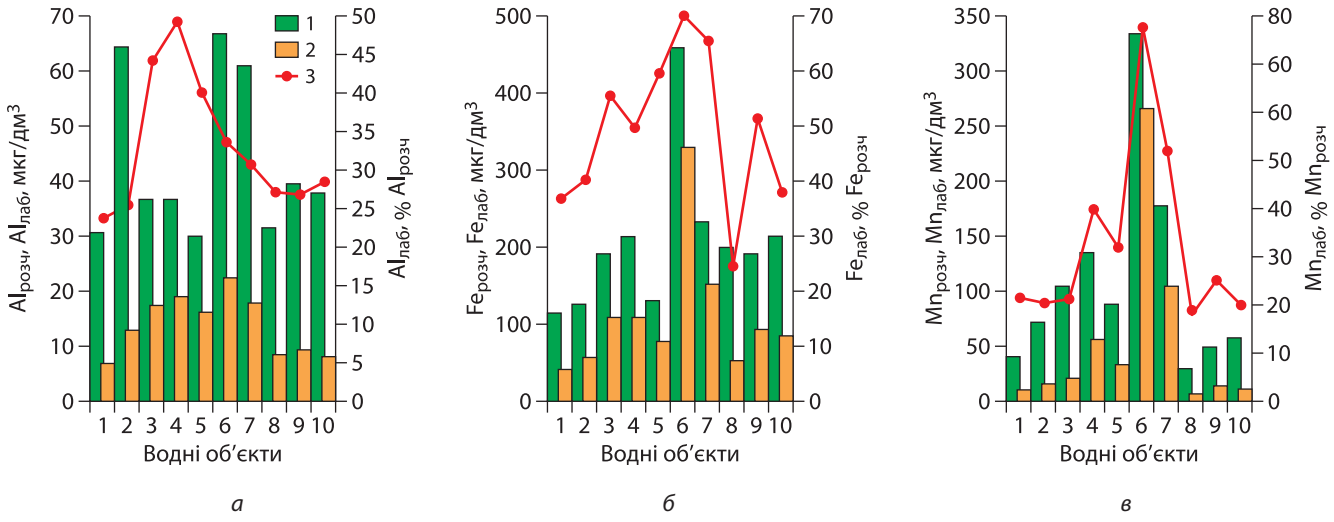


Рис. 5. Концентрація (мкг/дм^3) розчиненої форми (1) і лабільної фракції (2) металів (*а* — Al; *б* — Fe; *в* — Mn) за усередненими значеннями у водних об'єктах міської агломерації Буча, Ірпінь і Гостомель та частка лабільної фракції (% $M_{розч}$) металів (3) у зазначених об'єктах, 2024 р.

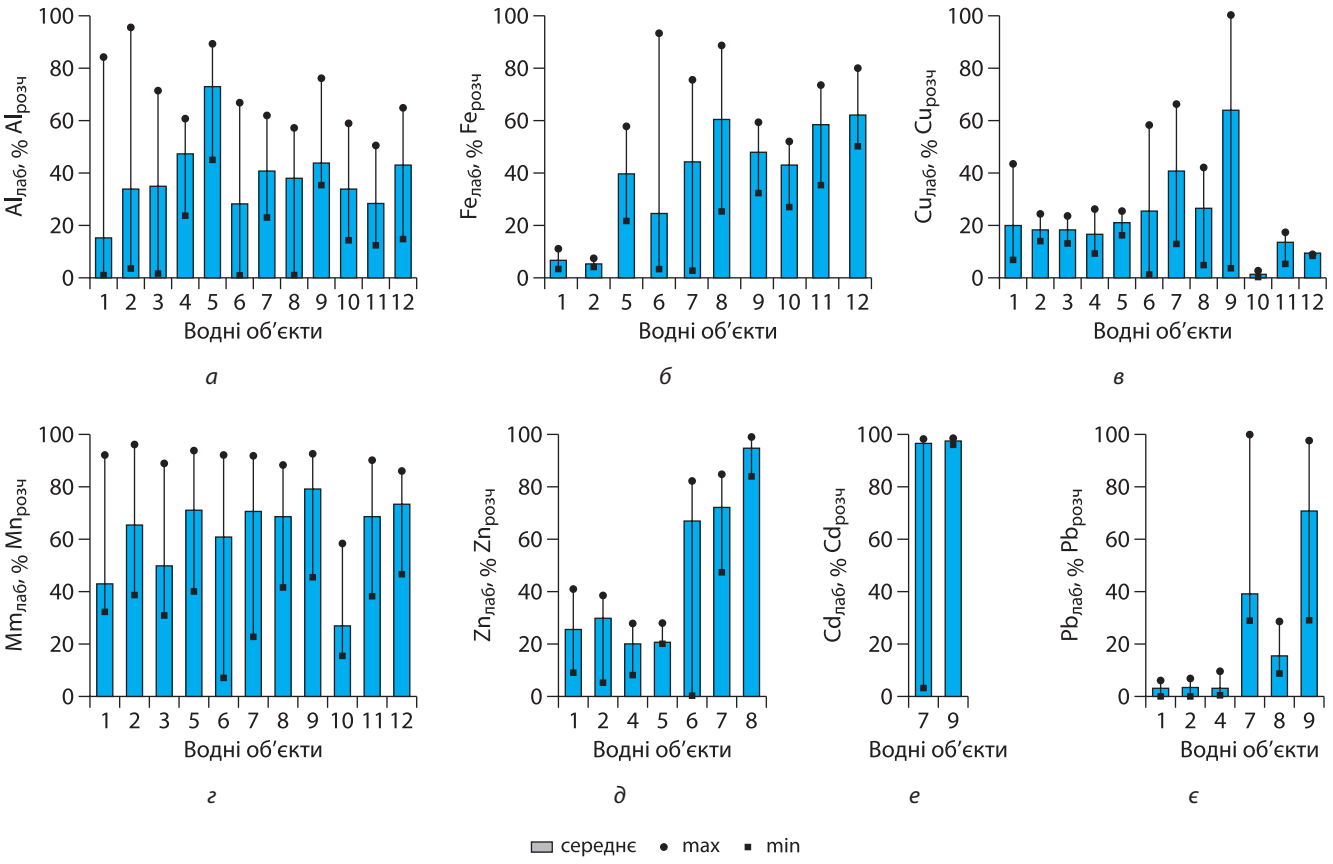


Рис. 6. Частка лабільної фракції алюмінію ($Al_{лаб}$), феруму ($Fe_{лаб}$), купруму ($Cu_{лаб}$), мангану ($Mn_{лаб}$), цинку ($Zn_{лаб}$), кадмію ($Cd_{лаб}$) і плюмбуму ($Pb_{лаб}$) у водних об'єктах з різним антропогенним навантаженням: *1*, *2* — Київське і Канівське водосховища; *3* — річки басейну Прип'яті; *4*, *5* — озера Тельбін і Вербне; *6* — Китаївські ставки; *7* — озера системи Опечень; *8* — р. Сирець; *9* — р. Либідь; *10*, *11*, *12* — річки Ірпінь, Рокач, Буча. Інформація про час досліджень наведена на початку розділу "Матеріали і методи досліджень"

Наприклад, для річок Ірпінь, Буча і Рокач характерні високі концентрації розчинної форми Mn і Cr, які змінювались у межах 26,8–2346 і 7,0–93,9 мкг/дм^3, а найбільш забрудненою виявилась р. Буча. Максимальні величини вмісту розчинених мангану і хрому (відповідно 160–2346 і 37,2–94,0 мкг/дм^3) були характерними для води р. Буча на станції 6 (р. Буча, вул. Вокзальна, м. Буча). Водночас, вище за течією р. Буча (станція 1) їхня концентрація становила лише відповідно 34,2–55,0 і 7–12 мкг/дм^3. У річках Рокач і Ірпінь вміст розчиненого мангану знаходився в межах 26,8–303 і 57,8–192 мкг/дм^3, а концентрація розчиненого хрому — 13,6–19,7 і 9,5–16,2 мкг/дм^3. Таким чином, максимальні зміни вмісту розчинених мангану і хрому свідчать про найбільш забруднену ділянку р. Буча. Такий високий вміст розчиненого мангану на станції 6 зумовлений дефіцитом розчиненого кисню, оскільки його концентрація не перевищувала 0–0,5 мг/дм^3, і формуванням відновлювальних умов (Eh = –120÷92 мВ). У водних об'єктах зазначеної урбанізованої території також спостерігається зростання частки лабільної фракції металів. Наприклад, частка $Mn_{лаб}$ у воді р. Бучі поза населеними пунктами становила лише 14,2%, тоді як у межах агломерації Буча, Ірпінь і Гостомель вона була набагато вищою і вже знаходилась у межах 48,3–92,5% загального вмісту $Mn_{розч}$ (див. *рис. 4*). Зростання вмісту лабільної фракції металів негативно позначається на якості води. Наприклад, вода р. Либідь у 2014 р. зазнавала забруднення такими металами, як Cu, Zn, Cd і Pb. Концентрація їхньої розчинної форми знаходилась в межах 7,0–82,5, 22,6–81,0, 8,0–32,0 і 26,7–108,4 мкг/дм^3. Частка лабільної фракції цих металів становила відповідно 35,7–100, 84,3–99,3, 96,2–98,3 і 28,9–97,6% їхнього вмісту у розчиненому стані. У водоймах з уповільненим водообміном (ставки, озера) концентрація розчинених Mn і Fe, зазвичай, зростає у придонному горизонті води під час літньої і зимової температурної стратифікації. Це зумовлено надходженням цих металів із донних відкладів, інтенсивність якого зростає за дефіциту O_2. У цьому випадку зазначені метали також представлені переважно лабільною фракцією. Для прикладу нижче наведено результа-

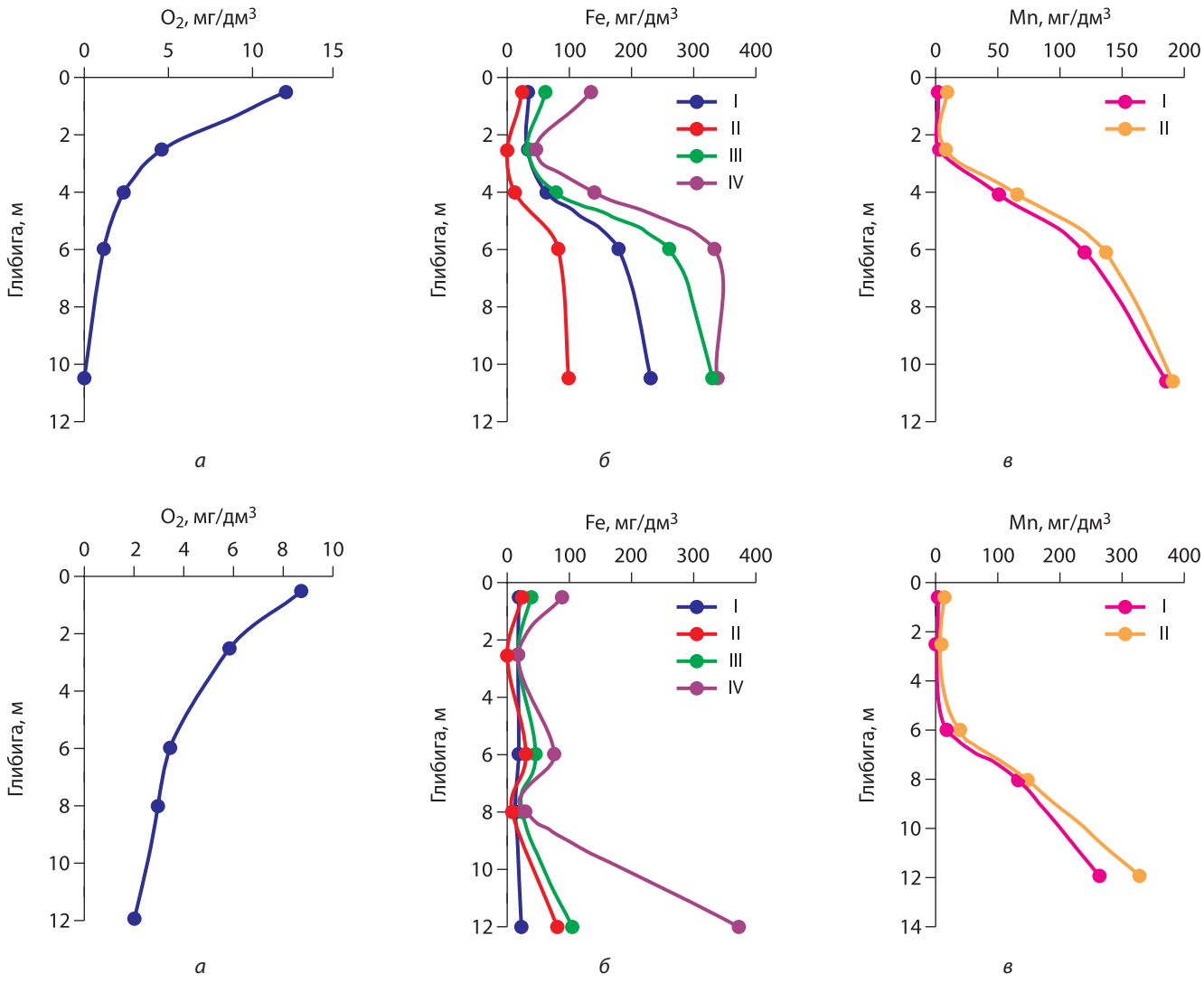


Рис. 7. Динаміка вмісту розчинених кисню (*а*, *г*), феруму і його форм знаходження (I — сполуки Fe^{2+}; II — сполуки Fe^{3+}; III — лабільна форма феруму, представлена сполуками Fe^{2+} і Fe^{3+}; IV — загальний вміст $Fe_{розч}$) (*б*, *д*) та мангану і його лабільної фракції (відповідно II і I) (*в*, *е*) з глибиною у воді озер Мінського (*а*, *б*, *в*) і Йорданського (*г*, *д*, *е*) у липні 2016 р.

ти досліджень води озер Мінське і Йорданське, які належать до озер системи Опечень (*рис. 7*).

Розчинений кисень. Окремо слід зазначити, що у місцях локального забруднення поверхневих вод завжди спостерігається дефіцит розчиненого кисню і зниження величини Eh-потенціалу від 100 мВ до від'ємних значень (Zhezherya et al., 2025). У водних об'єктах з уповільненим водообміном дефіцит розчинного кисню і формування відновлювальних умов відбувається у придонному горизонті води нижче термоклину, якщо глибина водойми більша, ніж 3–4 м (Linnik & Zhezherya, 2022; Vyshnevskyi et al., 2021; Zhezherya et al., 2019). Відбувається посилення негативного впливу урбанізації на гідрохімічний режим водних об'єктів у зв'язку зі змінами клімату, оскільки за зростання температури насичення води киснем буде лише погіршуватись. За результатами наших експериментальних досліджень стосовно впливу температури води на міграцію біогенних і органічних речовин та сполук металів з донних відкладів було встановлено, що зростання температури води від 5°C до 25°C призводить до збільшення вмісту неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору та розчинного силіцію у 1,8, 5,8, 1,9 і 2,5 раза. За таких умов концентрація легкоокиснюваних органічних речовин і загальна концентрація органічних речовин також збільшувалась приблизно в 1,6 раза, а вміст алюмінію, мангану і хрому зростав в 1,9, 3,2 і 2 рази (Zhezherya et al., 2023).

ВИСНОВКИ

У межах населених пунктів поверхневі водні об'єкти тією чи іншою мірою зазнають антропогенного впливу, який істотно позначається на хімічному

складі води. Зростання мінералізації і трансформація йонного складу води простежується взимку і навесні, коли з водозбору змиваються сольові суміші, які використовувались проти ожеледиці. Це призводить до зростання концентрації хлоридів та йонів натрію. У воді озер системи Опечень вміст йонів Na^+, Mg^{2+}, Cl^- і SO_4^{2-} зростав приблизно у 3–5 разів порівняно з фоновими величинами, досягаючи відповідно 92–164, 38–53, 91–186 і 101–247 мг/дм^3. Йонний склад води в цих озерах зазнавав трансформації від (Cl_{II}^{Na}, $CCl_{II}^{Na,Mg}$, $CCl_{II}^{Ca,Na}$, $SCl_{II}^{Na,Mg}$) до (Cl_{III}^{Ca}). У межах міської агломерації Буча, Ірпінь і Гостомель величини мінералізації води зазнавали максимальних змін у р. Буча (≈ 240 мг/дм^3), а в річках Ірпінь і Рокач — відповідно 56–73 і 70–123 мг/дм^3. Для водних об'єктів острова Галерний встановлено вплив зливових вод колекторів на мінералізацію і вміст хлоридів. Передусім це стосується озер Миколайчик і Єрик, де їхній вміст у воді становив 267–491 мг/дм^3 і 180–265 мг/дм^3. Мінералізація води і концентрація хлорид-йонів у воді з колекторів знаходилась у межах 2230–7500 мг/дм^3 і 756–3839 мг/дм^3. До великої проблеми водних об'єктів урбанізованої території слід віднести надходження до них біогенних речовин, зокрема неорганічних сполук азоту і фосфору, які викликають евтрофування водойм з подальшими негативними наслідками, такими як дефіцит розчиненого кисню і "цвітіння" води. В антропогенно змінених водних об'єктах частка неорганічних сполук азоту і фосфору перевищує 50% їхнього загального вмісту в розчиненому стані. На ділянках річок Ірпінь і Буча, де простежувалось забруднення води сполуками азоту і фосфору, частка неорганічних азоту і фосфору досягала в середньому 55,6–69,5% $N_{заг}$ і 46,2–67,0% $P_{заг}$. До ще однієї особливості водних об'єктів урбанізованих територій відносять високий вміст у них розчинених органічних речовин і варіювання їхнього компонентного складу. Відстежується зростання частки вуглеводів і інших не ідентифікованих груп органічних сполук, натомість частка гумусових речовин знижується. Частка не ідентифікованих груп РОР у воді р. Ірпінь становила 20,1–33,7% $C_{орг}$, а у воді більш забруднених річок Буча і Рокач вона знаходилась в межах 19,7–62,7% (у середньому 38,6% $C_{орг}$). У воді озер системи Опечень частка не ідентифікованих груп РОР зменшувалась від оз. Мінського до оз. Йорданського в середньому від 67,1 до 14,5% $C_{орг}$. У межах урбанізованої території водні об'єкти зазнають забруднення сполуками різних металів, але небезпеку для живого становить їхня лабільна фракція, яка, зрештою, помітно зростає. Частка цієї фракції становить понад 50% розчиненої форми металів у місцях локального забруднення водного об'єкта, а також і в придонному горизонті води за інтенсифікації вторинного забруднення. У межах агломерації Буча, Ірпінь і Гостомель частка лабільного мангану знаходилась у межах 48,3–92,5% $Mn_{розч}$. Частка лабільної фракції Cu, Zn, Cd і Pb у воді р. Либідь становила відповідно 35,7–100, 84,3–99,3, 96,2–98,3 і 28,9–97,6% їхнього вмісту у розчиненому стані. У водних об'єктах, які зазнають прямої і зворотної температурної стратифікації, зафіксовано зростання мінералізації води, вмісту біогенних і органічних речовин та деяких металів, зокрема мангану і феруму, через їхнє надходження із донних відкладів. Тривалий дефіцит розчиненого кисню зі зниженням величини Eh-потенціалу зумовлює формування відновлювальних умов у придонному горизонті водойм, що слід розглядати як ще одну доволі важливу особливість водних об'єктів урбанізованої території. Всі ці зміни хімічного складу води призводять до погіршення стану водного середовища і його непридатності для функціонування і розвитку гідробіонтів, а також використання води в різних сферах господарювання, включаючи питне водопостачання. Важливо зазначити, що в умовах кліматичних змін розвиток негативних явищ внаслідок антропогенного впливу посилюватиметься, зумовлюючи виникнення значних екологічних проблем, передусім, для малих водойм і водотоків. Повного уникнення негативного антропогенного впливу на поверхневі водні об'єкти урбанізованої території досягти доволі складно, але істотне його зниження стає цілком реальним. Воно досягається за умов розроблення та впровадження низки ефективних заходів (технологій), які б унеможливлювали, або зводили до мінімуму як зовнішнє, так і внутрішнє надходження поживних речовин до таких водних об'єктів.

ЛІТЕРАТУРА

Дебейко, Е.В., Рябов, А.К., Набиванец, Б.И. (1973). Прямое фотометрическое определение растворимых белков в природных водах. *Гидробиол. журн*., 9 (6), 109–113.

Денисова, А.И., Нахшина, Е.П., Новиков, Б.И., Рябов, А.К. (1987). Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. Киев: Наукова думка.

Денисова, А.И., Тимченко, В.М., Нахшина, Е.П. и др. (1989) Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. Киев: Наукова думка.

Линник, П.Н., Набиванец, Ю.Б. (1988). Применение анодной инверсионной вольтамперометрии для определения свободных и связанных в комплексы ионов цинка и свинца в природных водах. *Гидробиол. журн*., 24 (1), 68–71.

Линник, П.М., Морозова, А.О. (2006). Десорбція сполук азоту, фосфору і заліза з донних відкладів за дії різних чинників. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 10, 73–81.

Набиванец, Б.И., Линник, П.Н., Калабина, Л.В. (1981). Кинетические методы анализа природных вод. Киев: Наукова думка.

Набиванець, Б.Й., Осадчий, В.І., Осадча, Н.М., Набиванець, Ю.Б. (2007). Аналітична хімія поверхневих вод. Київ: Наукова думка.

Розроблення плану управління районом річкового басейну Дніпра в Україні: Фаза 1, Крок 1 — Опис характеристик району річкового басейну. Водна ініціатива Європейського Союзу Плюс для країн Східного партнерства (EUWI+ East). 19.02.2019. (с. 138).

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши (1977). Под ред. А.Д. Семенова. Ленинград: Гидрометеоиздат.

Савранский, Л.И., Наджафова, О.Ю. (1992). Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуролом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ. *Журн. аналит. химии*, 47 (9), 1613–1617.

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L. et al. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8 (3), 559–568. https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2

Heathwaite, A.L., Johnes, P.J., Peters, N.E. (1996). Trends in nutrients. *Hydrological Processes*, 10, 263–293. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199602)10:2<263::AID-HYP441>3.0.CO;2-K

Kowalczewska-Madura, K., Dondajewska, R., Gołdyn, R., Kozak, A., Messyasz, B. (2018). Internal phosphorus loading from the bottom sediments of a dimictic lake during its sustainable restoration. *Water Air Soil Pollut*., 229. Article number 280, 18 p.

Linnik, P.M., Iskra, I.V. (1994). Application of anodic stripping voltammetry to the investigation of the physicochemical state of cadmium in surface water in the Ukraine. *Microchem. J*., 50 (2), 184–190.

Linnik, P.M., Zhezherya, V.A. (2022). Peculiarities of the dynamics of some elements of hydrochemical regime in small water bodies of urban territories: oxygen regime and dissolved solids content. *Hydrobiol. J*., 58 (4), 91–107. DOI: 10.1615/HydrobJ.v58.i4.70

Linnik, P.N. (2003).Complexation as the most important factor in the fate and transport of heavy metals in the Dnieper water bodies. *Anal. Bioanal. Chem*., 376 (3), 405–412. DOI: 10.1007/s00216-003-1882-5

Linnik, P.N., Ivanechko, Ya.S., Linnik, R.P., Zhezherya, V.A. (2013). Humus substances of surface waters and the peculiarities of their distribution among various fractions. *Hydrobiol. J*., 49 (5), 90–111. DOI: 10.1615/HydrobJ.v49.i5.100

Linnik, P.N., Leshchinskaya, A.A., Nabivanets, B.I. (1989). Methodology for investigating coexisting forms of chromium in natural waters. *Hydrobiol. J*., 25 (2), 91–96.

Linnik, P.N., Zhezherya, V.A., Linnik, R.P. (2018). Lability of metals in surface waters as the main characteristics of their potential bioavailability (a review). *Hydrobiol. J*., 54 (6), 3–26. DOI: 10.1615/HydrobJ.v54.i6.10

Lowry, O.H., Rosebrough, N. J., Farr, G.A., Randall, R.I. (1951). Protein measurement with the Folin phenol reagents. *Biol. Chem*., 193 (1–2), 265–268.

Nazari-Sharabian, M., Ahmad, S., Karakouzian, M. (2018). Climate change and eutrophication: a short review. *Eng. Technol. Appl. Sci. Res*., 8 (6), 3668–3672. https://doi.org/10.48084/etasr.2392

Osadchyy, V., Nabyvanets, B., Linnik, P., Osadcha, N., Nabyvanets, Yu. (2016). Processes determining surface water chemistry. Switzerland: Springer International Publishing. DOI 10.1007/978-3-319-42159-9

Rathorel, S.S., Chandravanshi, P., Chandravanshi, A. Jaiswal, K. (2016). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on aquatic ecosystem. *Journal of Agriculture and Veterinary Science*, 9 (3), 89–96. DOI: 10.9790/2380-0910018996

Rubini P., Lakatos A., Champmartin D., Kiss T. (2002). Speciation and structural aspects of interactions of Al(III) with small biomolecules. *Coord. Chem. Reviews*, 228, 137–152. https://doi.org/10.1016/S0010-8545(01)00467-2

Sellers, B.H. & Markland, H.R. (1987). Decaying lakes: the origins and control of eutrophication., New York: John Wiley & Sons.

Trottet, A., George, C., Drillet, G., Lauro, F.M. (2022). Aquaculture in coastal urbanized areas: A comparative review of the challenges posed by Harmful Algal Blooms. *Critical Rev. Environ. Sci. Technol*., 52 (16), 2888–2929. https://doi.org/10.1080/10643389.2021.1897372

Vermonden, K., Leuven, R.S.E.W., van der Velde, G. et al. (2009). Urban drainage systems: an undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. *Biol. Conserv*., 142 (5), 1105–1115. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.026

Vyshnevskyi, V.I., Zhezherya, V.A., Nezbrytska, I.M., Bilous, O.P. (2021). The impact of aeration on ecological state of lake Telbyn in Kyiv. *Journ. Geol. Geograph. Geoecology*, 30 (1), 179–189. DOI: 10.15421/112116

Wu, Y., Wen, Y., Zhou, J., Wu, Y. (2013). Phosphorus release from lake sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 18 (1), 323–329. https://doi.org/10.1007/s12205-014-0192-0

Zhezherya, T.P., Zhezherya, V.A., Linnik, P.M., Osipenko, V.P. (2025). Hydrochemical characteristics of small rivers and water bodies within the urbanized territory. *Hydrobiol. J*., 61 (1), 86–106. DOI: 10.1615/HydrobJ.v61.i1.80

Zhezherya, V.A., Linnik, P.N., Belous, Ye. P. (2019). Improvement in the hydrochemical regime of small urban water bodies under conditions of artificial aeration (on the example of Lake Telbin). *Hydrobiol. J*., 55 (4), 94–110. DOI: 10.1615/HydrobJ.v55.i4.90

Zhezherya, V.A., Zhezherya, T.P. (2021). Spatial and temporal changes in the concentration of nutrients in urban water body (on the example of lake Verbne, Kyiv). *Hydrobiol. J*., 57 (2), 96–107. DOI: 10.1615/HydrobJ.v57.i2.90

Zhezherya, V.A., Zhezherya, T.P., Linnik, P.M., Osipenko, V.P. (2023). Experimental simulation of the influence of temperature on the migration of substances from bottom sediments. *Hydrobiol. J*., 59 (6), 83–98. DOI: 10.1615/HydrobJ.v59.i6.70

Zhezherya, V.A., Zhezherya, T.P., Linnik, P.M., Osipenko, V.P., Yevtukh, T.V. (2022). Peculiarities of the dynamics of some elements of hydrochemical regime in small water bodies of urban territories: nutrients and organic matter. *Hydrobiol. J*., 58 (6), 81–103. DOI: 10.1615/HydrobJ.v58.i6.50

REFERENCES

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L. et al. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications, 8 (3)*, 559–568. https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2

Debeiko, E.V., Ryabov, A.K., Nabivanets, B.I. (1973). Direct photometric determination of soluble proteins in natural waters. *Hydrobiol. J., 9 (6)*, 109–113. [in Russian]

Denisova, A.I., Nakhshina, E.P., Novikov, B.I., Ryabov, A.K. (1987). Bottom sediments of reservoirs and their influence on water quality. Kyiv: Naukova Dumka. [in Russian]

Denisova, A.I., Timchenko, V.M., Nakhshina, E.P. et al. (1989) Hydrology and hydrochemistry of the Dnieper and its reservoirs. Kyiv: Naukova Dumka. [in Russian]

Development of a management plan for the Dnieper River Basin District in Ukraine: Phase 1, Step 1 — Description of the characteristics of the river basin district. European Union Water Initiative Plus for the Eastern Partnership Countries (EUWI+ East). 19.02.2019. (p. 138). [in Ukrainian]

Heathwaite, A.L., Johnes, P.J., Peters, N.E. (1996). Trends in nutrients. Hydrological Processes, 10, 263–293. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199602)10:2<263::AID-HYP441>3.0.CO;2-K

Kowalczewska-Madura, K., Dondajewska, R., Gołdyn, R., Kozak, A., Messyasz, B. (2018). Internal phosphorus loading from the bottom sediments of a dimictic lake during its sustainable restoration. *Water Air Soil Pollut., 229*. Article number 280, 18 p.

Linnik, P.M., Iskra, I.V. (1994). Application of anodic stripping voltammetry to the investigation of the physicochemical state of cadmium in surface water in the Ukraine. *Microchem. J., 50 (2)*, 184–190.

Linnik, P.M., Morozova, A.O. (2006). Desorption of nitrogen, phosphorus and iron compounds from bottom sediments under the action of various factors. *Hydrology, Hydrochemistry and Hydroecology, 10*, 73–81. [in Ukrainian]

Linnik, P.M., Zhezherya, V.A. (2022). Peculiarities of the dynamics of some elements of hydrochemical regime in small water bodies of urban territories: oxygen regime and dissolved solids content. *Hydrobiol. J., 58 (4)*, 91–107. DOI: 10.1615/HydrobJ.v58.i4.70

Linnik, P.N. (2003).Complexation as the most important factor in the fate and transport of heavy metals in the Dnieper water bodies. *Anal. Bioanal. Chem., 376 (3)*, 405–412. DOI: 10.1007/s00216-003-1882-5

Linnik, P.N., Ivanechko, Ya.S., Linnik, R.P., Zhezherya, V.A. (2013). Humus substances of surface waters and the peculiarities of their distribution among various fractions. *Hydrobiol. J., 49 (5)*, 90–111. DOI: 10.1615/HydrobJ.v49.i5.100

Linnik, P.N., Leshchinskaya, A.A., Nabivanets, B.I. (1989). Methodology for investigating coexisting forms of chromium in natural waters. *Hydrobiol. J., 25 (2)*, 91–96.

Linnik, P.N., Nabivanets, Yu.B. (1988). Application of anodic inversion voltammetry for the determination of free and complexed zinc and lead ions in natural waters. *Hydrobiol. J., 24 (1)*, 68–71. [in Russian]

Linnik, P.N., Zhezherya, V.A., Linnik, R.P. (2018). Lability of metals in surface waters as the main characteristics of their potential bioavailability (a review). *Hydrobiol. J., 54 (6)*, 3–26. DOI: 10.1615/HydrobJ.v54.i6.10

Lowry, O.H., Rosebrough, N. J., Farr, G.A., Randall, R.I. (1951). Protein measurement with the Folin phenol reagents. *Biol. Chem., 193 (1–2)*, 265–268.

Manual for chemical analysis of land surface waters (1977). Ed. by A.D. Semenov. Leningrad: Gidrometeoizdat. [in Russian]

Nabivanets, B.I., Linnik, P.N., Kalabina, L.V. (1981). Kinetic methods for the analysis of natural waters. Kiev: Naukova Dumka. [in Russian]

Nabivanets, B.Y., Osadchy, V.I., Osadcha, N.M., Nabivanets, Yu.B. (2007). Analytical chemistry of surface waters. Kyiv: Naukova Dumka. [in Ukrainian]

Nazari-Sharabian, M., Ahmad, S., Karakouzian, M. (2018). Climate change and eutrophication: a short review. *Eng. Technol. Appl. Sci. Res., 8 (6)*, 3668–3672. https://doi.org/10.48084/etasr.2392

Osadchyy, V., Nabyvanets, B., Linnik, P., Osadcha, N., Nabyvanets, Yu. (2016). Processes determining surface water chemistry. Switzerland: Springer International Publishing. DOI 10.1007/978-3-319-42159-9

Rathorel, S.S., Chandravanshi, P., Chandravanshi, A., Jaiswal, K. (2016). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on aquatic ecosystem. *Journal of Agriculture and Veterinary Science, 9 (3)*, 89–96. DOI: 10.9790/2380-0910018996

Rubini, P., Lakatos, A., Champmartin, D., Kiss, T. (2002). Speciation and structural aspects of interactions of Al(III) with small biomolecules. *Coord. Chem. Reviews, 228*, 137–152. https://doi.org/10.1016/S0010-8545(01)00467-2

Savransky, L.I., Nadzhafova, O.Yu. (1992). Spectrophotometric study of complexation of Cu, Fe and Al with chromazurol S in the presence of a mixture of cationic and nonionic surfactants. *J. Analytical Chemistry, 47 (9)*, 1613–1617. [in Russian]

Sellers, B.H. & Markland, H.R. (1987). Decaying lakes: the origins and control of eutrophication., New York: John Wiley & Sons.

Trottet, A., George, C., Drillet, G., Lauro, F.M. (2022). Aquaculture in coastal urbanized areas: A comparative review of the challenges posed by Harmful Algal Blooms. *Critical Rev. Environ. Sci. Technol., 52 (16)*, 2888–2929. https://doi.org/10.1080/10643389.2021.1897372

Vermonden, K., Leuven, R.S.E.W., van der Velde, G. et al. (2009). Urban drainage systems: an undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. *Biol. Conserv., 142 (5)*, 1105–1115. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.026

Vyshnevskyi, V.I., Zhezherya, V.A., Nezbrytska, I.M., Bilous, O.P. (2021). The impact of aeration on ecological state of lake Telbyn in Kyiv. *Journ. Geol. Geograph. Geoecology, 30 (1)*, 179–189. DOI: 10.15421/112116

Wu, Y., Wen, Y., Zhou, J., Wu, Y. (2013). Phosphorus release from lake sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE Journal of Civil Engineering, 18 (1)*, 323–329. https://doi.org/10.1007/s12205-014-0192-0

Zhezherya, T.P., Zhezherya, V.A., Linnik, P.M., Osipenko, V.P. (2025). Hydrochemical characteristics of small rivers and water bodies within the urbanized territory. *Hydrobiol. J., 61 (1)*, 86–106. DOI: 10.1615/HydrobJ.v61.i1.80

Zhezherya, V.A., Linnik, P.N., Belous, Ye. P. (2019). Improvement in the hydrochemical regime of small urban water bodies under conditions of artificial aeration (on the example of Lake Telbin). *Hydrobiol. J., 55 (4)*, 94–110. DOI: 10.1615/HydrobJ.v55.i4.90

Zhezherya, V.A., Zhezherya, T.P. (2021). Spatial and temporal changes in the concentration of nutrients in urban water body (on the example of lake Verbne, Kyiv). *Hydrobiol. J., 57 (2)*, 96–107. DOI: 10.1615/HydrobJ.v57.i2.90

Zhezherya, V.A., Zhezherya, T.P., Linnik, P.M., Osipenko, V.P. (2023). Experimental simulation of the influence of temperature on the migration of substances from bottom sediments. *Hydrobiol. J., 59 (6)*, 83–98. DOI: 10.1615/HydrobJ.v59.i6.70

Zhezherya, V.A., Zhezherya, T.P., Linnik, P.M., Osipenko, V.P., Yevtukh, T.V. (2022). Peculiarities of the dynamics of some elements of hydrochemical regime in small water bodies of urban territories: nutrients and organic matter. *Hydrobiol. J., 58 (6)*, 81–103. DOI: 10.1615/HydrobJ.v58.i6.50

Vladyslav Zhezherya[1]
ORCID 0000-0002-1128-5270
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com

Tetyana Zhezherya[2]
ORCID 0009-0007-2394-7271
e-mail: tanyadyka@ukr.net

Petro Linnik[1]
ORCID 0000-0002-2144-4052
e-mail: peter-linnik@ukr.net

Valentyna Osipenko[1]
ORCID 0009-0006-3100-4655
e-mail: vosypenko@ukr.net

[1] *Institute of Hydrobiology, National Academy of Sciences of Ukraine*

[2] *Ukrainian Hydrometeorological Institute of the State Emergency Service of Ukraine and National Academy of Sciences of Ukraine*

FEATURES OF THE HYDROCHEMICAL REGIME OF ANTHROPOGENICALLY ALTERED SURFACE WATER BODIES

Features of the hydrochemical regime of water bodies located within the urbanized area are considered in the article. It has been established that in winter and spring, water salinity and the content of main ions undergo the greatest changes in water bodies that receive stormwater with chemical deicing chemicals. This leads to an increase in the water salinity in general and the concentration of chlorides, sulfates, sodium and magnesium ions in particular. An increase in the concentration of inorganic nitrogen, phosphorus, organic matter and metals compounds is observed in areas of localized water pollution. Water bodies subject to significant anthropogenic impact are dominated by the inorganic form of nitrogen and phosphorus, which reaches more than 50% of their total content. Anthropogenically altered water bodies are characterized by an increase in the concentration of dissolved organic matter due to an increase in the share of carbohydrates and other unidentified groups of organic compounds, while the share of humic substances decreases. A noticeable increase in the share of carbohydrates usually occurs in summer and autumn, when the water is blooming and phytoplankton and higher aquatic plants are dying off. Anthropogenic pollution of water bodies causes an increase in the share of the labile fraction of metals, which is potentially bioavailable and toxic to aquatic life. This fraction exceeds 50% of their concentration in the dissolved state. An increase in water salinity, the content of biogenic and organic substances, and the labile fraction of metals is also observed in the bottom horizon of water bodies during direct and reverse temperature stratification due to their inflow from bottom sediments. This is primarily due to dissolved oxygen deficiency, a decrease in Eh-potential values, and an increase in water temperature. Secondary water pollution by nutrients should be considered as an important internal source of increased eutrophication of water bodies. As a result, the aquatic environment becomes unsuitable for the life of many oxyphilic aquatic organisms. As the climate warms, these processes will intensify. Therefore, it is important to develop a number of measures to prevent or minimize both external and internal nutrient flows to surface water bodies.

Keywords: *water salinity, main ions, nutrients, organic matter, metals, water bodies, urbanized area.*