

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ

²Державна екологічна інспекція в Закарпатській області, м. Ужгород

Линник П.Н., Скоблей М.П.

Содержание мышьяка и его распределение среди растворенной и взвешенной форм в воде трансграничного участка реки Тисы

Рассмотрены результаты исследований мышьяка в воде трансграничного участка р. Тиса в контрольных створах вблизи населенных пунктов Вилок и Чоп. Для сравнительной оценки содержания мышьяка приведены также его концентрации в воде других участков р. Тиса и ее притоков за пределами Украины. Показано, что мышьяк мигрирует в воде исследованного участка р. Тиса преимущественно в растворенной форме ($As_{\text{раств}}$). Сделан вывод о нахождении $As_{\text{раств}}$ главным образом в виде $As(V)$. Приведены также данные о содержании мышьяка в составе взвешенных веществ.

Ключевые слова: мышьяк, концентрация, растворенная форма, взвешенная форма, трансграничный участок, р. Тиса.

Linnik P.N., Skobley M.P.

Arsenic concentration and its distribution among the dissolved and suspended forms in water of transboundary section of the Tisza River

The results of studies of arsenic in the water of transboundary section of the Tisza River in the control points near the settlements Vylók and Chop are considered. For comparative evaluation of arsenic concentration in water of Tisza River and its tributaries outside of Ukraine the data about its concentration on other sections are also given. It is shown that arsenic migrates in sections studied of the Tisza River mainly in dissolved form (As_{dissolv}). Based on the results of determining the oxygen concentration and water pH can be assumed that As_{dissolv} was mainly in the form of $As(V)$. The data about arsenic concentration in the composition of suspended substances are given also.

Keywords: arsenic, concentration, dissolved form, suspended form, transboundary section, Tisza River.

УДК 556.551:556.114(282.247.32:285.3)

В.А. Жежеря, С.В. Батог, П.М. Линник, Т.П. Жежеря

ГІДРОЛОГО-ГІДРОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА КИТАЇВСЬКИХ СТАВКІВ (М. КИЇВ)

Проведено еколого-гідрологічні та гідрохімічні дослідження Китаївських ставків. Вивчено гідрологічні умови функціонування екосистем ставків, зокрема зовнішній водообмін, динаміку водних мас, а також оцінено гідрфізичні та гідрохімічні властивості водного середовища за низкою показників. Виявлено, що гідрологічні умови значно впливають на вміст, розподіл та форми знаходження алюмінію, феруму, титану, купруму й силіцію в Китаївських ставках.

Ключові слова: зовнішній водообмін, внутрішньоводоймові динамічні процеси, метали, силіцій, форми знаходження, Китаївські ставки.

Вступ

На території м. Києва зосереджено понад 400 різнотипних за походженням водних об'єктів. До них належать штучні водойми – Китаївські ставки. Вони розміщені в східній частині Голосіївського лісу (рис. 1), територія якого входить до Національного природного парку “Голосіївський”. Для Голосіївського лісу характерна горбисто-хвиляста місцевість з яружно-балковим типом рельєфу. Абсолютні відмітки поверхні цієї

місцевості досягають 140-190 м Балтійської системи висот (БСВ). Такий рельєф зумовлює можливість існування в сучасних умовах водойм, які створені в результаті штучного загачування річкових або струмкових долин [5].

Одним із таких водотоків Голосіївського лісу є Китаївський струмок (інша назва р. Мишоловка), що бере свій початок у центральній його частині та протікає поблизу житлових масивів Самбурки та Китаїв. Він живиться підземними



Рис. 1. Схема розташування Китаївських ставків

джерелами та невеликими струмками. Один із таких малих водотоків впадає в районі урочища Солов'їна Гора. У нижній течії струмка в 17 ст. монахи створили каскад сполучених між собою п'яти ставків, що використовувалися як рибогосподарські. За часів Радянського Союзу ці ставки було реконструйовано шляхом створення системи шлюзів та гребель [22]. На нижньому ставку є водоприймач, що переходить у колектор, в якому струмок продовжує свій потік та впадає в Канівське водосховище.

Грунтовий покрив водозбору Китаївських ставків, як і всієї території Голосіївського лісу, сформований темно-сірими та сірими лісовими ґрунтами, лесовидними суглинками та легкосуглинковими ґрунтами. Ці ґрунти утворилися під грабово-дубовим лісом або грабовою дібровою [3]. Лісові ґрунти характеризуються слабкою структурністю, уміст гумусових речовин (ГР) у них недостатній (2-4 %). Це треба розглядати як один із чинників слабого просочування вод крізь темно-сірі та сірі лісові ґрунти. Величина рН у ґрунтах змінюється від кислих до слабколужних значень. Однак більшість із них мають кислу або слабкوکислу реакцію [19]. Лесовидні суглинки світло-жовтого кольору легко пропускають воду та мають прошарки, збагачені гумусом [19]. У деяких літературних джерелах [4, 19] зазначено, що ґрунти Голосіївського лісу містять підвищені концентрації сполук Pb(II), Cd(II) і Cu(II). Зважаючи на властивості цих ґрунтів, можна зазначити, що ці сполуки можуть вими-

ватися й надходити поверхневим стоком до Китаївських ставків.

Згідно з результатами досліджень [11, 12, 28] водні маси Китаївських ставків забруднені сполуками неорганічного фосфору, концентрація якого коливалась у межах від 0,008 до 0,360 мг Р/дм³ і зазнавала просторових та сезонних змін. Уміст амонійного азоту, нітритів і нітратів також зазнав таких самих змін та знаходиться в межах 0,0-0,360, 0,0-0,024 і 0,0-0,480 мг N/дм³ відповідно. Це свідчить про евтрофікацію досліджуваних водних об'єктів. Водночас установлено, що представники фітопланктону впливають на концентрацію неорганічних форм азоту й фосфору, бо під час їхньої інтенсивної вегетації спостерігається зниження їхнього вмісту [12]. Протягом 2011-2012 рр. величини перманганатної й біхроматної окиснюваності води, наприклад, у 2-му Китаївському ставку становили 11,0-17,0 і 19,6-32,0 мг О/дм³ відповідно. Кольоровість води досягала 13,8-22,8° імітаційної Сг-Со-шкали. Частка розчинених органічних речовин (РОР) автохтонного походження, які утворюються безпосередньо у водному об'єкті, знаходилася в межах 44,4-84,0 % і становила в середньому 60 %. У складі РОР досліджуваного ставка превалювали ГР, частка яких коливалась в широкому інтервалі величин (36,3-74,3 %), а відносний уміст вуглеводів і білковоподібних речовин (БПР) знаходився в межах 6,0-20,4 і 0,4-5,8 % відповідно. Частка РОР іншої природи досягала 4,9-44,3 %. У складі ГР домінують фульвокислоти (93-98 %). 2-ий

Китаївський став належить до водних об'єктів з невисоким вмістом ГР, оскільки концентрація цих речовин у його воді була в межах від 8,7 до 13,6 мг/дм³. Уміст вуглеводів і БПР досягав 1,05-4,90 і 0,07-1,04 мг/дм³ [8] відповідно.

Дослідження вмісту металів і силіцію та їхніх форм знаходження у воді Китаївських ставків, на жаль, не проводили. Однак ці хімічні елементи, як і деякі інші інгредієнти, визначають умови існування гідробіонтів. Інформація щодо гідрологічного режиму цих ставків у літературі відсутня.

Таким чином, **мета** наших досліджень – вивчити гідрологічні умови та гіdroхімічні властивості водних мас Китаївських ставків.

Матеріал і методи дослідження

Для оцінки еколого-гідрологічних умов функціонування екосистем Китаївських ставків протягом 2011-2014 рр. було проведено натурні дослідження, а також застосовано розрахункові методи та математичне моделювання. Під час натурних досліджень було уточнено морфометричні характеристики, виміряно витрати води та визначено гідрфізичні властивості водних мас. За загальноприйнятою методикою проведено розрахунки складових водного балансу Китаївських ставків, що необхідні для оцінки їхнього зовнішнього водообміну. Для характеристики інтенсивності зовнішнього водообміну в практиці еколого-гідрологічних досліджень застосовують коефіцієнт та період водообміну. Ці показники є умовними, оскільки вони не враховують особливості процесу змішування водних мас. Вони належать до найбільш прийнятних показників, які використовуються під час гідроекологічних оцінювань, розрахунків та прогнозів.

Для розрахунку швидкості вітрових течій найбільшого поширення серед численних методів отримали ті, які базуються на емпіричних залежностях. Одна з них має такий вигляд [23]:

$$v_{нов} = a_0 \cdot \omega,$$

де a_0 – вітровий коефіцієнт, який визначається за матеріалами натурних досліджень і дорівнює відношенню швидкості поверхневої течії ($v_{нов}$) до швидкості вітру (ω). У наших розрахунках як вітровий коефіцієнт, згідно з дослідженнями внутрішніх водойм України [24], прийнято рівним $a_0 = 0,0125$.

Для оцінки впливу рухливості водних мас на самоочисну здатність водойм використано відносний коефіцієнт трансформації забруднюваль-

них речовин $K_0/K_{ст}$, який залежить від швидкості течії (v , м/с) [16].

У розрахунках параметрів течій за різних гідрометеорологічних умов застосовано двомірну в горизонтальній площині математичну модель (метод повних потоків), яку адаптовано для малих глибин [26]. Для цього використовували морфометричні показники водойм (глибина, конфігурація берегової лінії), гідрологічні дані (величини притоку та відтоку води) та метеорологічні умови (напрямок та швидкість вітру).

Для гіdroхімічних досліджень проби води відбирали в кожному Китаївському ставку біля дамби за допомогою модифікованого батометра-склянки [17] як у поверхневому, так і в придонному горизонтах. Нумерацію ставків зазначено зверху вниз за течією. Усього в каскаді їх п'ять (див. рис. 2). Для відокремлення завислих речовин свіжовідібрану пробу води об'ємом 1,5 дм³ пропускали через нітроцелюлозний фільтр "Synpro" з діаметром пор 0,4 мкм безпосередньо на місці відбору, використовуючи фільтраційну установку УК 40-2М. Отриманий фільтрат води розділяли на дві частини об'ємом 0,5 і 1,0 дм³. Першу з них підкислювали в поліпропіленовому стакані розчином розбавленої (1:1) H₂SO₄ градації "х. ч." до рН ~ 3,5 у максимально стислий проміжок часу (~ 3-5 хв.). Іншу частину фільтрату води об'ємом 1,0 дм³ залишали без підкислення. Для транспортування й зберігання проб використано поліпропіленові ємкості. Підкислення проби води запобігало адсорбції вільних (гідратованих) йонів металів на стінках ємкості, в якій її транспортували в лабораторію.

Концентрацію металів і силіцію в завислій формі визначали після двостадійної обробки нітроцелюлозного фільтра із завислими речовинами. Вона базується на послідовному використанні методу "мокрого спалювання" і гідротермальної обробки залишку завислих речовин у сталевому автоклаві з фторопластовим тиглем [6, 18, 36]. Уміст завислих речовин встановлювали за різницею між масою фільтра із зависсю, висушеного за кімнатної температури до постійної маси, та масою самого фільтра.

Концентрацію розчинених металів і силіцію вимірювали до та після фотохімічної деструкції POP у фільтраті досліджуваної проби води. Для цього фільтрат природної води об'ємом 50 см³ вносили у кварцовий стакан і підкислювали концентрованою H₂SO₄ градації "х. ч." до рН 1,0-1,5, а потім додавали 5-7 крапель 35 %- ого розчину H₂O₂ і опромінювали ртутно-кварцовою лампою ДРТ-1000 протягом 2,0-2,5 годин. Для розрахунку вмісту вільних (гідратованих) йонів або

аквакомплексів, лабільних і зв'язаних в міцніші комплекси з РОР різної хімічної природи алюмінію, феруму й титану визначали концентрацію цих металів у підкисленому і не підкисленому фільтраті природної води до та після фотохімічної деструкції РОР. Концентрацію досліджуваного металу в складі лабільної фракції оцінювали за константою стійкості комплексу кожного металу з відповідним органічним реагентом, який застосовується для фотометричного визначення¹. Концентрація досліджуваного металу, що визначається в підкисленому фільтраті води до фотохімічної деструкції РОР, відповідає сумі концентрації його вільних йонів і лабільної фракції ($Me_{в+лаб}$), а після – загальному вмісту металу в розчиненій формі ($Me_{заг. розч}$). Концентрація металу, яка визначається в невідкисленому фільтраті води до фотохімічної деструкції РОР відповідає його вмісту в лабільній фракції ($Me_{лаб}$), а після – його концентрації в розчиненій формі ($Me_{розч}$) без врахування вільних йонів, які, цілком можливо, швидко адсорбуються на стінках посуду. Уміст вільних йонів розраховували за формулою: $Me_{в} = Me_{в+лаб} - Me_{лаб}$. Концентрацію досліджуваного металу в складі стійких комплексів з РОР ($Me_{компл}$) розраховували за формулою: $Me_{компл} = Me_{заг. розч} - Me_{в+лаб}$. Зазначені вище розрахунки застосовували для алюмінію, феруму й титану, методи визначення яких не дозволяють вимірювати концентрацію вільних йонів металу безпосередньо у фільтраті води. Водночас хемілюмінесцентний метод визначення купруму позбавлений цього недоліку. Та за допомогою цих розрахунків можна встановити втрати, насамперед, вільних йонів купруму під час транспортування.

Дослідження розподілу розчинних сполук досліджуваних металів і силіцію за знаком заряду й молекулярною масою здійснювали за допомогою йонообмінної і гель-хроматографії відповідно. Для йонообмінної хроматографії використано поліпропіленові колонки, заповнені відповідно аніонітом – діетиламіноетилцелюлозою (ДЕАЕ) та катіонітом – карбоксиметилцелюлозою (КМ). Йонообмінна хроматографія передбачає послідовне пропускання фільтрату природної води спочатку крізь колонку з ДЕАЕ-целюлозою, а потім – із КМ-целюлозою. За допомогою цього методу отримували кислотну (домінують ГР і сполуки досліджуваних хімічних елементів з не-

гативним зарядом), основну (превалюють БПР і сполуки досліджуваних хімічних елементів з позитивним зарядом) і нейтральну (містяться вуглеводи і сполуки досліджуваних хімічних елементів без заряду) фракції. Послідовність дій, які необхідно дотримуватись під час виконання йонообмінної хроматографії, викладено в наших попередніх статтях [14, 37].

Методом гель-хроматографії досліджували молекулярно-масовий розподіл ГР та їхніх комплексів з досліджуваними металами. Для цього використовували скляну колонку, заповнену гелем Toyopearl HW-50F (Японія) та попередньо відкалібровану за допомогою речовин з відомою молекулярною масою – поліетиленгліколів (1,0, 2,0, 15,0 і 20,0 кДа) і глюкози (0,18 кДа). Для дослідження молекулярно-масового розподілу розчинених сполук силіцію в нейтральній фракції застосовували метод гель-хроматографії з використанням скляної колонки, заповненої TSK-гелем Toyopearl HW-40F (Японія), яку було попередньо відкалібровано за допомогою розчинів поліетиленгліколів з молекулярною масою 0,6, 1,0 та 2,0 кДа і глюкози (0,18 кДа). Як елюент використовували 0,05 моль/дм³ розчин KNO₃.

Концентрацію алюмінію, феруму і титану визначали фотометричним методом з використанням хромазурулу S, о-фенантроліну і хромотропової кислоти відповідно [2, 20], купруму – хемілюмінесцентним методом [35], а силіцію – фотометричним методом, який базується на утворенні та наступному відновленні силіціймолібденової гетерополікислоти [2].

Кольоровість води визначали фотометричним методом з використанням імітаційної дихроматно-кобальтової шкали [2]. Концентрацію ГР встановлювали в кислотній фракції фільтрату природної води. Уміст ГР знаходили за градувальним графіком “Кольоровість води, °Сг-Со-шкали – концентрація ГР, мг/дм³”. Для побудови градувального графіка використано очищені сухі препарати фульвокислот і гумінових кислот з води Канівського водосховища. Величину рН води виміряно за допомогою рН-метра рН-150МИ (Російська Федерація). Концентрацію розчиненого кисню визначено за методом Вінклера [2].

Результати досліджень та їхнє обговорення

Китаївські ставки за генезисом належать до штучних водойм, і відповідно до схеми поділу [25] – до підгрупи *ставки*. Вони мають видовжену форму, довжина ставків – від 90 до 680 м (рис. 2), а довжина їхньої берегової лінії – у межах від 310 до 1530 м.

¹ Частка лабільної фракції металу – це та його частина, яка зв'язана в комплекси з РОР, але вивільняється в процесі фотометричного визначення в разі додавання реагенту, з яким утворюються стійкіші комплекси, ніж з РОР природної води

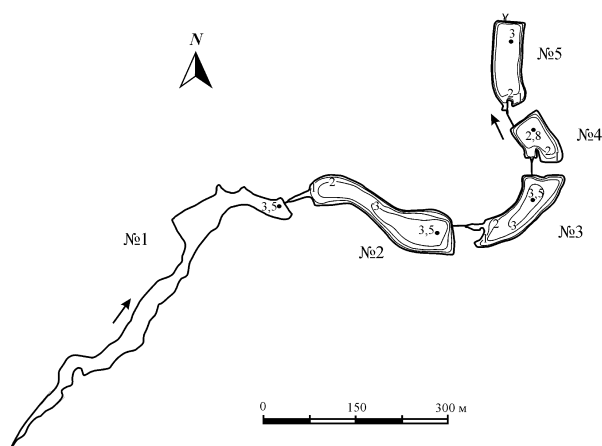


Рис. 2. Картошка Китаївських ставків із зазначенням ізобат (цифри біля ліній), м

Ці водойми мілководні, середні глибини яких становлять 1,5–2,2 м, а максимальні не перевищують 2,8–3,5 м. Площа водної поверхні Китаївських ставків – 4,4–18,7 тис. м², а об'єм – 7,7–30,5 тис. м³. Хоча в літературі наявні відомості, що їхня площа досягає 7–16 тис. м² [13]. Мілководдя (глибиною до 2 м) займають 35–50 % загальної їхньої площі. Ширина ставків коливається від 30 до 75 м. За результатами натурних досліджень уточнено морфометричні характеристики кожного зі ставків (табл. 1) та побудовано криві їхніх площ і об'ємів (рис. 3).

Таблиця 1
Морфометричні характеристики
Китаївських ставків

Характеристики	Номери ставків				
	1	2	3	4	5
Довжина, м	680	300	195	90	160
Найбільша ширина, м	65	75	67	60	56
Середня глибина, м	1,50	2,20	2,08	1,76	2,04
Максимальна глибина, м	3,5	3,4	3,5	2,8	3,0
Периметр, м	1530	694	490	310	410
Площа, тис. м ²	18,7	13,8	7,80	4,40	6,80
Об'єм, тис. м ³	28,0	30,5	16,3	7,7	13,9

Зовнішній водообмін – один із основних чинників формування водних мас, умісту та складу розчинених й завислих речовин, якості води й біопродуктивності в досліджуваних ставках. Він визначається складовими водного балансу. Прибуткова частина водного балансу Китаївських ставків – атмосферні опади, поверхневі та підземні води. Витратна його частина – випаровування з водної поверхні та стік. На території м. Києва за рік випадає близько

645 мм атмосферних опадів [10]. Отже, на поверхню досліджуваних ставків, загальна площа яких становить 51,6 тис. м², у середньому за рік надходить 33,2 тис. м³ води. Величина випаровування з водної поверхні досягає 527 мм, а тому витрати води з поверхні Китаївських ставків через випаровування становлять 27,2 тис. м³ води за рік. Із площі водозбору, яка дорівнює 3,05 км², за модуля стоку 2,5 л/с·км² [21] до ставків надходить близько 241 тис. м³ поверхневих вод.

У період натурних досліджень було виміряно витрати води з останнього ставка. Їх величини навесні та влітку становили 10–15 і 5–10 л/с відповідно. У середньому відтік поверхневих вод за рік досягає близько 123 тис. м³.

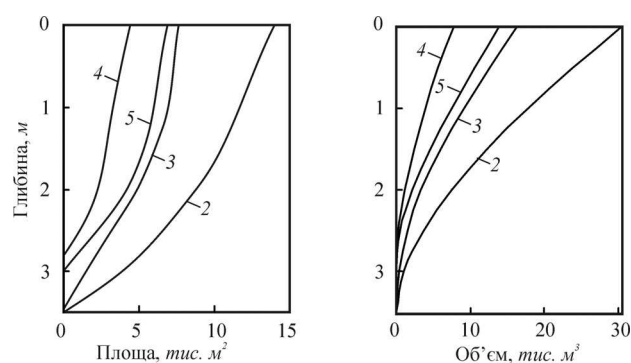


Рис. 3. Криві площ та об'ємів Китаївських ставків (цифри біля ліній – їхні номери)

Таким чином, прибуткову (та витратну) частину балансу всього каскаду Китаївських ставків можна оцінити як 274 тис. м³ за рік. Це свідчить про те, що річний коефіцієнт зовнішнього водообміну Китаївських ставків становить 2,85, період водообміну – 4,3 місяця або 128 діб. Зовнішній водообмін кожного зі ставків характеризується різною інтенсивністю. Умовна зміна води в першому та другому ставках відбувається в середньому за 1,5–1,7 місяців (45–50 діб). У третьому, четвертому та п'ятому ставках період водообміну становить 0,5–0,8 місяця (15–25 діб). За цими показниками Китаївські ставки порівняно з іншими водоймами Києва [25] характеризуються достатньо високою проточністю.

У формуванні якості водних мас, окрім зовнішнього водообміну, важливу роль відіграють внутрішньоводоймові гідродинамічні процеси – течії, турбулентне перемішування, хвильові процеси та коливання рівня, які ми детально дослідили. Особливу увагу звернено на режим вітрових течій. Установлено, що цей вид течій порівняно з іншими видами динаміки вод у Китаївських ставках найбільш виражений. Згідно з результатами натурних досліджень інтенсивність

переносу водних мас тут навіть за значних вітрових навантажень невелика. Наприклад, у 2-му ставку за швидкості вітру 3-5 м/с зафіксовано швидкість переміщення верхнього шару води 3,7-6,2 см/с.

Для отримання загальної, статистично обґрунтованої картини течій у кожному із досліджених водойм здійснено математичне моделювання за різних вітрових умов. За довідковими даними [10], у районі досліджуваних водойм протягом року переважаючими напрямками вітру є західні та північні, частка яких становить відповідно 17,7 і 13,6 % від загальної повторюваності. Переважаючим є вітер зі швидкістю 2-5 м/с, достовірність якого становить 60,2 %. На рис. 4 та 5 наведено схеми течій у 2-му і 5-му Китаївських ставках за різних напрямків вітру середньої швидкості (3 м/с).

Вони свідчать про те, що найінтенсивніше переміщення водних мас у ставках відбувається за дії вітру, напрямком якого збігається з поздовжньою віссю водойми. При цьому на акваторії ставків формуються вихрові утворення

циклональної та антициклональної направленості (з рухом води проти та за годинниковою стрілкою).

За дії вітру північного напрямку на акваторії 2-го ставка формуються чотири циркуляційні вихори (рис. 4, а). Антициклональні вихори розміщуються в північно-східній частині водойми, циклональні – у південно-західній. Сумарна витрата цих потоків становить $0,5 \text{ м}^3/\text{с}$, швидкість течії – $2,15 \text{ см}/\text{с}$. За південного напрямку вітру розміщення циркуляцій аналогічне, але напрямок токів діаметрально протилежний (див. рис. 4, в).

Так, за дії вітру переважаючої повторюваності (західного напрямку) у 2-му ставку в загальний циркуляційний кругообіг течій включається практично вся водна маса (див. рис. 4, з). У північній частині ставка інтегральне перенесення здійснюється в антициклональному напрямку, а в південній – у циклональному. Сумарні витрати потоків за цього вітру становлять $0,4-0,6 \text{ м}^3/\text{с}$. Середня по вертикалі швидкість вітрової течії досягає $2,47 \text{ см}/\text{с}$.

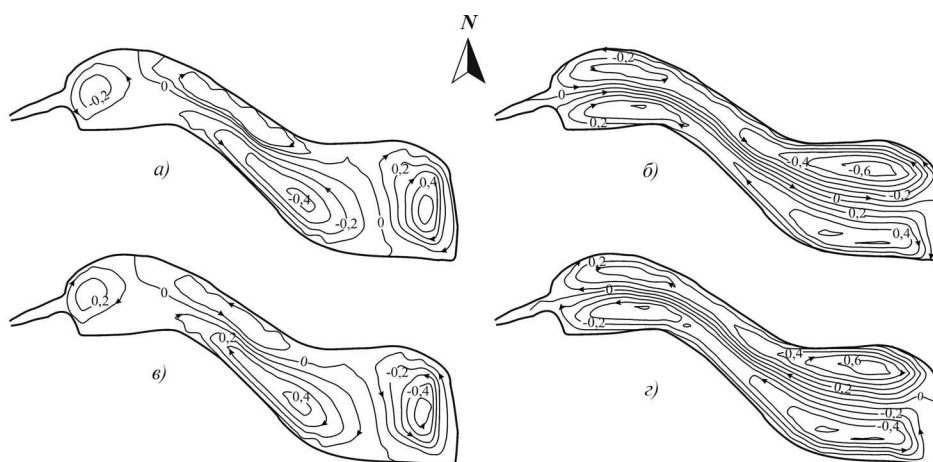


Рис. 4. Циркуляції вод (функції токів, $\text{м}^3/\text{с}$) у 2-му Китаївському ставку за швидкості вітру 3 м/с північного (а), східного (б), південного (в) та західного (з) напрямків

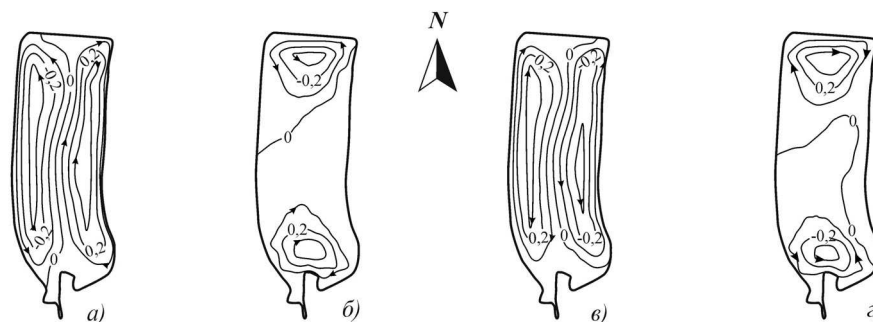


Рис. 5. Циркуляції вод (функції токів, $\text{м}^3/\text{с}$) у 5-му Китаївському ставку за швидкості вітру 3 м/с північного (а), східного (б), південного (в) та західного (з) напрямків

У 5-му ставку спостерігається подібна закономірність, але лише за дії вітру протилежних напрямків. Наприклад, досить активне переміщення водних мас спостерігається за дії вітру північного напрямку (рис. 5, а). Інтенсивність переміщення вод за цих умов становить $0,3 \text{ м}^3/\text{с}$, а швидкість течії, осереднена по вертикалі, – $2,33 \text{ см/с}$.

За дії вітру західного напрямку в північній частині акваторії 5-го ставка формуються антициклональні вихори, а в південній – циклональні (рис. 5, б). Сумарні витрати потоків становлять $0,3 \text{ м}^3/\text{с}$. У центральній його частині переміщення вод практично немає. Середні значення швидкості по вертикалі досягають $2,06 \text{ см/с}$.

Результати моделювання показали, що в безльодоставний період на акваторії 2-го ставка за широтного напрямку вітру динамічна активність більша, ніж за меридіонального. Це пов'язано з тим, що водойма розташована в широтному напрямку. Внутрішньоводоймові процеси в 3-му ставку, як і в 2-му, також значно посилюються в разі дії широтних вітрів. У 4-му й 5-му ставках, навпаки, ці процеси значно активізуються за меридіонального напрямку вітру.

Рухомість водних мас сприяє прискоренню розбавлення забруднювальних речовин та, можливо, їхньої трансформації і, як результат, визначає якість водного середовища для життєдіяльності гідробіонтів. Відомо, що в разі зростання швидкості течії від 0 до 20 см/с , у водоймі відбувається посилення процесу трансформації забруднювальних речовин у 20 разів [16].

Згідно з результатами моделювання, середня швидкість течій у Китаївських ставках за різних напрямків вітру змінюється в діапазоні $2,06$ - $2,60 \text{ см/с}$ (табл. 2). Отже, за такої швидкості течій процеси самоочищення в них відбуваються в $5,4$ - $6,5$ разів інтенсивніше, ніж у нерухомому стані водних мас. Установлено, що найсприятливіші умови для самоочисних процесів у 2-му й 3-му Китаївських ставках створює вітер широтного напрямку, а в 4-му й 5-му ставках, навпаки, вітер меридіонального напрямку. Таким чином, внутрішньоводоймова динаміка в досліджуваних ставках у безльодоставний період відіграє важливу роль у зростанні самоочисної здатності водних мас завдяки їхньому насиченню розчиненим киснем та перемішуванню. Однак під час льодоставу у всій водній товщі ставків, а також прямої температурної стратифікації в придонному горизонті відбувається вторинне забруднення водного середовища, про що свідчать результати гідрохімічних досліджень, які буде наведено далі.

Таблиця 2
Показники значень динамічної складової самоочисного потенціалу Китаївських ставків за середньої швидкості вітру 3 м/с

Номери ставків	Середня швидкість течії, см/с		Коефіцієнт трансформації забруднювальних речовин (K_p/K_{cm})	
	за меридіонального напрямку вітру	за широтного напрямку вітру	за меридіонального напрямку вітру	за широтного напрямку вітру
2	2,15	2,47	5,60	6,24
3	2,50	2,60	6,30	6,50
4	2,29	2,27	5,88	5,84
5	2,33	2,06	5,96	5,40

Один із важливих чинників функціонування водних екосистем – гідрофізичні характеристики водних мас, зокрема, температура, прозорість та колір води. Для оцінки температурного режиму Китаївських ставків у липні 2012 р. проведено виміри вертикального розподілу температур. У цей період у ставках відмічено плавне падіння температури води з глибиною та дуже слабо виражений температурний стрибок (рис. 6, а). Загальний вертикальний градієнт температур у деяких водоймах становив понад 10°C . Серед досліджуваних водойм найбільший вертикальний градієнт температур було відмічено в 2-му ставку ($3,5^\circ\text{C}$ на 1 м). Температура поверхневого шару води в ставках змінювалась у межах від $23,5$ до 25°C , а в придонному – від 14 до 22°C . Такий розподіл температур свідчить, що в Китаївських ставках відбувається вітрове перемішування водних мас, яке сприяє швидкому перерозподілу тепла за глибиною.

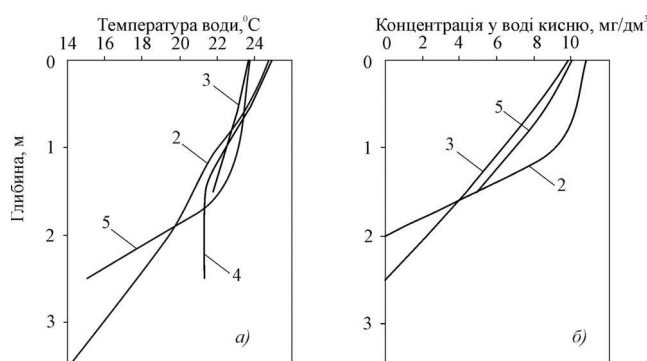


Рис. 6. Вертикальний розподіл температури (а) та розчиненого у воді кисню (б) у Китаївських ставках (Цифри біля ліній – номери ставків)

Це також підтверджено результатами вмісту розчиненого у воді кисню в пробах води, відібраних по вертикалі (див. рис. 6, б). Наприклад, у 2-му ставку концентрація розчиненого кисню

в поверхневому шарі становила 10,3 мг/дм³, а на глибині 2 м його практично не було. Подібний розподіл розчиненого у воді кисню спостережено і в 3-му ставку. Це свідчить про те, що завдяки вітровому перемішуванню в ставках відбувається вирівнювання водних мас за фізичними, хімічними та біологічними показниками лише до 1-2 м. У нижніх шарах води сформовано анаеробні зони. Тому надалі нашу увагу було зосереджено на детальнішому вивченні кисневого режиму лише в поверхневому й придонному горизонтах. Уміст розчиненого кисню в цих горизонтах води в 2014 р. перебував у межах 7,3-22,6 і 0,0-5,3 мг/дм³ відповідно (табл. 3). Навесні в поверхневому горизонті 2-5-го ставків зафіксовано навіть перенасичення води розчиненим киснем (107,5-169,4 %), що пов'язано з інтенсифікацією розвитку фітопланктону. Саме тоді в придонному горизонті відмічено його дефіцит – 3,0-26,7 %. Загалом, кисневий режим у 1-му і 5-му ставках протягом досліджуваного періоду був кращий, ніж у решті Китаївських ставів, що, напевно, пов'язано з меншим антропогенним впливом на водне середовище 1-го ставка та додатковою аерацією води 5-го ставка завдяки фонтану, розташованому на його акваторії.

Прозорість води в ставках улітку була від 0,8 до 1,0 м. Колір води змінювався від жовтувато-зеленого (XI) до жовтувато-коричневого (XX). Величини рН водного середовища були в широких межах – від 7,34 до 8,73 (табл. 3). У 1-му й 5-му Китаївських ставках, порівняно з іншими ставками цього каскаду, величини рН поверхневого й придонного шарів близькі між собою, що свідчить про наявність вертикального перемішування водних мас. Водночас, навесні 2014 р. у 2-4-му ставках під час інтенсифікації розвитку фітопланктону та за наявності прямої температурної стратифікації (різниця температури води поверхневого й придонного шарів становила 3,2-5,9 °С) величини рН води в поверхневому шарі та біля дна становили відповідно 8,13-8,73 і 7,34-7,61. Зростання величини цього показника в поверхневому горизонті води порівняно з придонним зумовлено зсувом карбонатної рівноваги в результаті споживання оксиду карбону (IV) представниками фітопланктону під час фотосинтезу.

Результати натурних досліджень 2011-2012 рр. щодо вмісту різних груп РОР у воді 2-го ставка свідчать, що в складі РОР домінували, головним чином, ГР, масова частка яких була в межах від 36,3 до 74,3 % [8]. Зростання концентрації ГР спостережено в осінньо-зимовий період, що вказує на їхнє переважне утворення безпосередньо у водному об'єкті під час деструкції решток відмер-

лих організмів. Однак не можна виключити, що певна частина ГР надходила у водне середовище із ґрунтів водозбірної площі завдяки поверхневому й латеральному (підповерхневому) стоку. Останній може зростати, зокрема, за незначного промерзання ґрунтів і чергування періодів відлиги та заморозків у разі наявності снігового покриву. У 2014 р. кольоровість води й концентрація ГР у воді Китаївських ставків також була вищою взимку, ніж навесні (рис. 7). Водночас навесні в 1-му Китаївському ставку кольоровість води й концентрація ГР знизилась у 1,5-2,3 рази порівняно із зимовим періодом, тоді як в інших ставках величини цих показників зменшилися максимально лише в 1,3 рази. Імовірно, це зумовлено розбавленням вод низькокольоровими талими водами, насамперед, у 1-му ставку.

Таблиця 3
Концентрація розчиненого кисню та величини рН води Китаївських ставків, 2014 р.

Номери ставків	Горизонт	рН	Уміст розчиненого кисню	
			мг/дм ³	% насичення
1	n	7,76–8,09 7,93	7,3–8,1 7,7	54,3–85,2 69,8
	д	7,71–7,85 7,78	4,0–5,2 4,6	29,9–51,6 40,8
2	n	7,95–8,73 8,34	10,0–11,8 10,9	88,9–107,5 98,2
	д	7,44–7,53 7,49	0,9–2,7 1,8	8,5–20,9 14,7
3	n	8,13–8,39 8,27	10,8–22,6 16,7	116,9–169,4 143,2
	д	7,34–7,39 7,37	0,0–0,3 0,1	0,0–3,0 1,3
4	n	7,77–8,18 7,98	9,2–11,0 10,1	71,3–120,7 96,0
	д	7,61–7,67 7,63	2,6–4,4 3,5	26,7–33,9 30,3
5	n	8,00–8,15 8,08	6,1–16,9 11,5	66,2–127,4 96,8
	д	8,07	5,3	55,3
I категорії*		6,5–8,5	6,0	–
II категорії*		6,5–8,5	4,0	–

Примітка: Тут і в табл. 4, 6, 7, 9, 10 над рискою – граничні величини, під рискою – середні величини; n і д – поверхневий і придонний горизонти відповідно; * – гранично допустима концентрація для водойм рибогосподарського призначення [1].

Окрім газового режиму, вмісту біогенних елементів, мінерального складу води та рН придатність водного середовища для життєдіяльності гідробіонтів визначає також і вміст металів та їхні форми знаходження. Треба зазначити, що під час порівняння вмісту досліджуваного металу з гранично допустимою концентрацією (ГДК),

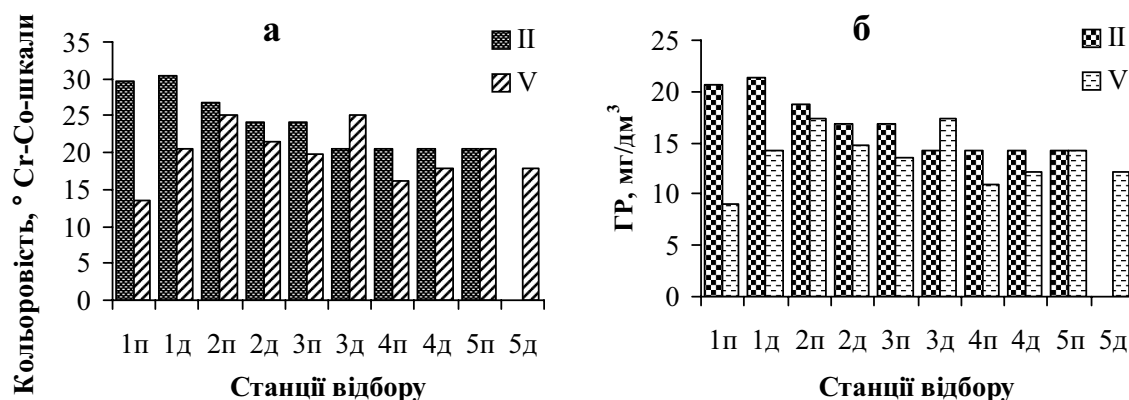


Рис. 7. Просторово-часові зміни кольоровості води (а) й концентрації ГР (б) у воді Китаївських ставків (II – лютий і V – травень 2014 р, 1-5 – нумерація ставків, п і д – поверхневий і придонний горизонти води відповідно)

необхідно брати до уваги лише його концентрацію в складі токсичних або біодоступних форм. До таких форм відносять, насамперед, аква- та гідроксокомплекси металів, які входять до складу розчиненої форми. До цієї форми знаходження також відносять комплексні сполуки металів із неорганічними лігандами (фторид-, фосфат-, сульфат-, силікат-йонами) та органічними лігандами (ГР, БПР і вуглеводами).

Однак останні характеризуються меншою біодоступністю або зовсім недоступні для живих організмів, що визначається їхньою молекулярною масою. За певних умов розчинена форма металу може трансформуватися в завислу завдяки адсорбції на поверхні завислих речовин та стати недоступною для гідробіонтів. Окрім цього, у завислій формі метал може безпосередньо входити до складу мінеральних частинок завислих речовин, що важко розчиняються або руйнуються.

У поверхневих водах метали відіграють важливу роль у функціонуванні гідробіонтів. З одного боку, вони життєво необхідні для них, а з іншого – деякі з них проявляють лише токсичні властивості. Однак для таких металів як купрум і ферум, які необхідні для утворення ферментів та беруть участь в окисно-відновних реакціях, також встановлено ГДК. Наприклад, ГДК Cu(II) і Fe(II) для водних об'єктів рибогосподарського призначення становлять відповідно 1 і 5 мкг/дм³ [2]. Алюміній належить до нейротоксикантів, а також впливає на проникнення йонів кальцію і магнію через клітинну мембрану та обмін фосфору в тканинах вищих водних рослин [9, 31, 33]. ГДК Al(III) у поверхневих водоймах рибогосподарського призначення не повинна перевищувати 36 мкг/дм³ [1], а за величини рН, меншої ніж 6,5, відмічено його негативний вплив на живі організми навіть за вмісту 5 мкг/дм³ [цит. із 29, 39].

Титан вважається біологічно інертним металом, але за умови знаходження у вигляді наночастинок (TiO₂) він негативно впливає на життєдіяльність водних організмів [32, 34, 38].

Загальна концентрація Al(III) у воді Китаївських ставків перебувала в межах від 19,0 до 699,3 мкг/дм³, а його вміст у розчиненій і завислій формах становив відповідно 3,8-35,0 і 10,5-690,3 мкг/дм³ (табл. 4). Частка розчиненого алюмінію (Al_{розч}), за середніми величинами, не перевищувала 43,9 %, тоді як у деяких досліджуваних раніше водоймах (озерах Люцимир і Чорне Велике, а також Йорданське, Вербне і Тельбін у межах м. Києва), що характеризуються меншою інтенсивністю водообміну, переважала частка розчиненої форми.

Однак у 2013 р. в 3-му Горіхуватському ставку Голосіївського лісу (м. Київ) частка Al_{розч} в середньому становила 36,1 % від загального вмісту. Отже, переважна міграція алюмінію в завислій формі, на нашу думку, пов'язана з його надходженням із водозбірної площі у вигляді дрібнодисперсних мінеральних частинок, що вносяться з водою поверхневого стоку. Уміст алюмінію в складі завислих речовин у поверхневому шарі і біля дна становив відповідно 1,5-45,3 і 2,9-67,0 мг/г сухої маси. Найбільше алюмінію містилось у складі завислих речовин 1-го й 5-го ставків (10,2-67,0 і 4,8-21,5 мг/г сухої маси відповідно). Це пов'язано з тим, що для решти ставків характерні сприятливіші умови для інтенсивного розвитку фітопланктону, а тому зростання маси завислих речовин в цих ставках відбувається завдяки збільшенню біомаси водоростей, тоді як частка мінеральної складової зменшується. Безперечно, така ситуація найхарактерніша для весняно-літнього періоду.

У досліджуваних ставках Al_{розч} був у вигляді

Таблиця 4
Загальна концентрація алюмінію ($Al_{заг}$) і його вміст у розчиненій ($Al_{розч}$) і завислій ($Al_{зав}$) формах у воді Китаївських ставків, 2014 р.

Номери ставків	Горизонт	$Al_{заг}$ мкг/дм ³	$Al_{розч}$ мкг/дм ³	% $Al_{заг}$	$Al_{зав}$ мкг/дм ³	% $Al_{заг}$
1	<i>n</i>	<u>38,6–212,7</u> 125,7	<u>3,8–9,0</u> 6,7	5,3	<u>34,8–203,7</u> 119,0	94,7
	<i>д</i>	<u>80,4–699,3</u> 389,8	<u>9,0–9,3</u> 9,1	2,3	<u>71,1–690,3</u> 380,7	97,7
2	<i>n</i>	<u>26,3–96,2</u> 61,3	<u>9,9–24,0</u> 17,0	27,7	<u>16,4–72,2</u> 44,3	72,3
	<i>д</i>	<u>44,7–94,8</u> 69,8	<u>6,5–12,0</u> 9,3	13,3	<u>38,2–82,8</u> 60,5	86,7
3	<i>n</i>	<u>36,5–82,5</u> 59,5	<u>12,2–35,0</u> 23,6	39,7	<u>24,3–47,5</u> 35,9	60,3
	<i>д</i>	<u>19,0–281,3</u> 150,2	<u>6,5–21,0</u> 13,8	9,2	<u>12,5–260,3</u> 136,4	90,8
4	<i>n</i>	<u>25,6–36,4</u> 31,0	<u>12,0–15,1</u> 13,6	43,9	<u>10,5–24,4</u> 17,4	56,1
	<i>д</i>	<u>103,7–169,7</u> 136,7	<u>12,2–15,0</u> 13,7	10,0	<u>88,7–157,5</u> 123,0	90,0
5	<i>n</i>	<u>40,2–63,4</u> 51,8	<u>12,2–18,0</u> 15,1	29,2	<u>28,0–45,4</u> 36,7	70,8
	<i>д</i>	94,7	15,0	15,8	79,7	84,2

ді вільних іонів (гідросокомплексів), а також комплексних сполук з РОР, які відрізняються за міцністю зв'язування. Наприклад, у травні 2014 р. концентрація вільної форми $Al(III)$, згідно із запропонованими вище розрахунками, була в межах від 0,0 до 5,6 мкг/дм³ і не перевищувала ГДК (табл. 5). Загальна концентрація $Al_{розч}$ становила 1,3–42,4 мкг/дм³, а відносний вміст $Al(III)$ в складі слабких і міцних комплексів знаходився в межах 0,0–54,4 і 21,1–100 % відповідно, тоді як частка вільної форми $Al(III)$ не перевищувала 38,3 % (табл. 5). Таким чином, у зазначених ставках $Al_{розч}$ мігрував, головним чином, у складі комплексних сполук, які треба вважати безпечними для існування гідробіонтів. Установлено, що частка $Al_{розч}$ у складі комплексних сполук із ГР, БПР і вуглеводами становила 15,8–47,5, 7,1–50,2 і 24,9–77,1 % відповідно. Відносний вміст $Al(III)$ у складі комплексних сполук із ГР з молекулярною масою >5 кДа був у межах 61,9–81,6 %, тоді як решта $Al(III)$ (18,4–38,1 %) потенційно здатна проникати крізь клітинну мембрану й накопичуватись. Ми розраховали, що ця концентрація в травні 2014 р. могла бути в межах від 0,2 до 5,3 мкг/дм³.

Загальна концентрація феруму ($Fe_{заг}$) у воді Китаївських ставків протягом досліджуваного періоду становила 57,6–477,0 мкг/дм³, а його вміст у розчиненій і завислій формах коливався в межах 0,0–187,0 і 53,9–439,9 мкг/дм³ відповідно (табл. 6). Як і в разі з алюмінієм, ферум мігрував переважно в завислій формі, частка якої

досягала 45,4–92,9 % $Fe_{заг}$. Відносний вміст розчиненого феруму ($Fe_{розч}$) перебував у межах 7,1–54,6 %. Концентрація феруму в складі завислих речовин коливалася в широких межах – від 6,2 до 70,5 мг/г сухої маси.

Це свідчить про різну природу завислих речовин. Наприклад, у 1-му й 5-му ставках концентрація феруму становила 20,1–70,5 мг/г, тоді як в решті Китаївських ставків – лише 6,2–29,6 мг/г сухої маси завислих речовин. Зниження вмісту феруму в складі завислих речовин пов'язано зі зростанням частки органічної складової зависі, що відбувається завдяки збільшенню біомаси водоростей у поверхневому горизонті, особливо, у весняно-літній період. У воді досліджуваних ставків $Fe_{розч}$ був як у вигляді гідросокомплексів Fe^{2+} і Fe^{3+} , так і в складі комплексних сполук з різною міцністю зв'язку. Установлено, що в разі насичення води киснем менше ніж 50 %, у воді, окрім гідратованих іонів Fe^{3+} , також наявні йони Fe^{2+} . Це стосується, насамперед, придонного горизонту 2–4-го Китаївських ставків. Наприклад, концентрація вільних іонів Fe^{2+} у цих ставках у травні 2014 р. була в межах від 23,6 до 55,1 мкг/дм³ (табл. 5), а в лютому – 5,0–51,0 мкг/дм³. Отже, максимальне перевищення ГДК за вмістом Fe^{2+} становило 4–11 разів. Якщо в травні вільну форму феруму було представлено лише гідросокомплексами Fe^{2+} , то в лютому, окрім них, наявні гідросокомплекси Fe^{3+} , концентрація яких – у межах 2,0–24,0 мкг/дм³. Уміст $Fe_{розч}$ у складі лабільних і стійких комплексів у травні становив

Таблиця 5

Концентрація різних форм алюмінію й феруму у воді Китаївських ставів, травень 2014 р.

Станції відбору	Me _{розч}								Me _{зав}		Me _{заг}
	I		II		III		IV		мкг/дм ³	%	мкг/дм ³
	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%			
Алюміній											
1п	1,1	12,2	4,9	54,4	1,9	21,1	9,0	4,2	203,7	95,8	212,7
1д	1,7	18,9	1,3	14,4	4,7	52,2	9,0	1,3	690,3	98,7	699,3
2п	1,8	7,5	1,2	5,0	19,8	82,5	24,0	24,9	72,2	75,1	96,2
2д	2,1	17,5	0,9	7,5	8,1	67,5	12,0	12,7	82,8	87,3	94,8
3п	5,6	16,0	1,4	4,0	26,6	76,0	35,0	42,4	47,5	57,6	82,5
3д	4,8	22,9	1,2	5,7	13,8	65,7	21,0	7,5	260,3	92,5	281,3
4п	4,6	38,3	1,4	11,7	4,6	38,3	12,0	33,0	24,4	67,0	36,4
4д	2,6	17,3	0,4	2,7	11,6	77,3	15,0	14,5	88,7	85,5	103,7
5п	4,5	25,0	1,5	8,3	10,5	58,3	18,0	28,4	45,4	71,6	63,4
5д	0,0	0,0	0,0	0,0	15,0	100,0	15,0	15,8	79,7	84,2	94,7
Ферум											
1п	0,0	0,0	0,0	0,0	44,4	100,0	44,4	23,3	146,1	76,7	190,5
1д	0,0	0,0	0,0	0,0	37,0	100,0	37,0	7,8	439,9	92,2	476,9
2п	0,0	0,0	0,0	0,0	20,1	100,0	20,1	19,1	85,3	80,9	105,4
2д	55,1	56,8	35,0	36,1	6,9	7,1	97,0	42,3	132,1	57,7	229,1
3п	0,0	0,0	0,0	0,0	79,1	100,0	79,1	46,6	90,6	53,4	169,7
3д	36,0	19,3	24,5	13,1	126,5	67,6	187,0	59,2	128,7	40,8	315,7
4п	0,0	0,0	0,0	0,0	69,2	100,0	69,2	56,7	52,9	43,3	122,1
4д	23,6	35,2	21,0	31,3	22,5	33,5	67,1	40,3	99,6	59,7	166,7
5п	0,0	0,0	0,0	0,0	69,2	100,0	69,2	45,0	84,6	55,0	153,8
5д	0,0	0,0	0,0	0,0	55,1	100,0	55,1	30,8	124,0	69,2	179,1

Примітка: I – вільна форма металу, II – лабільна форма металу, яка представлена слабкими комплексами, III – метал, зв'язаний у міцні комплекси, IV – загальний вміст розчиненої форми металу Me_{розч}. Частку розчинених форм досліджуваного металу (I, II, III) розраховано у % до загального вмісту Me_{розч} (IV), а відносний вміст Me_{розч} (IV) і завислої форми металу Me_{зав} – у % до загального вмісту металу (Me_{заг}). Тут і в табл. 8 у станціях відбору зазначено номер ставка й горизонт відбору (п і д – поверхневий і придонний горизонти відповідно).

Таблиця 6

Загальна концентрація феруму (Fe_{заг}) і його вміст у розчиненій (Fe_{розч}) і завислій формах (Fe_{зав}) у воді Китаївських ставків, 2014 р.

Номери ставків	Горизонт	Fe _{заг} мкг/дм ³	Fe _{розч} мкг/дм ³	% Fe _{заг}	Fe _{зав} мкг/дм ³	% Fe _{заг}
1	n	112,5–190,5 149,3	40,0–44,4 42,0	28,1	68,5–146,1 107,3	71,9
	д	141,0–477,0 308,9	7,0–37,0 22,0	7,1	133,9–439,9 286,9	92,9
2	n	57,6–105,4 81,5	0,0–20,1 10,0	12,3	57,6–85,3 71,5	87,7
	д	136,4–229,1 182,8	13,0–97,0 55,0	30,1	123,4–132,1 127,8	69,9
3	n	169,7–251,9 210,8	79,1–138,0 108,6	51,5	90,6–114,0 102,2	48,5
	д	241,9–315,7 274,5	113,0–187,0 150,0	54,6	120,0–129,0 124,5	45,4
4	n	102,8–122,1 112,8	44,0–69,2 56,6	50,2	53,9–58,4 56,2	49,8
	д	166,7–312,2 239,5	67,1–76,0 71,6	29,9	99,6–236,2 167,9	70,1
5	n	145,3–153,8 149,6	13,0–69,2 41,1	27,5	84,6–132,3 108,5	72,5
	д	179,1	55,1	30,8	124,0	69,2

0,0–35,0 і 6,9–126,5 мкг/дм³ відповідно, а його частка в цих комплексах досягала – 0,0–36,1 і 7,1–100 % загального вмісту в розчиненій формі (табл. 5). Отже, унаслідок дефіциту розчиненого кисню ферум надходить із донних відкладів не лише у вигляді комплексних сполук з РОР різної хімічної природи, а також шляхом дифузії гідроксокомплексів Fe²⁺. Останні здатні окиснюватись до сполук Fe³⁺, а також зв'язуватись у комплекси з РОР, що призводить до збільшення міграційної рухливості феруму у водному середовищі. Зв'язаний у комплекси ферум на 28,8–67,1 % перебував у складі кислотної фракції, тоді як в основній і нейтральній фракціях його частка становила 10,9–35,2 і 9,7–60,3 % відповідно. У травні зростання відносного вмісту феруму в нейтральній фракції, як і в разі з алюмінієм, вірогідно, пов'язано зі зміною компонентного складу РОР, тобто збільшенням концентрації та відносного вмісту вуглеводів. Раніше було доведено вплив змін компонентного складу РОР на міграцію металів у розчиненому стані на прикладі водних об'єктів різного типу, які знаходяться в різних природних зонах [15]. Частка комплексних сполук феруму з ГР із молекулярною масою >5,0 кДа становила 49,0–58,2 %, тоді як решта комплексів мала молекулярну масу < 5,0 кДа. Останні потенційно здатні до накопичення живими організмами. Згідно з розрахунками, концентрація

цих сполук протягом періоду дослідження була в межах від 1,3 до 27,5 мкг/дм³.

До біологічно інертних металів відносять титан. Деякими дослідниками встановлено його важливу роль під час фіксації азоту симбіотичними мікроорганізмами, фотоокисненні сполук азоту вищими рослинами, фотосинтезі [27, 30]. Здатність різних представників діатомових водоростей до накопичення титану повинно впливати на його трансформацію з розчиненої форми в завислу, особливо під час їхнього інтенсивного розвитку. Так, згідно з результатами досліджень Ковальського В.В., у складі діатомових водоростей концентрація титану коливається в межах від 15 до 1500 мкг/г [9]. У досліджуваних ставках концентрація загального титану становила 5,3–72,3 мкг/дм³, а його вміст у розчиненій і завислій формах знаходився в межах 0,0–38,7 і 0,5–58,3 мкг/дм³ відповідно (табл. 7).

Треба зазначити, що в цих ставках у більшості випадків титан мігрує, головним чином, у розчиненому стані, частка якого за середніми величинами перебуває в межах від 58,4 до 93,1 %, і лише в придонному горизонті 1-го й 5-го ставків, навпаки, він знаходиться в завислій формі (у середньому 62,3–64,4 % Ti_{зав}).

Це пов'язано, насамперед, з природою завислих речовин, як у разі з алюмінієм та ферумом. У придонному горизонті води 1-го й 5-го ставків вміст титану в зависі становив 2,3–5,7 мг/г, а в

Таблиця 7
Загальна концентрація титану (Ti_{заг}) і його вміст у розчиненій (Ti_{розч}) і завислій формах (Ti_{зав}) у воді Китаївських ставків, 2014 р.

Номер ставу	Горизонт	Ti _{заг} мкг/дм ³	Ti _{розч} мкг/дм ³	% Ti _{заг}	Ti _{зав} мкг/дм ³	% Ti _{заг}
1	<i>n</i>	<u>10,5–40,0</u> 25,3	<u>0,0–36,6</u> 18,3	72,3	<u>3,4–10,5</u> 7,0	27,7
	<i>д</i>	<u>29,2–72,3</u> 50,8	<u>14,0–22,2</u> 18,1	35,6	<u>7,0–58,3</u> 32,7	64,4
2	<i>n</i>	<u>7,3–23,8</u> 15,6	<u>0,0–21,3</u> 10,7	68,6	<u>2,5–7,3</u> 4,9	31,4
	<i>д</i>	<u>29,7–31,9</u> 30,8	<u>26,7–27,3</u> 27,0	87,7	<u>2,4–5,2</u> 3,8	12,3
3	<i>n</i>	<u>30,9–43,4</u> 37,2	<u>24,3–38,7</u> 31,5	84,7	<u>4,7–6,6</u> 5,7	15,3
	<i>д</i>	<u>7,0–24,8</u> 15,9	<u>5,3–24,3</u> 14,8	93,1	<u>0,5–1,7</u> 1,1	6,9
4	<i>n</i>	<u>7,7–29,6</u> 18,7	<u>3,0–26,0</u> 14,5	77,5	<u>3,6–4,7</u> 4,2	22,5
	<i>д</i>	<u>20,6–39,8</u> 30,3	<u>14,0–21,3</u> 17,7	58,4	<u>6,6–18,5</u> 12,6	41,6
5	<i>n</i>	<u>5,3–26,1</u> 15,7	<u>3,0–22,0</u> 12,5	79,6	<u>2,3–4,1</u> 3,2	20,4
	<i>д</i>	13,8	5,2	37,7	8,6	62,3

поверхневому шарі та в решті ставків лише 0,1-2,3 мг/г сухої маси завислих речовин. У розчиненому стані титан повністю перебував у складі лабільної фракції, що може свідчити про його міграцію у вигляді слабких комплексів з РОР, насамперед, з ГР, або наночастинок TiO_2 , які здатні адсорбувати на своїй поверхні РОР. У травні 2014 р. у воді Китаївських ставків концентрація лабільного титану була в межах 0,0-38,7 мкг/дм³ (табл. 8).

За допомогою іонообмінної хроматографії встановлено, що протягом досліджуваного періоду лабільний титан повністю перебував у складі кислотної фракції, що підтверджує наведене вище припущення про важливу роль ГР у міграції цього металу в розчиненій формі.

Загальна концентрація купруму ($Cu_{зав}$) у воді досліджуваних ставків коливалася в межах 3,5-16,7 мкг/дм³, а його вміст у розчиненій ($Cu_{розч}$) і завислій ($Cu_{зав}$) формах досягав 2,9-16,1 і 0,2-5,2 мкг/дм³ відповідно (табл. 9). Порівняно з розглянутими вище металами купрум, навпаки, мігрував переважно в розчиненій формі, частка якої становила 63,0-92,9 % $Cu_{зав}$. Водночас його концентрація в складі завислих речовин коли-

валася в межах від 0,02 до 2,74 мг/г сухої маси. Треба зазначити, що в придонному горизонті його вміст у складі завислих речовин був зазвичай вищий у 1,2-9,4 рази, ніж у поверхневому горизонті. У досліджуваних ставках $Cu_{розч}$ було представлено вільною формою, а також комплексними сполуками з РОР різної хімічної природи. Наприклад, у травні концентрація вільної форми купруму перебувала в межах 0,0-9,3 мкг/дм³ та в деяких випадках перевищувала ГДК в 2,2-9,3 рази (табл. 8). Частка вільної форми купруму у воді Китаївських ставків становила 0,0-57,8%, тоді як решту $Cu_{розч}$ було представлено комплексними сполуками з РОР. Серед комплексних сполук купруму з різним знаком заряду, частка аніонних, катіонних і нейтральних комплексних сполук становила 38,9-42,7, 6,7-8,2 і 50,0-50,6 % відповідно. Домінування нейтральних комплексів свідчить про важливу роль вуглеводів у міграції цього металу в досліджуваних ставках.

Це пояснюється невисоким умістом ГР і сезонними коливаннями частки вуглеводів, яка зростає в зимово-весняний період до 14,4-20,4 %. Улітку їхня частка не перевищує 9,3 % [8].

Завдяки дослідженням форм знаходження

Таблиця 8
Концентрація різних форм титану і купруму у воді Китаївських ставків, травень 2014 р.

Станції відбору	$Me_{розч}$								$Me_{зав}$		$Me_{зав}$
	I		II		III		IV		мкг/дм ³	%	мкг/дм ³
	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%			
Титан											
1п	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,5	100,0	10,5
1д	0,0	0,0	14,0	100,0	0,0	0,0	14,0	19,4	58,3	80,6	72,3
2п	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,3	100,0	7,3
2д	0,0	0,0	27,3	100,0	0,0	0,0	27,3	91,9	2,4	8,1	29,7
3п	0,0	0,0	38,7	100,0	0,0	0,0	38,7	89,2	4,7	10,8	43,4
3д	0,0	0,0	5,3	100,0	0,0	0,0	5,3	75,7	1,7	24,3	7,0
4п	0,0	0,0	3,0	100,0	0,0	0,0	3,0	39,0	4,7	61,0	7,7
4д	0,0	0,0	14,0	100,0	0,0	0,0	14,0	68,0	6,6	32,0	20,6
5п	0,0	0,0	3,0	100,0	0,0	0,0	3,0	56,6	2,3	43,4	5,3
5д	0,0	0,0	5,2	100,0	0,0	0,0	5,2	37,7	8,6	62,3	13,8
Купрум											
1п	4,9	56,3	×	×	3,8	43,7	8,7	96,7	0,3	3,3	9,0
1д	0,2	3,3	×	×	5,9	96,7	6,1	87,1	0,9	12,9	7,0
2п	7,5	55,6	×	×	6,0	44,4	13,5	97,1	0,4	2,9	13,9
2д	0,0	0,0	×	×	4,8	100,0	4,8	88,9	0,6	11,1	5,4
3п	9,3	57,8	×	×	6,8	42,2	16,1	96,4	0,6	3,6	16,7
3д	0,0	0,0	×	×	5,9	100,0	5,9	78,7	1,6	21,3	7,5
4п	0,0	0,0	×	×	9,2	100,0	9,2	97,9	0,2	2,1	9,4
4д	0,0	0,0	×	×	4,3	100,0	4,3	66,2	2,2	33,8	6,5
5п	0,0	0,0	×	×	5,6	100,0	5,6	83,6	1,1	16,4	6,7
5д	2,2	43,1	×	×	2,9	56,9	5,1	89,5	0,6	10,5	5,7

Примітка: I – вільна форма металу, II – лабільна форма металу, яку представлено слабкими комплексами, III – метал, зв'язаний у міцні комплекси, IV – загальний уміст розчиненої форми металу Мерозч. Частку розчинених форм досліджуваного металу (I, II, III) розраховано у % до загального вмісту Мерозч (IV), а відносний уміст Мерозч (IV) і завислої форми металу Мезав – у % до загального вмісту металу (Мезав). × – визначення не проводилися.

металів у поверхневих водах встановлено, що в Китаївських ставках відмічено несприятливі умови для розвитку й життєдіяльності, насамперед, риб, оскільки виявлено перевищення ГДК для водойм рибогосподарського призначення за вмістом Fe(II) і Cu(II).

Серед біогенних елементів ми приділили значну увагу дослідженню вмісту та форм знаходження силіцію у воді цих ставків. Це пов'язано з тим, що цей хімічний елемент необхідний для

життєдіяльності гідробіонтів, насамперед, діатомових водоростей, які використовують силіцій для побудови своїх кремнеземних оболонкопанцирів.

Як показали результати досліджень, у воді Китаївських ставків загальний уміст силіцію ($Si_{\text{заг}}$) коливався в межах від 1,4 до 8,6 мг/дм³, а концентрація його розчинної ($Si_{\text{розч}}$) і завислої ($Si_{\text{зав}}$) форм змінювалася в межах від 0,9 до 8,5 мг/дм³ та від 0,1 до 2,9 мг/дм³ відповідно (табл. 10). У

Таблиця 9
Загальна концентрація купруму ($Cu_{\text{заг}}$) і його вміст у розчиненій ($Cu_{\text{розч}}$) і завислій формах ($Cu_{\text{зав}}$) у воді Китаївських ставків, 2014 р.

Номер ставу	Горизонт	$Cu_{\text{заг}}$ мкг/дм ³	$Cu_{\text{розч}}$ мкг/дм ³	% $Cu_{\text{заг}}$	$Cu_{\text{зав}}$ мкг/дм ³	% $Cu_{\text{заг}}$
1	<i>n</i>	<u>9,0–11,3</u> 10,2	<u>8,7–8,9</u> 8,8	86,3	<u>0,3–2,4</u> 1,4	13,7
	<i>д</i>	<u>7,0–11,8</u> 9,5	<u>6,1–6,6</u> 6,4	67,4	<u>0,9–5,2</u> 3,1	32,6
2	<i>n</i>	<u>9,9–13,9</u> 11,9	<u>8,1–13,5</u> 10,8	90,8	<u>0,4–1,8</u> 1,1	9,2
	<i>д</i>	<u>5,4–9,1</u> 7,3	<u>4,4–4,8</u> 4,6	63,0	<u>0,6–4,7</u> 2,7	37,0
3	<i>n</i>	<u>8,5–16,7</u> 12,7	<u>7,4–16,1</u> 11,8	92,9	<u>0,6–1,1</u> 0,9	7,1
	<i>д</i>	<u>7,1–7,5</u> 7,3	<u>3,7–5,9</u> 4,8	65,8	<u>1,6–3,4</u> 2,5	34,2
4	<i>n</i>	<u>9,4–11,1</u> 10,3	<u>8,9–9,2</u> 9,1	88,3	<u>0,2–2,2</u> 1,2	11,7
	<i>д</i>	<u>5,3–6,5</u> 6,0	<u>4,3–4,6</u> 4,4	73,3	<u>0,9–2,2</u> 1,6	26,7
5	<i>n</i>	<u>6,7–9,7</u> 8,2	<u>5,6–8,5</u> 7,1	86,6	<u>1,0–1,3</u> 1,1	13,4
	<i>д</i>	3,5	2,9	82,9	0,6	17,1

Таблиця 10
Концентрація різних форм силіцію у воді Китаївських ставків, 2014 рр.

Номери ставків	Горизонт	$Si_{\text{заг}}$, мг/дм ³	$Si_{\text{розч}}$		$Si_{\text{зав}}$	
			мг/дм ³	% $Si_{\text{заг}}$	мг/дм ³	% $Si_{\text{заг}}$
1	<i>n</i>	<u>2,3–6,6</u> 4,4	<u>1,5–6,4</u> 3,9	88,6	<u>0,1–0,8</u> 0,5	11,4
	<i>д</i>	<u>4,3–6,8</u> 5,6	<u>1,7–6,6</u> 4,2	75,0	<u>0,2–2,6</u> 1,4	25,0
2	<i>n</i>	<u>1,7–5,6</u> 3,6	<u>1,1–5,5</u> 3,3	91,7	<u>0,1–0,6</u> 0,3	8,3
	<i>д</i>	<u>5,0–7,5</u> 6,2	<u>4,0–7,3</u> 5,6	90,3	<u>0,2–1,0</u> 0,6	9,7
3	<i>n</i>	<u>1,4–5,2</u> 3,3	<u>0,9–5,0</u> 2,9	87,9	<u>0,2–0,5</u> 0,4	12,1
	<i>д</i>	<u>8,2–8,6</u> 8,4	<u>5,3–8,5</u> 6,9	82,1	<u>0,1–2,9</u> 1,5	17,9
4	<i>n</i>	<u>1,5–6,4</u> 3,9	<u>1,2–6,2</u> 3,7	94,9	<u>0,2–0,3</u> 0,2	5,1
	<i>д</i>	<u>4,6–8,3</u> 6,5	<u>3,3–7,1</u> 5,2	80,0	<u>1,2–1,3</u> 1,3	20,0
5	<i>n</i>	<u>2,9–7,4</u> 5,1	<u>2,6–7,1</u> 4,9	96,1	<u>0,2–0,3</u> 0,2	3,9
	<i>д</i>	3,2	2,7	84,4	0,5	18,6

поверхневих водних об'єктах такого типу домінуючою формою міграції силіцію є розчинна. Її частка за середніми величинами досягала 75,0-96,1 % $Si_{розч}$.

Серед досліджуваних ставків мінімальний вміст $Si_{розч}$ зафіксовано у воді 3-го ставка (травень, 2014 р.), зокрема, у його поверхневому горизонті. Водночас, і максимальною концентрацією $Si_{розч}$ характеризувався також 3-ій ставок (лютий, 2014 р.), насамперед, придонний шар води.

На підставі одержаних результатів встановлено, що в придонному горизонті води, порівняно з поверхневим, спостерігаються вищі концентрації не лише розчинної форми силіцію, але й завислої (рис. 8 і 9).

Протягом досліджуваного періоду найбільшу різницю між вмістом $Si_{розч}$ у поверхневому й придонному шарах води було відмічено в

3-му ставку. Так, у травні 2014 р. вона досягала 4,4 мг/дм³. Це зумовлено, насамперед, активним розвитком фітопланктону в поверхневому горизонті, що опосередковано підтверджується також величинами рН води (див. табл. 3) і, як наслідок, асиміляцією гідробіонтами (діатомовими водоростями) розчинної форми силіцію. Як відомо, у процесі фотосинтезу фітопланктон активно поглинає карбонатну кислоту, що, насамперед, зумовлює зменшення концентрації йонів H^+ та зростання рН у лужний бік. Водночас у придонних горизонтах води вміст $Si_{розч}$ вищий завдяки його регенерації зі складу решток силіційвмісної біоти та внаслідок надходження $Si_{розч}$ з окремих фракцій донних відкладів тощо [7].

Щодо завислої форми силіцію, то треба відмітити, що максимальний її вміст (у перерахунку мг Si на 1 г завислих речовин) було знайдено в

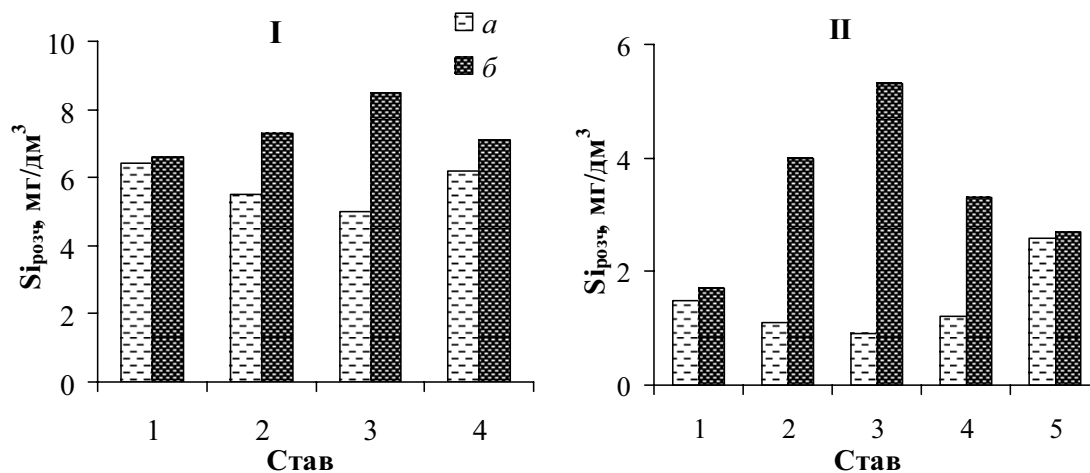


Рис. 8. Величини концентрації $Si_{розч}$ у поверхневому (а) й придонному (б) горизонтах води Китаївських ставків (Тут і на рис. 9: I і II – лютий і травень 2014 р. відповідно, 1-5 – нумерація ставків)

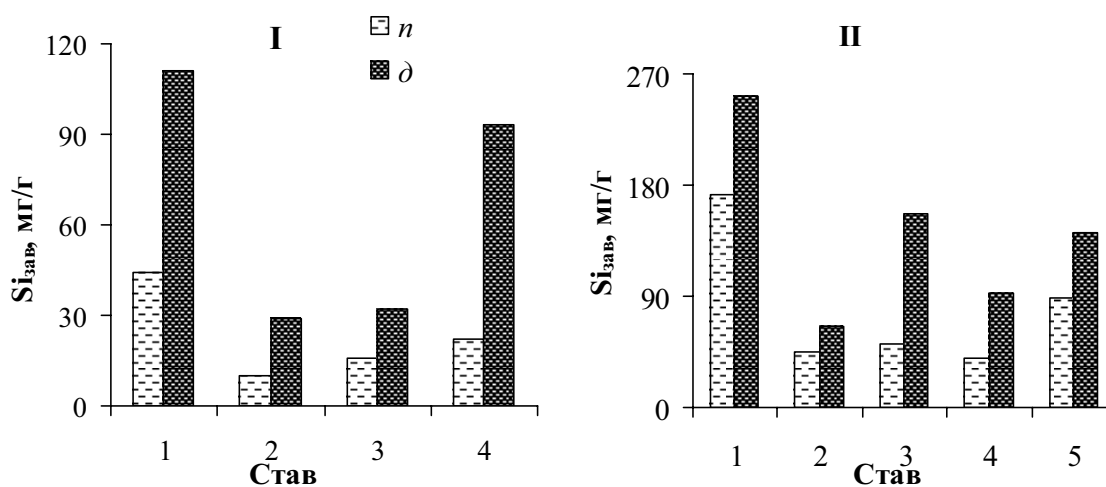


Рис. 9. Величини вмісту $Si_{завв}$ у поверхневому (а) й придонному (б) горизонтах води Китаївських ставків

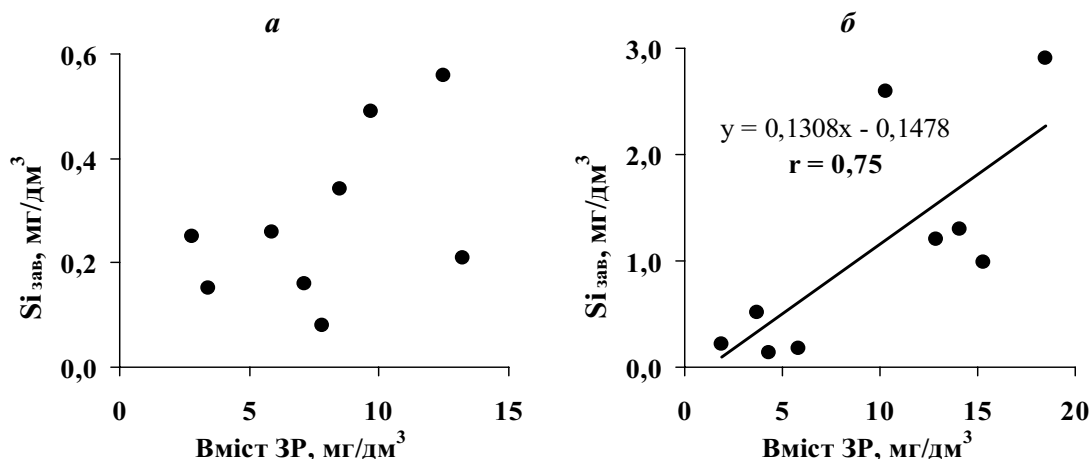


Рис. 10. Взаємозв'язок між умістом завислих речовин (ЗР) і концентрацією силіцію в їхньому складі в поверхневому (а) і придонному (б) горизонтах води Китаївських ставків, 2014 р.

складі завислих речовин 1-го ставка, зокрема, в придонному горизонті. Крім того, у цьому ставку спостережено найвищі концентрації $Si_{зав}$ і в поверхневому шарі. Вірогідно, така особливість пов'язана з надходженням завислих речовин мінерального походження в 1-ий ставок з водою Китаївського струмка. У результаті зарегулювання водотоку й створення на ньому каскаду ставків змінився, насамперед, його гідрологічний режим. Це зумовлює також і перерозподіл в характері завислих речовин, зокрема, зростання частки зависі органічного походження завдяки сприятливішим умовам для розвитку фітопланктону. Тому в наступних ставках уміст завислого силіцію зменшується.

На підставі попередніх досліджень встановлено, що для виявлення можливого взаємозв'язку між умістом завислих речовин і концентрацією $Si_{зав}$ у їхньому складі, важливу роль відіграє не лише маса зависі, але також і її природа [36]. Це, насамперед, підтверджується величинами кореляційних коефіцієнтів. Так, у поверхневому горизонті води Китаївських ставків взаємозв'язку між умістом завислих речовин і концентрацією $Si_{зав}$ нема, тоді як у придонному, навпаки, наявний тісний позитивний зв'язок зі значенням коефіцієнта кореляції 0,75 за рівня значимості 0,01 (рис. 10). У воді цих ставків серед розчинних форм силіцію з різним знаком заряду домінувала його нейтральна фракція. Її частка досягала 96–98 % $Si_{розч}$. Водночас, у цій фракції розчинений силіцій на 98–99 % (у перерахунку на вміст силіцію нейтрального) знаходився у вигляді низькомолекулярних сполук, молекулярна маса яких не перевищувала 0,2 кДа, тобто у вигляді мономерно-димерної форми силікатної кислоти.

Висновки

Отже, досліджувані водойми характеризуються достатньо високою інтенсивністю зовнішнього водообміну. Умовна зміна води в каскаді ставків за рік відбувається 2,85 рази або протягом 4,3 місяці. Період водообміну, отриманий для кожного ставка окремо, варіює в межах від 15 до 50 діб. Незважаючи на такий інтенсивний зовнішній водообмін, екологічний стан Китаївських ставків значною мірою залежить від внутрішньоводоймової динаміки, яка відповідає за направленість та інтенсивність процесів формування якості вод та стану екосистем. Гідродинамічна активність водних мас цих водойм формується переважно завдяки дії вітру. У результаті вона обумовлює вирівнювання значень температури, умісту розчиненого кисню, завислих речовин у водних масах по глибині та акваторії водойми. Нашими натурними дослідженнями встановлено, що в ставках вітрове перемішування сягає в середньому глибини 1–2 м, на глибині нижче 2 м формуються анаеробні умови.

Рухливість водних мас, що зумовлена дією вітру середньої швидкості, посилює самоочисну здатність Китаївських ставків у 5,40–6,50 разів порівняно з нерухомим станом вод.

Залежно від сезону Китаївські ставки характеризувалися різним вертикальним розподілом значень рН води, умісту розчиненого кисню, концентраціями та формами знаходження металів і силіцію. Зокрема, у ставках під час встановлення прямої літньої температурної стратифікації зафіксовано відповідний вертикальний розподіл розчиненого кисню. Найвищі показники температури і вмісту кисню були на поверхні водойм (23,7–25° С і 7,9–9,0 мг O_2 /дм³ відповідно), найнижчі – у придонному шарі на глибині

2,5 м (15,0 °C і 0,0 мг O₂/дм³ відповідно). Узимку за наявності оберненої температурної стратифікації є дефіцит кисню у всій водній товщі. Це зумовлено відсутністю аерації водних мас під час льодоставу. Окрім цього, для Китаївських ставків характерне забруднення води вільною формою Cu(II) і Fe(II), яка потенційно здатна негативно впливати на розвиток і життєдіяльність, насамперед, риби. Досліджено вміст та форми знаходження алюмінію й титану в Китаївських ставках та встановлено відсутність у воді їхніх токсичних форм. Виявлено, що для силіцію характерні сезонні та просторові зміни його вмісту та форм знаходження, що зумовлено інтенсифікацією розвитку діатомових водоростей навесні внаслідок зарегулювання водного стоку досліджуваних ставків.

* *

1. *Алтунин В.С., Белавцева Т.М.* Контроль качества воды: Справочник. – М.: Колос, 1993. – 367 с.
2. *Аналитична хімія поверхневих вод /* Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. – К.: Наук. думка, 2007. – 456 с.
3. *Галицкий В.Н., Давыдчук В.С., Шевченко В.Н.* Ландшафты пригородной зоны города Киева и их рациональное использование. – К.: Наук. думка, 1983. – 242 с.
4. *Гудков І.М., Грисюк С.М., Лазарев М.М. і інші* Радіонукліди і важкі метали в Голосіївському лісі // *Екологія Голосіївського лісу. Монографія.* – К.: Фенікс, 2007. – С. 241-253.
5. *Гудков І.М., Мельничук М.Д.* Голосіївський ліс – унікальний біогеоценоз на території України // *Екологія Голосіївського лісу. Монографія.* – К.: Фенікс, 2007. – С. 6-20.
6. *Жежеря В.А., Линник П.М., Жежеря Т.П.* Методичні особливості визначення хімічних елементів у складі завислих речовин у природних поверхневих водах // *Сучасні тенденції 2014: Тези доповідей Київської конф. з аналітичної хімії / 9-12 червня 2014 р., м. Київ.* – К., 2014. – С. 160-161.
7. *Жежеря Т. П., Линник П.М.* Особливості міграції силіцію в системі “донні відклади – вода” за дії різних чинників середовища // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : наук. зб.* – К., 2014. – Т. 1(32). – С. 54-63.
8. *Іванченко Я.С., Линник П.М., Жежеря В.А., Линник Р.П.* Компонентний склад розчинених органічних речовин у воді верхнього Китаївського ставу та його сезонні зміни // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. зб.* – К. – 2013. – Т. 1(28). – С. 89-98.
9. *Кабата-Пендиас А.* Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас; пер. с англ. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
10. *Клімат Києва /* За ред. В.І. Осадчого, О.О. Косовця, В.М. Бабіченко. – УкрНДГМІ, Центральна геофізична обсерваторія. – К.: Ніка-Центр, 2010. – 320 с.
11. *Клоченко П.Д., Горбунова З.Н., Харченко Г.В.* Неорганические соединения азота и фосфора в водах Голосіївського лісу // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. зб.* – К.: ВГЛ “Обрії”. – 2006. – Т. 11. – С. 276-281.
12. *Клоченко П.Д., Горбунова З.Н., Харченко Г.В., Царенко П.М.* Особливості екологічного стану Китаївських ставків (Голосієво, м. Київ) // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. зб.* – К.: ВГЛ “Обрії”. – 2007. – Т. 13. – С. 165-170.
13. *Клоченко П.Д., Царенко П.М., Якубенко Б.Є., Горбунова З.Н., Харченко Г.В.* Дослідження екологічного стану Китаївських ставків (Голосієво, м. Київ) // *Наук. вісник Нац. аграрн. ун-ту.* – К.: 2007. – Вип. 117. – 400 с.
14. *Линник П.Н., Жежеря В.А., Иванченко Я.С., Линник Р.П.* Гумусовые вещества и их роль в миграции металлов в высокоцветных поверхностных водах (на примере рек бассейна Припяти) // *Экологическая химия.* – 2014. Т. 23, №2. – С. 74-91.
15. *Линник П.Н., Жежеря В.А., Линник Р.П., Иванченко Я.С.* Влияние компонентного состава органических веществ на соотношение растворенных форм металлов в поверхностных водах // *Гидробиол. журн.* – 2012. – Т. 48, № 5. – С. 97-114.
16. *Охрана водных ресурсов /* [Бородавченко И.И., Зарубаев Н.В., Васильев Ю.С. и др.]. – М.: Колос, 1979. – 247 с.
17. Пат. 75995 Україна, МПК⁵¹ (2012.01) G 01 N 1/00 Модифікований батометр-склянка; *Жежеря В.А.*; винахідник Жежеря В.А., власник Інститут гідробіології НАН України. – № у 2012 05246; заяв. 27.04.2012; опубл. 25.12.12, Бюл. № 24.
18. Пат. 107989 Україна, МПК⁵¹ (2015.01) G 01 N 1/00, G 01 N 33/18, G 01 N 33/24 Спосіб двостадійної обробки проб завислих речовин і донних відкладів; винахідник: *Линник П.М., Жежеря В.А., Дика Т.П.*; власник Інститут гідробіології НАН України. – № а 2013 05219; заяв. 23.04.2013; опубл. 10.03.15, Бюл. № 5.
19. *Савицька О.В.* Оцінка ступеня забруднення важкими металами геосистем Голосіївського лісу // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. зб.* – К.: Ніка-центр. – 2001. – Т. 2. – С. 771-775.
20. *Савранский Л.И., Наджафова О.Ю.* Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазулолом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ // *Журн. аналит. химии.* – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613-1617.
21. *Справочник по водным ресурсам /* [Под. ред. Б.И. Стрельца]. – К.: Урожай, 1987. – 304 с.
22. *Степанец К.* Энциклопедия Киевских рек. – К.: 2014. – 240 с.
23. *Судольский А.С.* Динамические явления в водоемах. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 262 с.
24. *Тимченко В.М.* Экологическая гидрология водоемов Украины. – К.: Наук. думка, 2006. – 384 с.
25. *Тимченко В.М., Дараган С.В.* Сменяемость воды в водоемах Киева // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія.* – К., 2014. – Т. 4. – С. 49-57.
26. *Фельзенбаум А.И.* Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений. – М.: Изд-во АН СССР, 1960. – 122 с.
27. *Школьник М.Я.* Микроэлементы в жизни растений. – М.: Наука, 1974. – 324 с.
28. *Шербак В.И., Плигин Ю.В., Бойко Т.М. и др.*

- Санитарно-гидробиологическое состояние Корчеватских прудов в Киеве // Гидробиологический журнал. – 1986. – Т. 22, №6. – С. 94-96.
29. Яковлев В.А. Токсичность и аккумуляция Al в закисленной воде (на примере малых озер и водотоков Финской Лапландии) / В.А. Яковлев // Водные ресурсы. – 2001. – Т. 28, № 4. – С. 454-460.
 30. Chapman H.D. Diagnostic criteria for plants and soils. – University of California, Riverside, Calif., USA, 1972-793 p.
 31. Exley C., Wicks A.J., Hubert R.B., Birchall J.D. Polynuclear aluminum and acute toxicity in the fish // J. Theor. Biol. – 1994. – Vol. 167. – P. 415-416.
 32. Federici G., Shaw B.J., Handy R.D. Toxicity of titanium dioxide nanoparticles to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Gill injury, oxidative stress, and other physiological effects // Aquat. Toxicol. – 2007, vol. 84. – P. 415-430.
 33. Forbes W.E., McLachlan D.R.C. Further thoughts on the aluminum – Alzheimer's disease link // J. Epidemiol. Commun. Health. – 1996. – Vol. 50. – P. 401-403.
 34. Handy R.D., Owen R., Valsami-Jones E. The ecotoxicology of nanoparticles and nanomaterials: current status, knowledge gaps, challenges, and future needs // Ecotoxicology, 2008, Vol. 17, no. 5. – P. 315-325.
 35. 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. – P. 405-412.
 36. Linnik P.N., Dikaya T.P. Concentration, coexisting forms, and features of silicon distribution and migration in surface waters of Ukraine // Water Resources. – 2014. – Vol. 41, № 6. – P. 696-708.
 37. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P., Zhezherya V.A. Systematic features in the study of humic substances in natural surface waters // J. Water Chem. and Technol. – 2013. – Vol. 35, № 6. – P. 295-304.
 38. Sharma V.K. Aggregation and toxicity of titanium dioxide nanoparticles in aquatic environment // J. Environ. Sci. and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. – 2009. – Vol. 44. – P. 1485-1495.
 39. Wade A. The regulatory status of aluminium in drinking water / A. Wade, B. Cooper // Aluminium: report of an International meeting; 20-21 April 1995, Brisbane (P. Imray, M.R. Moore, P.W. Callan, W. Lock, Eds.). – Brisbane – Series: National Environmental Health Forum Monographs. Metal series N 1. – 1998. – P. 39-46.

Институт гідробіології НАН України, Київ

Жежеря В.А., Батог С.В., Линник П.Н., Жежеря Т.П.

Гидролого-гидрохимическая характеристика Китаевских прудов (г. Киев)

Проведены эколого-гидрологические и гидрохимические исследования Китаевских прудов. Изучены гидрологические условия функционирования экосистем прудов, в том числе внешний водообмен, динамика водных масс, а также оценены гидрофизические и гидрохимические свойства водной среды по ряду показателей. Выявлено, что гидрологические условия существенно влияют на содержание, распределение и формы нахождения алюминия, железа, титана, меди и кремния в Китаевских прудах.

Ключевые слова: внешний водообмен, внутриводоемные динамические процессы, металлы, кремний, формы нахождения, Китаевские пруды.

Zhezherya V.A., Batoh S.V., Linnik P.M., Zhezherya T.P.

Hydrological and hydrochemical characteristics of the Kitaevski ponds (Kiev City)

The ecohydrological and hydrochemical investigations of the Kitaevski ponds were carried. The hydrological conditions of functioning of the pond ecosystems, including external water exchange, and dynamics of the water masses have been studied. The hydrophysical and hydrochemical properties of water on a number of indicators have been estimated also. It was established that the hydrological conditions significantly influence on the content, distribution and coexisting forms of aluminum, iron, titanium, copper and silicon in Kitaevski ponds.

Keywords: external water exchange, hydrodynamic processes, metals, silicon, coexisting forms, Kitaevski ponds.