

УДК 504.4.054:556.114(282.247.32)

В.А. Жежеря, П.М. Линник, І.Б. Зубенко**УМІСТ ТА ФОРМИ ЗНАХОДЖЕННЯ МЕТАЛІВ
У ОЗЕРАХ СИСТЕМИ ОПЕЧЕНЬ (м. КИЇВ)**

Наведено результати досліджень умісту й форм знаходження алюмінію, феруму, купруму, мангану, хрому, титану, цинку, кадмію та свинцю у воді озер системи Опечень і гирла р. Сирець. Установлено забруднення досліджуваних водних об'єктів сполуками Al(III), Fe(II), Cu(II), Mn(II), Zn(II) і Pb(II). Важливу роль у потенційній детоксикації досліджуваних металів відіграють процеси комплексоутворення за участю розчинених органічних речовин та адсорбції на поверхні завислих речовин.

Ключові слова: метали, форми знаходження, завислі речовини, забруднення, озера системи Опечень.

Вступ

Озера системи Опечень – це низка озер, що утворилися в колишній заплаві річки Почайни внаслідок робіт з наміву території житлового масиву Оболонь (м. Київ). Озера дугою оточують цей масив із заходу та півдня. Система складається з шести озер. В їхніх назвах існують деякі розбіжності. Назви з півдня на північ: Йорданське (Нижнє або Опечень-1), Кирилівське (Верхнє або Опечень-2), Андріївське (Пожежне, Опечень-3 або Богатирське), Богатирське (Пташине або Опечень-4), Лугове (Опечень-5) і Мінське (Опечень-6).

Озера Йорданське й Кирилівське розділяє дамба, до спорудження якої це була одна водойма. Дамбу було збудовано задля прокладання всередині неї тунелів Куренівсько-Червоноармійської лінії метрополітену. Згодом, наприкінці 1990-х рр., дамбою було подовжено Оболонський проспект, що знаходиться на масиві Оболонь у м. Київ. В оз. Кирилівське впадають річка Сирець та Кирилівський струмок.

Озера системи Опечень – це переважно глибоководні водойми. Для прикладу розглянемо оз. Кирилівське, що знаходиться в південно-західній частині масиву Оболонь. Його довжина становить 760 м, найбільша ширина – 380 м, площа водного дзеркала – 19 га, об'єм – 2,28 млн. м³, середня глибина – 12 м, а найбільша – 15 м. Довжина оз. Лугового досягає 1,1 км, а ширина коливається на різних ділянках в межах 70–120 м, площа водного дзеркала – 11,9 га. Площа оз. Йорданського – 14,9 га, довжина і ширина відповідно 700 і 60–200 м [10]. Його глибина в деяких місцях досягає 14–17 м.

Особливість озер системи Опечень полягає в

тому, що в прибутковій частині їхнього водного балансу помітну роль відіграє приток поверхневих вод, що формується як схиловим і ґрунтовим стоком із площі приблизно 6 тис. га, так і скидними водами промислових підприємств і зливних систем житлових масивів Сирець, Куренівка, Виноградар, Нивки [2, 3]. До озер системи Опечень впадає низка струмків: Йорданський, Юрковський, Турець, Сирець, Коноплянка, Западинський, Курячий Бід, Борисоглібський та інші. Завдяки цим струмкам відбувається поверхнєве живлення озер [4]. Озера системи Опечень не мають прямого гідравлічного зв'язку з р. Дніпро. Проте їхній гідрологічний режим змінюється залежно від коливання водності Дніпра внаслідок змін рівня ґрунтових вод на всій заплавної терасі [5]. В озера скидаються технічні води з підприємств та житлової забудови Шевченківського, Подільського й Оболонського районів м. Києва. Ланцюг озер Опечень – це своєрідний колектор, що перехоплює зазначений вище стік. Пройшовши цю систему, вода з Йорданського озера по відповідному каналу через затоку Вовкувата потрапляє до Канівського водосховища. Сумарне надходження зливних та стічних вод досягає 13,2 млн. м³/рік, що в півтора раза перевищує об'єм самих озер [2]. У них відбувається доочищення дощових стічних вод. Вода в цих озерах має забруднення хімічного та бактеріологічного характеру, що не передбачає їхнє використання в рекреаційних цілях [3].

Наші дослідження були спрямовані на встановлення сучасного стану озер системи Опечень за вмістом у воді низки металів, зокрема алюмінію, феруму, купруму, мангану, хрому, титану, цинку, кадмію й свинцю, та особливостей їхнього розподілу між співіснуючими формами.

Матеріал і методи дослідження

Дослідження форм знаходження металів у воді озер системи Опечень і гирлової ділянки р. Сирець проводили протягом 2015 р., за винятком зимового періоду. Проби води відбирали з поверхневого й придонного горизонтів за допомогою модифікованого батометра-склянки [18]. Для відокремлення завислих речовин свіжовідібрану пробу води об'ємом не менше ніж 1,5 дм³ пропускали через нітроцелюлозний фільтр "Synpro" (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм безпосередньо на місці відбору, використовуючи фільтраційну установку УК 40-2М. 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 ~ 3,5-4,0 у максимально стислий проміжок часу (~ 3-5 хв). Другу частину фільтрату води об'ємом 1,0 дм³ залишали без підкислення. Для транспортування й зберігання проб використовували поліпропіленові ємності. Підкислення проби води запобігає адсорбції вільних (гідратованих) іонів металів на стінках посуду, в якому вона транспортується в лабораторію.

Уміст металів у складі завислих речовин 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, 17, 26]. 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 вимірювали до та після фотохімічної деструкції розчинених органічних речовин (РОР) у фільтраті досліджуваної проби води. Для цього фільтрат природної води об'ємом 50 см³ вносили в кварцовий стакан і підкислювали концентрованою H₂SO₄ градації "х. ч." до рН 1,0-1,5, а потім додавали 5-7 крапель 35 % -ного розчину H₂O₂ і опромінювали ртутно-кварцевою лампою ДРТ-1000 протягом 2,0-2,5 годин. Для розрахунку вмісту вільних (гідратованих) іонів або аквакомплексів металів, лабільних і зв'язаних в міцні комплекси з РОР різної хімічної природи алюмінію, феруму і титану визначали їхню концентрацію в 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 їхнього фотометричного визначення¹.

Концентрація досліджуваного металу, що визначається в підкисленому фільтраті води до фотохімічної деструкції РОР, відповідає сумі концентрацій його вільних іонів і лабільної фракції ($Me_{e+лаб}$), а після – загальному вмісту металу в розчиненій формі ($Me_{заг.розч}$). Концентрація металу, яка визначається в не підкисленому фільтраті води до фотохімічної деструкції РОР, відповідає його вмісту у лабільній фракції ($Me_{лаб}$), а після – його концентрації в розчиненій формі ($Me_{розч}$) без урахування вільних іонів, які, цілком можливо, швидко адсорбуються на стінках посуду. Уміст так званих вільних іонів розраховували за формулою: $Me_e = Me_{e+лаб} - Me_{лаб}$. Концентрацію досліджуваного металу в складі стійких комплексів з РОР ($Me_{компл}$) розраховували за формулою: $Me_{компл} = Me_{заг.розч} - Me_{e+лаб}$.

Зазначені вище розрахунки прийнятні для таких металів як алюміній, ферум й титан, фотометричні методи визначення яких не дозволяють вимірювати концентрацію так званих вільних іонів металу безпосередньо у фільтраті води. Водночас, хемілюмінесцентний метод визначення таких металів як манган і купрум, позбавлений цього недоліку². Однак за допомогою цих розрахунків можна встановити втрати, передусім, вільних іонів мангану та купруму під час транспортування.

Дослідження розподілу розчинних сполук досліджуваних металів за знаком заряду і молекулярною масою здійснювали за допомогою методів іонообмінної та гель-хроматографії відповідно. У ході іонообмінного розділення використовували поліпропіленові колонки, заповнені відповідно аніонітом-діетиламіноетилцелюлозою (ДЕАЕ) та катіонітом-карбоксиметилцелюлозою (КМ). Методика іонообмінної хроматографії передбачає послідовне пропускання фільтрату природної води спочатку крізь колонку з ДЕАЕ-целюлозою, а потім – з КМ-целюлозою. За допомогою цієї методики отримували кислотну (домінують гумусові речовини (ГР) і комплекси металів з ними), основну (превалюють білковоподібні речовини (БПР) і комплекси металів з ними, а також гідроксокомплекси мангану з позитивним зарядом) і нейтральну (містяться вуглеводи й комплекси металів з ними, а також сполуки металів без за-

¹ У цьому разі частка лабільної фракції металу – це та його частина, яка зв'язана в комплекси з РОР, але вивільняється в процесі фотометричного визначення під час додавання реагенту, з яким утворюються міцніші (стійкіші) комплекси, ніж з РОР природної води

² У пробі фільтрованої води до УФ-опромінювання хемілюмінесцентним методом визначається лабільна фракція мангану й купруму, що включає їхні вільні йони та головним чином гідроксокомплекси.

ряду) фракції. Послідовність дій, які необхідно дотримуватись у процесі виконання методики йонообмінної хроматографії, викладено в наших попередніх статтях [11, 29].

Молекулярно-масовий розподіл ГР та їхніх комплексів з металами досліджували за допомогою гель-хроматографії. Для цього використовували скляну колонку, заповнену гелем Тоуреаг 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). Як елюент використовували 0,05 моль/дм³ розчин KNO₃.

Концентрацію алюмінію, феруму й титану визначали за допомогою фотометричного методу з використанням відповідно хромазурулу S, о-фенантроліну й хромотропової кислоти [1, 19], купруму, мангану й хрому – хемілюмінесцентним методом [13, 16, 23], цинку й кадмію – методом анодної інверсійної вольтамперметрії [12, 14].

Результати досліджень та їхнє обговорення

Під час дослідження стану металів у поверхневих водах важливо враховувати їхнє знаходження у вигляді різних форм, які відрізняються за міграційною рухливістю, біодоступністю й токсичністю для гідробіонтів. До металів з ознаками вираженої токсичності для живих організмів належать, передусім, алюміній, кадмій і свинець. Такі метали як купрум, манган, хром, цинк і ферум відносять до біологічно важливих хімічних елементів. Хоча за їхнього вмісту у воді, що перевищує граничнодопустиму концентрацію (ГДК), може проявлятися їхній токсичний вплив на живі організми. Однак більшою мірою це залежить від форми знаходження металу у воді, аніж від його загальної концентрації в розчиненому стані. До найбільш токсичних сполук металів у розчиненому стані відносять аква- і гідроксокомплекси, тоді як їхні комплексні сполуки з неорганічними лігандами й особливо органічними лігандами (ГР, БПР, вуглеводи) токсичні меншою мірою або зовсім нетоксичні. Для оцінки екологічного стану водного об'єкта коректним буде порівняння з ГДК саме концентрації токсичної форми металу, а не загального його вмісту, як це дуже часто практикується. Загальновідомо, що детоксикація металів відбувається, передусім, унаслідок комплексоутворення та адсорбції їхніх розчинених сполук на поверхні мінеральних частинок завислих речовин. Адсорбція призводить до концентрування металів у складі зависі, а тому дуже часто концентрація багатьох із них у складі донних відкладів і в розчиненому стані набагато нижча [20, 21, 32-34]. Отже, трансформація роз-

чиненої форми металу в завислу як більш інертну зумовлює зниження його потенційної біодоступності. Однак адсорбовану форму металів у складі завислих речовин треба вважати потенційно токсичною, оскільки за певних умов, наприклад, у разі зниження величини рН води, відбуватиметься її десорбція та вторинне надходження у водне середовище. Особливої уваги заслуговують комплексні сполуки металів з РОР, молекулярна маса яких не перевищує 5 кДа, оскільки вони здатні проникати крізь клітинну мембрану, що призводить до їхнього біонакопичення.

Алюміній. Концентрація загального алюмінію ($Al_{\text{заг}}$) у воді озер системи Опечень знаходилась у широкому інтервалі величин – 13,0-425,4 мкг/дм³. Уміст розчиненого ($Al_{\text{розч}}$) й завислого ($Al_{\text{зав}}$) алюмінію коливався в межах відповідно 2,2-69,0 і 5,3-397,4 мкг/дм³ (табл. 1). У гирловій ділянці р. Сирець концентрація $Al_{\text{заг}}$, а також $Al_{\text{розч}}$ і $Al_{\text{зав}}$ становила відповідно 229,8-486,2, 13,8-178,0 і 216,0-308,2 мкг/дм³ (табл. 1). У розчиненому стані алюміній у поверхневих природних водах може знаходитися у вигляді гідроксокомплексів і комплексів з неорганічними лігандами, а також комплексних сполук з РОР різної хімічної природи, які відрізняються за міцністю зв'язку. Останні можуть бути розділені на слабкі й міцні комплекси. Цей поділ пов'язаний з тим, що в разі фотометричного визначення частина Al(III), зв'язаного в комплекси з РОР, може вилучатися з них хромазуролом S і визначатися до фотохімічної деструкції РОР. Уміст Al(III) у вигляді гідроксокомплексів і комплексів з неорганічними лігандами у воді озер системи Опечень і р. Сирець коливався в межах 0,0-18,4 мкг/дм³ (табл. 1), що не перевищує ГДК для водойм рибогосподарського призначення (36,0 мкг/дм³) [1].

Концентрація Al(III) в складі лабільної фракції і міцних комплексних сполук з РОР знаходилась в інтервалах 0,3-24,2 і 0,0-159,4 мкг/дм³ відповідно. Лабільну фракцію алюмінію треба розглядати як потенційно біодоступну, оскільки за певних умов, наприклад у разі підкислення води, вона може вивільнитися зі складу слабких комплексів та ставати біодоступною для гідробіонтів. У країнах Скандинавії та деяких інших ця проблема стоїть дуже гостро, оскільки в ході закислення озер концентрація токсичного алюмінію різко зростає. Частка міцно зв'язаного в комплекси Al(III) становила в середньому 38,1-82,8 % $Al_{\text{розч}}$. Отже, результати визначення концентрації окремих співіснуючих форм $Al_{\text{розч}}$ у воді вказують на те, що досліджувані водні об'єкти зазнають забруднення неорганічними сполуками алюмінію, але завдяки комплексоутворенню

Таблиця 1

Концентрація різних форм алюмінію у воді озер системи Опечень і р. Сирець, 2015 р.

Водні об'єкти		Al _{розч}								Al _{зав}		Al _{ад}
		I		II		III		IV		мкг/дм ³	%	мкг/дм ³
		мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%			
оз. Мінське	n	3,4–18,4 8,6	29,3	0,3–24,2 9,6	32,6	8,4–14,7 11,2	38,1	14,7–51,0 29,4	30,8	5,3–164,1 66,0	69,2	20,0–186,6 95,4
	δ	4,2–8,0 5,9	25,1	4,0–5,4 4,6	19,6	5,6–20,7 13,0	55,3	14,2–31,6 23,5	15,3	12,7–311,3 130,2	84,7	37,3–325,5 153,7
оз. Лугове	n	0–9,9 4,7	16,0	3,0–8,7 5,3	18,1	3,8–50,5 19,3	65,9	6,9–69,0 29,3	19,7	34,6–263,1 119,1	80,3	66,4–275,2 148,4
	δ	2,3–7,7 4,6	33,5	1,7–4,4 2,6	19,0	2,0–10,5 6,5	47,5	6,0–19,1 13,7	12,4	28,0–202,6 96,9	87,6	34,0–221,7 110,6
оз. Богатирське	n	0,9–11,0 5,4	25,5	1,1–8,3 4,2	19,8	3,2–21,2 11,6	54,7	5,2–33,7 21,2	16,4	38,8–241,7 107,7	83,6	44,0–266,5 128,9
оз. Андріївське	n	2,6–4,0 3,4	21,1	1,7–11,6 5,4	33,5	5,1–11,2 7,3	45,4	10,5–19,5 16,1	26,1	12,2–98,8 45,6	73,9	30,4–109,3 61,7
	δ	1,5–4,7 2,6	17,3	0,5–4,0 2,6	17,3	4,9–16,8 9,8	65,4	6,9–25,5 15,0	10,2	12,4–278,9 132,3	89,8	19,3–291,4 147,3
р. Сирець	n	4,2–15,7 9,6	13,9	0,8–3,2 2,3	3,3	1,7–159,4 57,1	82,8	13,8–178,0 69,0	19,9	216,0–308,2 277,3	80,1	229,8–486,2 346,3
оз. Кирилівське	n	1,2–2,3 1,6	11,4	0,8–4,5 3,2	22,8	2,7–21,8 9,2	65,8	4,7–28,5 14,0	11,4	46,8–213,0 109,3	88,6	51,5–221,7 123,3
	δ	1,3–2,5 2,0	10,2	1,7–4,2 2,6	13,2	0–39,4 15,1	76,6	3,0–45,9 19,7	10,7	63,0–255,4 164,3	89,3	108,9–258,2 184,0
оз. Йорданське	n	0,9–3,5 2,4	17,5	0,3–4,2 2,2	16,1	2,4–22,0 9,1	66,4	3,9–29,1 13,7	33,0	9,1–37,9 27,8	67,0	13,0–65,6 41,5
	δ	0,9–2,0 1,0	7,1	0,4–3,6 2,3	16,4	1,2–22,4 10,7	76,5	2,2–28,0 14,0	8,0	31,6–397,4 160,6	92,0	43,3–425,4 174,6

Примітка: I – вільна форма металу, II – лабільна форма металу, яка представлена слабкими комплексами, III – метал, зв'язаний у міцні комплекси, IV – загальний уміст розчиненої форми алюмінію Al_{розч}. Частку розчинених форм досліджуваного металу (I, II, III) розраховано у % до загального вмісту Al_{розч} (IV), а відносний вміст Al_{розч} (IV) і завислої форми алюмінію Al_{зав} – у % до загального вмісту алюмінію (Al_{ад}); Тут і в табл. 2-9: Над рискою – граничні величини, під рискою – усереднені значення; n і δ – поверхневий і придонний горизонти води відповідно.

значна його частина зв'язується в комплекси з РОР, які можуть розглядатися як недоступні для гідробіонтів залежно від їхньої молекулярної маси. Частка Al(III) в складі комплексів з ГР, БПР і вуглеводами знаходилась в межах відповідно 30,7–46,3, 7,4–15,8 і 41,4–61,9 % від його загального вмісту в складі комплексів з РОР.

Інша частина розчиненого алюмінію, що надходить до досліджуваних водних об'єктів, адсорбується на поверхні завислих речовин, зокрема мінеральної природи. Про це свідчить наявність у складі завислих речовин Al(III), який десорбується під час підкислення не фільтрованої води до рН~3,5–4,0 (рис. 1). Частка слабо адсорбованого Al(III) у березні 2015 р. змінювалась у широкому інтервалі – від 1,1 до 98,7 % Al_{адсорб}. Найкраще він десорбувався в пробах води з озер Богатирського й Андріївського. Уміст Al_{адсорб} в складі завислих речовин становив 24,3–289,3 мкг/дм³ або 2,7–21,5 мг/г їхньої сухої маси (див. рис. 1). Таким чином можна стверджувати, що завислі речовини досліджуваних озер і р. Сирець відіграють важ-

ливу роль у потенційній детоксикації алюмінію у водному середовищі.

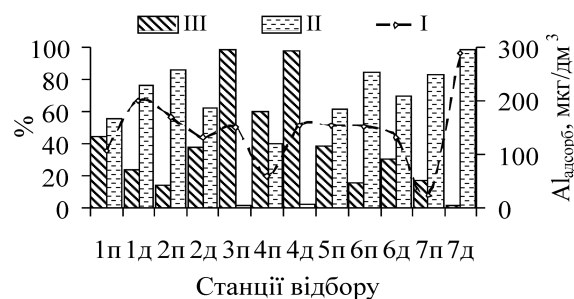


Рис. 1. Уміст адсорбованого алюмінію (Al_{адсорб}) в складі завислих речовин (I, мкг/дм³) і відносний уміст (%) міцно (II) і слабо (III) адсорбованого (здатного до десорбції) алюмінію під час підкислення проб не фільтрованої води озер системи Опечень і гирла р. Сирець до рН~3,5–4,0, березень 2015 р.; Тут і на рис. 2: 1 – оз. Мінське, 2 – оз. Лугове, 3 – оз. Богатирське, 4 – оз. Андріївське, 5 – р. Сирець, 6 – оз. Кирилівське, 7 – оз. Йорданське; п і д – поверхневий і придонний горизонти води відповідно

Протягом досліджуваного періоду концентрація $Al_{адсорб}$ в складі завислих речовин знаходилася в межах 0,5-28,3 мг/г (у середньому 7,8 мг/г сухої маси завислі), а вміст алюмінію в складі їхніх кристалічних ґраток – відповідно 0,0-8,8 мг/г (в середньому 2,9 мг/г). Уміст $Al_{зав}$ коливався в межах від 0,5 до 35,3 мг/г (у середньому 10,7 мг/г) сухої маси завислих речовин. Частка $Al_{адсорб}$ становила 55,3-100 % $Al_{зав}$. Отже, в досліджуваних озерах $Al_{зав}$ мігрує переважно в адсорбованій формі, з якої в кислому середовищі значна його частина (слабко адсорбований алюміній) здатна вилучатися (десорбувати) та трансформуватись у розчинну форму. Саме цю форму металу в складі завислих речовин можна вважати потенційно біодоступною порівняно з іншими його формами в їхньому складі. Наприклад, в донних відкладах Київського водосховища вміст алюмінію змінювався в межах від 5,5 до 25,0 мг/г їхньої сухої маси. Установлено, що зі зменшенням розміру мінеральних частинок від $> 0,15$ мм до $0,005$ мм концентрація алюмінію в залишковій фракції зростає від 1,6 до 43,2 мг/г [8]. Отже, отримані результати досліджень щодо концентрації алюмінію в складі завислі озер системи Опечень зіставимі з його вмістом у твердій фазі донних відкладів верхніх водосховищ Дніпровського каскаду.

Ферум. У воді озер системи Опечень і гирла р. Сирець уміст загального феруму ($Fe_{заг}$) був у широкому інтервалі величин – 116,3-1083 мкг/дм³, а концентрація розчиненого ($Fe_{розч}$) і завислого ($Fe_{зав}$) феруму коливалася в межах відповідно 50,0-625 і 49,2-696 мкг/дм³ (табл. 2). У досліджуваних озерах $Fe_{розч}$ було представлено, передусім, гідроксокомплексами й комплексними сполуками Fe^{2+} і Fe^{3+} з неорганічними лігандами, уміст яких знаходився в межах 0,0-167,8 мкг/дм³.

Концентрація феруму в складі лабільної фракції становила 0,0-477 мкг/дм³. Значна частина $Fe_{розч}$ мігрувала у вигляді комплексних сполук з РОР, які відрізняються за міцністю зв'язування. Частка цієї форми металу знаходилася в середньому в межах 67,1-96,3 % $Fe_{розч}$ (сумарний уміст колонок II і III, див. табл. 2). Уміст лабільного $Fe(II)$ в розчиненому стані, який визначався до деструкції РОР і відповідно його комплексів з ними, коливався в межах 0,0-295 мкг/дм³. Мінімальні концентрації (0,0-97,0 мкг/дм³) були характерні для поверхневого горизонту води, в якому не спостерігалось дефіциту розчиненого кисню, тоді як біля дна в анаеробних умовах, навпаки, відмічено більші значення – 19,2-295 мкг/дм³. Під час визначення концентрації $Fe(II)$ певна його частина могла вилучатись *o*-фенантроліном

зі складу комплексів з РОР, які за своєю міцністю поступаються комплексам $Fe(II)$ із зазначеним реагентом.

Отже, за дефіциту розчиненого кисню, до води досліджуваних озер з донних відкладів надходить $Fe(II)$, який перебуває переважно у вигляді гідроксокомплексів і комплексів з неорганічними лігандами, а також міститься в складі слабких комплексів з РОР. Зазначені концентрації $Fe(II)$ перевищували його ГДК для водойм рибогосподарського призначення (5,0 мкг/дм³ [1]) в 3,8-59 разів. Частка феруму в складі міцних комплексів з РОР у поверхневому горизонті води становила в середньому 39,7-73,4 %, а біля дна – 24,7-70,3 % $Fe_{розч}$ (табл. 2). Розподіл феруму між комплексними сполуками з ГР, БПР і вуглеводами характеризувався такими показниками: 7,3-87,4, 0,0-83,0 і 0,0-12,6 % відповідно до його загального вмісту в складі комплексів з РОР.

У складі завислих речовин ферум був як у адсорбованому стані, так і в складі організмів, що затримувались на мембранному фільтрі, а також кристалічних ґраток мінеральних частинок. Установлено, що значна частина $Fe_{зав}$ знаходилася в адсорбованому вигляді, а деяка його частина входила до складу гідробіонтів. У цьому випадку зазначені форми феруму, об'єднані нами в одну фракцію, яку можна вважати потенційно біодоступною. Частка $Fe_{зав}$ в складі зазначеної фракції знаходилася в межах 80,4-99,5%, решта – у складі кристалічних ґраток.

При підкисленні води до $pH \sim 3,5-4,0$ значна частина адсорбованого феруму (в середньому 81,3 %) десорбується з поверхні завислих речовин і переходить у розчинений стан. У березні 2015 р. вміст $Fe_{адсорб}$ знаходився в межах 104-631 мкг/дм³, досягаючи максимальних величин у гирловій ділянці р. Сирець (рис. 2). Це свідчить про важливу роль завислих речовин в міграції й трансформації його розчинених форм в завислу.

У складі завислих речовин вміст $Fe_{адсорб}$ становив 5,8-87,8 мг/г (в середньому 21,4 мг/г) їхньої сухої маси, тоді як у складі кристалічних ґраток мінеральних частинок феруму було набагато менше – 0,2-4,8 мг/г (в середньому 1,8 мг/г). Загалом концентрація $Fe_{зав}$ становила 6,3-92,0 мг/г (в середньому 23,3 мг/г) сухої маси завислих речовин. Для порівняння наводимо вміст феруму у твердій фазі донних відкладів деяких водосховищ дніпровського каскаду, який знаходиться в межах 1,1-32,4 мг/г їхньої сухої маси.

Концентрація феруму зростає зі зменшенням розміру мінеральних частинок [22]. Можна пере-свідчитись, що в завислі досліджуваних озер уміст феруму дещо вищий, ніж у донних відкладах во-

Таблиця 2

Концентрація різних форм феруму у воді озер системи Опечень і р. Сирець, 2015 р.

Водні об'єкти		Fe _{розч}								Fe _{зав}		Fe _{заг}
		I		II		III		IV		мкг/дм ³	%	мкг/дм ³
		мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%			
оз. Мінське	<i>n</i>	<u>31,1–53,0</u> 44,0	31,8	<u>0–60,0</u> 22,4	16,2	<u>2,0–149,7</u> 71,8	52,0	<u>94,7–204,8</u> 138,2	46,7	<u>64,8–310,4</u> 158,0	53,3	<u>159,5–515,2</u> 296,2
	<i>δ</i>	<u>0–143,6</u> 48,9	11,9	<u>146–477</u> 260,3	63,4	<u>6,0–152,6</u> 101,3	24,7	<u>300,6–625,0</u> 410,5	54,9	<u>241,5–470,5</u> 337,7	45,1	<u>604,6–866,7</u> 748,2
оз. Лугове	<i>n</i>	<u>0–79,0</u> 26,3	31,6	<u>0–65,0</u> 21,7	26,0	<u>5,0–91,0</u> 35,3	42,4	<u>70,0–91,0</u> 83,3	26,1	<u>99,8–449,0</u> 235,4	73,9	<u>188,6–540,0</u> 318,7
	<i>δ</i>	<u>0,6–89,9</u> 52,1	26,7	<u>55,1–119,4</u> 78,5	40,3	<u>10,0–92,7</u> 64,2	33,0	<u>130,0–243,7</u> 194,8	44,0	<u>168,3–331,4</u> 247,8	56,0	<u>298,3–542,2</u> 442,6
оз. Богатирське	<i>n</i>	<u>1,0–20,5</u> 13,2	11,2	<u>0–59,0</u> 19,6	16,6	<u>25,0–131,8</u> 85,4	72,3	<u>85,0–151,0</u> 118,2	39,3	<u>107,8–317,8</u> 182,2	60,7	<u>206,0–468,7</u> 300,4
оз. Андріївське	<i>n</i>	<u>0–19,0</u> 6,3	7,7	<u>0–65,0</u> 21,7	26,7	<u>10,0–88,8</u> 53,3	65,6	<u>61,0–94,0</u> 81,3	44,1	<u>49,2–175,3</u> 103,0	55,9	<u>143,2–236,4</u> 184,3
	<i>δ</i>	<u>0–31,1</u> 18,4	16,2	<u>0–55,1</u> 30,4	26,8	<u>5,0–105,2</u> 64,6	57,0	<u>65,0–160,3</u> 113,4	35,3	<u>70,1–336,7</u> 207,7	64,7	<u>135,1–451,7</u> 321,1
р. Сирець	<i>n</i>	<u>0,0–167,8</u> 79,9	32,9	<u>13,2–173,0</u> 66,4	27,4	<u>29,0–205,8</u> 96,2	39,7	<u>151,0–386,8</u> 242,5	28,2	<u>491,3–696,0</u> 616,7	71,8	<u>693,3–1083,0</u> 859,2
оз. Кирилівське	<i>n</i>	<u>0–7,2</u> 3,4	3,9	<u>0–59,0</u> 19,7	22,7	<u>13,0–94,7</u> 63,8	73,4	<u>75,0–94,7</u> 86,9	34,5	<u>81,4–275,7</u> 164,9	65,5	<u>156,4–366,7</u> 251,8
	<i>δ</i>	<u>0–6,0</u> 3,6	3,7	<u>0–61,0</u> 32,1	33,3	<u>10,0–111,0</u> 60,7	63,0	<u>50,0–178,2</u> 96,4	32,5	<u>120,0–242,8</u> 199,8	67,5	<u>292,8–298,2</u> 296,2
оз. Йорданське	<i>n</i>	<u>1,2–59,8</u> 26,3	22,4	<u>0–35,2</u> 18,1	15,4	<u>12,0–149,7</u> 73,1	62,2	<u>65,0–151,0</u> 117,5	53,8	<u>51,3–126,8</u> 101,0	46,2	<u>116,3–277,7</u> 218,5
	<i>δ</i>	<u>0,0–36,0</u> 12,4	8,7	<u>0–59,0</u> 30,0	21,0	<u>11,0–147,3</u> 100,7	70,3	<u>70,0–210,8</u> 143,1	39,4	<u>102,3–432,5</u> 220,3	60,6	<u>196,1–643,3</u> 363,4

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 феруму Fe_{розч}. Частку розчинених форм досліджуваного металу (I, II, III) розраховано у % до загального вмісту Fe_{розч} (IV), а відносний вміст Fe_{розч} (IV) і завислої форми феруму Fe_{зав} – у % до загального вмісту феруму (Fe_{заг}).

досховищ Дніпра, що не суперечить висновку про значне концентрування металів саме в складі завислих речовин.



Рис. 2. Уміст адсорбованого феруму ($Fe_{адсорб}$) у складі завислих речовин (I, $мкг/дм^3$) і відносний уміст (%) міцно (II) і слабо (III) адсорбованого (здатного до десорбції) феруму при підкисленні проб не фільтрованої води з озер системи Опечень і гирла р. Сирець до $pH \sim 3,5-4,0$, березень 2015 р.

Купрум. Концентрація загального купруму ($Cu_{заг}$) у воді озер системи Опечень виявилась достатньо високою і знаходилась в межах 16,5-80,3 $мкг/дм^3$ у березні, 4,1-16,4 у червні та 4,6-29,7 $мкг/дм^3$ у жовтні 2015 р. (табл. 3). Лише в окремих випадках вона була дещо більшою в придонному шарі води порівняно з поверхневим. Це стосується, передусім, оз. Мінського. Улітку й восени концентрації купруму були значно нижчими. Таку відмінність між концентраціями купруму в ранньовесняну пору і влітку та восени важко пояснити. Не виключено, що взимку відбувалось накопичення купруму у воді, можливо, й деякою мірою за рахунок надходження з донних відкладів у ході формування анаеробних умов. Улітку й восени концентрація $Cu_{заг}$ знизилась через перебіг низки процесів як біотичного, так і абіотичного характеру. Особливо низькою концентрація купруму була в придонному шарі води деяких озер за відсутності кисню й форму-

вання анаеробних умов та появи сірководню. За таких умов утворюються малорозчинні сульфіді купруму, його міграція з донних відкладів практично призупиняється. Концентрація лабільного купруму в березні, червні й жовтні 2015 р. становила відповідно 5,2-37,9, 0,1-2,5 і 0,7-4,9 $мкг/дм^3$ та перевищувала ГДК для водойм рибогосподарського призначення в 2,5-37,9 разів.

Для купруму характерне домінування розчинних форм: у березні їхня частка досягала 69,0-98,3% $Cu_{розч}$ (в середньому 89,3%), у червні – 30,0-88,4 (в середньому 53,2%) і у жовтні – 42,7-89,3% $Cu_{заг}$ (в середньому 62,8%).

Звертає на себе увагу той факт, що частка лабільної фракції в окремих випадках була доволі високою, досягаючи 41,9-65,8% $Cu_{розч}$, що може зумовлюватись утворенням слабких за міцністю комплексів.

Ранньою весною основну роль у зв'язуванні йонів $Cu(II)$ відігравали вуглеводи, з якими було зв'язано в нейтральні комплекси 63% $Cu_{розч}$ (рис. 3). Улітку масова частка нейтральних комплексів знизилась до 47%, а восени зросла до 65%. Варто зауважити, що частка аніонних комплексів $Cu(II)$ з ГР не перевищувала 28-43% $Cu_{розч}$, хоча відомо, що саме ця група природних органічних речовин як найпоширеніша в природних поверхневих водах найбільшою мірою бере участь у комплексоутворенні з йонами багатьох металів, включаючи йони Cu^{2+} [24]. Можливо цим і пояснюється та обставина, що частка лабільної фракції купруму в окремих випадках була доволі високою через його зв'язування в комплекси не з ГР, а з вуглеводами. У малих водоймах з вираженою біопродуктивністю, до яких належать також і озера системи Опечень, помітну роль у зв'язуванні йонів Cu^{2+} бере саме нейтральна група органічних сполук, в якій домінують вуглеводи. Це ми встановили раніше на прикладі інших водних об'єктів, зокрема, оз. Вербного, що знаходиться неподалік озер системи Опечень [24].

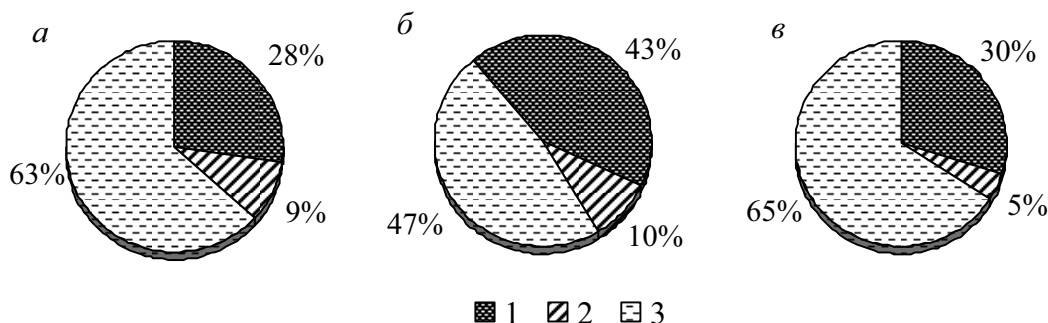


Рис. 3. Масова частка різних за хімічною природою комплексних сполук купруму (1 – аніонні, 2 – катіонні, 3 – нейтральні комплекси) у воді озер Андріївське (а, березень 2015 р.) та Лугове (б, червень; в, жовтень 2015 р.). $Cu_{(розч)}$: а: 38,6 $мкг/дм^3$; б: 32,4 $мкг/дм^3$; в: 17,5 $мкг/дм^3$

Таблиця 3

Концентрація різних форм купруму у воді озер системи Опечень і р. Сирець, 2015 р.

Водні об'єкти		Cu _{розч}						Cu _{зав}		Cu _{заг}
		I		II		III		мкг/дм ³	%	мкг/дм ³
		мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%			
оз. Мінське	n	0,7–16,2 6,5	34,6	4,8–20,1 12,3	65,4	5,5–36,3 18,8	91,7	1,3–1,9 1,7	8,3	7,3–37,6 20,5
	δ	0,2–5,9 2,5	12,7	1,9–40,5 17,2	87,3	2,1–46,4 19,7	78,8	4,8–5,6 5,3	21,2	7,7–52,0 25,0
оз. Лугове	n	0,5–17,6 7,7	43,5	0,6–21,8 10,0	56,5	5,5–39,4 17,7	89,4	0,7–2,8 2,1	10,6	8,2–40,1 19,8
	δ	0,1–16,2 6,5	56,5	1,9–10,0 5,0	43,5	2,0–26,2 11,5	73,7	3,9–4,3 4,1	26,3	6,1–30,1 15,6
оз. Богатирське	n	0,3–20,7 7,5	41,9	1,9–23,6 10,4	58,1	2,2–44,3 17,9	79,9	1,6–9,8 4,5	20,1	4,2–45,9 22,4
оз. Андріївське	n	0,4–25,4 9,6	43,0	1,4–30,5 12,7	57,0	1,8–55,9 22,3	83,5	1,1–8,4 4,4	16,5	5,5–57,0 26,7
	δ	0,1–5,2 2,2	21,0	1,4–16,3 8,3	79,0	1,5–21,5 10,5	64,8	2,7–10,9 5,7	35,2	5,0–24,2 16,2
р. Сирець	n	0,4–9,8 4,4	25,9	7,6–16,9 12,6	74,1	8,0–23,2 17,0	88,1	1,1–3,9 2,3	11,9	9,1–25,2 19,3
оз. Кирилівське	n	0,6–37,9 13,7	44,8	5,8–28,0 16,9	55,2	6,4–65,9 30,6	77,7	1,6–14,4 8,8	22,3	8,0–80,3 39,4
	δ	0,1–19,9 7,3	55,7	1,4–9,4 5,8	44,3	1,5–29,3 13,1	78,0	2,6–4,6 3,7	22,0	4,1–33,9 16,8
оз. Йорданське	n	0,6–35,5 12,9	65,8	6,4–7,0 6,7	34,2	7,0–42,5 19,6	88,7	1,1–4,3 2,5	11,3	9,2–46,8 22,1
	δ	0,1–11,9 4,4	26,3	1,6–29,0 12,3	73,7	2,9–40,9 16,7	79,5	1,7–6,0 4,3	20,5	4,6–46,0 21,0

Примітка: I – лабільна форма металу, що визначається хемілюмінесцентним методом безпосередньо у фільтраті природної води до фотохімічної деструкції РОР, II – метал, зв'язаний у комплекси з РОР, III – загальний уміст розчиненої форми купруму (Cu_{розч}). Частку розчинених форм досліджуваного металу (I, II) розраховано у % до загального вмісту Cu_{розч} (III), а відносний уміст Cu_{розч} (III) і завислої форми купруму Cu_{зав} – у % до загального вмісту купруму (Cu_{заг}).

Не виключено, що нейтральні комплекси купруму характеризуються меншою стійкістю, ніж аніонні з ГР, і за нестійкості вуглеводів у природному водному середовищі йони Cu²⁺ вивільнюються зі складу таких комплексів. Тому й частка лабільної фракції купруму стає доволі високою.

За результатами гель-хроматографічних досліджень установлено, що серед аніонних комплексів Cu(II) превалювали сполуки з молекулярною масою ≤5,0 кДа, частка яких досягала майже 70 % Cu_{аніон} (рис. 4). Домінування аніонних комплексних сполук Cu(II) з відносно невисокою молекулярною масою характерне і для більшості інших досліджуваних водних об'єктів [24]. Аналогічні дослідження нейтральних комплексів купруму не проводились, тому важко сказати, які за молекулярною масою домінують серед них.

Манган. Результати досліджень мангану в озерах системи Опечень показали, передусім, що його концентрація у воді значною мірою залежить від стану кисневого режиму цих водойм. Оскільки зазначені озера глибоководні та ще й з високим рівнем трофності, то для них характерне перенасичення киснем води поверхневого гори-

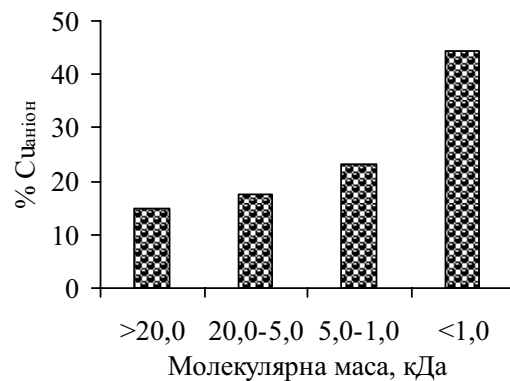


Рис. 4. Масова частка різних за молекулярною масою аніонних комплексів Cu(II) у воді озера Андріївське (поверхня) у березні 2015 р.: $S_{Cu(аніон)}$ – 10,8 мкг/дм³. Розраховано у % до загального вмісту Cu(II) у складі аніонних комплексів (Cu_{аніон})

зону та його дефіцит і відповідно формування анаеробних умов у придонному горизонті. Тому високі концентрації мангану (табл. 4) якраз і характерні для згаданого горизонту, в якому дефіцит O₂ триває майже протягом усього року.

Таблиця 4

Концентрація загального мангану ($Mn_{\text{заг}}$) та його розчинної ($Mn_{\text{розч}}$) й завислої ($Mn_{\text{зав}}$) форм у воді озер системи Опечень і р. Сирець, 2015 р.

Озера		$Mn_{\text{заг}}$ мкг/дм ³	$Mn_{\text{розч}}$		$Mn_{\text{зав}}$	
			мкг/дм ³	% $Mn_{\text{заг}}$	мкг/дм ³	% $Mn_{\text{заг}}$
Мінське	<i>n</i>	69,2–119,7 93,0	34,0–90,0 58,6	63,0	5,3–85,7 34,4	37,0
	<i>д</i>	319–510 417	300–500 400	95,9	10,3–22,8 17,3	4,1
Лугове	<i>n</i>	45,9–132 83,2	31,8–75,2 56,0	67,3	10,8–56,9 27,2	32,7
	<i>д</i>	391–939 613	380–800 558	91,0	11,4–139 55,0	9,0
Богатирське	<i>n</i>	56,5–335 151	47,2–280 126	83,4	9,5–55,4 25,0	16,6
Андріївське	<i>n</i>	46,8–130 73,4	38,3–110 56,6	77,1	9,0–23,6 16,8	22,9
	<i>д</i>	407–878 655	360–870 627	95,7	8,0–46,8 28,0	4,3
р. Сирець	<i>n</i>	104–220 146	89,8–170 120	82,0	3,8–50,3 26,3	18,0
Кирилівське	<i>n</i>	56,2–123 80,5	42,6–57,0 47,9	59,5	5,2–78,9 32,6	40,5
	<i>д</i>	315–600 439	195–560 381	86,8	13,4–120 58,0	13,2
Йорданське	<i>n</i>	71,4–224 138	54,7–170 102	73,8	16,4–53,6 36,3	26,3
	<i>д</i>	217–839 507	200–800 484	95,5	14,6–38,7 23,0	4,5

Примітка: Тут і в табл. 5 та 7-9 частку завислої й розчинної форм металів (мангану, хрому, цинку, кадмію і свинцю) розраховано у % до $Mn_{\text{заг}}$ за усередненими величинами ($Mn_{\text{заг}}$ – загальна концентрація металу у воді).

Навесні концентрація загального мангану ($Mn_{\text{заг}}$) змінювалася в межах 47,0-878 мкг/дм³, влітку вона становила 45,9-680 мкг/дм³, а восени – 119,7-939 мкг/дм³. Максимальні величини концентрації $Mn_{\text{заг}}$ у придонному горизонті води озер свідчать про незадовільний стан його кисневого режиму та формування анаеробних умов, за яких манган активно мігрує з донних відкладів. По суті існує антибатна залежність між концентраціями розчинених мангану ($Mn_{\text{розч}}$) і кисню у воді [15].

Зростання вмісту $Mn_{\text{розч}}$ у воді треба розглядати як індикатор незадовільного кисневого режиму у водоймі. Характерно, що для озер системи Опечень це проявилось практично у всі пори року. Домінує розчинна форма мангану, частка якої навесні становила 67,6-99,1 % $Mn_{\text{заг}}$, улітку – 69,7-97,4 % $Mn_{\text{заг}}$ і восени – 28,4-95,4 % $Mn_{\text{заг}}$.

Ступінь зв'язування йонів Mn^{2+} в комплекси виявився дуже низьким як у поверхневому, так і в придонному шарі води (рис. 5, 6). Частка лабільної фракції розчинного мангану у воді поверхнього горизонту навесні, улітку і восени за усередненими величинами становила 69,2, 58,3 і 48,3 % $Mn_{\text{розч}}$ (рис. 5). Для придонного горизонту анало-

гічні показники становлять відповідно 73,2, 67,8 і 78,4 $Mn_{\text{розч}}$, тобто вони навіть дещо вищі, ніж у поверхневому горизонті води. Улітку концентрація $Mn_{\text{лаб}}$ дещо знижувалась як у поверхневому, так і в придонному шарі води (див. рис. 5, 6), що пояснюється його асиміляцією гідробіонтами та комплексоутворенням, хоч і незначним, за участю РОР. Адже відомо, що зв'язування йонів Mn^{2+} в комплекси відбувається найбільшою мірою за наявності високих концентрацій ГР.

Тому ступінь зв'язування $Mn(II)$ в комплекси у воді Київського водосховища завжди вищий саме за рахунок більших концентрацій ГР у ньому порівняно з іншими водосховищами Дніпровського каскаду [30]. Доволі високі показники комплексоутворення характерні для $Mn(II)$ у воді річок басейну Прип'яті, де ГР знаходяться не лише у високих концентраціях, але й домінують у складі розчинених органічних речовин [27, 28, 30]. Восени у поверхневому шарі води частка $Mn_{\text{лаб}}$ була найнижчою, що зумовлено, передусім, його зв'язуванням в комплекси, чого не можна сказати про придонний горизонт, де вона була найвищою (рис. 6).

Манган, як відомо, не належить до групи

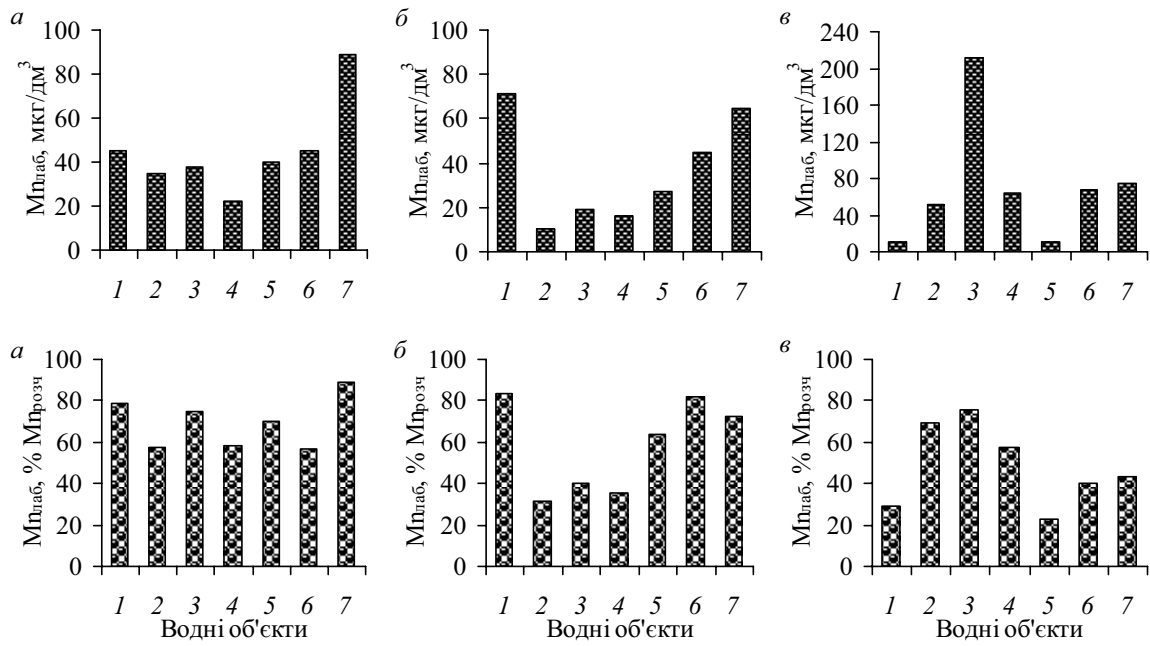


Рис. 5. Концентрація лабільної фракції мангану ($Mn_{\text{лаб}}$) та її масова частка (% $Mn_{\text{розч}}$) у поверхневому горизонті води озер системи Опечень у березні (а), червні (б) і жовтні (в) 2015 р.: Тут і на рис. 6: 1, 2, 3, 4, 5, 6 – озера Мінське, Лугове, Богатирське, Андріївське, Кирилівське і Йорданське, 7 – р. Сирець відповідно

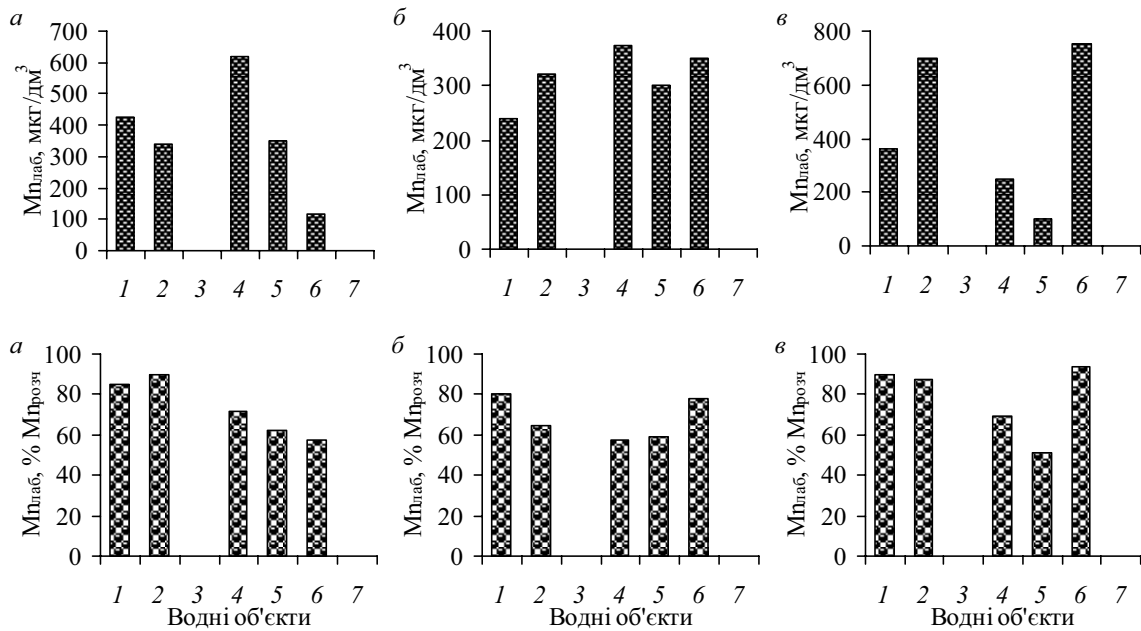


Рис. 6. Концентрація лабільної фракції мангану ($Mn_{\text{лаб}}$) та її масова частка (% $Mn_{\text{розч}}$) у придонному горизонті води озер системи Опечень у березні (а), червні (б) і жовтні (в) 2015 р.

металів-токсикантів та вважається важливим мікроелементом для живих організмів. Беручи до уваги, що його токсична дія проявляється вже за концентрації у воді 0,1-0,5 мг/дм³ [31], можна стверджувати, що у воді озер системи Опечень за наведених вище концентрацій лабільної фракції мангану в придонному горизонті (див. рис. 6) треба очікувати прояв його токсичності для живих організмів.

Хром. Концентрація хрому у воді озер системи Опечень виявилась порівняно невисокою (табл. 5) і становила в березні 4,8-22,6, у червні – 5,1-24,7 і у жовтні 2015 р. 3,9-13,3 мкг/дм³ (в середньому 13,6, 9,1 і 8,2 мкг/дм³ відповідно). У воді р. Сирець, що впадає в оз. Кирилівське, концентрація хрому не перевищувала 6,3-10,9 мкг/дм³ (табл. 5). Загалом як досліджувані озера, так і згадана річка забруднені сполуками хрому незначною мірою, хоч і знаходяться в міській зоні. Концентрація цього металу приблизно така ж, як і у воді верхньої ділянки Канівського водосховища та інших водних об'єктів, що знаходяться в межах м. Києва.

Переважає розчинна форма металу, частка якої в березні становила 68,7-96,5 % Cr_{заг} (в середньому 89,4 % Cr_{заг}), у червні – 53,3-86,3%

Cr_{заг} (в середньому 71,6 % Cr_{заг}) і в жовтні – 87,0-97,4 % Cr_{заг} (в середньому 91,0 %).

Частку лабільного хрому (Cr_{лаб}) нам не вдалось встановити через методичні труднощі, зумовлені тим, що в фільтраті природної води часто знаходяться речовини – продукти життєдіяльності гідробіонтів, передусім, фітопланктону, які проявляють каталітичний ефект в хемілюмінесцентній реакції, аналогічній дії Cr(III). Щоб його позбутися, необхідно проводити фотохімічну деструкцію РОР, але в такому разі можна визначити лише загальну концентрацію розчинного хрому (Cr_{розч}). Водночас відомо, що Cr(III) активно зв'язується в комплекси з природними органічними лігандами. Наприклад, у Київському водосховищі ступінь зв'язування йонів Cr(III) в комплекси досягає 65,8-78,0 % Cr_{розч} [25].

Серед комплексних сполук Cr(III) з РОР домінують нейтральні й аніонні, що свідчить про те, що в комплексоутворенні основну роль відіграють відповідно вуглеводи та ГР (рис. 7). Таке співвідношення нейтральних і аніонних комплексів Cr(III) характерне для водойм з порівняно невисоким вмістом ГР і, водночас, високо біопродуктивних.

Таблиця 5
Концентрація загального хрому (Cr_{заг}) та його розчинної (Cr_{розч}) й завислої (Cr_{зав}) форм у воді озер системи Опечень і р. Сирець, 2015 р.

Озера		Cr _{заг} мкг/дм ³	Cr _{розч}		Cr _{зав}	
			мкг/дм ³	% Cr _{заг}	мкг/дм ³	% Cr _{заг}
Мінське	<i>n</i>	3,9–19,0 9,8	3,5–18,2 9,0	91,8	0,4–1,2 0,8	8,2
	<i>δ</i>	5,1–17,0 10,8	4,4–16,4 10,3	95,4	0,3–0,7 0,5	4,6
Лугове	<i>n</i>	4,6–20,8 11,7	3,9–20,0 10,1	86,3	0,6–3,4 1,6	13,7
	<i>δ</i>	8,2–13,3 11,4	6,3–12,5 10,2	89,5	0,8–1,9 1,2	10,5
Богатирське	<i>n</i>	6,3–7,5 6,9	4,0–6,2 5,1	74,0	0,7–3,5 1,8	26,0
Андріївське	<i>n</i>	4,8–8,5 7,0	3,3–5,9 5,3	75,7	0,9–2,6 1,7	24,3
	<i>δ</i>	6,2–8,2 7,3	4,8–7,5 6,2	85,0	0,2–1,8 1,1	15,0
р. Сирець	<i>n</i>	6,3–10,9 8,7	5,5–8,1 6,5	74,7	0,7–5,1 2,2	25,3
Кирилівське	<i>n</i>	7,2–24,7 13,7	6,3–20,0 11,5	84,0	0,8–4,7 2,2	16,0
	<i>δ</i>	6,9–13,0 9,2	4,1–12,2 7,7	83,7	0,8–2,9 1,5	16,3
Йорданське	<i>n</i>	6,8–18,6 11,0	4,5–17,9 9,7	88,2	0,7–2,3 1,3	11,8
	<i>δ</i>	8,0–22,6 14,0	5,8–21,4 12,6	89,3	1,2–2,2 1,5	10,7

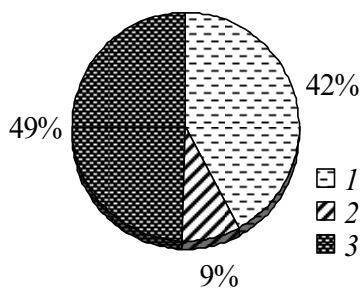


Рис. 7. Масова частка Cr(III) у складі аніонних (1), катіонних (2) та нейтральних (3) комплексних сполук відповідно з ГР, білковими сполуками й вуглеводами у воді Андріївського озера, березень 2015 р.

Титан. Для титану характерні значно менші концентрації, ніж для алюмінію й феруму. Загальний уміст титану ($Ti_{зав}$) у воді досліджуваних озер знаходився в межах 12,3-177,0 мкг/дм³, тоді як концентрація розчиненого ($Ti_{розч}$) і завислого ($Ti_{зав}$) становила відповідно 7,0-165,4 і 0-47,8 мкг/дм³ (табл. 6). Значна частка $Ti_{розч}$ (в се-

редньому від 35,9 до 100 %) знаходилася в складі слабких комплексів з РОР, або, можливо, наночастинок титану, які містять на своїй поверхні РОР. Решта $Ti_{розч}$ у воді досліджуваних водних об'єктів могла перебувати у вигляді неорганічних сполук титану, зокрема, дрібнодисперсних частинок $TiO(OH)_2$ як однієї з форм його міграції в поверхневих водах.

У складі завислих речовин концентрація титану становила 0,0-4,1 мг/г їхньої сухої маси. Частка адсорбованої форми титану становила 0,0-100% (в середньому 77,8 %), решта титану входила до складу кристалічних ґраток мінеральних частинок. Отримані результати свідчать про те, що титан, подібно до алюмінію й феруму, мігрує переважно в складі завислих речовин в адсорбованій формі.

Цинк. Протягом періоду дослідження загальна концентрація цинку ($Zn_{зав}$) коливалася в межах 24,1-170 мкг/дм³ (табл. 7). Відмічено тенденцію зростання його вмісту вниз за течією від оз. Мін-

Таблиця 6
Концентрація різних форм титану у воді озер системи Опечень і р. Сирець, 2015 р.

Водні об'єкти		$Ti_{розч}$								$Ti_{зав}$		$Ti_{зав}$
		I		II		III		IV		мкг/дм ³	%	мкг/дм ³
		мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%			
оз. Мінське	n	44,0-121,4 72,6	64,1	26,0-52,0 40,7	35,9	×	×	70,0-165,4 113,3	95,1	0,9-11,6 5,8	4,9	70,9-177,0 119,1
	δ	0-35,9 14,6	21,2	44,0-64,7 54,5	78,8	×	×	44,0-90,8 69,2	86,9	6,0-13,2 10,5	13,1	57,2-96,8 79,6
оз. Лугове	n	×	×	7,0-77,4 47,3	100,0	×	×	7,0-77,4 47,3	83,1	5,3-17,2 9,6	16,9	12,3-83,8 56,9
	δ	0-49,3 25,8	44,2	0-56,0 32,5	55,8	×	×	41,4-84,0 58,2	89,7	3,4-8,4 6,7	10,3	49,7-87,4 64,9
оз. Богатирське	n	0-19,3 6,4	14,2	7,0-56,0 38,8	85,8	×	×	7,0-72,7 45,2	87,7	4,5-8,8 6,4	12,3	12,8-77,2 51,6
оз. Андріївське	n	0-26,1 14,2	27,8	9,3-60,4 37,0	72,2	×	×	35,4-77,0 51,3	90,8	0,9-9,8 5,2	9,2	40,3-86,8 56,5
	δ	0-56,2 18,7	49,4	7,0-31,3 19,2	50,6	×	×	19,3-63,2 37,9	74,7	6,4-21,0 12,9	25,3	40,3-69,6 50,8
р. Сирець	n	0-23,3 12,4	17,3	40,0-77,0 59,2	82,7	×	×	40,0-90,8 71,6	69,6	21,1-47,8 31,2	30,4	61,0-131,8 102,8
оз. Кирилівське	n	0-18,0 6,0	13,4	30,0-43,7 38,8	86,6	×	×	42,7-48,0 44,8	82,7	5,6-14,3 9,4	17,3	53,6-57,0 54,2
	δ	15,9-51,4 24,3	40,3	20,0-49,3 36,0	59,7	×	×	54,6-71,4 60,3	80,3	8,7-26,5 14,8	19,7	63,3-81,4 75,1
оз. Йорданське	n	0-64,7 21,6	32,7	38,7-49,3 44,5	67,3	×	×	38,7-110,0 66,0	90,7	4,1-8,5 6,8	9,3	42,8-118,6 72,8
	δ	0-38,7 13,5	22,2	6,7-99,4 47,1	77,8	×	×	37,0-99,4 60,6	85,6	0,0-25,0 10,2	14,4	42,6-124,4 70,8

Примітка: I – вільна форма металу, II – лабільна форма металу, яка представлена слабкими комплексами, III – метал, зв'язаний у міцні комплекси, IV – загальний уміст розчиненої форми титану $Ti_{розч}$. Частку розчинених форм досліджуваного металу (I, II, III) розраховано у % до загального вмісту $Ti_{розч}$ (IV), а відносний уміст $Ti_{розч}$ (IV) і завислої форми титану ($Ti_{зав}$) – у % до загального вмісту титану ($Ti_{зав}$); × – нижче межі виявлення фотометричним методом з хромотроповою кислотою.

Таблиця 7

Концентрація загального цинку ($Zn_{\text{заг}}$) та його розчинної ($Zn_{\text{розч}}$) й завислої ($Zn_{\text{зав}}$) форм у воді озер системи Опечень і р. Сирець, 2015 р.

Станції відбору		$Zn_{\text{заг}}$ мкг/дм ³	$Zn_{\text{розч}}$		$Zn_{\text{зав}}$	
			мкг/дм ³	% $Zn_{\text{заг}}$	мкг/дм ³	% $Zn_{\text{заг}}$
оз. Мінське	<i>n</i>	$\frac{28,2-55,3}{41,8}$	$\frac{21,4-52,2}{36,8}$	88,0	$\frac{3,1-6,8}{5,0}$	12,0
	<i>d</i>	$\frac{25,7-100}{62,9}$	$\frac{21,0-93,0}{57,0}$	90,6	$\frac{4,7-7,1}{5,9}$	9,4
оз. Лугове	<i>n</i>	$\frac{24,1-64,2}{44,2}$	$\frac{20,6-59,8}{40,2}$	91,0	$\frac{3,5-4,4}{4,0}$	9,0
	<i>d</i>	$\frac{32,0-53,0}{42,6}$	$\frac{26,4-46,9}{36,7}$	86,2	$\frac{5,6-6,1}{5,9}$	13,8
оз. Богатирське	<i>n</i>	$\frac{32,0-65,9}{49,0}$	$\frac{29,8-55,5}{42,7}$	87,1	$\frac{2,2-10,4}{6,3}$	12,9
оз. Андріївське	<i>n</i>	$\frac{38,1-49,1}{43,6}$	$\frac{32,8-39,4}{36,1}$	82,8	$\frac{5,3-9,7}{7,5}$	17,2
	<i>d</i>	$\frac{53,6-63,2}{58,4}$	$\frac{43,2-56,6}{49,9}$	85,4	$\frac{6,6-10,4}{8,5}$	14,6
р. Сирець	<i>n</i>	$\frac{78,2-89,4}{83,8}$	$\frac{77,8-83,0}{80,4}$	95,9	$\frac{0,4-6,4}{3,4}$	4,1
оз. Кирилівське	<i>n</i>	$\frac{85,9-92,0}{89,0}$	$\frac{74,8-85,0}{79,9}$	89,8	$\frac{0,9-17,3}{9,1}$	10,2
	<i>d</i>	$\frac{82,9-97,5}{90,2}$	$\frac{81,2-83,0}{82,1}$	91,0	$\frac{1,7-14,5}{8,1}$	9,0
оз. Йорданське	<i>n</i>	$\frac{87,4-136,0}{111,8}$	$\frac{83,8-127,5}{105,7}$	94,5	$\frac{3,6-8,5}{6,1}$	5,5
	<i>d</i>	$\frac{102,9-170,0}{136,5}$	$\frac{96,8-142,0}{119,4}$	87,5	$\frac{6,1-28,0}{17,1}$	12,5

ського до оз. Йорданського, а тому максимальні величини характерні саме для озер Кирилівського і Йорданського. Концентрація розчиненого ($Zn_{\text{розч}}$) і завислого ($Zn_{\text{зав}}$) цинку становила відповідно 20,6–142,0 і 0,4–28,0 мкг/дм³ (табл. 7).

Уміст лабільної фракції цинку¹ знаходився в межах 39,4–117,0 мкг/дм³, що перевищує його ГДК для водойм рибогосподарського призначення (10,0 мкг/дм³ [1]) в 3,9–11,7 разів. Це свідчить про забруднення досліджуваних водойм сполуками цинку. Наприклад, у р. Либідь, яка також зазнає антропогенного впливу з боку м. Києва, концентрація лабільної фракції цинку становила 20,2–79,0 мкг/дм³ [7].

Уміст цинку в складі завислих речовин коливався від 0,15 до 0,9 мг/г (в середньому 0,4 мг/г) сухої маси завислих речовин. Установлено, що в складі завислих речовин цинк на 77,4–100 % перебував у адсорбованому стані. Отже, завислі речовини відіграють важливу роль у трансформації розчинених сполук цинку в завислу форму. Уміст цинку в складі твердої фази донних відкладів каскаду дніпровських водосховищ ста-

новить 0,03–0,19 мг/г їхньої сухої маси [22]. У цьому разі можна також стверджувати, що вміст цинку в складі завислих речовин вищий, ніж у складі донних відкладів, тобто адсорбція на поверхні дрібнодисперсних частинок сприяє його концентруванню.

Кадмій. В озерах системи Опечень і гирлі р. Сирець загальна концентрація кадмію ($Cd_{\text{заг}}$) становила 0,0–1,54 мкг/дм³. Водночас уміст розчиненого ($Cd_{\text{розч}}$) і завислого ($Cd_{\text{зав}}$) кадмію коливався в межах відповідно 0,0–0,52 і 0,0–1,04 мкг/дм³ (табл. 8).

У розчиненому стані кадмій знаходився практично повністю у вигляді лабільної фракції, яка найнебезпечніша для гідробіотів. ГДК кадмію для водойм рибогосподарського призначення становить 5 мкг/дм³ [1]. Концентрація лабільної фракції кадмію в досліджуваних водних об'єктах, порівняно з р. Либідь, набагато нижча. Установлено, що протягом 2014 р. концентрація цієї форми кадмію у воді р. Либідь знаходилася в межах 0,0–31,4 мкг/дм³. У 1992–1993 р. вміст лабільної фракції кадмію у воді каскаду дніпровських водосховищ становив 0,03–0,4 мкг/дм³ [9].

У складі завислих речовин кадмій майже повністю мігрує в адсорбованому стані. Його вміст у

¹ Визначається методом анодної інверсійної вольтамперометрії у фільтраті природної води до фотохімічної деструкції POP за дії УФ-світла

Таблиця 8

Концентрація загального кадмію ($Cd_{\text{заг}}$) та його розчинної ($Cd_{\text{розч}}$) й завислої ($Cd_{\text{зав}}$) форм у воді озер системи Опечень і р. Сирець, 2015 р.

Станції відбору		$Cd_{\text{заг}}$ мкг/дм ³	$Cd_{\text{розч}}$		$Cd_{\text{зав}}$	
			мкг/дм ³	% $Cd_{\text{заг}}$	мкг/дм ³	% $Cd_{\text{заг}}$
оз. Мінське	<i>n</i>	$\frac{0-0,45}{0,23}$	$\frac{0-0,45}{0,23}$	100	0	0
	<i>d</i>	$\frac{0,14-0,25}{0,2}$	×	×	$\frac{0,14-0,25}{0,2}$	100
оз. Лугове	<i>n</i>	0	×	×	0	0
	<i>d</i>	$\frac{0,34-0,52}{0,43}$	$\frac{0-0,52}{0,26}$	60,5	$\frac{0-0,34}{0,17}$	39,5
оз. Богатирське	<i>n</i>	$\frac{0-0,14}{0,07}$	×	×	$\frac{0-0,14}{0,07}$	100
оз. Андріївське	<i>n</i>	$\frac{0,24-0,91}{0,58}$	×	×	$\frac{0,24-0,91}{0,58}$	100
	<i>d</i>	$\frac{0-0,25}{0,13}$	×	×	$\frac{0-0,25}{0,13}$	100
р. Сирець	<i>n</i>	$\frac{0-0,4}{0,2}$	×	×	$\frac{0-0,4}{0,2}$	100
оз. Кирилівське	<i>n</i>	$\frac{0,42-0,78}{0,6}$	$\frac{0,34-0,42}{0,38}$	63,3	$\frac{0-0,44}{0,22}$	36,7
	<i>d</i>	$\frac{0-1,54}{0,77}$	$\frac{0-0,5}{0,25}$	32,5	$\frac{0-1,04}{0,52}$	67,5
оз. Йорданське	<i>n</i>	$\frac{0-0,24}{0,12}$	$\frac{0-0,24}{0,12}$	100	×	×
	<i>d</i>	$\frac{0,38-1,13}{0,76}$	$\frac{0,38-0,49}{0,44}$	57,9	$\frac{0-0,64}{0,32}$	42,1

Примітка: × – нижче за межу визначення методом анодної інверсійної вольтамперометрії.

складі завислих речовин становить 0,0-0,04 мг/г (в середньому 0,01 мг/г) сухої маси завислих речовин. Частка адсорбованої форми кадмію, яка потенційно здатна до десорбції зі складу завислих речовин, змінювалася в межах 77,8-100% і становила в середньому 92 % $Cd_{\text{зав}}$. Можна стверджувати, що в досліджуваних водних об'єктах завислі речовини відіграють важливу роль у потенційній детоксикації сполук кадмію. Концентрація кадмію в складі твердої фази донних відкладів деяких водосховищ дніпровського каскаду досягає 0,004 мг/г їхньої сухої маси [22]. Отже, у складі завислих речовин досліджуваних озер вона на порядок величин вища.

Плюмбум. Концентрація загального ($Pb_{\text{заг}}$), а також розчиненого ($Pb_{\text{розч}}$) і завислого ($Pb_{\text{зав}}$) плюмбуму знаходилася в широкому інтервалі величин – відповідно 7,7-51,8, 3,3-49,0 і 0-19,0 мкг/дм³ (табл. 9). Як і у випадку з цинком, уміст ($Pb_{\text{заг}}$), а також його розчиненої і завислої форм зростає вниз за течією від оз. Мінського до оз. Йорданського. Установлено, що серед досліджуваних водних об'єктів найбільше забрудненими виявились р. Сирець, озера Кирилівське та Йорданське.

Концентрація лабільної фракції плюмбуму в досліджуваних водних об'єктах знаходилася в межах 3,3-11,0 мкг/дм³. ГДК плюмбуму для водойм рибогосподарського значення становить 100 мкг/дм³ [1]. Наприклад, у р. Либідь уміст лабільної фракції плюмбуму протягом 2014 р. становив 1,3-73,4 мкг/дм³ [7]. Отримані результати досліджень свідчать про постійне забруднення води озер системи Опечень і р. Сирець сполуками плюмбуму.

Уміст плюмбуму в складі завислих речовин знаходився в межах 0,0-0,2 мг/г (в середньому 0,08 мг/г) їхньої сухої маси. Частка адсорбованої форми плюмбуму, яка потенційно здатна до десорбції зі складу завислих речовин, змінювалася в широких межах – від 0 до 100 % і становила в середньому 47 % $Pb_{\text{зав}}$. Концентрація плюмбуму в складі твердої фази донних відкладів деяких водосховищ Дніпровського каскаду становить 0,017-0,063 мг/г їхньої сухої маси [22]. Виходячи з максимального вмісту плюмбуму в складі завислих речовин озер системи Опечень, можна говорити, що вона майже втричі більша, ніж у донних відкладах дніпровських водосховищ.

Таблиця 9

Загальна концентрація плумбуму ($Pb_{заг}$) і його розчиненої ($Pb_{розч}$) й завислої ($Pb_{зав}$) форм у воді озер системи Опечень і р. Сирець, 2015 р.

Станції відбору		$Pb_{заг}$ мкг/дм ³	$Pb_{розч}$		$Pb_{зав}$	
			мкг/дм ³	% $Pb_{заг}$	мкг/дм ³	% $Pb_{заг}$
оз. Мінське	<i>n</i>	$\frac{9,3-22,8}{16,1}$	$\frac{5,3-17,8}{11,6}$	72,0	$\frac{3,0-5,0}{4,5}$	28,0
	<i>д</i>	$\frac{20,8-21,4}{21,1}$	$\frac{10,4-15,8}{13,1}$	62,1	$\frac{5,0-11,0}{8,0}$	37,9
оз. Лугове	<i>n</i>	$\frac{13,8-17,5}{15,7}$	$\frac{4,8-13,5}{9,2}$	58,5	$\frac{4,0-9,0}{6,5}$	41,5
	<i>д</i>	$\frac{12,1-19,6}{15,9}$	$\frac{8,1-12,6}{10,4}$	65,3	$\frac{4,0-7,0}{5,5}$	34,7
оз. Богатирське	<i>n</i>	$\frac{8,8-23,9}{16,4}$	$\frac{6,8-14,9}{10,9}$	66,4	$\frac{2,0-9,0}{5,5}$	33,6
оз. Андріївське	<i>n</i>	$\frac{8,1-27,6}{17,9}$	$\frac{6,1-18,6}{12,4}$	69,2	$\frac{2,0-9,0}{5,5}$	30,8
	<i>д</i>	$\frac{12,9-37,8}{25,4}$	$\frac{4,9-18,8}{11,9}$	46,7	$\frac{8,0-19,0}{13,5}$	53,3
р. Сирець	<i>n</i>	$\frac{7,7-44,6}{26,2}$	$\frac{5,7-38,6}{22,2}$	84,7	$\frac{2,0-6,0}{4,0}$	15,3
оз. Кирилівське	<i>n</i>	$\frac{10,6-44,8}{27,7}$	$\frac{4,6-37,8}{21,2}$	76,5	$\frac{5,0-7,0}{6,5}$	23,5
	<i>д</i>	$\frac{13,8-45,9}{30,0}$	$\frac{4,8-37,9}{21,5}$	71,5	$\frac{7,0-9,0}{8,5}$	28,5
оз. Йорданське	<i>n</i>	$\frac{17,3-49,0}{33,2}$	$\frac{3,3-49,0}{26,2}$	78,9	$\frac{0-14,0}{7,0}$	21,1
	<i>д</i>	$\frac{19,8-51,8}{35,8}$	$\frac{3,8-47,8}{25,8}$	72,1	$\frac{4,0-16,0}{10,0}$	27,9

Висновки

В умовах мегаполісу поверхневі водні об'єкти зазнають істотного антропогенного навантаження. Тому до водного середовища з поверхневим стоком і стічними водами надходять різні забруднювальні речовини, серед яких сполуки деяких металів, які небезпечні для живих організмів. Наші дослідження проведено протягом 2015 р. на озерах системи Опечень і в гирлі р. Сирець, які частково розташовуються в межах промислової зони Оболонського району м. Києва. Дослідження стосувалися вмісту та форм знаходження у воді алюмінію, феруму, купруму, мангану, хрому, титану, цинку, кадмію і плумбуму. Установлено, що забруднення водного середовища відбувається, передусім, сполуками Al(III), Fe(II), Cu(II), Mn(II), Zn(II) і Pb(II). В анаеробних умовах у придонному горизонті води досліджуваних озер відбувається вторинне забруднення сполуками Mn(II) і Fe(II). Водночас, за дефіциту розчиненого кисню, надходження Cu(II) з донних відкладів зменшувалось через утворення сульфідів купруму. У досліджуваних озерах вниз за течією від оз. Мінського до оз. Йорданського відмічено

зростання концентрації розчиненої форми Zn(II) і Pb(II).

В озерах системи Опечень і гирлі р. Сирець потенційна детоксикація металів можлива за рахунок як комплексоутворення з РОР різної хімічної природи, так і адсорбції на поверхні мінеральних частинок завислих речовин. Треба зазначити, що адсорбована форма алюмінію, феруму, титану, цинку, кадмію й плумбуму домінувала та знаходилася в межах відповідно 55,3-100, 80,4-99,5, 0,0-100, 77,4-100, 77,8-100 і 0,0-100 % їхнього вмісту в складі завислих речовин. Цю форму металів слід вважати потенційно біодоступною, оскільки в разі підкислення водного середовища вона здатна трансформуватися в розчинену форму.

* *

1. Аналітична хімія поверхневих вод / Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. – К.: Наук. думка, 2007. – 456 с.
2. Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов города Киева // Вестник экологии. – 1996. – № 1-2. – С. 112-118.
3. Афанасьев С.А., Колесник М.П., Давиденко Т.В. и др.

- Санитарно-гидробиологическое состояние озер и заливов жилого массива Оболонь г. Киева // Гидроэкологические проблемы внутренних водоемов Украины. – К.: Наук. думка, 1991. – С. 98-109.
4. Гудков І.М., Мельничук М.Д. Голосіївський ліс – унікальний біогеоценоз на території України // Екологія Голосіївського лісу. Монографія. – К.: Фенікс, 2007. – С. 6-20.
 5. Екологічні проблеми Київських водойм і прилеглих територій / О.В. Романенко, О.М. Арсан, Л.С. Кіпніс, Ю.М. Ситник // К.: Наук. думка, 2015. – 192 с.
 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 В.А., Линник П.М., Жежеря Т.П. Особливості міграції й трансформації біогенних речовин і сполук металів у воді р. Либідь (м. Київ) // Наук. пр. УкрНДГМІ. – 2014. – Вип. 266. – С. 45-57.
 8. Жежеря В.А., Линник П.М. Форми знаходження алюмінію у донних відкладах Київського і Канівського водосховищ та р. Інгулець // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. збірник. – К., 2011. – Т. 2(23). – С. 101-111.
 9. Искра И.В., Линник П.Н. Содержание и формы миграции кадмия в водохранилищах Днепра // Гидробиологический журнал. – 1994. – Т. 30, №4. – С. 72-81.
 10. Київ як екологічна система: природа – людина – виробництво – екологія: наук. видання / В. Стецюк, С. Романчук, Ю. Шур [і ін.]. – К.: Центр екологічної освіти і інформації, 2001. – 259 с.
 11. Линник П.Н., Жежеря В.А., Иванечко 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.
 12. Линник П.Н., Искра И.В. Определение свободных и связанных ионов кадмия в природных водах методом инверсионной вольтамперометрии // Гидробиологический журнал. – 1993. – Т. 29, №5. – С. 96-103.
 13. Линник П.Н., Лещинская А.А., Набиванец Б.И. О методических особенностях исследования сосуществующих форм хрома в природных водах // Гидробиол. журн. – 1989. – Т. 25, № 2. – С. 88-93.
 14. Линник П.Н., Набиванец Ю.Б. Применение метода инверсионной вольтамперометрии для определения свободных и связанных в комплексы ионов цинка и свинца в природных водах // Гидробиол. журн. – 1988. – Т. 24, № 1. – С. 68-71.
 15. Линник П.Н. Причины ухудшения качества воды в Киевском и Каневском водохранилищах // Химия и технология воды. – 2003. – Т. 25, № 4. – С. 384-403.
 16. Набиванец Б.И., Линник П.Н., Калабина Л.В. Кинетические методы анализа природных вод. – К.: Наук. думка, 1981. – 140 с.
 17. 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.
 18. 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.
 19. Савранский Л.И., Наджафова О.Ю. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуолом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ // Журн. аналит. химии. – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613-1617.
 20. Adamiec E., Helios-Rybicka E. Heavy metals in water – suspended matter system in the Odra River // Workshop “Trace elements and isotopes in geochemistry – fluids and solids”, 20 June 2003. – Technische Universität Bergakademie Freiberg (Germany). – 2003. – P. 9-14.
 21. Juračić M., Vitturi L.M., Rabitti S., Rampazzo G. The role of suspended matter in the biogeochemical cycles in the Adige river estuary (Northern Adriatic Sea) // Estuar. Coast. Shelf Sci. – 1987. – Vol. 24. – P. 349-362.
 22. Linnik P.M., Zubenko I.B. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds // Lakes & Reservoirs: Research and Management. – 2000. – N 5 – pp. 11-21.
 23. 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.
 24. Linnik P.N. Copper in surface waters of Ukraine: content, forms of occurrence, and regularities of migration // Hydrobiol. J. – 2014. – Vol. 50, N 1. – P. 81-99.
 25. Linnik P.N., Chubar’ N.I. Organic complex compounds of iron and chromium and their chemical nature in the Dnieper reservoirs // Hydrobiol. J. – 1999. – Vol. 35, N 1-3. – P. 61-69.
 26. 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.
 27. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P., Zhezherya V.A. Humic substances in surface waters of the Ukraine // Russian Journal of General Chemistry. – 2013. – Vol. 83, N. 13. – P. 2715-2730.
 28. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P., Zhezherya V.A. Humus substances of surface waters and the peculiarities of their distribution among various fractions // Hydrobiol. J. – 2013. – Vol. 49, N 5. – P. 90-111.
 29. 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.
 30. Linnik P.N., Zhezherya V.A., Linnik R.P., Ignatenko I.I., Zubenko I.B. Metals in surface water of Ukraine: the migration forms, features of distribution between the abiotic components of aquatic ecosystems, and potential bioavailability // Russ. J. General Chem. – 2015. – Vol. 85, N 13. – P. 2965-2984.
 31. Li Z., Imaizumi S., Katsumi T., Inui T., Tang X., Tang Q. Manganese removal from aqueous solution using a thermally decomposed leaf // J. Hazard. Mater. – 2010. – Vol. 177. – P. 501-507.

32. Park G.S. The role and distribution of total suspended solids in the macrotidal coastal waters of Korea // Environ. Monit. Assess. – 2007. – Vol. 135. – P. 153-162.
33. Yong R., Jia-mo F.U., Guo-ying S., Beckett R., Hart B.T. Suspended particulate and colloidal matter in natural waters // J. Environ. Sci. – 2000. – Vol. 12, N 2. – P. 129-137.
34. Zhu G.W., Chi Q.Q., Qin B.Q., Wang W.M. Heavy-metal contents in suspended solids of Meiliang Bay, Taihu Lake and its environmental significances // J. Environ. Sci. – 2005. – Vol. 17, N 4. – P. 672-675.

Інститут гідробіології НАН України, Київ

Жежеря В.А., Линник П.Н., Зубенко И.Б.

Содержание и формы нахождения металлов в озерах системы Опечень (г. Киев)

Приведены результаты исследований содержания и форм нахождения алюминия, железа, меди, марганца, хрома, титана, цинка, кадмия и свинца в воде озер системы Опечень и устья р. Сырец. Установлено загрязнение исследуемых водных объектов соединениями Al(III), Fe(II), Cu(II), Mn(II), Zn(II) и Pb(II). Важную роль в потенциальной детоксикации исследуемых мета-

лов играют процессы комплексообразования с участием растворенных органических веществ и адсорбции на поверхности взвешенных веществ.

Ключевые слова: металлы, формы нахождения, взвешенные вещества, загрязнение, озера системы Опечень.

Zhezherya V.A., Linnik P.N., Zubenko I.B.

The content and coexisting forms of metals in the system Opechen' lakes (Kiev City)

The results research of content and coexisting forms of aluminum, iron, copper, manganese, chromium, titanium, zinc, cadmium and lead in water of the system Opechen' lakes and mouth of the river Syrets are given. Pollution of investigated water bodies by compounds Al(III), Fe(II), Cu(II), Mn(II), Zn(II) and Pb(II) was established. The complexation of metals with dissolved organic substances and their adsorption on the surface of suspended matter were playing an important role in the potential detoxification of studied metal compounds.

Keywords: metals, coexisting forms, suspended matter, pollution, the system Opechen' lakes.

УДК 556.531.3/.4 + 556.551

Ю.А. Лузовіцька, Н.М. Осадча, В.А. Артеменко

ВИЗНАЧЕННЯ ЧИННИКІВ ФОРМУВАННЯ БІОГЕННОГО СКЛАДУ РІЧКИ ДЕСНИ ЗА ДОПОМОГОЮ СУМАРНИХ ТА РІЗНИЦЕВИХ ІНТЕГРАЛЬНИХ КРИВИХ

Виявлено неоднорідність забруднення за довжиною річки Десна. Визначено кількісні параметри виносу біогенних елементів з водним стоком р. Десни. Показано, що основну частку стоку досліджених параметрів становлять сполуки силіцію, частка яких досягає 86 %. Графічним методом виконано кількісну оцінку впливу точкового джерела м. Чернігів на забруднення вод р. Десни біогенними елементами. Зроблено висновок про доцільність застосування графічних методів для дослідження навантаження річкових вод забруднювальними речовинами.

Ключові слова: біогенні елементи, точкові та дифузійні джерела забруднення, сумарні криві, різницеві інтегральні криві.

Вступ

Евтрофікація до цього часу залишається однією з найважливіших проблем функціонування водних екосистем. Уперше це явище було визначено в середині ХХ ст. і відтоді воно швидко набуло глобального характеру. Незважаючи на значні зусилля вчених різних країн, остаточно справились із цим явищем досі не вдалося.

Евтрофікація пов'язана зі зростанням умісту у воді таких біогенних елементів (БЕ) як сполуки азоту й фосфору. Наявність достатньої кількості поживних елементів стимулює неконтрольоване зростання біологічної продуктивності водних об'єктів. У разі її десятикратного підвищення виникає так зване явище «цвітіння». Розкладання постмортальних решток значної маси гідробіон-