

В.І. Осадчий, Н.М. Мостова, Н.М. Осадча

## **ОЦІНКА ВТОРИННОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЗАПОРІЗЬКОЇ АЕС ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ВНАСЛІДОК ДИФУЗІЇ З ДОННИХ ВІДКЛАДІВ**

Наведено результати розрахунку ймовірності вторинного забруднення придонного шару води водойми-охолоджувача Запорізької АЕС важкими металами (Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Co, Cd) внаслідок молекулярної дифузії. Показано, що більша частина акумульованих у донних відкладах металів, за винятком мангану і кадмію, знаходиться в мулових розчинах у вигляді комплексних сполук з органічними і неорганічними лігандами, що призводить до зменшення їхнього коефіцієнта молекулярної дифузії. Високі значення коефіцієнта молекулярної дифузії та градієнта концентрацій характерні лише для мангану, ймовірний потік якого із донних відкладів може становити в середньому близько  $300 \text{ мг/дм}^2 \cdot \text{добу}$ .

### **Вступ**

Водойма-охолоджувач Запорізької АЕС (ВО ЗАЕС) внаслідок надходження додаткового тепла із систем охолодження енергоблоків характеризується нетиповим для природних вод термічним режимом. В умовах теплового навантаження в екосистемі ВО формується особливий гідрохімічний і гідробіологічний режим [1, 11, 14, 16]. Фізико-хімічні умови водного середовища, що склалися у ВО, сприяють протіканню процесів трансформації важких металів: сорбції на завислих речовинах, гідролізу, осадженню й співосадженню, що в умовах уповільненого стоку призводить до виведення важких металів з водного середовища з наступною акумуляцією в донних відкладах, зумовлюючи цим самоочищення водного середовища. У донних відкладах ВО метали найбільш інтенсивно накопичуються в глинистих мулових відкладах глибоководних зон з великим вмістом органічних речовин [15].

Зміна фізико-хімічних (зниження рН та Eh, дефіцит кисню, підвищення мінералізації води і концентрацій органічних речовин) та гідродинамічних (збільшення швидкостей течії, вітрохвильове

перемішування водних мас) умов водного середовища може привести до порушення рівноваги в системі “донні відклади – вода” і спричинити вторинне забруднення водоюми.

Інтенсивність міграції важких металів з донних відкладів у воду визначається багатьма чинниками, оцінити і врахувати вплив яких не завжди вдається, але найважливішими серед них є дифузія з мулових розчинів, десорбція й комплексоутворення [4, 6, 7].

**Метою** дослідження було встановлення ймовірності надходження важких металів (Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Co, Cd) у придонний шар води внаслідок процесу дифузії з мулових розчинів донних відкладів ВО ЗАЕС.

### **Матеріали та методи досліджень**

В якості вихідної інформації опрацьовано матеріали багаторічних експериментальних робіт відділу гідрохімії УкрНДГМІ, отримані під час експедиційних досліджень на ВО ЗАЕС, та результати хімічного контролю води гідротехнічних споруд служби екологічного моніторингу ЗАЕС.

Визначення вмісту важких металів у воді, твердій та рідкій (мулові розчини) фазах донних відкладів виконано за [12].

Визначення форм важких металів у воді і мулових розчинах виконано розрахунковим методом з використанням програмного моделюючого комплексу TETRA [13, 19], розробленого в УкрНДГМІ на базі математичної моделі MINTEQA2 [18].

### **Результати та їх обговорення**

Обмін речовин між водою й донними відкладами водних об'єктів відбувається внаслідок їх дифузії з мулових розчинів у придонний шар води, рушійною силою якої є градієнт концентрацій [2, 4].

Згідно з отриманими нами результатами вміст досліджуваних металів у мулових розчинах ВО ЗАЕС завжди перевищував відповідні величини у воді (рис. 1). За градієнтом концентрацій важкі метали можна розмістити в такий ряд:  $Cd < Co < Pb < Cu < Ni < Zn < Fe < Mn$ . Залізо та манган характеризувалися як найвищими концентраціями у воді та мулових розчинах, так і найбільшими градієнтами концентрацій.

При вивченні потоку важких металів у системі “донні відклади – вода” було зроблено припущення, що швидкість седиментації дорівнює нулю, а молекулярна дифузія є єдиним процесом перенесення речовин.

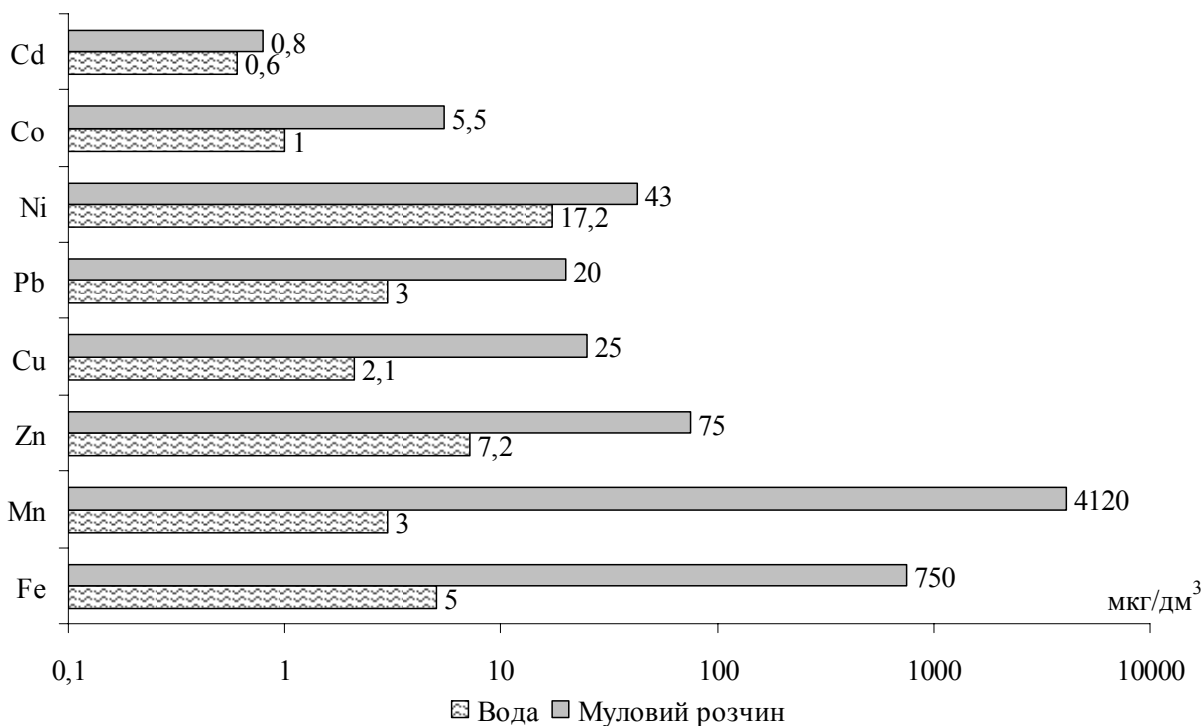


Рис. 1. Вміст важких металів у воді й мулових розчинах донних відкладів ВО ЗАЕС, 1995 р.

Відповідно до закону Фіка процес дифузії кількісно описується рівнянням [17]:

$$J_M = -D_M \cdot \frac{dc}{dx} \cdot S \cdot dt, \quad (1)$$

де  $J_M$  – дифузійний потік (маса переміщеної речовини);

$D_M$  – коефіцієнт молекулярної дифузії;

$dc/dx$  – градієнт концентрацій;

$S$  – площа перерізу;

$dt$  – час.

Тобто, крім градієнта концентрацій швидкість молекулярної дифузії визначатиметься величиною коефіцієнта молекулярної дифузії ( $D_M$ ), а саме кількістю речовини, яка дифундувала через  $1 \text{ см}^2$  поверхні за одиницю часу, при градієнті концентрацій, що дорівнює 1. Це константа, що характеризує природу дифундуючої речовини і залежить від її молекулярної маси (ММ). Основною складністю в роботі була відсутність даних про коефіцієнти молекулярної дифузії важких металів та їхніх сполук, серед яких, як відомо [8-10], домінують комплексні сполуки з фульвокислотами. За даними [4] коефіцієнт молекулярної дифузії є

величина, що обернено пропорційна до кореня квадратного з молекулярної маси речовини. На основі довідкових даних про коефіцієнти молекулярної дифузії окремих речовин [17] цю залежність ми описали рівнянням  $D_M = 4,6737 e^{-0,1912\sqrt{MM}}$ . Молекулярні маси гумінових і фульвокислот визначали на основі натурних досліджень як середньозважені величини.

Гradient концентрацій  $dc/dx$  досліджуваних металів було визначено на основі натурних досліджень для максимальних, середніх і мінімальних значень кожного металу у воді й мулових розчинах донних відкладів.

Численні літературні дані [8-10, 15, 19] та результати наших попередніх досліджень показали, що ступінь міграції важких металів між твердою та рідкою фазами істотно залежить від форм їхнього знаходження у воді та муловому розчині. Останні ми визначили шляхом термодинамічного розрахунку за допомогою комп'ютерної програмно-моделюючої системи TETRA з використанням натурних даних про вміст Fe, Cu, Ni, Mn, Zn, Co, Pb, Cd та основних лігандів у воді та муловому розчині ВО ЗАЕС, а також літературних даних про константи стійкості комплексних сполук [13, 18, 19].

Результати моделювання й подальшого узагальнення наведено в таблиці 1. Кожна величина, наведена в таблиці, являє собою середнє значення, отримане за результатами моделювання 2-3 проб води.

Таблиця 1

Співіснуючі форми важких металів у мулових розчинах ВО ЗАЕС

Метал	Форми міграції, %					
	вільний (гідратований) іон	гідроксо-комплекси	карбонатні комплекси	сульфатні комплекси	фульватні комплекси	гуматні комплекси
Fe	0	8,5	0	0	91,5	0
Cu	0	10,2	1,2	0	87,7	0,9
Ni	0,9	1,3	47,9	0	49,9	0
Mn	75,0	17,0	0	6,0	2,0	0
Zn	17,0	7,9	68,0	1,9	5,2	0
Pb	1,3	2,0	95,1	0	1,6	0
Co	22,5	1,0	62,3	11,8	2,4	0
Cd	60,4	0,7	37,8	1,1	0	0

Для заліза та міді розподіл за формами міграції в основному визначається конкуренцією процесів комплексоутворення з фульвокислотами й гідролізом. Співвідношення між ними залежить від величини  $pH$  і концентрації фульвокислот. Проте зміна цих величин у вивченому діапазоні не призводить до яких-небудь суттєвих змін у розподілі форм міграції Fe і Cu. Як показали наші розрахунки від 89 до 92 % заліза мігрує в розчині у вигляді гідроксофульватних комплексів і тільки 8-11 % (див. табл. 1) складають гідроксоформи.

Домінуючою формою міграції міді є фульватні комплекси, частка яких досягає 88 % (див. табл. 1). На відміну від заліза незначна частина розчиненої міді може існувати у вигляді не лише гідроксоформ, а й карбонатних комплексів. Основними процесами, що визначають міграційну здатність міді, є комплексоутворення з фульвокислотами й гідроліз. Відповідно до діаграми стану міді (рис. 2а) в системі "Cu<sup>2+</sup>-OH<sup>-</sup>" вплив процесу гідролізу є найбільшим у діапазоні  $pH$  8,0-8,3, коли сума утворених гідроксокомплексів досягає 17 %.

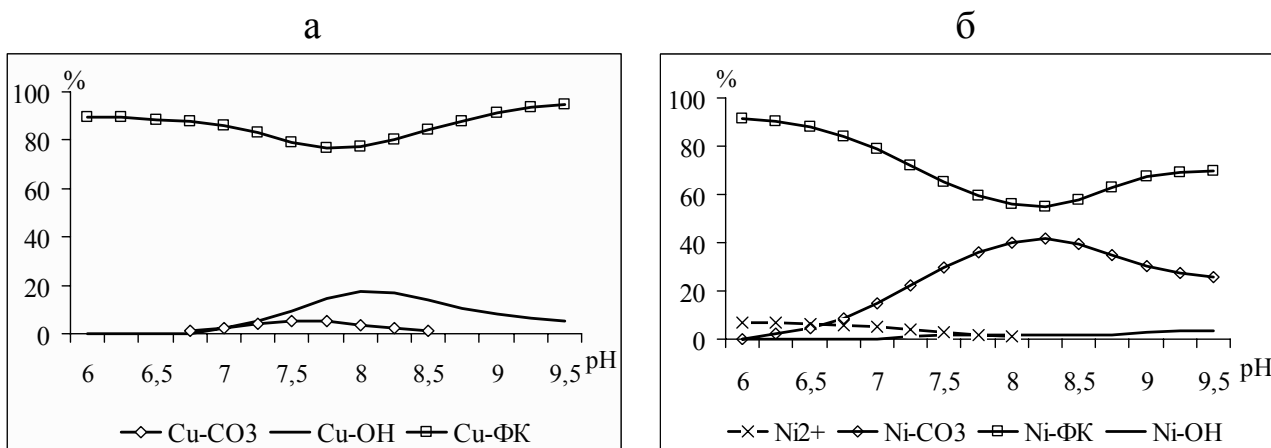


Рис. 2. Результати моделювання вмісту співіснуючих у воді ВО ЗАЕС форм міді (а) та нікелю (б) за різних величин  $pH$  води

На відміну від заліза й міді на міграцію нікелю у воді ВО ЗАЕС значно впливає процес комплексоутворення з фульвокислотами й карбонатними іонами. Як видно (див. табл. 1), відносний вміст зазначених форм нікелю практично однаковий: 49,9 % становили фульватні комплексні сполуки й 47,9 % – карбонатні. Такий розподіл форм міграції нікелю пояснюються впливом  $pH$ , з підвищенням величини якого зростає частка карбонатних комплексів металу й відповідно зменшується частка фульватних. Як зазначалося раніше [11, 14], вода ВО ЗАЕС

характеризується підвищеними величинами  $pH$  (8,3-9,0), що пояснюється зменшенням розчинності  $CO_2$  й інтенсифікацією розвитку фітопланктону внаслідок підвищеної температури води.

Діаграма співіснуючих форм нікелю у воді ВО свідчить про високий ступінь його закомплексованості (рис. 2б). Вміст гідратованих іонів  $Ni^{2+}$  незначний і зменшується зі зростанням  $pH$  води аж до повної відсутності при  $pH > 8,0$ .

Домінуючим чинником міграції *цинку* у ВО ЗАЕС, на відміну від природних водойм, є його зв'язування з неорганічними лігандами карбонатного складу (~ 68 %, див. табл. 1). Причини підвищеного вмісту карбонатних комплексів у ВО ЗАЕС описано вище на прикладі нікелю. Досить значною для цинку є також частка не зв'язаних у комплекси іонів, що досягала 17 %. Гідроксильні іони й фульвокислоти утворюють практично рівнозначну кількість комплексних сполук – відповідно 8 % для перших і ~ 5 % для других.

Серед металів, для яких характерна значна частка вільних гідратованих іонів (манган, цинк, кобальт, кадмій), насамперед варто виділити *манган*. Для нього у всіх випадках іонна форма є домінуючою: 73-83% від усіх розчинених форм металу (див. табл. 1). Лише незначна частина мангану у ВО зв'язується з карбонатними і гідрокарбонатними іонами (~ 18 % від розчиненого у воді металу). Сульфатні іони утворюють ~ 6 % розчинених комплексних сполук, а фульвокислоти – 2 %.

Для *кадмію*, як і для мангану, незакомплексовані акваіони є домінуючими (~ 60 %), і близько 38 % від усіх розчинених форм металу становлять карбонатні комплекси, що спричинено збільшенням вмісту ліганду за високих значень  $pH$  у ВО. Сульфатні комплекси становлять ~ 1 % розчинених комплексних сполук, а гідроксоформи – 0,7 % (див. табл. 1).

Отже, як свідчать наведені дані, існують значні відмінності у формах міграції важких металів у воді та мулових розчинах ВО ЗАЕС. Якщо манган і кадмій мігрують переважно у формі гідратованих іонів, то мідь і залізо – у вигляді фульватних, нікель – карбонатних і фульватних комплексів, а для свинцю, цинку й кобальту найбільш характерними є карбонатні комплекси.

Під час розрахунків надходження важких металів із донних відкладів унаслідок молекулярної дифузії необхідно також ураховувати, що дифузія у водонасиченому осаді відбувається через муловий розчин. У

цьому випадку швидкість дифузії буде меншою порівняно із чистою водою, адже пористість осаду менша від одиниці, оскільки частину площі поперечного перерізу складають тверді частки, що заважають дифузії.

Для визначення коефіцієнта молекулярної дифузії у твердій фазі донних відкладів ( $D_{MT}$ ) скористалися рівнянням Бернера [4], а саме:

$$D_{MT} = D_M \cdot \frac{n}{\chi^2}, \quad (2)$$

де  $D_M$  – коефіцієнт молекулярної дифузії;

$n$  – пористість;

$\chi$  – коефіцієнт звивистості.

На основі даних про пористість глин і пухких осадів морів, величина якої змінюється в межах 0,487-0,7 [2], було прийнято, що пористість ( $n$ ) дорівнює 0,6.

Звивистість із пористістю пов'язана рівнянням [2]:

$$\chi = \frac{1 - (1 - n)^{\frac{2}{3}}}{n}. \quad (3)$$

Оскільки пористість донних відкладів вважали такою, що дорівнює 0,6, то звивистість, відповідно до рівняння (3), становитиме 1,578. Таким чином, для переходу від  $D_M$  до  $D_{MT}$  скористалися постійним коефіцієнтом, який у даному випадку дорівнював 0,241. При цьому вплив температури й концентрації речовин не розглядався.

У результаті проведених розрахунків було отримано кількісні характеристики надходження важких металів із донних відкладів у придонний шар води внаслідок молекулярної дифузії (табл. 2).

Таблиця 2

Величина надходження важких металів із донних відкладів  
ВО ЗАЕС внаслідок молекулярної дифузії (мг/дм<sup>2</sup>·доба)

Значення	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Ni	Co	Cd
Міні-мальне	0	87,4	4,37	0,0	0,04	0,0	0,01	0,003
Макси-мальне	0,22	355,1	19,4	0,46	0,22	0,024	0,535	0,331
Середнє	0,14	299,5	11,4	0,30	0,12	0,14	0,429	0,248

Як видно, з усіх вивчених важких металів найбільш помітним є надходження з донних відкладів мангану, потік якого в локальних зонах активного мулонакопичення може становити 87–355 мг/дм<sup>2</sup>·добу. Це пояснюється тим, що манган у мулових розчинах на 90-95 % знаходиться у вигляді не зв'язаних у комплекси гідратованих іонів [8, 9], що значно збільшує швидкість його молекулярної дифузії.

Окрім мангану, високу міграційну здатність може мати кадмій, що зумовлено знаходженням його переважно у вигляді гідратованого іону [3, 4]. Проте невисокі, порівняно з іншими металами, концентрації Cd у різних фазах екосистеми ВО ЗАЕС дозволили спрогнозувати збільшення його вмісту у придонному шарі води внаслідок молекулярної дифузії у межах 1-2 %.

Значний градієнт концентрацій між муловими розчинами і водною масою ВО ЗАЕС було відзначено також для цинку (10-40 разів). Однак для цього металу, як показують роботи різних авторів [8-10] та наші розрахунки (див. табл. 1), характерний високий ступінь зв'язування в комплексні сполуки, що обмежує його рухливість унаслідок молекулярної дифузії (4-19 мг/дм<sup>2</sup>·добу).

Мідь, свинець, нікель, кобальт у мулових розчинах знаходяться переважно в закомплексованому стані, і тому вони практично не надходять з донних відкладів у придонний шар води.

Виконані розрахунки дозволили визначити прогнозні величини вторинного забруднення водного середовища ВО ЗАЕС дослідженими металами внаслідок молекулярної дифузії. Вміст розчинених форм заліза може збільшитися на 13 %, мангану – більш ніж у 2 рази, а кадмію – на 12 %. Концентрації цинку, міді, свинцю, нікелю й кобальту збільшаться не суттєво (на десяті частки мікрограма в дм<sup>3</sup>).

Протягом 1997-2005 рр. як у воді ВО ЗАЕС, так і в мулових розчинах стало відзначатися значне збільшення концентрацій міді, які досягли відповідно 30,0 мкг/дм<sup>3</sup> та 560,0 мкг/дм<sup>3</sup>. Проведені дослідження дозволили встановити, що додаткове надходження міді у ВО ЗАЕС спричинене її вилуговуванням з поверхні трубок під час процесу механічного очищення (кулькова очистка) системи охолодження від твердих відкладів [15].

Відомо, що характерною особливістю міді є практично повне (від 87 до 98 %) її зв'язування в міцні комплексні сполуки з розчиненими органічними речовинами гумусового походження [6-10, 13, 19]. Як



показали наші експериментальні роботи та виконані розрахунки, у мулових розчинах ВО практично вся мідь знаходилась у вигляді фульватних та гідроксофульватних комплексів з молекулярною масою  $\geq 1,0$  кДа, у зв'язку з чим коефіцієнт їхньої молекулярної дифузії був незначним. Отже, незважаючи на високий градієнт концентрацій металу, надходження міді з донних відкладів унаслідок молекулярної дифузії буде невисоким, а приріст її концентрацій у воді становитиме не більше 3-5 %. Тобто концентрація міді у водному середовищі ВО може збільшитися щонайбільше на 1,5 мкг/дм<sup>3</sup>.

### **Висновки**

Досліджено вміст Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Co, Cd у воді і мулових розчинах донних відкладів ВО ЗАЕС та розраховано градієнт їх концентрацій.

Шляхом термодинамічних розрахунків визначено, що Fe, Cu, Zn, Ni, Pb, Co у мулових розчинах донних відкладів містяться у вигляді комплексних сполук з різними молекулярними масами. Манган і кадмій представлені головним чином вільними гідратованими іонами. З використанням даних про форми знаходження досліджуваних металів у воді та мулових розчинах розраховано коефіцієнти їхньої молекулярної дифузії.

Здійснено оцінку ймовірності надходження важких металів з донних відкладів у воду внаслідок молекулярної дифузії.

Навіть за значних градієнтів концентрацій між водою і муловим розчином швидкість молекулярної дифузії таких металів, як свинець, залізо, нікель, мідь, кобальт становитиме в середньому відповідно 0,12; 0,14; 0,14; 0,30 та 0,43 мг/дм<sup>2</sup>·добу. Величина ймовірного потоку цинку буде більшою за 11 мг/дм<sup>2</sup>·добу, що пов'язано зі значним градієнтом його концентрацій та високим вмістом низькомолекулярних форм міграції (~ 68 % становлять карбонатні комплекси металу і 17 % – гідратовані іони). Незважаючи на значне додаткове техногенне надходження міді у ВО ЗАЕС та утворення високого градієнта концентрацій, надходження металу з донних відкладів унаслідок молекулярної дифузії буде невисоким, а приріст її концентрацій у воді становитиме не більше ніж 3-5 %.

Найбільш рухомими в системі “донні відклади – вода” є манган та кадмій, що пов'язано з їхнім переважним знаходженням у “вільному”

стані. Проте, якщо кількість надходження мангану внаслідок молекулярної дифузії буде коливатись від 87 до 355 мг/дм<sup>2</sup>·добу (у середньому близько 300 мг/дм<sup>2</sup>·добу), то надходження кадмію, враховуючи його незначні концентрації в різних середовищах ВО ЗАЕС, трохи перевищуватиме в середньому 0,4 мг/дм<sup>2</sup>·добу.

Аналізуючи отримані результати, можна зробити висновок, що ймовірність вторинного забруднення водного середовища ВО ЗАЕС важкими металами внаслідок молекулярної дифузії є невеликою. Можливе суттєве надходження із донних відкладів лише мангану.

\* \*

1. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / Протасов А.А., Сергеева О.А., Кошелева С.И. и др. – К.: Наук. думка, 1991. – 192 с.
2. Горев Л.М. Основы моделирования в гидроэкологии. – К.: Либідь, 1996. – 336 с.
3. Грамм-Осипова В.Н., Белковская С.В. Физико-химическое моделирование трансформации форм кадмия в природных водах // Метеорология и гидрология. – 1998. – № 11. – С. 65-69.
4. Драйвер Дж. Геохимия природных вод : [пер. с англ.]. – М.: Мир, 1985. – 440 с.
5. Искра И.В., Линник П.Н. Содержание и формы миграции кадмия в водохранилищах Днепра // Гидробиол. журн. – 1994. – 3. – С. 72-81.
6. Линник П.Н., Зубко А.В. Гумусовые вещества как важный фактор в миграции металлов в системе донные отложения – вода // Экологическая химия. – 2007. – №16 (2). – С. 69-84.
7. Линник П.Н. Донные отложения водоемов как потенциальный источник вторичного загрязнения водной среды соединениями тяжелых металлов // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35. – № 2. – С. 97-109.
8. Линник П.Н. Тяжелые металлы в поверхностных водах Украины: Содержание и формы миграции // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35 – № 1. – С. 22-42.
9. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 270 с.
10. Линник Р.П., Запорожец О.А. Сравнительная оценка расчетных и экспериментальных данных о сосуществующих формах железа, кобальта и никеля в пресных поверхностных водах // Экологическая химия. – 2003. – №12 (2). – С. 79-92.

11. *Мостова Н.М.* Особливості температурного і кисневого режимів водойм в умовах теплового навантаження // *Наук. праці УкрНДГМІ.* – Вип. 255. – 2006. – С. 116-125.
12. *Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б.* Аналітична хімія поверхневих вод. – К.: Наук. думка, 2007. – 456 с.
13. *Осадчий В.І., Курничний В.В., Осадча Н.М.* Форми міграції важких металів розчинених у воді дніпровських водосховищ // *Наук. праці УкрНДГМІ.* – Вип. 246. – 1998. – С. 105-119.
14. *Осадчий В.І., Мостова Н.М.* Закономірності формування хімічного складу і якості води водойми-охолоджувача Запорізької АЕС // *Наук. записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В.Гнатюка. Серія: біологія* – 2005. – № 3(26). – С. 330-332.
15. *Осадчий В.І., Мостова Н.М., Чернишова Л.О.* Закономірності розподілу важких металів у донних відкладах водойми-охолоджувача Запорізької АЕС // *Наук. праці УкрНДГМІ.* – Вип. 257. – 2008. – С. 126-145.
16. *Ромась М.І.* Гідрохімія водних об'єктів атомної і теплової енергетики: Монографія – К.: ВПЦ “Київський ун-т”, 2002. – 532 с.
17. *Справочник химика.* – Т.3. – Л.: Химия, 1964. – 1005 с.
18. *Allison J.D., Brown D.S., Novo-Gradac K.J.* MINTEQA2/PRODEFA2, a geochemical assessment model for environmental systems: Version 3.0 user's manual. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1990. – 106 p.
19. *Osadchy V., Osadcha N., Nabyvanets Yu.* Modelling of trace metal migration forms in water of the Dnieper reservoirs // *Ekologija (Vilnius)* – N2. – 2003. – P.63-67.

*Український науково-дослідний  
гідрометеорологічний інститут, Київ*

**В.И. Осадчий, Н.М. Мостовая, Н.Н. Осадчая**

**Оценка вторичного загрязнения водной среды водоема-охладителя Запорожской АЭС тяжелыми металлами вследствие диффузии из донных отложений**

*Приведены результаты расчета вероятности вторичного загрязнения придонного слоя воды водоема-охладителя Запорожской АЭС тяжелыми металлами (Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Co, Cd) вследствие молекулярной диффузии. Показано, что большая часть аккумулированных в донных*

*отложениях металлов, за исключением марганца и кадмия, находятся в иловых растворах в виде комплексных соединений с органическими и неорганическими лигандами, что приводит к уменьшению их коэффициента молекулярной диффузии. Высокие значения коэффициента молекулярной диффузии и градиента концентраций характерны лишь для марганца, вероятный поток которого из донных отложений может составлять в среднем около 300 мг/дм<sup>2</sup>·сутки.*

**V.I. Osadchy, N.M. Mostova, N.M. Osadcha**

**Evaluation of secondary water pollution by heavy metals of the cooling pond of the Zaporizhya NPP owing to diffusion out of bottom sediment**

*There are results of calculation of secondary pollution of water bottom layer of the cooling pond of the Zaporizhya NPP by heavy metals (Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Co, Cd) owing to molecular diffusion. It is shown, that the majority of metals accumulated in bottom sediment, except for manganese and cadmium, are in silt solutions in the form of complex connections with organic and inorganic ligands that leads to reduction of coefficient of their molecular diffusion. High values of coefficient of molecular diffusion and a gradient of concentration are characteristic only for manganese which probable stream can be out of bottom sediment in an average about 300 mg/dm<sup>2</sup> per day.*