

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК (574.64:546.56)+581.526.3

О.О. ПАСІЧНА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ecorasichna@gmail.com

Л.О. ГОРБАТЮК, к. т. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

М.О. ПЛАТОНОВ, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

С.П. БУРМІСТРЕНКО, пров. інж.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,

О.О. ГОДЛЕВСЬКА, к. фіз.-мат. н., доцент,
Національний університет біоресурсів і природокористування України
вулиця Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна
e-mail: godlevok@gmail.com

Т.В. ВІТОВЕЦЬКА, к. х. н., доцент,
Київський національний університет будівництва і архітектури,
просп. Повітрофлотський, 31, Київ, 03680, Україна
e-mail: vitovetskaya@ukr.net

ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ МІДІ (II) І СВИНЦЮ (II) НА ВМІСТ ПІГМЕНТІВ У *CERATOPHYLLUM DEMERSUM* L.

У результаті проведених експериментальних досліджень встановлено, що зменшення вмісту фотосинтетичних пігментів (хлорофілів *a* і *b* та каротиноїдів) у представника занурених макрофітів *Ceratophyllum demersum* L. відбувається за концентрації Cu^{2+} у водному середовищі $\geq 0,05 \text{ мг/дм}^3$ та $\text{Pb}^{2+} \geq 0,1 \text{ мг/дм}^3$. Встановлено, що важливим показником ушкоджуючої дії важких металів на пігментну систему *C. demersum* є зменшення величини відношень хлорофіл *a*/хлорофіл *b* та (хлорофіл *a* + хлорофіл *b*)/каротиноїди. Виявлено високі значення коефіцієнтів біологічного накопичення міді та свинцю у *C. demersum* та достатню стійкість досліджуваної рослини до впливу металів, що дозволяє рекомендувати використання даного виду для фіторе mediaції водного середовища при його забрудненні міддю і свинцем відповідно в концентраціях до $0,5 \text{ мг/дм}^3$ і $1,0\text{—}2,0 \text{ мг/дм}^3$.

Ключові слова: мідь, свинець, водне середовище, *Ceratophyllum demersum* L., хлорофіл, каротиноїди, акумуляція, фіторе mediaція.

Ц и т у в а н н я: Пасічна О.О., Горбатюк Л.О., Платонов М.О., Бурмістренко С.П., Годлевська О.О., Вітовецька Т.В. Особливості впливу міді (II) і свинцю (II) на вміст пігментів у *Ceratophyllum demersum* L. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 4. С. 48—59.

Мідь є важливим для росту і розвитку рослин мікроелементом, оскільки забезпечує структурну організацію та функціонування багатьох ферментних систем, бере участь у транспорті електронів при фотосинтезі та диханні, а також необхідна для здійснення інших процесів життєдіяльності рослинних організмів [2, 10, 23, 29]. Однак у високих концентраціях мідь може бути надзвичайно токсичною для рослин, призводячи до різних фізіолого-біохімічних та морфологічних змін, зокрема до порушення функціонування пігментних систем, зміни якісного складу та кількості пігментів, викликаючи симптоми хлорозу і некрозу, до пригнічення фотосинтезу, дихання, затримки росту і навіть загибелі [7, 12, 17, 22, 23].

Свинець вважають одним із найбільш токсичних важких металів для всіх живих організмів [28]. Біологічну роль свинцю не виявлено, однак деякими дослідженнями показано значну кумуляцію металу в рослинних організмах та його токсичну дію на пігментну систему та життєдіяльність рослин в цілому [6, 25].

Внаслідок інтенсивної антропогенної діяльності відбувається зростання концентрації важких металів у природних водоймах, і таке забруднення є глобальною проблемою XXI сторіччя [30]. У забруднених водоймах мегаполісів концентрації міді та свинцю можуть досягати значних величин. Зокрема, за даними П.М. Линника та ін. [16], у воді р. Либідь в межах м. Києва концентрація міді у розчиненій формі досягала 0,083 мг/дм³, а свинцю — 0,108 мг/дм³. Ці метали можуть потрапляти у водойми і у значно вищих концентраціях з викидами недостатньо очищених стічних вод.

Було встановлено, що деякі вищі водні рослини, завдяки особливостям своєї анатомічної будови, значній акумуляційній здатності та достатньо високій стійкості до впливу важких металів, можуть бути використані для біомоніторингу та фітореMediaції природних і стічних вод. Зокрема, встановлено, що найбільш ефективно акумулюють і видаляють важкі метали з водного середовища такі водні рослини: *Salvinia natans* (L.) All., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub., *Lemna minor* L., *Elodea canadensis* Michx., *Pistia stratiotes* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L. [7, 13]. Результати таких досліджень показали, що використання занурених водних рослин і рослин з плаваючим листям для фітореMediaції може бути ефективним і економічно доцільним способом очищення поверхневих вод і доочищення промислових стічних вод.

У зв'язку з цим метою наших досліджень було встановлення особливостей впливу різних концентрацій міді і свинцю у водному середовищі на життєвість *Ceratophyllum demersum*, зокрема на стан його пігментної системи, а також оцінка його акумулятивної здатності щодо цих металів та можливості використання для фітореMediaції природних і стічних вод, забруднених Cu і Pb.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом досліджень був *Ceratophyllum demersum* L., який відноситься до занурених вищих водних рослин і широко поширений у водоймах України, зокрема у водоймах м. Києва [9].

Рослини *C. demersum* були відібрані із природних водойм м. Києва і вміщені в акваріум об'ємом 30 дм³, наповнений відстояною водопровідною водою, для акліматизації протягом двох тижнів. Один раз у 2—3 дні в акваріумі проводили заміну половини об'єму води. Для проведення експерименту по сім молодих пагонів *C. demersum* довжиною приблизно 7—8 см поміщали у скляні ємності об'ємом 3 дм³, заповнені відстояною водопровідною водою, і додавали одноразово Pb²⁺ у вигляді Pb(NO₃)₂ та Cu²⁺ у вигляді CuSO₄·5H₂O з розрахунку 0,05, 0,1, 0,5, 1,0 і 2,0 мг/дм³. Обрано широкий діапазон досліджуваних концентрацій — від реально виявлених у водоймах м. Києва (0,05 мг/дм³) [16] до присутніх у місцях скидання недостатньо очищених стічних вод промисловими підприємствами (0,5—2,0 мг/дм³).

Освітлення рослин здійснювали люмінесцентними лампами денного світла (його інтенсивність становила 3000 лк з періодом світло : темрява 16 : 8 год), температура води була 25±3 °С, а рН — 7,6±0,5. Дослідні і контрольні рослини витримували за вищезазначених умов упродовж семи діб. Рівень води у дослідних ємностях підтримували шляхом регулярного додавання свіжої води до об'єму 3 дм³.

Контролем слугували рослини, які експонували в таких самих умовах, але без додавання металів у водне середовище.

Вміст пігментів у *C. demersum* визначали спектрофотометричним методом. Екстракцію хлорофілів та каротиноїдів проводили 80 %-вим розчином ацетону [3]. Розрахунки проводили за формулами [14] та виражали в міліграмах на 1 г сухої маси. Для отримання сухої маси рослини висушували у сушильній шафі при температурі 105 °С до сталої маси.

Визначення вмісту міді і свинцю у рослинах здійснювали методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно-зв'язаною плазмою [5]. Для цього, після закінчення експериментальних досліджень, рослинний матеріал промивали дистильованою водою і 0,02 М розчином ЕДТА (для видалення адсорбованих на поверхні металів) і проводили кислотне озолення сумішшю концентрованих азотної і сірчаної кислот, використовуючи мікрохвильову (НВЧ) піч MWS-2 (Berghoff, Німеччина) [5].

Коефіцієнт біологічного накопичення металів (КБН) водними макрофітами визначали як співвідношення вмісту металу в рослинному матеріалі (мг/кг сухої маси) до концентрації металу у воді (мг/дм³) [11, 20, 21].

Статистичну обробку одержаних даних, зокрема розрахунок середнього значення та стандартного відхилення ($M \pm m$) із 3—4 визначень ($n = 3—4$), проводили за допомогою програми MS Excel 2016.

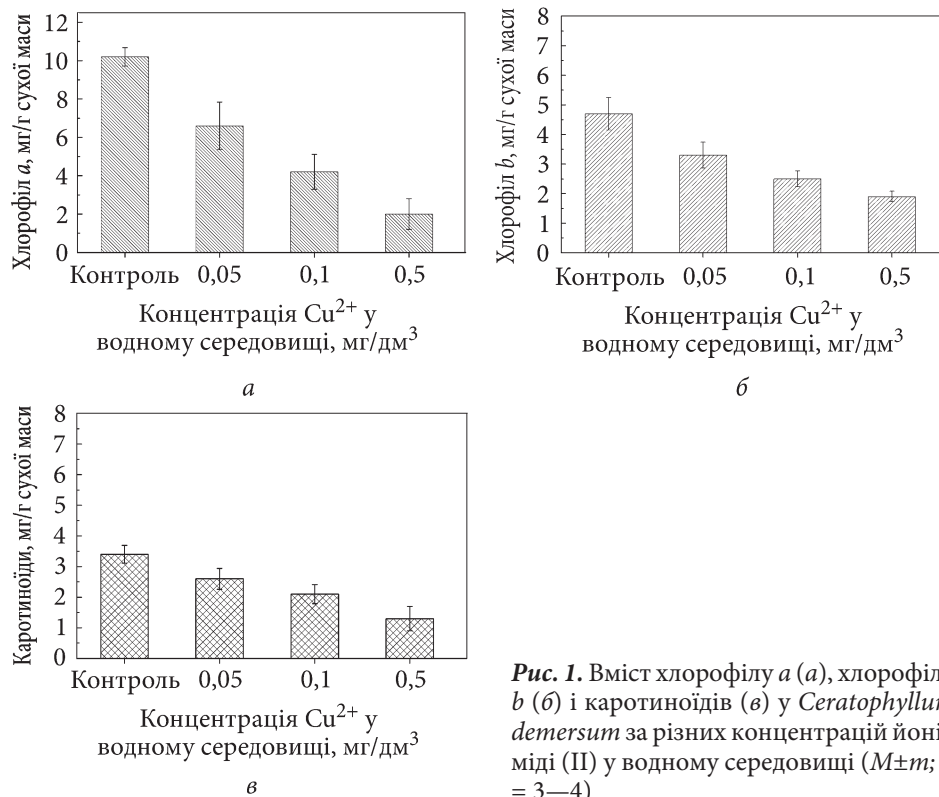


Рис. 1. Вміст хлорофілу а (а), хлорофілу б (б) і каротиноїдів (в) у *Ceratophyllum demersum* за різних концентрацій йонів міді (II) у водному середовищі ($M \pm m$; $n = 3-4$)

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті проведених досліджень встановлено, що за впливу Cu^{2+} у концентрації від 0,05 до 0,5 мг/дм^3 у *C. demersum* відбувалось зменшення вмісту всіх досліджуваних фотосинтетичних пігментів. При цьому найбільше знижувався вміст хлорофілу а (на 35—79 % порівняно з контролем), менше — хлорофілу б (на 29—66 %) та каротиноїдів (на 23—68 %) (рис. 1).

Зменшення загального вмісту хлорофілу та каротиноїдів у водних макрофітів за впливу підвищених концентрацій Cu також було відмічено в роботах інших авторів [22, 24]. Зниження вмісту хлорофілу за надлишкової кількості міді насамперед впливає на фотосистему II, реакційний центр якої містить хлорофіл а, що спричиняє пригнічення фотосинтезу [8]. У літературі наявні відомості про те, що зниження вмісту пігментів у рослинному організмі за дії міді супроводжується активацією процесів перекисного окиснення ліпідів та зміною активності антиоксидантних ферментів, зокрема збільшенням активності аскорбатпероксидази, гваякол-залежної пероксидази, каталази, супероксиддисмутази, глутатіонредуктази, однак це відбувається лише до певного часу експозиції [24, 27]. Показано, що активність антиоксидантних ферментів у *Potamogeton pectinatus* L. значно збільшувалась за впливу 40 мкг/дм^3 Cu протягом 24 год,

після чого спостерігалось зниження їхньої активності за дії металу протягом більш тривалого часу [19]. Також експериментально встановлено збільшення вмісту загальних небілкових тіолів (NP-SH) і цистеїну у *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle при концентрації міді до 5 мкмоль/дм³, тоді як при 25 мкмоль/дм³ їхній рівень різко знижувався. Одночасно відмічено суттєве збільшення вмісту фітохелатинів (ФХ) при концентраціях міді 1 та 5 мкмоль/дм³ на четверту добу експозиції, що свідчить про їхню істотну роль у детоксикації металів [27].

Візуально пошкодження фотоасиміляційних тканин (ознаки хлорозу) у *C. demersum* спостерігалось нами вже за присутності 0,5 мг/дм³ Cu²⁺ у водному середовищі. Водночас, за дії іонів міді у концентрації 1,0 і 2,0 мг/дм³ нами відмічено такі ознаки токсичного впливу міді, як опускання пагонів на дно, відокремлення листків від стебел, ламкість стебел та ознаки некрозу, тобто спостерігалися зміни, які в подальшому призводять до загибелі рослинного організму. У зв'язку з цим визначення вмісту пігментів за даних концентрацій Cu²⁺ не вважалось доцільним і не проводилось. Варто зазначити, що у *Potamogeton pectinatus* L. за впливу 10 мкмоль/дм³ Cu вже на 10-й день експерименту спостерігалися зменшення довжини та кількості листків, ознаки хлорозу та некрозу, а також загибель рослини [8].

Результати впливу досліджуваних концентрацій Pb²⁺ на *C. demersum* показали, що вже за концентрації 0,05 мг/дм³ у водному середовищі відбувалося зниження вмісту хлорофілу *a* (на 20 %), однак при цьому збільшувався вміст каротиноїдів (на 34 %) (рис. 2). Зменшення загального вмісту хлорофілу та збільшення вмісту каротиноїдів за впливу підвищених концентрацій Pb²⁺ також було виявлено у *H. verticillata* [26]. Таке підвищення вмісту каротиноїдів за впливу важких металів, на думку деяких авторів, може бути захисною реакцією, яка запобігає фотодеструкції і перекисному окисненню хлорофілів [1].

Нами встановлено, що за дії Pb²⁺ у концентрації 0,1—0,5 мг/дм³ у *C. demersum* зменшувався загальний вміст хлорофілів (хлорофілу *a* — на 40—44 %, хлорофілу *b* — на 30—39 % порівняно з контролем). Водночас при концентрації Pb²⁺ у водному середовищі 0,5 мг/дм³ зафіксовано зниження вмісту каротиноїдів (на 18 % порівняно з контролем). Такі результати досліджень свідчать про те, що хлорофіли є більш чутливими, порівняно з каротиноїдами, до підвищення концентрації Pb²⁺ у водному середовищі.

Виявлено, що при збільшенні концентрації Pb²⁺ у водному середовищі до 1,0 і 2,0 мг/дм³ у *C. demersum* відбувалось значне зменшення вмісту всіх досліджуваних фотосинтетичних пігментів (хлорофілу *a* — на 51—62 %, хлорофілу *b* — на 48—53 % та каротиноїдів — на 29—50 % порівняно з контрольними рослинами) (див. рис. 2). Слід зазначити, що при зниженні вмісту загального хлорофілу та каротиноїдів у тканинах *C. demersum* впродовж дослідження також спостерігались ознаки хлорозу. Однак, на відміну від дії Cu²⁺ у відповідних концентраціях, фрагментації па-

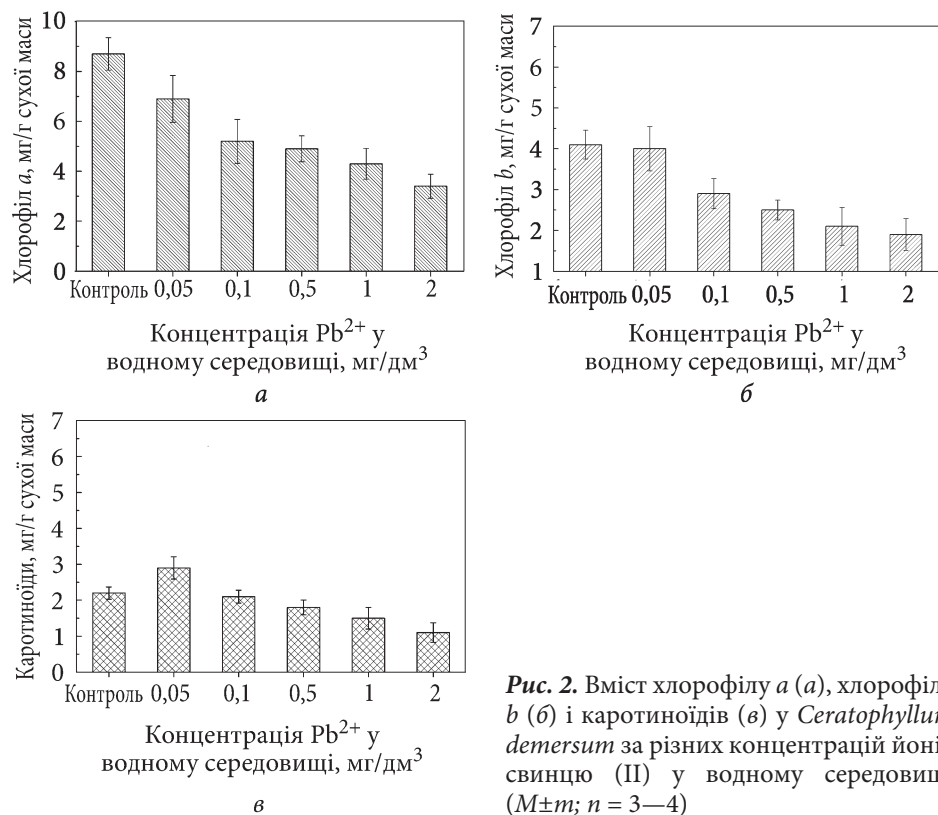


Рис. 2. Вміст хлорофілу *a* (*a*), хлорофілу *b* (*б*) і каротиноїдів (*в*) у *Ceratophyllum demersum* за різних концентрацій йонів свинцю (II) у водному середовищі ($M \pm m$; $n = 3-4$)

гонів, некрозу та інших ознак, що можуть призводити до загибелі рослинних організмів, не спостерігалось.

Ушкоджуючу дію свинцю на хлоропласти водних рослин деякі науковці пов'язують з порушенням їхнього руху та розподілу, що може бути результатом змін у актиновому цитоскелеті, оскільки спостерігається фрагментація і зникнення актинових волокон навколо хлоропластів [25].

Доведено, що *C. demersum* має значний потенціал щодо детоксикації йонів свинцю при їхньому потраплянні в рослинний організм завдяки синтезу ФХ і зміні активності антиоксидантних ферментів (супероксиддисмутази, гваякол-залежної пероксидази, аскорбатпероксидази, каталази і глутатіонредуктази), попереднє зростання активності яких, зі збільшенням тривалості впливу і концентрації металу, змінюється на пригнічення [18]. Також спостерігалось початкове збільшення вмісту цистеїну, небілкових тіолів (NP-SH) і глутатіону (GSH) у рослин з наступним його зниженням при помірних концентраціях свинцю. Доведено, що синтез ФХ є важливим у процесах детоксикації свинцю, однак, як зазначають автори, це може призвести до значного зменшення вмісту глутатіону і, як наслідок, до окисного стресу [18]. Збільшення вмісту каротиноїдів та активності супероксиддисмутази у *H. verticillata* за впливу підвищених концентрацій Pb^{2+} , як показано у роботі [26], свідчить про спрацювання стрес-толерантних механізмів рослинних організмів.

Загалом, результати проведених досліджень свідчать про те, що накопичення важких металів у *C. demersum* викликає окиснювальний стрес, а ступінь стійкості рослини залежить від активності її антиоксидантної системи [24].

Проявом впливу йонів важких металів (міді та свинцю) на пігментну систему *C. demersum* може бути також зміна значень величин відношень хлорофіл *a*/хлорофіл *b* та (хлорофіл *a* + хлорофіл *b*)/каротиноїди, які мають тенденцію до зменшення у рослин, що перебувають у водному середовищі з додаванням Cu^{2+} та Pb^{2+} , порівняно з контрольними рослинами (табл. 1, 2).

Результати проведених експериментальних досліджень показали, що за наявності у воді йонів Pb^{2+} і Cu^{2+} в однакових концентраціях (від 0,05 мг/дм³) токсичний вплив міді на рослинний організм є більшим, ніж свинцю.

Менша токсичність Pb порівняно з Cu , ймовірно, пов'язана з тим, що, потрапляючи у водне середовище (відстояна водопровідна вода), Pb^{2+} утворює нерозчинні або малорозчинні сполуки майже з усіма наявними там аніонами, зокрема SO_4^{2-} , Cl^- , CO_3^{2-} . Сполука $\text{Pb}(\text{OH})_2$ також нерозчинна у воді. При підвищенні рН водного середовища внаслідок життєдіяльності рослинних організмів здатність йонів свинцю до комплексоутво-

Таблиця 1

Відношення вмісту хлорофілу *a* до хлорофілу *b* та хлорофілів до каротиноїдів у *Ceratophyllum demersum* за різних концентрацій Cu^{2+} у водному середовищі

Концентрація Cu^{2+} , мг/дм ³	Хлорофіл <i>a</i> /Хлорофіл <i>b</i>	Хлорофіл <i>a</i> + хлорофіл <i>b</i> / Каротиноїди
Контроль	2,2	4,4
0,05	2,0	3,8
0,1	1,7	3,2
0,5	1,0	3,0

Таблиця 2

Відношення вмісту хлорофілу *a* до хлорофілу *b* та хлорофілів до каротиноїдів у *Ceratophyllum demersum* за різних концентрацій Pb^{2+} у водному середовищі

Концентрація Pb^{2+} , мг/дм ³	Хлорофіл <i>a</i> /Хлорофіл <i>b</i>	Хлорофіл <i>a</i> + хлорофіл <i>b</i> / Каротиноїди
Контроль	2,1	5,8
0,05	1,7	3,7
0,1	1,8	3,9
0,5	1,9	4,1
1,0	2,0	4,1
2,0	1,8	4,8

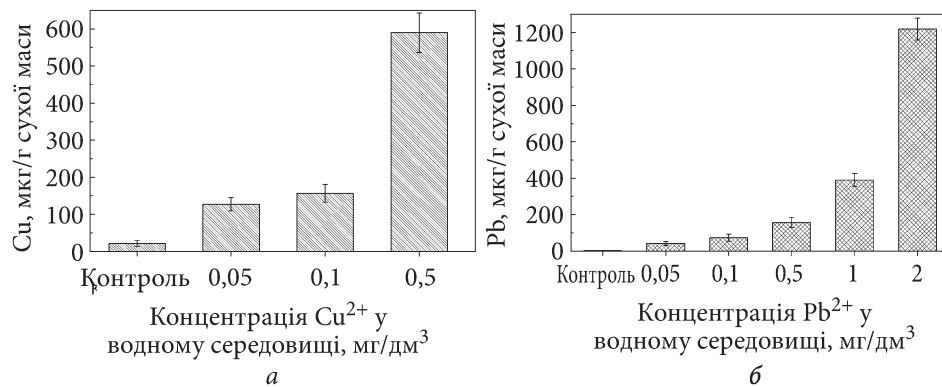


Рис. 3. Накопичення міді (а) та свинцю (б) *Ceratophyllum demersum* за різної концентрації іонів металів у водному середовищі ($M \pm m$; $n = 3-4$)

рення та випадання в осад зростає, а отже, зменшується його біодоступність та токсичність, яка визначається концентрацією саме розчинної форми металу [15].

Результати досліджень щодо накопичення міді та свинцю тканинами *C. demersum* при збільшенні концентрації металів у водному середовищі показали, що *C. demersum* здатен накопичувати значну кількість Cu (до 590 мкг/г сухої маси) і Pb (до 1218 мкг/г сухої маси) (рис. 3). Варто зазначити і те, що *C. demersum* здатен накопичувати більшу кількість Pb без загибелі рослини. Ймовірно, це зумовлено значною здатністю Pb^{2+} до зв'язування і адсорбції на оболонці рослинних клітин при зростанні рН середовища внаслідок життєдіяльності рослин, оскільки токсичну дію металів пов'язують саме з їхньою йонною формою.

Оцінка акумуляційної здатності *C. demersum* щодо досліджуваних металів засвідчила, що КБН міді та свинцю рослиною досягають високих значень, однак різняться між собою залежно від концентрації і хімічних характеристик певного металу (табл. 3).

Таблиця 3

Коефіцієнти біологічного накопичення міді та свинцю *Ceratophyllum demersum*

Концентрація іонів металів у воді, мг/дм ³	Коефіцієнти біологічного накопичення металів	
	Cu	Pb
0,05	2540±42	842±28
0,1	1570±34	742±36
0,5	1180±51	315±21
1,0	—	391±54
2,0	—	609±43

Примітка. «—» — не визначали.

По мірі збільшення концентрації металів у воді до певного рівня зменшуються значення величини КБН для *S. demersum*. У роботі [8] також спостерігали зменшення КБН для *Potamogeton pectinatus* L. при зростанні концентрації міді у водному середовищі. Автори пов'язують це з насиченням рослинного організму металом і зменшенням здатності до його накопичення. Однак при надходженні у водне середовище металів у високих концентраціях (згідно результатів наших досліджень, такими концентраціями є 1,0 і 2,0 мг/дм³), ймовірно, відбуваються порушення процесів обміну речовин, зокрема мембранного транспорту. Саме ці зміни зумовлюють неконтрольоване надходження металів у клітини, що може призводити до незворотних наслідків і загибелі рослинного організму [4].

Одержані дані щодо накопичення значної кількості міді та свинцю *S. demersum* та відносно високого рівня його стійкості до дії металів дають можливість стверджувати, що даний вид доцільно рекомендувати для використання з метою фіторемедіації водного середовища при його забрудненні Cu^{2+} і Pb^{2+} за їхніх концентрацій відповідно до 0,5 і 2,0 мг/дм³. Слід зауважити, що при використанні *S. demersum* для очистки води від цих металів необхідне подальше видалення рослин з водного середовища для попередження вторинного забруднення водойм металами внаслідок розкладу фітомаси.

Висновки

В результаті проведених експериментальних досліджень встановлено, що зменшення вмісту фотосинтетичних пігментів (хлорофілів *a* і *b* та каротиноїдів) у представника занурених макрофітів *Ceratophyllum demersum* відбувається за концентрації Cu^{2+} у водному середовищі $\geq 0,05$ мг/дм³ та Pb^{2+} — $\geq 0,1$ мг/дм³. Ймовірно, це пов'язано зі значним накопиченням металів у тканинах рослин (до 590 мкг Cu /г сухої маси і до 1218 мкг Pb /г сухої маси). Вплив високих концентрацій Cu^{2+} у водному середовищі (1,0 і 2,0 мг/дм³) супроводжується появою візуальних ознак токсичного впливу металу (опусканням пагонів на дно, відокремленням листків від стебел, ламкістю стебел).

Показником пошкоджуючої дії важких металів на пігментну систему *S. demersum* є зменшення (порівняно з контролем) величин таких відношень пігментів, як хлорофіл *a*/хлорофіл *b* та (хлорофіл *a* + хлорофіл *b*)/каротиноїди.

Значна здатність *S. demersum* до акумуляції міді і свинцю та його відносна стійкість до впливу цих металів дозволяє рекомендувати використання даного виду для фіторемедіації водного середовища при його забрудненні міддю і свинцем в концентраціях відповідно до 0,5 мг/дм³ і 1,0—2,0 мг/дм³.

Список використаної літератури

1. Золотухина Е.Ю, Гавриленко Е.Е., Бурдин К.С. Влияние ионов цинка и меди на фотосинтез и дыхание морских водорослей. *Физиология растений*. 1987. Т. 34, вып. 2. С. 266—275.

2. Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. Киев : Наук. думка, 1988. 188 с.
3. Мусієнко М.М., Паршикова Т.В., Славний П.С. Спектрофотометричні методи в практиці фізіології, біохімії та екології рослин. Київ : Фітосоціоцентр, 2001. 200 с.
4. Полищук Р.А. Реакция макрофитов обрастания на воздействие ионов тяжелых металлов. *Биологические основы борьбы с обрастанием*. Киев : Наук. думка, 1973. С. 155—193.
5. ЦКПП «Спектрометрический центр элементного анализа (СЦЭА)» при Национальном ботаническом саде им. Н.Н. Гришко НАН Украины. http://www.nbg.kiev.ua/ru/scientific_activity/scea.
6. Basile A., Sorbo S., Conte B. et al. Toxicity, accumulation, and removal of heavy metals by three aquatic macrophytes. *Int. J. Phytoremediation*. 2012. Vol. 14, N 4. P. 374—387.
7. Buta E., Török A., Csog A. et al. Comparative studies of the phytoextraction capacity of five aquatic plants in heavy metal contaminated water. *Not. Bot. Horti Agrobi*. 2014. Vol. 42, N 1. P. 173—179.
8. Costa M.B., Tavares F.V., Martinez C.B. et al. Accumulation and effects of copper on aquatic macrophytes *Potamogeton pectinatus* L.: Potential application to environmental monitoring and phytoremediation. *Ecotoxicol. Environ. Saf*. 2018. Vol. 155. P. 117—124.
9. Ivanova I.Yu., Kharchenko G.V., Klochenko P.D. Higher aquatic vegetation of water bodies of the town of Kiev. *Hydrobiol. J*. 2007. Vol. 43, N 3. P. 36—56.
10. Karimi P., Khavari-Nejad R. A., Niknam V. et al. The effects of excess copper on antioxidative enzymes, lipid peroxidation, proline, chlorophyll, and concentration of Mn, Fe, and Cu in *Astragalus neo-mobayenii*. *The Scientific World Journal*. 2012. Vol. 2012. <https://doi.org/10.1100/2012/615670>.
11. Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Zubenko I.B., Shevchenko T.F. Some peculiarities of accumulation of heavy metals by macrophytes and epiphyton algae in water bodies of urban territories. *Hydrobiol. J*. 2007. Vol. 43, N 6. P. 46—57.
12. Krayem M., Khatib S. El., Hassan Y. et al. In search for potential biomarkers of copper stress in aquatic plants. *Aquat. Toxicol*. 2021. Vol. 239. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.105952>.
13. Krems P., Rajfur M., Waclawek M., Klos A. The use of water plants in biomonitoring and phytoremediation of waters polluted with heavy metals. *Ecol. Chem. Eng. S*. 2013. Vol. 20, N 2. P. 353—370.
14. Lichtenthaler H.K. Chlorophylls and carotenoids. Pigments of photosynthetic biomembranes. *Methods in Enzymology*. 1987. Vol. 148. P. 350—382.
15. Linnik P.N. Heavy metals in surface waters of Ukraine: their content and forms of migration. *Hydrobiol. J*. 2000. Vol. 36, N 3. P. 31—54.
16. Linnik P.N., Zhezherya V.A., Linnik R.P. Lability of metals in surface waters as the main characteristics of their potential bioavailability (a review). *Ibid*. 2018. Vol. 54, N 6. P. 3—26.
17. Marques D.M., Júnior V.V., Bortolotti da Silva A. et al. Copper toxicity on photosynthetic responses and root morphology of *Hymenaea courbaril* L. (Caesalpinioideae). *Water, Air, & Soil Pollut*. 2018. Vol. 229. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3769-2>.
18. Mishra S., Srivastava S., Tripathi R. D. et al. Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere*. 2006. Vol. 65, N 6. P. 1027—1039.
19. Monferrón M.V., Agudo J.A.S., Pignata M.L., Wunderlin D.A. Copper-induced response of physiological parameters and antioxidant enzymes in the aquatic macrophyte *Potamogeton pusillus*. *Environ. Pollut*. 2009. Vol. 157, N 8—9. P. 2570—2576.
20. Obinna I.S., Eberé E.C. A review: water pollution by heavy metal and organic pollutants: brief review of sources, effects and progress on remediation with aquatic plants. *Analytical Methods in Environ. Chem. J*. 2019. Vol. 2, N 3. P. 5—38. <https://doi.org/10.24200/amecj.v2.i03>.

21. Olguín E.J., Sánchez-Galván G. Heavy metal removal in phytoremediation and phycoremediation: the need to differentiate between bioadsorption and bioaccumulation. *New Biotechnol.* 2012. Vol. 30, N 1. P. 3—8.
22. Pasichna O.O. Content of pigments in *Cladophora glomerata* under the influence of copper (II) and manganese (II) ions in the aquatic environment. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 1. P. 60—68.
23. Pietrini F., Carnevale M., Beni C. et al. Effect of different copper levels on growth and morpho-physiological parameters in giant reed (*Arundo donax* L.) in semi-hydroponic mesocosm experiment. *Water.* 2019. Vol. 11, N 9. <https://doi.org/10.3390/w11091837>.
24. Rama Devi S., Prasad M.N.V. Copper toxicity in *Ceratophyllum demersum* L. (*Coontail*), a free floating macrophyte: response to antioxidant enzymes and antioxidants environment. *Plant Science.* 1998. Vol. 138, N 2. P. 157—165.
25. Samardakiewicz S., Krzeszowiec-Jeleń W., Bednarski W. Pb-induced avoidance-like chloroplast movements in fronds of *Lemna trisulca* L. *PLoS One.* 2015. Vol. 10, N 2. <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0116757>
26. Singh A., Kumar C.S., Agarwal A. Effect of lead and cadmium on aquatic plant *Hydrilla verticillata*. *J. Environ. Biol.* 2013. Vol. 34, N 6. P. 1027—1031.
27. Srivastava S., Mishra S., Tripathi R.D. et al. Copper-induced oxidative stress and responses of antioxidants and phytochelatins in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. *Aquat. Toxicol.* 2006. Vol. 80, N 4. P. 405—415.
28. Usman K., Abu-Dieyeh M.H., Zouari N., Al-Ghouti M. A. Lead (Pb) bioaccumulation and antioxidative responses in *Tetraena qataranse*. *Scientific Reports.* 2020. Vol. 10. <https://www.nature.com/articles/s41598-020-73621-z>.
29. Yruela I. Copper in plants: acquisition, transport and interactions. *Functional Plant Biology.* 2009. Vol. 36, N 5. P. 409—430. <https://doi.org/10.1071/FP08288>.
30. Zamora-Ledezma C., Negrete-Bolagay D., Figueroa F. et al. Heavy metal water pollution: A fresh look about hazards, novel and conventional remediation methods. *Environmental Technology & Innovation.* 2021. Vol. 22. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101504>.

Надійшла 04.04.2022

O.O. Pasichna, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: ecopasichna@gmail.com

L.O. Gorbatiuk, PhD (Tech.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

M.O. Platonov, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine

S.P. Burmistrenko, Leading Engineer,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine

O.O. Godlevska, PhD (Phys. and Math.), Assoc. Prof.,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Heroiv Oborony Str., 15, Kyiv, 03041, Ukraine,
e-mail: godlevok@gmail.com

T.V. Vitovetska, PhD (Chem.), Assoc. Prof.,
Kyiv National University of Construction and Architecture
Povitroflotsky Ave., 31, Kyiv, 03680, Ukraine
e-mail: vitovetskaya@ukr.net

PECULIARITIES OF COPPER (II) AND LEAD (II) INFLUENCE ON THE PIGMENT
SYSTEM OF *CERATOPHYLLUM DEMERSUM* L.

As a result of experimental studies, it was found that the decrease in the content of photosynthetic pigments (chlorophyll a and b and carotenoids) in the representative of the submerged macrophytes *Ceratophyllum demersum* L. occurs at a concentration of Cu^{2+} in aquatic medium $\geq 0.05 \text{ mg/dm}^3$ and $\text{Pb}^{2+} \geq 0.1 \text{ mg/dm}^3$. It was established that an important indicator of the damaging effect of heavy metals on the pigment system of *C. demersum* is a decrease in the ratios of chlorophyll a/chlorophyll b and (chlorophyll a + chlorophyll b)/carotenoids. High values of the coefficients of biological accumulation of copper and lead in *C. demersum* and sufficient resistance of the studied plants to the metals effect were revealed. Such results of investigations make it possible to recommend the use of this species for phytoremediation of the aquatic environment under copper and lead pollution in concentrations up to 0.5 mg/dm^3 and $1.0\text{--}2.0 \text{ mg/dm}^3$, respectively.

Keywords: copper, lead, aquatic environment, *Ceratophyllum demersum* L., chlorophyll, carotenoids, accumulation, phytoremediation.