

УДК (574.64:546.56) + 581.526.3

О. О. Пасічна

**ВМІСТ ПІГМЕНТІВ У CLADOPHORA GLOMERATA ЗА
ДІЇ ЙОНІВ МІДІ (ІІ) ТА МАНГАНУ (ІІ) ВОДНОГО
СЕРЕДОВИЩА**

Встановлено закономірності окремої та сумісної дії йонів міді (ІІ) та мангану (ІІ) у концентраціях, що відповідають їхнім величинам у природних водах, на вміст хлорофілу *a*, хлорофілу *b* і каротиноїдів у зелених нитчастих водоростях *Cladophora glomerata*. Виявлено збільшення вмісту пігментів у *C. glomerata* при сумісному внесенні у водне середовище 0,5 мкг/дм³ Cu²⁺ і 5 мкг/дм³ Mn²⁺ порівняно з додаванням окремих йонів металів у відповідних концентраціях. Показано зменшення токсичної дії суміші йонів міді і мангану при концентрації 10—20 мкг/дм³ Cu²⁺ і 100—200 мкг/дм³ Mn²⁺ на пігментну систему *C. glomerata* порівняно з впливом окремих йонів металів, що є наслідком антагонізму йонів при їхній акумуляції водоростями. Здатність *C. glomerata* до накопичення значної кількості міді і мангану дає підставу рекомендувати використання цих водоростей як моніторів забруднення водного середовища йонами металів, а також для очищення від них води.

Ключові слова: нитчасті водорости, водне середовище, мідь, манган, токсичність, хлорофіл *a*, хлорофіл *b*, каротиноїди, акумуляція, моніторинг.

Стан пігментної системи і газообмін рослинних організмів значною мірою визначаються концентрацією міді і мангану у навколошньому середовищі. Це зумовлено тим, що ці метали є необхідними мікроелементами, які забезпечують структурну організацію та функціонування багатьох ферментів рослинних клітин [10, 19, 21]. З іншого боку, при надлишку цих металів у навколошньому середовищі вони стають «глобальними токсикантами» [2, 13].

Як відомо з літературних джерел, наслідки сумісного впливу йонів металів на рослини можуть значно відрізнятися від результатів їхньої окремої дії [8, 12, 16, 22, 23, 25, 28]. Встановлено, що в залежності від властивостей елементів між ними виникають індиферентні, антагоністичні або синергічні взаємовідносини, тобто одні йони можуть не впливати на поглинання інших, пригнічувати чи покращувати його [12, 18]. Зокрема, антагонізм Fe³⁺ і деяких інших мінеральних елементів (Zn²⁺, Cu²⁺ та ін.) часто призводить до хлорозу у рослин [16, 26].

У зв'язку з цим метою даної роботи було встановити особливості впливу іонів міді та мангану та їхньої комбінованої дії на вміст фотосинтетичних пігментів у водорості *Cladophora glomerata* (L.) Kütz. Оскільки взаємоплив іонів металів відбувається вже на стадії їхнього надходження до рослинного організму, було досліджено також накопичення Cu^{2+} і Mn^{2+} водоростями за умов внесення у водне середовище металів як окремо, так і сумісно.

Матеріал і методика дослідження. Об'єктом дослідження був один з найбільш розповсюджених на території України видів зелених нитчастих водоростей — *Cladophora glomerata* (L.) Kütz.

З метою стандартизації умов проведення дослідів водорості вирощували на розведеному в 20 разів середовищі Успенського № 1 [5, 11]. В такій модифікації концентрація біогенних елементів знижується до середнього рівня, характерного для природних вод. При цьому їхнє співвідношення залишається збалансованим, оптимальним для росту і розвитку рослин.

При проведенні експериментальних досліджень нитчасті водорості поміщали в скляні акваріуми з водним середовищем (як при вирощуванні, але без додавання фосфатів і карбонатів, з якими йони металів утворюють нерозчинні солі, та мікроелементів згідно з методикою проведення токсикологічних досліджень [20]), приготовленим на основі відстояної водо-проводної води з розрахунку 2 г сирої маси на 3 dm^3 води. У водне середовище додавали мідь ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$) у концентрації 0,5, 2, 5, 10 і 20 $\mu\text{g}/dm^3$ (за йонами Cu^{2+}) і мangan ($MnSO_4 \cdot 5H_2O$) — 5, 20, 50, 100 і 200 $\mu\text{g}/dm^3$ (за йонами Mn^{2+}) окремо і сумісно. Ці концентрації іонів металів у воді відповідають 0,5, 2, 5, 10 і 20 рибогосподарським ГДК (ГДК $Cu^{2+} = 1 \mu\text{g}/dm^3$, ГДК $Mn^{2+} = 10 \mu\text{g}/dm^3$ [1]) і є характерними для водойм України [10]. Фоновий вміст міді у воді становив $0,14 \pm 0,05 \mu\text{g}/dm^3$, мanganу — $0,24 \pm 0,02 \mu\text{g}/dm^3$. Водорості перебували в умовах освітлення лампами денного світла протягом 14 год/добу, а тривалість експериментів становила 14 діб (зі зміною розчину на сьому добу [9]). Середньодобова температура води була $20 \pm 2^\circ\text{C}$. pH середовища вимірювали за допомогою юноміра ЭВ-74. Контрольними були макрофіти, витримані в ідентичних умовах, проте без додавання Cu^{2+} і Mn^{2+} .

При дослідженні сумісної дії йонів міді і мanganу на *C. glomerata* у водне середовище додавали йони металів у наступних комбінаціях: 0,5 $\mu\text{g}/dm^3$ $Cu^{2+} + 5 \mu\text{g}/dm^3 Mn^{2+}$; 2 $\mu\text{g}/dm^3 Cu^{2+} + 20 \mu\text{g}/dm^3 Mn^{2+}$; 5 $\mu\text{g}/dm^3 Cu^{2+} + 50 \mu\text{g}/dm^3 Mn^{2+}$; 10 $\mu\text{g}/dm^3 Cu^{2+} + 100 \mu\text{g}/dm^3 Mn^{2+}$; 20 $\mu\text{g}/dm^3 Cu^{2+} + 200 \mu\text{g}/dm^3 Mn^{2+}$.

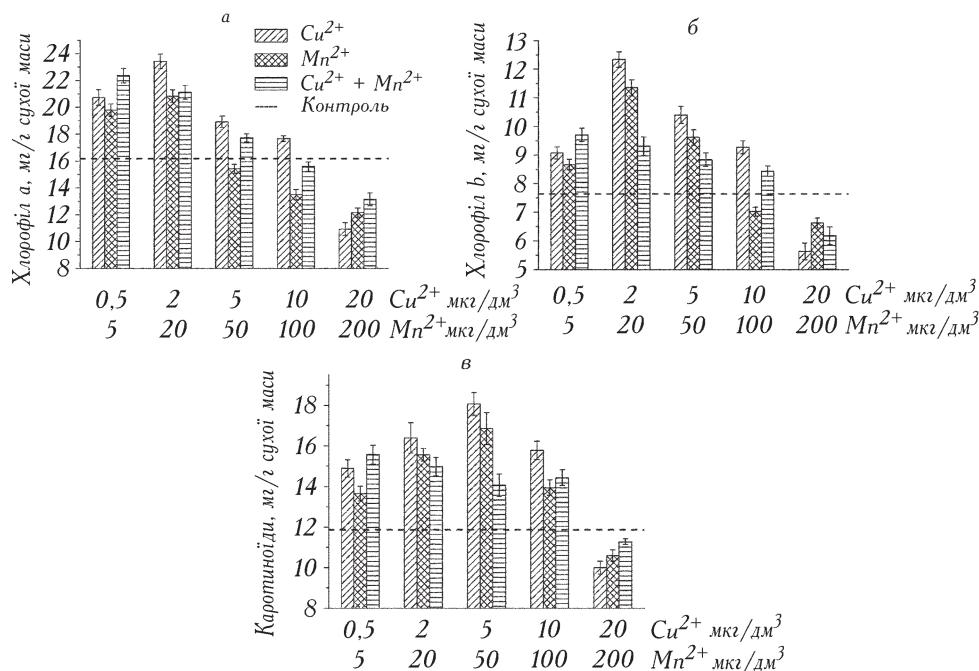
Вплив йонів міді і мanganу на пігментну систему водоростей досліджували шляхом реєстрації змін у вмісті хлорофілу *a*, хлорофілу *b* і каротиноїдів — основних фотосинтетичних пігментів зелених водоростей [5]. Хлорофіли і каротиноїди екстрагували 80%-ним розчином ацетону згідно з методикою [11]; їхню концентрацію визначали спектрофотометричним методом і розраховували за формулами, наведеними у роботі [24], та виражали в міліграмах на 1 г сухої маси. Суху масу визначали після висушування рослинного матеріалу до сталої ваги при температурі 105°C .

Для встановлення рівня накопичення міді та мангану водоростями після закінчення експозиції рослинний матеріал промивали дистильованою водою і 0,02 М розчином ЕДТА (для видалення адсорбованих на поверхні металів), потім озоляли концентрованою азотною кислотою при нагріванні [14]. Вміст міді і мангану в озоленому матеріалі визначали на атомно-адсорбційному спектрофотометрі AAS-3 (Німеччина). Кількість акумульованих водоростями металів розраховували в мікрограмах на 1 г сухої маси рослин. Всі досліди проводили у чотирьох-п'яти повторностях. Одержані дані оброблені статистично з використанням спеціальної комп'ютерної програми «Statistica».

Результати досліджень та їх обговорення

Результати досліджень засвідчили, що як при окремому, так і при сумісному додаванні у водне середовище йонів міді у концентрації 0,5—10 мкг/дм³ та мангану — 5—50 мкг/дм³ вміст хлорофілів *a* і *b* та каротиноїдів у *C. glomerata* зростає порівняно з контролем (рис. 1). Зокрема, за дії йонів міді у концентрації 0,5 мкг/дм³ вміст хлорофілу *a* зростає на 28%, хлорофілу *b* — на 19, каротиноїдів — на 25%; за впливу 5 мкг/дм³ Mn²⁺ вміст хлорофілу *a* підвищується на 22%, хлорофілу *b* — на 14, каротиноїдів — на 15% порівняно з контролем. Водночас за сумісної дії 0,5 мкг/дм³ Cu²⁺ і 5 мкг/дм³ Mn²⁺ протягом 14 діб відбувається зростання вмісту хлорофілу *a* на 38%, хлорофілу *b* — на 27, каротиноїдів — на 31% порівняно з контролем. Отже, вміст досліджуваних пігментів у водоростях за комбінованої дії йонів міді і мангану збільшується суттєвіше порівняно з впливом окремих металів, що зумовлено, вірогідно, зростанням накопичення мангану за сумісної дії йонів металів (рис. 2), оскільки відомо, що манган є необхідним мікроелементом для біосинтезу пігментів [19, 21].

Зменшення вмісту фотосинтетичних пігментів у *C. glomerata* спостерігається при додаванні до водного середовища йонів міді у концентрації 20 мкг/дм³ та йонів мангану — 100—200 мкг/дм³ окремо. Так, за впливу 20 мкг/дм³ Cu²⁺ вміст хлорофілу *a* у *C. glomerata* зменшується на 32%, хлорофілу *b* — на 26, каротиноїдів — на 16% порівняно з контролем. За дії 100 мкг/дм³ Mn²⁺ вміст хлорофілу *a* у *C. glomerata* знижується на 17, хлорофілу *b* — на 8% порівняно з контролем, водночас вміст каротиноїдів зростає на 18%. Наявність у водному середовищі Mn²⁺ у концентрації 200 мкг/дм³ призводить до зменшення вмісту хлорофілу *a* на 24%, хлорофілу *b* — на 13, каротиноїдів — на 11% порівняно з контролем. При сумісному надходженні у водне середовище йонів металів у концентраціях 10 мкг/дм³ Cu²⁺ + 100 мкг/дм³ Mn²⁺ і 20 мкг/дм³ Cu²⁺ + 200 мкг/дм³ Mn²⁺ їхня токсичність для пігментної системи водоростей зменшується порівняно з дією окремих металів, тобто відбувається їхня антагоністична взаємодія (див. рис. 1). Так, за сумісного впливу 20 мкг/дм³ Cu²⁺ + 200 мкг/дм³ Mn²⁺ вміст хлорофілу *a* у *C. glomerata* знижується на 19%, хлорофілу *b* — на 18, каротиноїдів — на 5% порівняно з контролем, тобто менше, ніж за дії окремих металів. Таке зменшення токсичного ефекту, очевидно, зумовлене антагонізмом йонів Cu²⁺ і Mn²⁺, який виявляється при їхньому поглинанні, тобто зменшенням накопичення металів із суміші (див. рис. 2, 3).

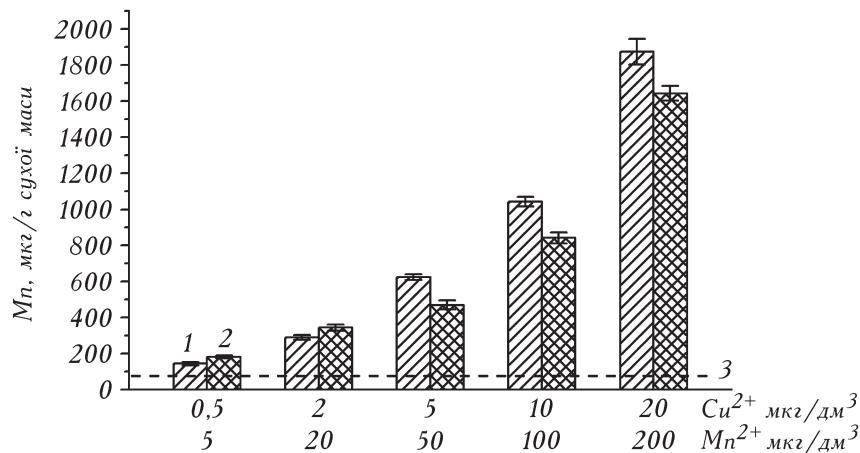


1. Вміст хлорофілу *a* (*a*), хлорофілу *b* (*b*) і каротиноїдів (*c*) у *Cladophora glomerata* за окремої та сумісної дії Cu^{2+} і Mn^{2+} водного середовища ($M \pm m$, $n = 4-5$).

Взаємовплив йонів при поглинанні їх із суміші іноді пов'язують з тим, що дновалентні форми міді та мангану мають близький за розміром радіус йонів [23], що спричиняє конкурентний характер спорідненості до їхніх переносників [12]. Існує припущення, що зменшення акумуляції міді у присутності мангану відбувається внаслідок її включення в склад гідроксидів чи координаційних сполук мангану, які мають великі лінійні розміри. У зв'язку з цим зменшується біодоступність та накопичення металів внаслідок утруднення проникнення утворених комплексів у рослинні організми [3].

У літературі є відомості, які підтверджують антагоністичну взаємодію йонів міді і мангану у певних концентраціях на пігментну систему рослинних організмів. За сумісного впливу Cu^{2+} і Mn^{2+} у концентрації 0,5 mg/dm³ на *Ulva rigida* C. Agardh значно понижувалась швидкість фотодеструкції хлорофілу порівняно з дією лише Cu^{2+} [7]. Оскільки при цьому було зареєстровано неявно виражений латентний період в кінетиці «фото-вицвітання», автори висловлюють припущення, що мangan здатен запобігати інгібуванню репараційних систем фотосинтетичного апарату йонаами міді і/або стимулювати ці системи.

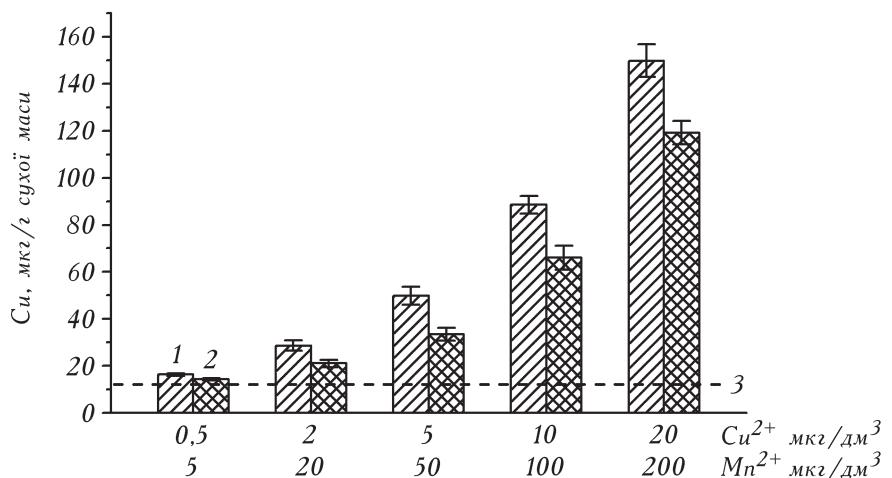
Проведені раніше дослідження окремого та сумісного впливу йонів міді і мангану на фотосинтетичні пігменти (хлорофіл *a*, хлорофіл *b* та каротиноїди) зануреної вищої водяної рослини *Ceratophyllum demersum* L. показа-



2. Вміст мангану у *Cladophora glomerata* за дії Mn²⁺ (1) та сумісного впливу Cu²⁺ і Mn²⁺ (2), контроль (3) ($M \pm m$, $n = 4—5$).

ли, що вже при 5 мкг/дм³ Cu²⁺ у водному середовищі відбувається зменшення вмісту хлорофілів і каротиноїдів, при 50 мкг/дм³ Mn²⁺ — вмісту хлорофілів *a* і *b* [15]. За сумісної дії 5 мкг/дм³ Cu²⁺ і 50 мкг/дм³ Mn²⁺ спостерігається не тільки анулювання токсичного ефекту, а й збільшення цих показників порівняно з контролем. При сукупному впливі 10—20 мкг/дм³ Cu²⁺ і 100—200 мкг/дм³ Mn²⁺ на вміст фотосинтетичних пігментів *C. demersum* також зафіксовано зменшення токсичного ефекту порівняно з дією окремих іонів металів. Таким чином, порівняння результатів проведених досліджень дає можливість зробити висновок, що фотосинтетичні пігменти *C. demersum* є більш чутливими до зростання концентрації іонів міді та мангану у водному середовищі, ніж *C. glomerata*. При цьому водорості *C. glomerata* накопичують значно більшу кількість міді і мангану порівняно з *C. demersum* [15].

Для характеристики стану пігментної системи рослин важливе значення також має відношення хлорофіл *a*/хлорофіл *b* (ХЛ*a*/ХЛ*b*) та (хлорофіл *a*+хлорофіл *b*)/каротиноїди ((ХЛ*a*/ХЛ*b*)/КР). Основна функціональна роль у фотосистемах належить хлорофілу *a*, в той час як хлорофіл *b* і каротиноїди, поглинаючи світло в іншому спектральному діапазоні, виконують допоміжну функцію, а каротиноїди відіграють ще й захисну роль [17]. Тому зростання вмісту каротиноїдів часто відбувається за дії несприятливих чинників навколошнього середовища як захисна реакція рослин, що попереджує фотодеструкцію і пероксидне окиснення хлорофілів [6]. В результаті проведених нами досліджень встановлено (таблиця), що як за дії окремих металів, так і при їхньому комбінованому впливі у концентрації 0,5 мкг/дм³ Cu²⁺ і 5 мкг/дм³ Mn²⁺ відбувається зростання величини ХЛ*a*/ХЛ*b* у *C. glomerata* порівняно з контролем (найбільше — за сумісної дії іонів металів у вказаних концентраціях). За впливу окремих металів у концентрації



3. Вміст міді у *Cladophora glomerata* за дії Cu^{2+} (1) та сумісного впливу Cu^{2+} і Mn^{2+} (2), контроль (3) ($M \pm m$, $n = 4-5$).

2—5 мкг/дм³ Cu^{2+} і 20—50 мкг/дм³ Mn^{2+} відбувається зменшення величини Хла/ХЛб порівняно з контролем, а за сумісної дії — зростання цього показника (при 2 мкг/дм³ Cu^{2+} + 20 мкг/дм³ Mn^{2+}) або його значення (при 5 мкг/дм³ Cu^{2+} + 50 мкг/дм³ Mn^{2+}) практично не відрізняється від контролюваного варіанту. Менше змінюються і відношення (Хла/ХЛб)/KP у *C. glomerata* порівняно з контролем за дії 2 мкг/дм³ Cu^{2+} + 20 мкг/дм³ Mn^{2+} та 5 мкг/дм³ Cu^{2+} + 50 мкг/дм³ Mn^{2+} порівняно з впливом окремих іонів металів. При сумісному додаванні у водне середовище іонів металів у високих концентраціях (20 мкг/дм³ Cu^{2+} + 200 мкг/дм³) величини відношень Хла/ХЛб та (Хла/ХЛб)/KP також менше змінюються порівняно з контролем, ніж за дії окремих іонів металів у відповідних концентраціях.

Результати проведених досліджень дають підставу рекомендувати використання зелених нитчастих водоростей *C. glomerata* в системі моніторингу забруднення води важкими металами (міддю і манганом), оскільки вони відповідають необхідним для рослин-моніторів вимогам: здатність до акумуляції значних кількостей металів, достатня стійкість до їхнього підвищеної вмісту, інтенсивний ріст [4]. Для коректної оцінки забруднення водного середовища металами за їхнім накопиченням у рослинах необхідно враховувати, що вміст важких металів у водоростях змінюється в результаті процесів метаболізму, а також можливу взаємодію іонів металів при їхній акумуляції. Оскільки існують дані, які свідчать про те, що у рослинний організм мідь і манган проникають в основному в іонній формі [4, 19], можна зробити висновок, що вміст металів у рослинах відображає не загальну їхню концентрацію у воді, а, головним чином, концентрацію вільних іонів.

Відношення ХЛа/ХЛb та (ХЛа+ХЛb)/КР у *C. glomerata* залежно від концентрації йонів металів у водному середовищі

Концентрація йонів металів у водному середовищі	ХЛа/ХЛb	Частка від контролю, %	(ХЛа + ХЛb)/КР	Частка від контролю, %
Контроль	2,12	100,0	2,01	100,0
0,5 Cu ²⁺	2,29	107,8	2,00	99,6
2 Cu ²⁺	1,90	89,6	2,18	108,5
5 Cu ²⁺	1,82	85,8	1,62	80,8
10 Cu ²⁺	1,91	89,9	1,71	84,9
20 Cu ²⁺	1,94	91,4	1,66	82,4
5 Mn ²⁺	2,28	107,6	2,08	103,7
20 Mn ²⁺	1,83	86,5	2,07	102,9
50 Mn ²⁺	1,60	75,7	1,49	73,9
100 Mn ²⁺	1,92	90,5	1,47	73,2
200 Mn ²⁺	1,83	86,5	1,71	88,2
0,5 Cu ²⁺ + 5 Mn ²⁺	2,30	108,6	2,06	102,5
2 Cu ²⁺ + 20 Mn ²⁺	2,27	107,1	2,03	101,0
5 Cu ²⁺ + 50 Mn ²⁺	2,01	94,6	1,89	94,0
10 Cu ²⁺ + 100 Mn ²⁺	1,85	87,1	1,66	82,8
20 Cu ²⁺ + 200 Mn ²⁺	2,05	96,7	1,77	85,2

Заключення

Наслідки окремого та сумісного впливу йонів міді і мангану на *C. glomerata* залежать від їхньої концентрації у воді і виявляються у змінах вмісту фотосинтетичних пігментів і накопичення металів водоростями.

При сумісному впливі малих концентрацій йонів міді і мангану ($0,5 \text{ мкг}/\text{дм}^3$ Cu²⁺ і $5 \text{ мкг}/\text{дм}^3$ Mn²⁺) відбувається збільшення вмісту пігментів у *C. glomerata* порівняно з дією окремих йонів металів у відповідних концентраціях. В цьому випадку сумісна дія йонів металів призводить до збільшення вмісту мангану у водоростях і зменшення вмісту міді порівняно з впливом окремих металів.

Показано зменшення токсичної дії суміші йонів міді і мангану при концентрації $10—20 \text{ мкг}/\text{дм}^3$ Cu²⁺ і $100—200 \text{ мкг}/\text{дм}^3$ Mn²⁺ на пігментну систему *C. glomerata* порівняно з впливом окремих йонів металів, що є наслідком антагонізму йонів при їхній акумуляції водоростями. Такий взаємовплив металів слід враховувати при оцінці токсичноності вод за умови їхнього поліметалічного забруднення з використанням водоростей як тест-об'єктів.

Результати досліджень показали, що йони мангану при значно більшому їхньому накопиченні *C. glomerata* порівняно з йонами міді виявляють меншу токсичність для пігментної системи водоростей.

Здатність *C. glomerata* до накопичення значної кількості міді і мангану та значна стійкість цих водоростей до впливу зазначених металів дає можливість рекомендувати використання *C. glomerata* як моніторів забруднення водного середовища йонами металів та очищення води від їхнього надлишку з наступним видаленням біомаси.

**

Установлены закономерности отдельного и совместного влияния ионов меди (II) и марганца (II) в концентрациях, которые соответствуют их реальному уровню в природных водах, на содержание хлорофилла a, хлорофилла b и каротиноидов у зеленой нитчатой водоросли Cladophora glomerata (L.) Kütz. Обнаружено увеличение содержания пигментов у C. glomerata при совместном поступлении в водную среду 0,5 мкг/дм³ Cu²⁺ и 5 мкг/дм³ Mn²⁺ по сравнению с влиянием отдельных ионов металлов в соответствующих концентрациях. Показано уменьшение токсического действия смеси ионов меди и марганца при концентрации 10—20 мкг/дм³ Cu²⁺ и 100—200 мкг/дм³ Mn²⁺ на пигментную систему C. glomerata по сравнению с влиянием отдельных ионов металлов вследствие antagonизма ионов при их аккумуляции водорослями. Способность C. glomerata к накоплению значительного количества ионов меди и марганца дает возможность рекомендовать использование этих водорослей в системе мониторинга загрязнения водной среды ионами металлов, а также для очищения от них воды.

**

The regularities of the separate and combined influence of copper (II) and manganese (II) ions at concentrations that correspond to their real level in natural waters, on the content of chlorophyll a, chlorophyll b and carotenoids in green filamentous algae Cladophora glomerata (L.) Kütz. have been established. It has been found that the combined influence of copper and manganese ions (0,5 mg/dm³ Cu²⁺ and 5 mg/dm³ Mn²⁺) leads to an increase of pigments content in C. glomerata compared to the individual action of metals ions in such concentrations. Reducing of the toxic effect of Cu²⁺ and Mn²⁺ mixture in concentrations 10—20 mg/dm³ Cu²⁺ and 100—200 mg/dm³ Mn²⁺ on pigment system of C. glomerata compared to the effect of their individual ions is showed. It is caused by antagonism of copper and manganese ions in the process of their accumulation by algae. Due to ability of C. glomerata to accumulate the great quantities of copper (II) and manganese (II) ions, the use of the algae as monitors of water pollution by the metals ions and for water purification from them can be recommended.

**

1. Алтунин В.С., Белавцева Т.М. Контроль качества воды (справочник). — М.: Колос, 1993. — 368 с.
2. Брагинский Л.П., Бескаравайная В.Д. Кислородный метод изучения первичной продукции и деструкции как биотест на присутствие токсикантов // Теоретические вопросы биотестирования. — Волгоград: ИБВВ, 1983. — С. 145—152.

3. Буравлев Е.П., Стрижак П.Е., Смирнова Н.Н., Сиренко Л.А. Влияние растворенных в воде соединений 3d-переходных металлов на био- и химические тест-системы // Гидробиол. журн. — 1995. — Т. 31, № 6. — С. 71—79.
4. Бурдин К.С. Основы биологического мониторинга. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1985. — 158 с.
5. Величко И.М. Экологическая физиология зеленых нитчатых водорослей. — Киев: Наук. думка, 1982. — 198 с.
6. 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.
7. Золотухина Е.Ю., Долгушина И.В., Неверов К.В. Влияние ионов некоторых тяжелых металлов на фотоустойчивость хлорофилла морских зеленых макроводорослей // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 16. — 1993. — № 1. — С. 64—71.
8. Ильин В.Б. Элементный химический состав растений. — Новосибирск: Наука, 1985. — 129 с.
9. Король В.М. Проведение токсикологических исследований на высших водных растениях // Методы биотестирования водной среды. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. — С. 34—40.
10. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. — Л.: Гидрометеоиздат, 1986. — 270 с.
11. Методы физиологического исследования водорослей в гидробиологической практике. — Киев: Наук. думка, 1975. — 247 с.
12. Микроэлементы: поступление, транспорт и физиологические функции в растениях. — Киев: Наук. думка, 1987. — 184 с.
13. Нахшина Е.П. Микроэлементы в водохранилищах Днепра. — Киев: Наук. думка, 1983. — 160 с.
14. Никаноров А.М., Жулидов А.В., Покаржевский А.Д. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. — Л.: Гидрометеоиздат, 1985. — 143 с.
15. Пасічна О.О., Арсан О.М. Індивіуальний та сумісний вплив йонів міді та мангану на кущир темно-зелений (*Ceratophyllum demersum* L.) // Доп. НАН України. — 2002. — № 1. — С. 180—184.
16. Растения в экстремальных условиях минерального питания: Эколого-физиологические исследования / Под ред. М. Я. Школьника, Н. В. Алексеевой-Поповой. — Л.: Наука, 1983. — 176 с.
17. Сытников Д.М., Бабенко Л.М., Щербатюк Н.Н. Структура и физиологическое состояние фотосинтетического аппарата *Equisetum arvense* L. // Modern Phytomorphology. — N 5. — 2014. — P. 215—219.
18. Тропин И.В., Золотухина Е.Ю. Взаимовлияние ионов металлов при их совместном накоплении во фракциях талломов бурых водорослей (*Laminariales*) // Изв. РАН. Сер. биол. — 1995. — № 4. — С. 455—461.
19. Физиология растительных организмов и роль металлов / Под ред. Н. М. Чернавской. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. — 157 с.

20. Хоботьев В.Г. Вопросы стандартизации методик при проведении токсикологических исследований по водной токсикологии // Методики биологических исследований по водной токсикологии. — М.: Наука, 1971. — С. 7—13.
21. Шалыго Н.В., Воронецкая В.В., Аверина Н.Г. Порфириогенез в этиолированных и зеленоющих проростках ячменя под действием катионов Mn²⁺ // Физиология растений. — 1997. — Т. 44, № 3. — С. 361—366.
22. Baderna D., Lomazzi E., Pogliaghi A. et al. Acute phytotoxicity of seven metals alone and in mixture: Are Italian soil threshold concentrations suitable for plant protection? // Environ. Res. — 2015. — Vol. 140, July. — P. 102—111.
23. Ince N.H., Dirilgen N., Apikyan I.G. et al. Assessment of toxic interactions of heavy metals in binary mixtures: A statistical approach // Arch. Environ. Contam. Toxicol. — 1999. — Vol. 36, N 4. — P. 365—372.
24. Lichtenthaler H.K. Chlorophylls and carotenoids. Pigments of photosynthetic biomembranes // Methods in Enzymology. — 1987. — Vol. 148. — P. 350—382.
25. Montvydiene D., Marciulioniene D. Assessment of toxic interactions of heavy metals in a multicomponent mixture using *Lepidium sativum* and *Spirodela polyrrhiza* // Environ. Toxicol. — 2004. — Vol.19, N 4. — P. 351—358.
26. Ouzounidou G., Hias I., Tranopoulou H., Karataglis S. Amelioration of copper toxicity by iron on spinach physiology // J. Plant Nutr. — 1998. — Vol. 21, N 10. — P. 2089—2101.
27. Padua M., Casimiro A. Manganese interaction on copper toxicity in pea chloroplasts: Abstr. 9th Congr. Fed. Eur. Soc. Plant Physiol., Brno, 3—8 July, 1994 // Biol. Plant. — 1994. — Vol. 36, Suppl. — P. 154.
28. Pii Y., Cesco S., Mimmo T. Shoot ionome to predict the synergism and antagonism between nutrients as affected by substrate and physiological status // Plant Physiol. and Biochem. — 2015. — Vol. 94, Sept. — P. 48—56.