

4. Гапчій Т. Дереворуйнівні гриби м. Херсона / Т. Гапчій // Метода: зб. наук. праць. – Херсон, 2003. – С. 21-24.
5. Корольова О. До вивчення біорізноманіття грибів Ботанічного саду Херсонського державного університету / О. Корольова // Метода: зб. наук. праць. – Херсон, 2003. – Вип. «Наука». – С. 3-6.
6. Корольова О.В. Локулоаскомицети Ботанічного саду Херсонського державного університету / О. Корольова // Чорноморський ботанічний журнал. – 2008. – Т.4, №2. – С. 203-207.
7. Корольова О.В. Моніторинг мікобіоти судинних рослин колекційного фонду ботанічного саду Херсонського державного університету / О. Корольова // Теорія і практика сучасного природознавства: зб. наук. праць. – Херсон, 2003. – С. 72-75.
8. Курс низших растений / [Под ред. М.В.Горленко]. – М.: Высшая школа, 1981. – 519 с.
9. Лісова фітопатологія / А.В. Цилюрик, С.В. Шевченко. – К.: КВЦ, 2008. – 464 с.
10. Sinclair W.A. Diseases of Trees and Shrubs. 2nd edition / W.A. Sinclair, H.H. – Lyon Cornell University Press. Ithaca. – NY, USA. – 2005. – PP. 8-10.
11. López Sierra D. Aportación al conocimiento de los *Ascomycetes* (*Ascomycotina*) de Cataluña, Eds. especiales de la Societat catalana de Micologia / S.D. López. – №1. – Barcelona. – 1987. – 113 p.
12. Ванин С.И. Лесная фитопатология (Под ред. Д.В. Соколовой) / С.И. Ванин. – Л.: Гослесбудиздат. – 1955 г. – 418 с.
13. Семенкова И.Г. Лесная фитопатология / И.Г. Семенкова, Э.С. Соколова. – М.: Экология, 1992. – 352 с.
14. Станчева Й. Атлас болезней с.-х. культур. Том 5. Болезни декоративных и лесных культур / Й. Станчева, Б. Роснев. – София-Москва, 2005. – 247 с.

УДК: [628.394.6:571.59]:546[28]

---

## БІОІНДИКАТОРИ ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ПРІСНИХ ВОДОЙМ

---

*Колесник Н.Л.* – к. с.-г. н., Інститут рибного господарства НААН

*Проаналізовано джерела наукової інформації щодо найбільш поширених біоіндикаторів важких металів (Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd, Hg) у прісних водоймах. В огляді подано аналіз досліджень щодо основних представників прісних водойм, які є ефективними біоіндикаторами забруднення важкими металами. Використання подібних біоіндикаторів забезпечує можливість виявляти токсиканти у водоймі на ранніх стадіях її забруднення, що особливо актуально в аквакультурі, так як допомагає попередити інтоксикацію гідробіонтів, в першу чергу – риб.*

**Ключові слова:** біоіндикатори, гідробіонти, важкі метали, прісні водойми, гідроекосистеми.

---

**Колесник Н.Л. Биодиагностика загрязнения тяжёлыми металлами пресных водоёмов**

Проанализированы источники научной информации относительно наиболее распространённых биоиндикаторов тяжёлых металлов (Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd, Hg) в пресных водоёмах. В обзоре подан анализ исследований основных представителей пресных водоёмов, которые являются эффективными биоиндикаторами загрязнения тяжёлыми металлами. Использование подобных биоиндикаторов обеспечивает возможность выявлять токсиканты на ранних стадиях загрязнения, что особенно актуально в аквакультуре, так как помогает предотвратить интоксикацию гидробионтов, в первую очередь – рыб.

**Ключевые слова:** биоиндикаторы, гидробионты, тяжёлые металлы, пресные водоёмы, гидроекосистемы.

**Kolesnyk N.L. Bioindicators of heavy metal pollution in inland water bodies**

The work analyzes the sources of scientific information on the most widespread bioindicators of heavy metals (Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd, Hg) in inland water bodies. Review contains an analysis of studies on main representatives of freshwater ecosystems, which are effective bioindicators of heavy metal pollution. Thus, it allows preventing toxicoses of aquatic biotas, conserving valuable species and reducing costs in aquaculture.

**Key words:** bioindicators, hydrobionts, heavy metal, inland water bodies, freshwater ecosystems, aquatic ecosystems.

**Постановка проблеми.** Біодіагностика - це методи визначення параметрів природних об'єктів за допомогою живих організмів, що дозволяють виявити причини або фактори зміни стану середовища на основі видів - біоіндикаторів з вузько специфічними реакціями і відносинами.

Методи біодіагностики діляться на дві групи:

1. Біотестування - це вимірювання параметрів на живих організмах, які розводяться в лабораторних умовах. У цьому випадку використовуються в контрольованих умовах біологічні об'єкти (тест-об'єкти) для виявлення та оцінки дії факторів (у тому числі і токсичних) навколишнього середовища на організм, його окрему функцію або систему організмів.

2. Біоіндикація - це методи діагностики, що проводяться на об'єктах, що знаходяться в зразках, відібраних в природних умовах. Це спосіб оцінки антропогенного навантаження по реакції на неї живих організмів і їх спільнот. Біоіндикація на основі кількісних закономірностей лімітування біоти умовами середовища найбільш ефективна. Вона дозволяє не тільки констатувати і добре пояснювати реакцію біоти на зміни якості середовища, а й прогнозувати її, визначати точні заходи щодо необхідної регуляції середовища. Цей напрямок розвитку біоіндикації є найперспективнішим. Він відкриває шлях до обґрунтованого екологічного нормування, до розробки найбільш дієвих заходів щодо охорони і відновлення екосистем [1].

Підкреслюючи всю важливість методів біоіндикації, необхідно відзначити, що біоіндикація на рівні виду передбачає виявлення забруднення навколишнього середовища, яке вже відбулося або відбувається за функціональними характеристиками дослідних організмів. Поступові ж зміни видового складу формуються в результаті тривалого отруєння водойми, і явними вони стають у результаті тривалої зміни. При цьому, видовий склад живих організмів із забрудненої водойми показує підсумкову характеристику токсикологічних властивостей водного середовища за деякий проміжок часу і не дає її оцінки на момент дослідження [2]. Таким чином, на суборганізменному рівні зазвичай не вдається ні узагальнено оцінювати якість середовища, ні зіставляти значення

різних антропогенних чинників у їх спільному впливі на екосистему. У зв'язку з цим, біоіндикація на суборганізменному рівні може мати лише другорядне, допоміжне значення. Для загальної оцінки якості середовища та стану екосистем більш значима реакція біоіндикатора на організмовому, популяційному і, особливо, ценотичному рівнях [3].

Важкі метали (Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd, Hg) є одними з найбільш розповсюджених і високотоксичних поллютантів. В той же час важкі метали, як мікроелементи необхідні для підтримання нормальної життєдіяльності організмів різних таксономічних груп, що певним чином ускладнює аналіз впливу важких металів на біоту водойми. Ще однією особливістю важких металів є їх надзвичайна стійкість та здатність до збільшення концентрації в процесі переходу трофічними ланцюгами, від біокосного середовища (грунту) до автотрофів і далі до гетеротрофів, досягаючи свого максимуму в організмах великих хижаків [4-8].

Біоіндикація дозволяє отримати інтегральну оцінку стану водойми, яка відображає не лише ступінь концентрації важких металів, але й загальний екологічний стан водойми. Тому визначення оптимальних біоіндикаторів з-поміж видів, що поширені у водоймах, не лише дасть змогу виявляти забруднення гідроекосистеми, але й вживати заходів по детоксикації водойми на ранніх етапах, що може бути більш економічно вигідно, ніж усунення наслідків на пізніх етапах, коли дія токсичних речовин може завдавати непоправної дії біоті водної екосистеми. У якості біологічних індикаторів забруднення водойми важкими металами використовуються практично всі групи організмів, що населяють водойми: бактерії, планктонні і бентосні безхребетні, найпростіші, водорості, макрофіти та риби. Кожна з цих груп, виконуючи функції біологічного індикатора, має свої переваги і недоліки, тому немає як універсальних, так і угруповань біоти водойми, що не використовуються.

Гідробіонти як біоіндикатори дають змогу отримати надзвичайно важливі дані про динаміку концентрацій важких металів у водоймі за період, порівнюваний з терміном життя, а отже, і темпом розвитку досліджуваних організмів [2, 8, 9]. Однак, оскільки універсальним показником зміни гомеостазу біоіндикатора є стан стресу, використання риб як біоіндикаторів не завжди доцільно. Стрес у риб може призвести до суттєвих економічних втрат в аквакультурі, крім того, у водоймах є більш чутливі біоіндикатори [2, 8, 10, 11]. Саме тому варто звернути увагу на використання різних таксономічних груп для біоіндикації важких металів на ранніх стадіях початку їх дії у водоймах, а отже і своєчасному запобіганню її наслідків.

**Постановка завдання.** Біологічні методи екологічних оцінок регіональних біот допомагають діагностувати негативні зміни в природному середовищі при низьких концентраціях забруднюючих речовин. Особливе значення має те, що біоіндикатори відображають, як правило, допорогові ступені небезпеки відповідного стану навколишнього середовища для всіх живих організмів. При цьому види з біоіндикаторними властивостями повинні задовольняти наступним вимогам:

- бути характерними для даного регіону;
- характеризуватися поширенням на всій території, що вивчається;

- мати чітко виражену кількісну та якісну реакцію на відхилення параметрів середовища проживання від екологічної норми;
- біологія таких видів повинна бути добре вивчена, а їх популяції численні [12].

Види-біоіндикатори своїми змінами підсумовують біологічно важливі дані про навколишнє середовище, дозволяють не застосовувати дорогі і трудомісткі фізичні та хімічні методи для вимірювання її параметрів; розкривають швидкість відбуваються в природному середовищі змін; вказують шляхи і місця скупчення в екологічних системах різного роду забруднень; дозволяють судити про ступінь шкідливості тих чи інших речовин для природи і людини; допомагають нормувати допустиме навантаження на екосистеми. [12].

Основним завданням даної роботи є дослідження та систематизація масиву фахової інформації, щодо питання використання гідробіонтів у якості біоіндикаторів важких металів у прісних водоймах та визначення найбільш поширених біоіндикаторів як конкретних елементів, так і всієї групи важких металів загалом.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Огляд науково-дослідницьких робіт засвідчив, що у прісноводних водоймах є достатньо багато біоіндикаторів різних таксономічних груп та екологічних угруповань, які знаходяться на різних рівнях трофічних ланцюгів. Своєчасне їх використання в екологічних дослідженнях дозволяє попереджати тотального забруднення водойм та зменшувати економічні витрати в аквакультурі. Нижче, ми більш детально розглянемо масив наукових праць стосовно визначення найбільш оптимальних біоіндикаторів з представників кожної таксономічної групи біоценозу прісної водойми для кожного елементу з групи важких металів.

**Виклад основного матеріалу дослідження.** Як біологічні індикатори забруднення водойми важкими металами використовуються практично всі групи організмів, що населяють водойми: бактерії, планктонні і бентосні безхребетні, найпростіші, водорості, макрофіти та риби [2, 11]. Кожна з цих груп, виконуючи функції біологічного індикатора, має свої переваги і недоліки, тому немає як універсальних, так і угруповань біоти водойми, що не використовуються. В польових та лабораторних дослідженнях виявлено, що гідробіонти високо резистентні до одного з важких металів, можуть бути толерантними до іншого. В наш час панує думка, що індекси забруднення специфічні для кількох важких металів, тому що індикаторні гідробіонти не можуть бути однаково чутливі до всіх [6, 7, 13]. Варто відзначити, що організми, які обираються як біоіндикатори забруднення водойми важкими металами мають відповідати кільком основним вимогам. Зокрема, вони не мають бути схильними до суттєвої зміни географічних умов життя внаслідок міграцій, оскільки акумуляція важких металів в організмі знаходиться в прямій залежності від рівня забруднення навколишнього середовища. Крім того, бажано використовувати види з широкими ареалами існування, це дає змогу використовувати отримані дані в наступних дослідженнях. Через те, що водойми мають різну специфіку свого господарського призначення (рекреаційні, рибогосподарські, меліоративні, декоративні, багато-функціональні і т.д.), є сенс використовувати як біоіндикатори організми, які відрізняються універсальністю свого поширення та порівняно високою чисельністю.

Нижче розглянемо гідробіонти основних таксономічних груп, які використовуються для біоіндикації забруднення важкими металами водою різного господарського призначення.

Біоіндикатори, які найбільш швидко реагують на зміни в екосистемі водою це мікроорганізми (бактерії, нижчі гриби, водорості, найпростіші). Їх життя безпосередньо залежить від вмісту та концентрацій тих чи інших органічних і неорганічних речовин у навколишньому середовищі, саме на цьому засновані принципи біоіндикації з використанням цих таксономічних груп [14-15]. Їх доцільно використовувати для індикації середнього та високого рівнів забруднення водою важкими металами. Однак, завжди є певні виключення. Наприклад, оскільки нікол (Ni) для більшості мікроорганізмів є необхідним для нормального розвитку і вони мають здатність містити його в тисячі і навіть сотні тисяч разів більше, ніж навколишнє середовище, вони не завжди є добрими біоіндикаторами саме для цього важкого металу [7-8].

Бактерія, яка бере участь в утворенні зооглеї (колонії мікроорганізмів з загальною гелеподібною капсулою) – *Zooglea ramigera* придатна для використання як біоіндикатор забруднення водою майже всіма важкими металами [14-15]. Для визначення вмісту ртуті (Hg), або за іншою номенклатурою – меркурію, елементу, який у вигляді солей накопичується повсюдно в трофічних ланцюгах водою, доцільно використовувати як біоіндикатори й інші бактерії. Найбільш розповсюдженими біоіндикаторами є бактерії роду *Flavobacterium*, коменсали та інколи патогени риб [10,15]. Також, доцільно використовувати бактерії родів *Escherichia*, *Sarcina*, *Enterobacter*, *Achromobacter*, *Brevidobacterium*. Азотфіксуючі, амоніфікуючі та нітрифікуючі представники різних родів бактерій, одразу реагують на наявність купруму (достатньо 300–400 мг/кг) та є своєрідним виключенням стосовно ніколу (достатньо 600–700 мг/кг) – зниженням своєї чисельності [6, 8, 14]. За подальшого підвищення концентрації купруму (Cu) та ніколу в ґрунтах зменшується кількість сапрофітних бактерій, що не утворюють спори та змінюються домінантні види [11, 14-15]. Токсичність купруму зростає при зниженні твердості води, температури та вмісту кисню. У присутності хелатів, гумінових кислот, завислих речовин і при підвищенні твердості води концентрації купруму знижуються у 1–1,5 рази. Відзначено синергізм в комбінації купруму з цинком (Zn) та кадмієм (Cd). Для гідробіонтів більш токсичні добре розчинні у воді хлориди, нітрати і сульфати купруму [7]. Для біоіндикації кадмію серед бактеріального населення водою переважно використовують сальмонелу (*Salmonella Typhimurium*), кишкову паличку (*Escherichia coli*), синьогнійну паличку (*Pseudomonas aeruginosa*), бактерії *Nitrosomonas europaea* та *Alcaligenes faecalis* – у всіх них під дією його іонів пригнічується ріст і розвиток, змінюється експозиція генерації [14-15].

В екосистемах водою трапляються як первинно-водні нижчі гриби з класу хітридіоміцетів (*Chytridiomycota*), так і вищі гриби з класу аскоміцетів (*Ascomycota*), а також несистематичної групи дейтероміцетів (*Deuteromycota*), які є вторинно-водними. Серед нижчих грибів біоіндикаторами забруднення важкими металами ґрунтів водою є мікроміцети, для яких типовою реакцією є посилення споруляції. Наприклад, за вмісту кадмію 100 мг/кг ґрунту кількість спор зростає у 2–5 разів, однак за високого ступеня забруднення відбувається протилежна реакція [6, 13, 16].

Водорості є чи не найбільш звичним компонентом водних екосистем і звичайно ж використовуються в біоіндикації. Наприклад, родина хлорелових (*Chlorellaceae* Brunthaler, 1913) представлена одноклітинними зеленими водоростями, що поширені як в ґрунтах, так і в воді. Для неї характерна дуже вразлива пігментна система. За наявності важких металів в екосистемі вона припиняє свій ріст та втрачає забарвлення [8]. Загалом, як біоіндикатори забруднення важкими металами водойм використовують такі види водоростей – *Chlorella vulgaris*, *Chlorella pyrenoidosa*, *Dunabiella tertiolecta*, *Isochrysis galbana*, *Thalassiosira rotula*, *Scenedesmus quadricauda*, *Anlostrodesvus falcate*, *Selenastrum capricornutum* [15]. Однак, дослідниками встановлено, що для рослинних клітин характерне унікальне явище – відновлення клітинною мембраною своїх функцій після припинення дії важких металів. Індуковане утворення вторинних концентричних мембран, як результат захисно-компенсаторної адаптації клітин до дії шкідливої речовини, виявлено у хлорелі звичайної (*Chlorella vulgaris* Beijer), елодеї канадської (*Elodea canadensis* Michx) та рясту малого (*Lemna minor* Linnaeus). Таке явище подвоєння мембранної системи у клітинах водяних рослин узгоджується з встановленою для деяких організмів здатністю їхніх клітин адаптуватися до дії стресових чинників за рахунок потовщення і мультиплікативної фрагментації клітинних мембран [17]. Відомо, що різні систематичні групи водоростей неоднаково реагують на одні й ті ж дози купруму, зокрема, високою резистентністю до його дії характеризуються зелені водорості (*Chlorophyta*). Найбільш чутливі до концентрацій купруму синьозелені (*Cyanobacteria*) та діатомові (*Bacillariophyceae* Haesckel, 1978) водорості – для припинення їх росту достатньо кількох мікрограм [7-8]. Хоча дія ртуті на організми залежить від рН середовища, солоності, температури, концентрації ртуті, її хімічних сполук та багатьох інших чинників, для біоіндикації наявності цього елемента доцільно використовувати *Chlorella pyrenoidosa* та *Scenedesmus acutus*. Стосовно кадмію, хоча на його дію впливає багато чинників [температура, рН середовища, хімічний склад і твердість води або ґрунту, характер ґрунту, форма його сполук, кількість розчиненого кисню та ін.], високочутливими щодо нього є водорості *Chlorella pyrenoidosa* та *Scenedesmus quadricauda* [7, 15]. Дуже перспективною групою біоіндикаторів є інфузорії (*Ciliophora*). Вони поширені у всіх водоймах, незалежно від призначення, та відіграють значну роль у перенесенні енергії трофічними ланцюгами (консументи II рівня). Крім того, вони зручні для культивування у лабораторних умовах, а отже і подальших досліджень. Висока чутливість цих гідробіонтів до токсичної дії різних важких металів дозволяє виявляти забруднення на ранніх стадіях і за незначних концентрацій [2, 5, 11, 13-14].

Біоіндикатори, які найбільш численно представлені у водних екосистемах це комахи. Багато сучасних вчених пропонують використовувати фізіологічні та індикаторні ознаки широко поширених видів комах при виявленні у водоймах важких металів на ранніх етапах. Таким чином, будуть помітні зміни, які ще є незначними порушеннями і не реєструються іншими методами. Однак, варто зазначити, що личинки комарів-дзвінців хірономіди (*Chironomidae*) володіють відносно високою резистентністю до важких металів [6, 14, 18]. Втім, вченими виявлено, що для родини жуків-гладшів (*Phalacridae*) характерним є накопичення цинку, а для родини жуків-плавунців

(*Dytiscidae*) – купруму [2, 7, 14].

Біоіндикаторами, які відрізняються високою вибірковістю специфічних реакцій, стосовно тих чи інших важких металів, є представники парафілетичної групи червів (*Vermes*). Наприклад, малошетинкові черви олігохети (*Oligochaeta*), серед яких переважає у прісних водоймах трубочник звичайний (*Tubifex tubifex*), дуже чутливі до забруднення важкими металами. Так, велика кількість членистоногих (*Arthropoda*) за відсутності олігохет вказує на наявність іонів важких металів. Варто відзначити, що використання індексу Гуднайта-Уїтлея (рівний відношенню кількості виявлених в пробі олігохет до загальної кількості організмів, у відсотках) мало доцільне під час забруднення водойм важкими металами, які пригнічують співтовариство олігохет [2, 5, 11, 13, 18].

Прісноводні молюски (*Mollusca*) давно привертають увагу фахівців не лише завдяки своїй здатності накопичувати важкі метали, але й подальшою зручністю досліджень в лабораторних умовах, зокрема зручністю препарування та зберігання. Здатність молюсків акумулювати високі рівні вмісту важких металів, використовується для відображення ступеня забруднення біотичних компонентів екосистеми. Однак, варто зазначити, що молюски відрізняються за своїм видовим складом щодо реакції на ті чи інші важкі метали. Окремі види одразу гинуть, інші намагаються адаптуватись. Одними з характерних реакцій представників малакофауни на важкі метали є зміна частоти серцевих скорочень та стрімке зменшення чисельності популяцій. В Україні найчастіше як біоіндикатори забруднення водойм важкими металами використовуються три види молюсків. Це двостулкові – беззубка звичайна (*Anodonta anatina* Linnaeus 1958) та перлівниця (*Unio tumidus*), які дозволяють досліджувати великі проточні екосистеми, наприклад ріки Дніпро чи Дунай [19]. А от стан забруднення малих водойм [озер, ставів, і т.д.] дозволяє відстежувати черевоногий молюск ставковик звичайний (*Lymnaea stagnalis*) [4, 13, 16].

Вища водяна рослинність також здатна використовуватись у біоіндикації водойм, наприклад тоді, коли дія важкого металу на організм гідробіонтів досліджена недостатньо або для спрощення процесу індикації. Зокрема, у ряски малої (*Lemna minor* L.) та папороті сальвінії плаваючої (*Salvinia natans*) під час дії іонів кадмію розвивається хлороз, інгібується ріст і розвиток. Всі три види ряски (*Lemna gibba* L., *Lemna minor* L. та *Lemna trisulca* L.) поширені в Україні та є добрими біоіндикаторами портрапляння мангану (Mn) у водойму. Для них типовою реакцією є відмирання з наступним відпаданням коренів. Слід відмітити, що макрофіти поблизу родовищ ніколу нагромаджують його у значних кількостях і не є добрими біоіндикаторами стосовно нього [7]. Зазвичай, в них міститься приблизно 0,00005 % ніколу на живу масу (з поправкою на вид, ареал, ґрунту, клімату та ін. чинників). Один з найбільш виражених токсичних ефектів на водойму мають сполуки ртуті, насамперед, метилртуть. Втім, макрофіти найменш чутливі по відношенню до впливу ртуті. Загалом, доцільно використовувати як біоіндикатор забруднення водойми всіма важкими металами латаття жовте (*Nuphar lutea*) – для якого характерне сповільнення або припинення росту з наступною загибеллю (залежно від ступеня концентрації токсиканту) [6-8, 14-16].

Узагальнений масив наукової інформації свідчить про велику кількість даних щодо розподілу важких металів у різних компонентах водних екосистем, оскільки на сьогодні досить активно розвивається напрям їх біомоніторингу в прісноводних екосистемах [20]. Біоіндикація дозволяє отримати інтегральну оцінку стану водойми, яка відображає не лише ступінь концентрації важких металів, але й загальний екологічний стан водойми. Тому визначення оптимальних біоіндикаторів з-поміж видів, що поширені у водоймах, не лише дасть змогу виявляти забруднення гідроекосистеми, але й вживати заходів щодо детоксикації водойми на ранніх етапах, що може бути більш економічно вигідно, ніж усунення наслідків на пізніх етапах, коли дія токсичних речовин може завдавати непоправної дії біоті водної екосистеми.

**Висновки.** В якості біоіндикаторів важких металів характеристики водного середовища можуть використовуватися практично будь-які гідробіоти, їх популяції і спільноти. Результативність біоіндикації визначається при цьому відповідністю її цілей особливостям обраного індикатора. Так, станом спільнот фіто-, зоо- і бактеріопланктона зручно орієнтуватися для індикації короткострокових дій, що викликають нетривалі оборотні зміни середовища. Їх характеристики чи реакції більшою мірою відображають поточний, а не загальний стан екосистеми чи тенденції її довготривалої зміни. При необхідності отримання інтегральної оцінки стану екосистеми, без уточнення його особливостей в прісних водоймах, зручно використовувати як біоіндикаторів іхтіофауну. В якості біоіндикатора в прісних водоймах використовують і вищу водяну рослинність, особливо в тих випадках, коли токсиканти надходять з водозбірної території.

Використання біоіндикаторів важких металів дозволяє не тільки констатувати і добре пояснювати реакцію біоти на зміни якості середовища, а й прогнозувати її, визначати точні заходи щодо необхідної регуляції середовища. Тому в подальшому дослідження по методам біоіндикації повинні включати в себе пошук найбільш інформативних і чутливих біоіндикаторів; розробку універсальних показників багатофакторного антропогенного впливу на екосистему, що відображають внесок кожного з факторів з урахуванням їх взаємодії та виявляти найбільш загальні закономірності реакції обраних біоіндикаторів на розроблені показники впливу.

### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Использование инфузорий в оценке состояния водоёмов [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://vm.ru/news/infuzorii-tufelki-pali-zhertvoj-ekologicheskogo-neblagopoluchiya1355413756.html?print=true&isajax=true>
2. Методы оценки экологического состояния водоемов [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://edu.greensail.ru/monitoring/methods/bioindicat.shtml>
3. Шуйский В. Ф. Биоиндикация качества водной среды, состояния пресноводных экосистем и их антропогенных изменений / В. Ф. Шуйский, Т. В. Максимова, Д. С. Петров // Сб. научн. докл. VII междунар. конф. "Экология и развитие Северо-Запада России", С.-Петербург, 2–7 авг. 2002 г. — СПб.: Изд-во МАНЭБ, 2002. — 19 с.
4. Безматерных Д. М. Моллюски прудовик обыкновенный и прудовик яйцевидный как аккумулятивные индикаторы загрязнения пресных вод тяже-



- лыми металлами [На примере р. Барнаулки] / Д. М. Безматерных // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. — 2008. — №1 [5] — С. 112–119 [каз 2008]
5. Брагинский Л. П. Острая токсичность тяжелых металлов для водных беспозвоночных при различных температурных условиях / Л. П. Брагинский, Э. П. Щербань // Гидробиол. журн. — 1978. — Т. 14, № 1. — С. 86–97.
  6. Будников Г. К. Тяжёлые металлы в экологическом мониторинге водных систем. / Г. К. Будников // Соросовский образовательный журнал. — № 5, 1998. — С. 23.
  7. Грициняк І. І. Розподіл важких металів серед компонентів прісноводних екосистем / І. І. Грициняк, Н. Л. Колесник // Рибогосподарська наука України. — 2014. — № 2. — С. 31–45. DOI: <http://dx.doi.org/10.15407/fsu2014.02.03>
  8. Колесник Н. Л. Розподіл важких металів серед компонентів прісноводних екосистем [огляд] / Н. Л. Колесник // Рибогосподарська наука України. — 2014. — № 3. — С. 35–54. DOI: <http://dx.doi.org/10.15407/fsu2014.03.035>
  9. Брагинский Л. П. Пресноводный планктон в токсичной среде / Брагинский Л. П., Величко И. М., Щербань Э. П. — К.: Наук. думка, 1987. — 199 с.
  10. Колесник Н. Л. Важкі метали в екосистемі ставів та їх вплив на рибопродуктивність і харчову цінність риби в умовах інтенсивного вирощування: дис. ... канд. с.-г. наук: 06.02.03 / Колесник Наталія Леонідівна. — К., 2012. — 191 с.
  11. Мисейко Г. Н. Биологический анализ качества пресных вод / Г. Н. Мисейко, Д. М. Безматерных, Г. И. Тушкова. — Барнаул: АлтГУ, 2001. — 201 с.
  12. Мухина А. А. Насекомые как объект биоиндикации / Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали IV Міжнародної наукової конференції. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2007. – С. 276-277.
  13. Количественные методы экологии и гидробиологии [сборник научных трудов, посвященный памяти А. И. Баканова] / Отв. ред. чл.-корр. РАН Г. С. Розенберг. — Тольятти: СамНЦ РАН, 2005. — 404 с.
  14. Биоиндикаторы антропогенного загрязнения окружающей среды. [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://mikrobio.balakliets.kharkov.ua/contents-6-2-6.html>
  15. Дискусия. Водоросли, грибы, лишайники – индикаторы состояния окружающей среды. [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://www.masterspora.com/battle/119/>
  16. Кудряшов А. П. Влияние рН среды на аккумуляцию тяжелых металлов водными растениями / А. П. Кудряшов, О. В. Морозова, Л. Н. Барыбин //
  17. Костюк К. В. Реакція клітинних мембран ікри *rosicilia reticulata petet* на дію іонів цинку та свинцю / К. В. Костюк, В. В. Грубінко // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: IV Міжнар. іхтіологічн. наук.-практич. конф.: тези. — Одеса: Фенікс, 2011. — С. 139–141.
  18. Безматерных, Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири: аналит. обзор / Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. акад. наук, Ин-т вод. и экол. проблем. — Ново-
-

- сибирск, 2007. — 87 с. — [Сер. Экология. Вып. 85].
19. Лукашев Д. В. Накопление тяжелых металлов моллюсками *Anodonta anatina* в условиях поступления коммунально-бытовых сточных вод в речную экосистему / Д. В. Лукашев // Гидробиологический журнал. — 2010. — Т. 46, № 2. — С. 71–82.
20. Никаноров А. М. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах / Никаноров А. М., Жулидов А. В., Покаржевский А. Д. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — 143 с.

УДК 632.95.024-022.513.2

## ЕКТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА НАНОАГРОХІМІКАТІВ ЗА ВПЛИВОМ НА БІОТУ ҐРУНТОВОЇ ТА ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМ

*Макаренко Н.А.* - д. с.-г. н., професор

*Рудницька Л.В.* - аспірант,

Національний університет біоресурсів і природокористування України

*Представлено результати екотоксикологічного оцінювання наноагрохімікатів за показниками впливу на популяції водної та ґрунтової біоти. Висунуто припущення, що токсична дія наноагрохімікатів залежить не тільки від дози застосування препарату, а і від розміру наночастинок, які входять до його складу: вона тим сильніше, чим менший розмір наночастинок.*

**Ключові слова:** нанопрепарати, наночастинки, екотоксикологічна оцінка, біотести, нітрифікаційна здатність ґрунту, церіодафнії,  $LC_{50}$ .

**Макаренко Н.А., Рудницкая Л.В. Экотоксикологическая оценка наноагрохимикатов по влиянию на биоту почвенной и водной экосистем**

*Представлены результаты экотоксикологического оценивания наноагрохимикатов по показателям воздействия на популяции водной и почвенной биоты. Выдвинуто предположение, что токсическое действие наноагрохимикатов зависит не только от дозы применения препарата, а и от размера наночастиц, которые входят в его состав: она тем сильнее, чем меньше размер наночастиц.*

**Ключевые слова:** нанопрепараты, наночастицы, экотоксикологическая оценка, биотесты, нитрификационная способность почвы, цериодафнии,  $LC_{50}$ .

**Makarenko N.A., Rudnytska L.V. Ecotoxicological assessment nanoagrochemicals impact on biota of soil and water ecosystems**

*The results of ecotoxicological assessment of nanoagrochemicals by indicator effecton populations of aquatic and soilbiota was presented. A suggestion that toxic effect of nanoagrochemicals depends not only on the dose of the preparation, but also on the size of nanoparticles that are part of it: it is stronger; the smaller is the size of nanoparticles.*

**Keywords:** nanopreparations, nanoparticles, ecotoxicological assessment, biotest, nitrification capacity of soil, ceriodaphnia,  $LC_{50}$ .

**Постановка проблеми.** Нанотехнології сьогодні знаходять все більше застосування у різних галузях економіки, створюючи підґрунтя для нових напрямів технологічного розвитку людства [1, с. 293]. Одним із таких принципово важливих напрямів використання нанотехнологічних розробок є застосування їх для підвищення ефективності ведення сільського господарства. Ство-