

УДК 595.132: 591.55:574.4

DOI: 10.15587/2313-8416.2015.50665

## ПРИРОДНІСТЬ ЛІСОВИХ БІОГЕОЦЕНОЗНИХ ЕКОСИСТЕМ КАРПАТ ТА ЇЇ БІОІНДИКАЦІЯ НА ОСНОВІ НЕМАТОДНИХ КОМПЛЕКСІВ

© М. П. Козловський

*В первинних екосистемах формуються ґрунтові нематодні комплекси, які мають спільні закономірності у використанні енергії їхнім угрупованням незалежно від територіального розташування. В межах типу біогеоценозу існують додаткові характеристики щодо видового різноманіття та структурної організації нематодних угруповань, за якими можна визначити природність лісових екосистем*

**Ключові слова:** природність, лісові екосистеми, біоіндикація, ґрунтові нематоди

*There are soil Nematoda complexes forming in primeval ecosystems. They have the same regularities in energy consumption by the community independently of the territorial location. Additional characteristics of species diversity and structural organization of Nematoda communities exist within the realms of biogeocenosis type. It allows determining the natural status of the forest ecosystems*

**Keywords:** natural status, forest ecosystems, bioindication, soil Nematoda

### 1. Вступ

Природні біогеоценози забезпечують функціонування басейнових, ландшафтних та інших рівнів екосистем включно з біосферою. Їх збереження є структурно-консерваційним напрямом охорони природи й забезпечує збереження всього притаманного їм біорізноманіття, навіть популяцій тих видів, які досі не виявлені дослідниками, та природної структурної організації угруповань. Дослідження первинних біогеоценозних екосистем важливе з пізнавальної точки зору, оскільки натеper не існує жодного біогеоценозу, де би був повністю з'ясований видовий склад угруповань, а тим більше вивчені взаємозв'язки між організмами, які забезпечують його стійке та стабільне функціонування. Тому, вивчення структурної організації первинних біогеоценозів та їх функціонування буде залишатися актуальним ще впродовж тривалого часу.

### 2. Постановка проблеми та літературний огляд

Знання про структурну організацію угруповань, участь в ній ценопопуляцій окремих видів, особливостей їх сезонних змін тощо, створює можливість виявити біоіндикаційні групи організмів, на основі яких можна оцінити вплив на біогеоценози зовнішніх збурювальних чинників. Окрім цього, знання про структурну організацію угруповань є основою для встановлення величини допустимих меж змін цієї організації під впливом антропогенного навантаження, при яких ці екосистеми зберігають природне функціонування і стійкість, що має велике значення для науково обґрунтованого використання їх корисних функцій.

Під природністю (натуральністю) екосистеми розуміємо стан її відповідності структурно-функціональній організації первинної екосистеми. В ідеалі ми мали б мати структурні характеристики всіх компонентів первинної екосистеми, і при встановленні величини природності порівнювати досліджувану екосистему з первинною. Проте, ці параметри натеper невідомі, тому належність екосистеми до пер-

винної визначається за структурною організацією її фітоценозу, що є цілком аргументованим і найдоступнішим, оскільки цей компонент є найбільш вивченим і може бути оцінений візуально. Структурна організація інших компонентів при цьому не враховується. Загалом не враховується і функціональний стан екосистеми, оскільки натеper немає критеріїв, за якими це можна зробити.

Для проведення такої оцінки повинна бути визначена первинна (еталонна) екосистема, з якою і потрібно проводити це порівняння. Такою екосистемою є конкретна біогеоценозна екосистема в межах типу біогеоценозу. За М. А. Голубцем [1], тип біогеоценозу (біогеоценозної екосистеми) – це сукупність біогеоценозів, однорідних за походженням, просторовою та функціональною структурою, за екологічними умовами (кліматичними, ґрунтово-гідрологічними й біотичними), за взаємовідносинами між живими компонентами та між ними й абіотичним середовищем.

Угруповання в конкретному типі біогеоценозу має чітко визначену структурну організацію і формується ценопопуляціями видів, які тісно взаємодіють між собою. За умови збереження абіотичних параметрів та первинної організації угруповання, структура біогеоценозу є настільки стабільна, що будь-яке спонтанне проникнення в нього інших видів практично неможливе. У конкретних умовах навколишнього середовища це забезпечує функціональну стійкість біогеоценозу завдяки найефективнішому використанню сонячної енергії та колообігу речовин.

Первинною вважається екосистема, яка еволюційно сформована і ніколи не зазнавала антропогенного навантаження. Натеper усі екосистеми вже зазнали прямого чи опосередкованого антропогенного пресу. Тому, єдиним виходом із цієї ситуації є прийняття терміну «умовно (чи квазі) первинні екосистеми» під яким ми розуміємо ті об'єкти, в яких незмінена структурна організація (зокрема людиною), і які зберегли стійке і стабільне функціонування. Саме такі екосистеми натеper ми вважаємо первинними.

Існує низка методичних праць, які дозволяють встановити рівень природності досліджуваних лісових екосистем порівняно з первинними за показниками їх структурної організації. Для цього за якісними та кількісними характеристиками (видовий склад, вертикальна й горизонтальна структура, проективне покриття тощо) оцінюють стан деревостану, підросту, підліску та трав'яного покриву. У разі повної відповідності оцінюваних показників еталонній екосистемі, досліджувана ділянка визначається як первинна (природна), у разі часткової відповідності вона отримує певну кількість умовних балів, за якою визначається її величина природності [2].

Проте виникає питання: якщо структурна організація автотрофного компонента екосистеми була змінена, а потім впродовж певного часу самовідновилася, то чи така екосистема має таку ж саму організацію всіх компонентів як і первинна? Чи в ній відновилися лише структурна організація автотрофного блоку екосистеми, що не означає відновлення інших компонентів, тим більше відновлення взаємозв'язків живих організмів в угрупованні, які забезпечують функціонування цієї екосистеми. Наприклад, відновлення структурних показників автотрофного блоку вторинних лісів дає нам підстави характеризувати їх як відновлені первинні екосистеми. Проте, якщо ми і створимо фітоценоз за структурними показниками еталонної екосистеми, то це не означає що вона буде стійкою. Наприклад, ми знаємо, що насадження, які сформовані на колишніх орних землях (незалежно від їх структурної організації) вже навіть у молодому віці інтенсивно вражаються хворобами, чого ми не спостерігаємо у первинних екосистемах. Очевидно, що у цих випадках стійкість екосистем не забезпечується лише структурною організацією фітоценозу, а зумовлена тими взаємозв'язками, які сформувалися між живими організмами всього угруповання, а тому їх належність до первинних екосистем не може визначатися лише за структурними показниками автотрофного блоку. Оскільки не у всіх випадках структурна організація автотрофного блоку може напевно вказати на стан природності екосистеми, то необхідно шукати додаткові показники, які б дали більш точну характеристику цього стану, що необхідно для констатації факту їх повної ренатуралізації.

### 3. Мета дослідження

Метою дослідження є розробка методології біоіндикації природності екосистем на основі фіто-нематодних комплексів.

### 4. Матеріали та методи досліджень

Дослідження ґрунтових нематод проводили за загальноприйнятими методиками [3], перерахунки споживання енергії нематодним угрупованням визначали окремо у кожній з трофічних груп [4, 5] з подальшим обрахунками за запропонованими нами раніше методиками [6]. Для узагальнення використані оригінальні матеріали щодо фітонематодних угруповань, які були досліджені в первинних та вторинних екосистемах північно-східного макросхилу

Українських Карпат у межах рослинних поясів дубових, букових і смерекових лісів, субальпійського та альпійського поясів.

### 5. Результати досліджень

Як відомо, ґрунтові організми є хорошими біоіндикаторами, на основі яких характеризується низка процесів в екосистемі. Натепер найвідомішими методами біоіндикації залишаються методи ґрунтової біології, які знайшли практичне застосування і при дослідженні лісових біогеоценозів [3].

Зважаючи на значне видове різноманіття і складність трофічних взаємозв'язків ґрунтових тварин, діагностику стану природності екосистеми, принаймні тепер, можливо проводити лише за показником використання енергії трофічними групами угруповання. Слід зауважити, що за показниками чисельності та біомаси безхребетних неможливо провести реального аналізу стану екосистем. Основна ідея полягає в тому, що потік енергії в екосистемі через окремі трофічні ланки забезпечує асиміляцію енергії в живій речовині, функціонування і збереження біоти, є одним із основних показників функціонального стану екосистем. За допомогою вивчення потоків енергії в екосистемі можна охарактеризувати динамічні зміни угруповань, з'ясувати механізми забезпечення природної стійкості, визначити найбільш вразливі її елементи та передбачити можливі напрями розвитку.

Оцінювати потоки енергії в угрупованнях ґрунтових безхребетних тварин надзвичайно складно і потребує багато часу, оскільки передбачає дослідження всіх таксономічних груп організмів і підрахунок енергії, яка споживається окремими трофічними групами. Проведені нами детальні дослідження біогеоценозних екосистем в Карпатському регіоні дозволили з'ясувати, що ґрунтові нематодні угруповання є доброю модельною групою для індикації змін загального угруповання безхребетних ґрунту [4].

Для аргументації значення ґрунтових нематод як модельної групи біоіндикаторів потрібно відзначити, що вони, на відміну від інших представників ґрунтових безхребетних, займають особливу екологічну нішу, оскільки належать до первинноводних організмів і заселяють не всю товщу ґрунту, а концентруються у зонах плівкової та капілярної води. Це дозволяє їм спільно співіснувати і використовувати доступні тільки їм топічні та трофічні екологічні ніші, формуючи певні угруповання за структурними та функціональними показниками.

У первинних екосистемах у межах типу біогеоценозу формуються первинні нематодні комплекси, під якими розуміємо еволюційно сформоване фітонематодне угруповання з властивим лише йому видовим складом, яке має певну структуру домінування вищих систематичних таксонів, сезонну динаміку чисельності нематод і співвідношення трофічних, екологічних та функціональних груп [7].

Найбільший вплив на формування фітонематодних угруповань має автотрофний блок, оскільки розвиток тих чи інших видів рослиноїдних і сапро-

біонтних нематод безпосередньо й опосередковано залежить від видового складу рослин, хімізму їх опаду та відпаду [8, 9]. Розміри та аутокологічні особливості видів із вищезгаданих груп нематод є визначальними у формуванні видового складу хижих фітонематод. Загалом структурна організація фітонематодного угруповання, насамперед видовий склад, залежить від едіфікатора рослинного угруповання. Певний вплив на формування нематодофауни мають також й інші компоненти ґрунтового зооценозу. Сукупність цих впливів визначає специфічні риси структурної організації первинних нематодних комплексів у різних висотних поясах рослинності, а в межах рослинних поясів вони залежать від умов росту, видового складу й структури рослинного покриву [10].

У різних типах біогеоценозу ці комплекси відрізняються між собою за видовим різноманіттям, кількісним співвідношенням таксонів, показниками заселеності ґрунту та участю у цьому процесі трофічних груп, особливостями сезонної динаміки

угруповання тощо, проте в них існує спільна риса, а саме: незалежно від їх місця розташування над рівнем моря і рослинних поясів, у первинних фітонематодних комплексах залишається однаковою їх функціональна організація, зокрема, частка спожитої енергії фітофагами у більшості випадків становить 1–2 %, сапрофагами близько 90 %, решта належить хижакам (рис. 1). Власне ця загальна властивість первинних комплексів ґрунтових нематод є індикатором природності (натуральності) екосистеми.

Знаючи якісні та кількісні характеристики первинних комплексів ґрунтових нематод у конкретному типі біогеоценозу, ми можемо використовувати показники структурно-функціональної організації їх угруповань як індикатори належності конкретної біогеоценозної екосистеми до первинних, або оцінювати стан їхньої природності. Ці характеристики нематодних угруповань дозволяють характеризувати стан природності екосистеми як при її первинному дослідженні, так і у випадку ренатуралізації.

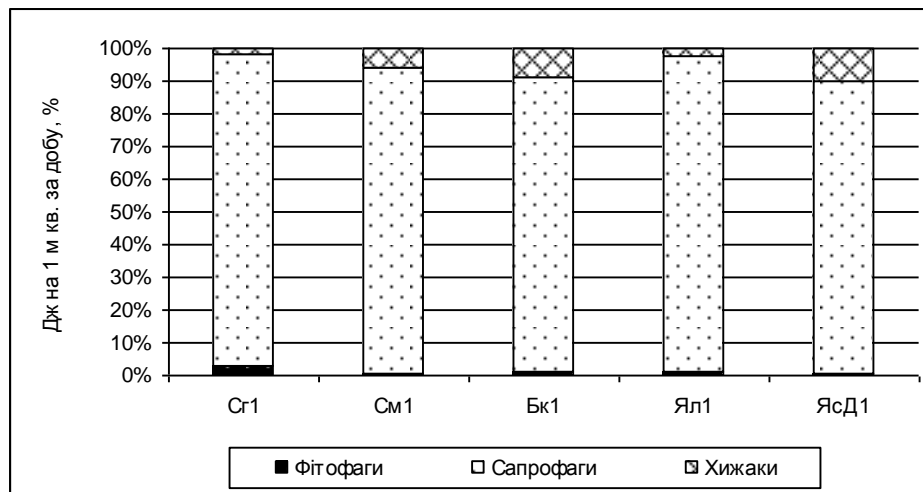


Рис. 1. Використання енергії функціональними групами круглих червів у первинних біогеоценозних екосистемах Українських Карпат, де: Сг1 – гірськососнина чорницево-різнотравна; См1 – смеречина чорницева; Бк1 – ялицево-смерекова бучина квасеницева; Ял1 – букова яличина квасеницева; ЯсД1 – залівна ясенева діброва

Такий підхід може бути використаний і при відновленні людиною екосистем, які попередньо були повністю еліміновані. Сам факт того, що такі екосистеми не мають конкретного опису їхньої первинної структурної організації, не дає можливості вибрати якийсь один варіант їх відновлення. Тому вибирається декілька варіантів їхньої структурної організації фітоценозу, а встановити більш природний стан таких екосистем можна з допомогою нематодних комплексів, формування яких прямо чи опосередковано визначається структурою фітоценозу.

Проведені нами дослідження угруповань ґрунтових нематод у біогеоценозних екосистемах різних рослинних поясів Українських Карпат в межах типу біогеоценозу показали, що основними ознаками змін структурно-функціональної організації їхніх угруповань в антропогенно спрощених і вторинних екосистемах є: збіднення видового різноманіття чи навіть

поява нових видів фітогельмінтів, зміна співвідношення в угрупованні таксономічних, трофічних і функціональних груп нематод, зокрема збільшення частки і кількісних показників фітопаразитичних видів. Наприклад, у межах формації бука лісового у басейні р. Прут проведені дослідження в умовно корінній вологій евтрофній біогеоценозній екосистемі ялицево-смерекової бучини (Бк1), антропогенно спрощеному буково-смерековому яличнику (Бк2), та похідних екосистемах смеречника ожикового (Бк3) та різнотравно-біловусової луки (Бк4) показали, що використання енергії функціональними групами фітонематод в умовно первинній екосистемі бучини та антропогенно спрощеного яличника, що зумовлено більшою часткою ялиці порівняно з буком у деревостані внаслідок колишнього вирубування, є подібні. Тоді як у вторинних екосистемах смеречника та луки ці співвідношення кардинально відрізняються (рис. 2).

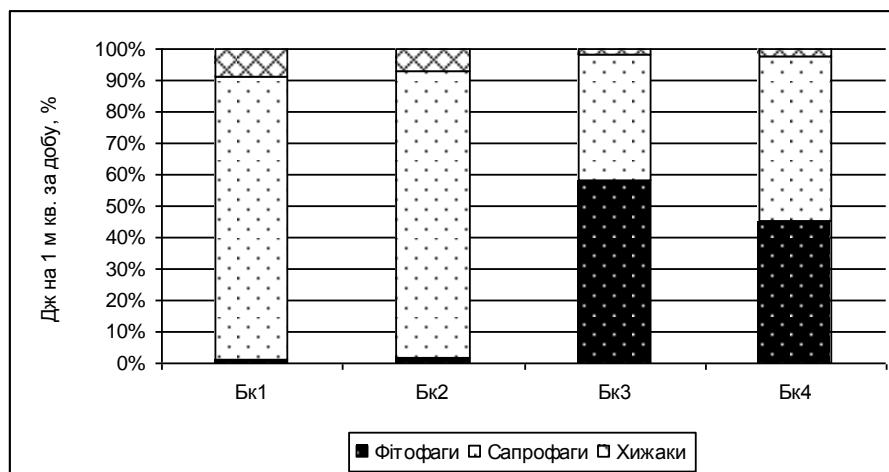


Рис. 2. Використання енергії функціональними групами круглих черв'яків у вологій евтрофній біогеоценозній екосистемі ялицево-смерекової бучини в басейні р. Прут. Умовні позначення наведені в тексті

Дослідження первинних біогеоценозних екосистем (чи умовно первинних у тих місцях, де первинні екосистеми не збереглися), проведені у межах домінацій дуба звичайного, бука лісового, смереки європейської, сосни гірської, дозволяють стверджувати, що первинні фітонематодні комплекси формуються на рівні типу біогеоценозу. Тут вони подібні за видовим складом і кількістю видів у вищих систематичних таксонах (родинах, рядах), для них властива однакова сезонна динаміка чисельності та співвідношення трофічних, чи екологічних груп у різні пори вегетаційного періоду, за кількісними показниками вони мають однакову функціональну організацію.

У межах вищих типологічних одиниць екосистем первинні фітонематодні комплекси відрізняються. Це дозволяє використати класифікацію екосистем М. А. Голубця [1] для класифікації відповідних первинних фітонематодних комплексів. Наприклад, у межах домінації сосни гірської в едафотені вологих мезотрофних різнотравно-чорницевих соснин були виділені первинні фітонематодні комплекси соснини куничникової, соснини чорницевої і соснини безщитникової. Едафотен болотних оліготрофних сфагнових соснин представлений одним типом біогеоценозу, а відповідно й одним первинним фітонематодним комплексом соснини сфагнової. Беручи за основу типологічну класифікацію екосистем М. А. Голубця [1], можна виділити аналогічні первинні фітонематодні комплекси для всіх наявних типів біогеоценозу.

Спільність протікання функціональних процесів у первинних фітонематодних комплексах, які є властивими лише для первинних екосистем, дозволяє використати цей показник для встановлення величини цих змін в антропогенно змінених і вторинних екосистемах в межах типу біогеоценозу залежно від виду й величини антропогенного навантаження. Тому встановлення характеристик фітонематодних комплексів первинних екосистем є базою для оцінки їх структурних змін і функціонального значення в антропогенно спрощених і вторинних екосистемах, а

також еталоном для порівняння за умови відновлення первинного стану екосистем.

Як правило, незначне спрощення вертикальної чи горизонтальної структури фітоценозу (наприклад, зрідження чи часткове вирубування підліску в дубових лісах), розрідження деревостану (повністю до 0,8–0,9 в дубових, букових і смерекових лісах) первинних лісових екосистем не призводить до істотних змін видового складу нематод, в них зберігаються подібні якісні та кількісні характеристики, домінування видів в окремих трофічних групах, сезонна динаміка чисельності угруповання. Разом із цим частка енергії, що споживається рослинними видами, які характерні цим екосистемам, збільшується до 5%. Загалом це невелике збільшення частки енергії, яку споживають в нематодному угрупованні рослинні форми, неістотно впливає на деревні рослини. Подібні зміни структурної організації фітоценозів у первинних екосистемах можуть зумовлюватися і природними чинниками, наприклад, при весняному затопленні ясеневих дібров, падінні поодиноких дерев внаслідок вітровалу чи природного відмирання. У таких екосистемах швидко відбуваються природні процеси відновлення первинної структури фітоценозу й зменшення частки рослинних нематод, що забезпечується усіма живими організмами цих ценозів у конкретних умовах абіотичного середовища [11].

Антропогенне спрощення первинної структури фітоценозів лісових екосистем, зокрема майже повної елімінації підліску, розрідження деревостану до повноти 0,6–0,7, збільшення трав'яного вкриття, призводить до більш істотних перебудов угруповань ґрунтових нематод. В них не збідається видовий склад нематод і зберігаються подібні якісні характеристики угруповань, проте відбуваються певні зміни в домінуванні видів в окремих трофічних групах, сезонна динаміка чисельності може змінюватися за рахунок збільшення ролі рослинних форм, які споживають до 10% енергії всього угруповання. Таке збільшення частки енергії, спожитої рослинними формами, не критичне для деревних рослин, про-

те воно призводить до формування нестійких фіто-нематодних комплексів. Ці комплекси можуть мати різні характеристики, проте очевидною їх рисою є певна розбалансованість взаємовідношень між живими компонентами екосистеми, що за одних умов може призвести до їх ренатуралізації, а за інших – до подальшої депресії.

Розрідження деревостану до повноти 0,5 і менше призводить до значних змін структурної організації лісових фітоценозів, зокрема істотного збільшення трав'яного вкриття, нерідко появи трав'яних видів рослин, які нехарактерні первинним лісовим угрупованням. Це призводить до перебудови структурних і функціональних характеристик угруповань ґрунтових нематод. У них збіднюється видовий склад нематод, які притаманні первинним екосистемам, з'являються нові види фітогельмінтів (рослиноїдних нематод), змінюються якісні та кількісні характеристики угруповань, вертикальна заселеність шарів ґрунту, змінюється домінування видів в окремих трофічних групах в сторону монодомінантності, сезонна динаміка чисельності істотно змінюється за рахунок збільшення чисельності фітогельмінтів. Тут рослиноїдні види споживають 10–25 % енергії всього угруповання. Характерною ознакою якісної зміни угруповання є поява нових, нетипових для лісових екосистем видів рослиноїдних нематод, відсутність великих за розмірами видів хижих нематод і мала чисельність дрібних форм. У цих умовах формується потенційно патогенний комплекс.

Ще більші зміни відбуваються у вторинних лісових екосистемах, едифікатором у яких є нетипові для цієї місцевості види деревних рослин. Наприклад, у Верхньодністровських Бескидах це – смеречняки та сосняки, а у Сколівських Бескидах і Горгонах – смеречняки. Величина змін нематодних угруповань у насадженнях смереки та сосни значно відрізняється, що, на нашу думку, зумовлено історією появи цих монокультур у Карпатах.

Більшість насаджень сосни належать до першого покоління. Зміни нематодних угруповань в таких екосистемах відбуваються по різному. У деяких випадках спостерігаються значні якісні зміни, тоді як істотної зміни заселеності ґрунту функціональними групами не відбувається, зокрема частка рослиноїдних видів не збільшується. В інших відбуваються як якісні, так і кількісні зміни нематодних угруповань. Основною ознакою змін функціональної організації нематодних угруповань є збільшення в них частки рослиноїдних видів, споживання якими енергії збільшується до 8–9 %. Загалом така неоднозначна спрямованість змін нематодних угруповань у смереково-соснових і соснових лісах, очевидно, зумовлена тим, що вони ростуть на невластивих їм, відносно невеликих територіях у першому поколінні.

Зміни нематодних угруповань у смеречняках також мають певні особливості й багато в чому залежать від віку деревостанів і тривалості їх вирощування на одних і тих самих територіях. Слід звернути увагу на те, що в поясі смерекових лісів функціональна організація нематодних угруповань така сама, як і в інших корінних лісових біогеоцено-

зах. Тобто, в складі нематодного угруповання понад 95 % фітонематод за показниками чисельності, маси та споживання енергії належить до вільноживучих і хижих форм, а частка рослиноїдних видів є незначною, тоді як у похідних смеречняках якісні показники змінюються завжди, а кількісні показники змінюються по різному. В одних випадках відбуваються якісні зміни, разом із цим збільшення заселеності ґрунту рослиноїдними видами не спостерігається. В інших настають суттєві якісні та кількісні зміни, і частка споживання енергії фітофагами становить 11–14 %. Ще більші зміни в нематодних угрупованнях проходять у смеречняках, де смерека вирощується у третьому поколінні. Тут, поряд із значними якісними змінами нематодних угруповань, відбувається кардинальна зміна співвідношення трофічних груп і частка енергії спожитої фітофагами становить, як правило, понад 50 % енергії, а в окремих випадках і 90 %. Ці нематодні комплекси є фітопатогенними для деревних рослин.

## 6. Обговорення результатів

Аналізуючи структурно-функціональні параметри угруповань ґрунтових нематод досліджуваної екосистеми, ми можемо встановити її належність до первинної. Так, аналізуючи наявні дані щодо первинних фітонематодних комплексів у різних типах біогеоценозів, ми натрапили на два випадки, коли в екосистемах, які класифіковані як первинні на основі досліджень рослинності, функціональна організація фітонематодних комплексів не відповідала характеристикам первинних екосистем. У цих біогеоценозних екосистемах не лише вища заселеність ґрунту рослиноїдними нематодами, але й зумовлена видами, які не характерні для первинних екосистем, тому ці комплекси нематод належать до потенційно фітопатогенних. Зокрема, в сосняку чорницево-куничниковому (*Mughetum myrtilloso-calamagrostilosum*) частка заселеності ґрунту рослиноїдними формами становить близько 20 %, тоді як у тому ж едафотені у сосняку чорницево-різно-травному (*Mughetum myrtilloso-varioherbosum*) вона не перевищує 3 %, що властиве первинним екосистемам. Оскільки обидва ці типи біогеоценозів належать до едафотену вологих мезотрофних різнотравно-чорницевих соснин і територіально розташовані один біля одного, в однакових умовах існування, то очевидно різниця у функціональній організації фітонематодних комплексів зумовлена наземним рослинним покривом. На підтвердження цієї тези свідчить аналіз поширення фітогельмінтів специфічного патогенного ефекту як консортів першого порядку сосни гірської. В обох типах біогеоценозу вони сформовані, в основному, одними і тими ж видами рослиноїдних нематод, які належать до родин *Noplolaimidae* і *Criconematidae*. Проте у соснині чорницево-різнотравній заселеність ґрунту проходить в основному кріконематідами, тоді як у соснині чорницево-куничниковій домінують винятково гоплолайміди, причому, тут окрім типових форм облігатних для сосни консортів, трапляються і факультативні – гелікотилени. Іншими словами, за умови домінування у трав'яному вкритті куничника

волохатого в угрупованнях сосни гірської створюються сприятливі умови для розвитку нетипових для сосни гірської фітогельмінтів. Існують й інші відмінності у кількісних показниках заселення цих двох типів біогеоценозів [10], які не характерні первинним екосистемам. Тому, на нашу думку, соснина чорницево-куничникова, хоча й існує реально як екосистема, проте не може бути трактована як стійкий остаточно сформований тип біогеоценозу. Ця екосистема швидше всього належить до амфіценозних екосистем, або в ній відбувається вторинна сукцесія (демутаційні зміни) в межах едафоцену вологих мезотрофних різнотравно-чорницевих соснин.

У грабових дібровах трясунковидноосокових, незалежно від їх гідро-едафічних умов, також спостерігається зміна домінантів серед рослинних нематод, і панівне положення серед останніх займають голлолайміди, заселеність якими ґрунту становить близько 20 %, що є ознакою нестійких екосистем. Як і в першому випадку, тут нетиповими видами рослинних нематод дуба звичайного виступають статевозрілі форми гелікотіленхів. На нашу думку, ця біогеоценозна екосистема не може належати до первинних екосистем, а є певною стадією розвитку антропогенно спрощених, чи штучно сформованих грабових дібров. На підтвердження цього свідчить і те, що проведені через 20 років повторні обстеження трьох стаціонарних площ, які раніше були представлені грабовими дібровами трясунковидноосоковими, показали, що вони трансформувалися в інші типи біогеоценозів. У всіх випадках у них розвивався щільний підріст із ліщини або крушини, у трав'яному вкритті осока трясунковидна, якщо і траплялася, то лише поодинокими особинами. В усіх змінених типах біогеоценозу функціональна організація фітонематодних комплексів змінилась у бік наближення до первинних.

## 7. Висновки

Використання біоіндикаційних характеристик первинних фітонематодних комплексів конкретних типів біогеоценозу дає змогу за структурно-функціональними показниками угруповань ґрунтових нематод визначити належність біогеоценозних екосистем до первинних чи встановити величину їх природності.

## Література

1. Голубець, М. А. Екологічна ситуація на північно-східному макросхилі Українських Карпат [Текст] / М. А. Голубець, О. Г. Марискевич, М. П. Козловський та ін. – Львів: Поллі, 2001 – 162 с.
2. Генук, Я. В. Методика балльной оценки природности лесных насаждений и степени их трансформированности [Текст] / Я. В. Генук, Н. В. Чернявский, П. Т. Ященко // Вестник Московского государственного университета леса. Лесной выпуск. – 2014. – № 1 (100). – С. 156–160.
3. Dugner, W. Methoden der Bodenbiologie [Text] / W. Dugner, H. I. Fiedler. – Stuttgart; New York: Fischer, 1989. – 432 p.
4. Большаков, В. Н. Новый подход к оценке стоимости биотических компонентов экосистем [Текст] / В. Н. Большаков, Н. С. Корытин, Ф. В. Кряжмский, В. М. Шишмарев // Экология. – 1998. – № 5. – С. 339–348.

5. Ferris, H. Population energetics of bacterial-feeding Nematodes: respiration and metabolic rates based on CO<sub>2</sub> production [Text] / H. Ferris, S. Lau, R. Venette // Soil Biology and Biochemistry. – 1995. – Vol. 27, Issue 3. – P. 319–330. doi: 10.1016/0038-0717(94)00186-5

6. Козловський, М. П. Оцінка функціональної організації ґрунтових без хребетних на основі фітонематодних угруповань [Текст] / М. П. Козловський // Науковий вісник Львівського університету. Серія біологічна. – 2002. – Вип. 31. – С. 146–154.

7. Козловський, М. П. Класифікація фітонематодних комплексів первинних і вторинних наземних екосистем Українських Карпат й перспективи її практичного використання [Текст] / М. П. Козловський // Науковий вісник Львівського університету. Серія біологічна. – 2006. – Вип. 41. – С. 54–62.

8. Козловський, М. П., Фітонематоди наземних екосистем Карпатського регіону [Текст] / М. П. Козловський. – Львів: Манускрипт, 2009. – 316 с.

9. Козловський, М. П. Вплив підліску у грабових дібровах на формування угруповань ґрунтових нематод [Текст] / М. П. Козловський, Т. В. Бондаренко // Науковий вісник НЛТУ України. – 2013. – Вип. 23.2. – С. 15–23.

10. Козловський, М. П. Фітонематодні комплекси в екосистемах сосни гірської (*Pinus mugo Turra*) та їх консортивні зв'язки [Текст] / М. П. Козловський, І. Й. Царик // Екологія та ноосферологія. – 1998 – № 1-2, Т. 1. – С. 38–45.

11. Козловський, М. П. Вплив гідрологічного режиму на угруповання фітонематод у заплавах дібрових [Текст] / М. П. Козловський // Науковий вісник. – 2004. – Вип. 14. 8. – С. 373–376.

## References

1. Holubets, M. A., Maryskvych, O. G., Kozlovsky, M. P. et al. (2001). Ecological situation on the north-east macro-slopes of Ukrainian Carpathians. Lviv: Polli, 162.
2. Genyk, Ya. V., Chernyavsky, N. V., Yashchenko, P. T. (2014). Methods of the range estimation for the forest cultures and the stage of its transformation. Bulletin of the Moscow State Forest University, 1 (100), 156–160.
3. Dugner, W., Fiedler, H. I. (1989). Methoden der Bodenbiologie. Stuttgart, New York: Fischer, 432.
4. Bolshakov, V. N., Korytin, N. S., Kryazhymskii, F. V., Shyshmaryov, V. M. (1998). A novel approach for evaluation of the biotic components of ecosystems. Ecology, 5, 339–348.
5. Ferris, H., Lau, S., Venette, R. (1995). Population energetics of bacterial-feeding nematodes: Respiration and metabolic rates based on CO<sub>2</sub> production. Soil Biology and Biochemistry, 27 (3), 319–330. doi: 10.1016/0038-0717(94)00186-5
6. Kozlovsky, M. P. (2002). Estimation of functional organization of the soil invertebrates on the base of phytonematoda communities. Science Bulletin of Lviv University. Biology Series, 31, 146–154.
7. Kozlovsky, M. P. (2006). Classification of phytonematoda complexes in the primeval and secondary terrestrial ecosystems of Ukrainian Carpathians and perspectives of its practical use. Science Bulletin of Lviv University. Biology Series, 41, 54–62.
8. Kozlovsky, M. P. (2009). Phytonematoda of terrestrial ecosystems of the Carpathian region. Lviv: Manuscript, 316.
9. Kozlovsky, M. P., Bondarenko, T. V. (2013). Influence of the forest undergrowth in the hornbeam-oak forests onto the forming of the soil Nematoda communities. Science Bulletin of National Lviv Forestry University, 23.2, 15–23.
10. Kozlovsky, M. P., Tsaryk, I. Y. (1998). Phytonematoda complexes in the mountain pine (*Pinus mugo Turra*) ecosystems and its consortive relations. Ecology & Noospherology, 1 (1-2), 38–45.

11. Kozlovsky, M. P. (2004). Impact of hydrological regime onto the phytonebmatoda communities in the riverine oak

forests. Science Bulletin of State Lviv Forestry University, 14.8, 373–376.

Дата надходження рукопису 14.08.2015

**Козловський Микола Павлович**, доктор біологічних наук, відділ екосистемології. Інститут екології Карпат НАН України, вул. Козельницька, 4, м. Львів, Україна, 79026  
e-mail: myk234@ukr.net

УДК 579.695

DOI: 10.15587/2313-8416.2015.50645

## СПОСІБ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД ХРОМУ (VI) ЗА ПРИСУТНІСТЮ МІКРООРГАНІЗМІВ

© О. Г. Горшкова, Т. В. Гудзенко, В. О. Іваниця, О. В. Волювач

*Експериментально підтверджена висока ефективність очищення води від хрому (VI) бактеріальною поліфункціональною суспензією, складеної із асоціації непатогенних штамів бактерій роду Pseudomonas: P. fluorescens ONU328, P. maltophilia ONU329, P. cepacia ONU327 у об'ємному співвідношенні 1:1:1. Спосіб дозволяє у присутності перекису водню і хлориду кальцію очищати забруднені води від хрому (VI) з концентрацією до 70 мг/дм<sup>3</sup> до значень концентрації, менших гранично-допустимої концентрації*  
**Ключові слова:** очищення води, хром (VI), бактерії роду Pseudomonas, непатогенні, поліфункціональні

*The high efficiency of water purification from chromium (VI) by the polyfunctional bacterial suspension consisted of the association of non-pathogenic bacteria strains of the genus Pseudomonas: P. fluorescens ONU328, P. maltophilia ONU329, P. cepacia ONU327 in a volume ratio of 1:1:1 is experimentally confirmed. The method allows in the presence of hydrogen peroxide and calcium chloride to purify contaminated water from chromium (VI) with concentration up to 70 mg/dm<sup>3</sup> to values of concentration smaller than the maximum allowable concentration*

**Keywords:** water purification, chromium (VI), bacteria of the genus Pseudomonas, non-pathogenic, polyfunctional

### 1. Вступ

Важкі метали утворюють групу найнебезпечніших забруднювачів довкілля [1]. У природні водойми з промисловими стічними водами надходить велика кількість іонів важких металів, які становлять реальну небезпеку для людини і стають істотною перешкодою у життєдіяльності більшості мікробіонтів.

### 2. Постановка проблеми

Значні кількості хрому можуть надходити у водойми зі стічними водами гальванічних виробництв, фарбувальних цехів текстильних підприємств, шкіряних заводів і підприємств хімічної промисловості [2]. Скидати такі води без очищення заборонено. У річкових незабруднених і слабо забруднених водах вміст хрому коливається від кількох десятків часток мікрограма до кількох мікрограмів у літрі. Середня концентрація у морських водах – 0,05 мг/дм<sup>3</sup>, в підземних водах – знаходиться у межах  $n \cdot 10 - n \cdot 10^2$  мг/дм<sup>3</sup>. Вміст Cr (VI) у водоймах, призначених для санітарно-побутового використання не повинен перевищувати його гранично-допустимої концентрації (ГДК) 0,05 мг/дм<sup>3</sup> [2].

Токсичність водорозчинних сполук хрому знаходиться в прямій залежності від валентності хрому: найбільш отруйливі сполуки, в яких хром шестивалентний, високотоксичними є сполуки Cr (III), мета-

левій хром і сполуки хрому (II) менш токсичні. Хром володіє канцерогенним ефектом, руйнує центральну нервову систему, чинить руйнівну дію на репродуктивну функцію організму. Незалежно від шляху надходження в організм людини в першу чергу уражаються нирки – спочатку канальцевий апарат, потім судинна сітка з переважним ураженням клубків. Страждають також функції печінки та підшлункової залози. Також хром викликає рак легенів, злоякісні утворення в шлунково-кишковому тракті, дерматити [3].

Отже, вилучення хрому (VI) являє собою складне, але водночас важливе науково-технічне та екологічне завдання.

### 3. Літературний огляд

Підвищення вимог до якості води та допустимих концентрацій забруднень в промислових стічних водах, які скидаються у водойми, змушує шукати нові, екологічно чисті та економічно вигідні способи видалення з них іонів важких металів. До таких методів, які успішно застосовуються для рішення цієї проблеми і є достатньо ефективними, можна віднести сорбцію іонів важких металів, зокрема хромат-іонів, на різних не модифікованих і хімічно модифікованих сорбентах та їх сорбцію, біоаккумуляцію мікроорганізмами.

Для очищення промислових металовмісних стічних вод часто застосовують природні матеріали,