

МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСУ СТИМУЛЮВАННЯ ЗАХИСНИХ ФУНКЦІЙ ГРУНТОВОГО КОМПЛЕКСУ ПРИ ВИКОРИСТАННІ БІОГЕННОГО КОМПОЗИТУ НА ОСНОВІ ТЕХНОГЕННИХ ВІДХОДІВ

Черниш Є.Ю., Пляцук Л.Д.
Сумський державний університет
вул. Римського-Корсакова, 2, 40007, м. Суми
e.chernish@ssu.edu.ua

Наведено результати аналізу механізмів дії природного процесу регулювання буферних властивостей ґрунтового комплексу та визначено пріоритетні біохімічні процеси, що стимулюють його протекторні функції. Здійснено біохімічну та математичну формалізацію процесу впливу біогенного композита на основі мулових осадів та фосфогіпсу на захисні функції ґрунтового комплексу. *Ключові слова:* захисні функції ґрунту, біогенний композит, модель впливу, мікробний біом ґрунту, ґрунтовий комплекс.

Моделирование процесса стимулирования защитных функций почвенного комплекса при использовании биогенного композита на основе техногенных отходов. Черныш Е.Ю., Пляцук Л.Д. Представлены результаты анализа механизмов действия природного процесса регулирования буферных свойств почвенного комплекса и определены приоритетные биохимические процессы, стимулирующие его протекторные функции. Осуществлена биохимическая и математическая формализация процесса влияния биогенного композита на основе иловых осадков и фосфогипса на защитные функции почвенного комплекса. *Ключевые слова:* защитные функции почвы, биогенный композит, модель влияния, микробный биом почвы, почвенный комплекс.

Modeling the process of stimulating the protective functions of the soil complex using a biogenic composite based on technogen waste. Chernysh Y., Plyatsuk L. The mechanisms of the natural process of the buffer properties regulating of the soil complex were analyzed and priority biochemical processes that stimulate its protective functions were determined. Biochemical and mathematical formalization of the biogenic composite influence that based on sewage sludge and phosphogypsum was developed for improve the protective functions of the soil complex. *Keywords:* soil protective functions, biogenic composite, influence model, microbial biome of soil, soil complex.

Зростаюче антропогенне навантаження на екосистеми супроводжується зміною ходу природного ґрунтоутворюючого процесу. Інтенсивна експлуатація чорноземів в Україні за останні роки спричинила значні

втрати гумусу, що супроводжується негативними змінами агрофізичних, фізико-хімічних і біологічних властивостей ґрунту. Відповідно знижується ефективність агроприйомів і продуктивність сільськогоспо-

дарських культур [1]. При цьому в сільському господарстві використовуються різні органо-мінеральні і мінеральні добрива для стимулювання росту і розвитку культурних рослин. Використання фосфатних, азотних, калійних добрив у нормативному дозуванні є досить ефективним засобом у боротьбі за підвищення врожайності сільськогосподарських культур. Однак на сьогоднішній день залишається проблемою вирішення завдання обмеження надходження важких металів у рослинні системи. Процеси міграції та акумуляції важких металів відбуваються під впливом кореневого екsudата, що змочує ґрунтові агрегати і пов'язує катіони двох- і полівалентних металів за допомогою карбоксильних і гідроксильних груп полісахаридів, амінокислот і карбонових кислот у комплексні сполуки і концентрує ці катіони, що призводить до токсикації наземних екосистем.

Отже, актуальним залишається питання вивчення закономірностей і механізмів біохімічної трансформації важких металів у природних і штучних екосистемах для оптимізації та збалансування харчування сільськогосподарських рослин. Прикладний характер цієї проблематики також можна розглядати як розробку біотехнологічних систем і біотехнічних засобів реалізації процесу стимулювання природних механізмів захисту ґрунтового комплексу при реабілітації природньо-антропогенних ландшафтів забруднених важкими металами.

Напрями природної регуляції буферних властивостей ґрунтового комплексу

З точки зору біомінералізації бактеріальний обмін речовин впливає на

окисно-відновні реакції в середовищі ґрунтового комплексу і швидкість вивільнення біогенних речовин та депонування важких металів, відповідно, на процес їх фіксації у складній біогенній органо-мінеральній фракції ґрунту. Кожна бактерія має біогіохімічний спосіб метаболізму, який оптимально підходить для адаптації в конкретних екологічних умовах. При цьому катіони металів можуть реагувати з розчиненими аніонами у зовнішньому середовищі – діоксид кремнію, сульфат, фосфат, сульфід і бікарбонат [1; 2]. Залежно від доступних аніонів різні мінерали можуть утворюватися на бактеріальній поверхні. В процесі ферригідричної біомінералізації відбувається агрегація наночасток ферригідриту ($2,5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 4,5\text{H}_2\text{O}$) навкруги бактеріальної клітини з напрямком біогенного Fe (II) потоку (R) різної швидкості трансформації в мінерали – залізовмісні продукти біомінералізації. При цьому вивільняються біогенні сполуки (зокрема фосфати) з подальшим їх переходом у простір резисфери [3; 4].

У найменших масштабах багато органічних речовин у різних типах ґрунтів і відкладеннях асоціюються з глинистими мінералами, утворюючи органо-мінеральні комплекси. Якщо хімічна сорбція є рушійним механізмом для цієї асоціації, то вона буде оптимізована для менших розмірів мінералів за відношенням площі поверхні до порового об'єму. Такі первинні органо-мінеральні комплекси часто спостерігаються з глинистими мінералами і оксигідрооксидами металів різного розміру від субмікрометрів до мікрометрів. Механізмами, які з найбільшою ймовірністю створюють такий первинний комплекс,

є [5; 6]: 1) сорбція розчинених органічних молекул на поверхні мінералів; 2) агрегація макромолекулярної (колоїдної) органічної речовини з мінералами. Найчастіше знайти відмінність між цими двома механізмами при дослідженні дрібнозернистих фракцій, в яких знаходиться більшість органічних речовин, досить складно.

Як показано в [7], у тонкому зрізі грудочки чорнозему можна побачити сполучені один з одним частинки з просвітом між ними – поровим простором. У ньому відбувається накопичення води і поживних речовин та метаболічна активність ґрунтової біоти. Високодисперсна фракція ґрунтового комплексу складається з мінералів, що володіють шаруватою кристалічною структурою, в якій шари сполучені між собою не так міцно, як іони в структурах уламкових мінералів. Така особливість цих мінералів сприяє сорбції розсіяних важких металів і концентруванню їх у цій фракції на порядок вище, ніж в дрібнообломкових мінералах (кварц, слюда, силікати і тощо) і в ґрунті загалом. До складу високодисперсної фракції входять мінерали групи смектитів, гідрослюд і мінерали групи каолініту зі зниженою здатністю до сорбції. Члени другої і особливо першої груп активно фіксують іони металів та їх органічні сполуки [8].

В цілому в трансформації важких металів у ґрунтовому комплексі чималу роль відіграє гумусова речовина, яка прискорює руйнування пестицидів, закріплює забруднюючі речовини, в тому числі важкі метали і знижує надходження їх у наземні екосистеми. У кислому і нейтральному середовищах молекули гумінових кислот можуть коагулювати і

виділятися у вигляді структурованого осаду, що складається з великих глобулярних агрегатів. Імовірно, щільність органічної речовини не перевищує 1,25–1,80 г / см³, а його вагова теплоємність приблизно в 2 рази вище, ніж у глин [9].

Важливим механізмом регулювання буферних властивостей ґрунтів є збереження певного рівня запасу мікробних метаболітів (цукри, органічні кислоти і спирти, амінокислоти і тощо.), що сприяє збереженню ґрунтової мікробіоти в періоди, коли в ґрунт або в конкретну його мікрозону не надходять свіжі поживні речовини. Відповідно, навіть у несприятливих зовнішніх умовах при підвищеному рівні антропогенного навантаження є мінімальний резерв поживних речовин, які необхідні для збереження біотичної компоненти ґрунтового комплексу. Це є важливим, оскільки при внесенні органо-мінеральних композитів для досягнення високої ефективності відновлення забруднених ґрунтів необхідно стимулювати розвиток природних еколого-трофічних груп мікроорганізмів, які під дією зовнішніх деструктивних факторів можуть перебувати в пригніченому стані.

Якщо дифузний доступ до субстратів у ієрархічних агрегатних структурах обмежує біологічне використання їх мікроорганізмами, то фізичний доступ може бути посилений за допомогою різних форм фізичного порушення. У ґрунтах після оранки відбувається зменшення макроагрегатних структур, тоді як мікроагрегати і первинні органоглинові структури залишаються. Як зазначено в [1], активність пероксидази на ріллі на 51–52% вище, ніж на цілині, активність поліфенолоксидази вище на ріллі на 30 і 50%.

Відношення активності поліфенолоксидази до пероксидази є умовним коефіцієнтом гуміфікації ($K_{\text{гум}}$), який може бути показником спрямованості процесів синтезу гумусових речовин. В цілому активність цих ферментів залежить від багатьох факторів: надходження азоту і фосфору, температура, аерація, мікробна біомаса. Вміст гумусу найбільш інтенсивно змінюється в перші 15 років після оранки цілини внаслідок швидкої мінералізації лабільних форм гумусу [1; 10]. Способи обробки ґрунту по-різному впливають на чисельність мікроорганізмів за профілем ґрунтового горизонту. Так, за даними [11] при плоскорізній обробці ґрунту підвищується чисельність евтрофної мікрофлори у шарі ґрунту 0–10 см порівняно з варіантами, де була застосована оранка на 25–30 см. Проте у більш глибоких шарах ґрунту (20–30 см) спостерігається протилежна закономірність – чисельність мікроорганізмів при плоскорізній обробці удвічі менше, ніж на варіантах з оранкою.

На зміну активності ґрунтової біотичної компоненти впливає не тільки зміна сезону, але й інші фактори, зокрема, ступінь антропогенного навантаження і сільськогосподарська обробка. У біохімічних перетвореннях токсикантів важливу роль відіграють бактерії з процесами карбонатного і сульфатного дихання, а також мікроорганізми, що беруть участь у синтезі і розкладанні гумусової речовини. В ході природних аеробно-анаеробних перетворень відбувається формування стійкої твердої фракції з флукційним домінуванням в ній сульфідів та/або карбонатів і металоорганічних комплексів. Ці групи малорозчинних і нерозчинних сполук часто

розглядаються окремо. Однак вони при взаємодії ґрунтової мікробіоти утворюються спільно і є природним бар'єром проти дії токсикантів, ізолюючи їх від кореневої системи рослин. При цьому природні біохімічні механізми, які лежать в основі реалізації екологічної протекторної функції, повною мірою не вивчені. Основна їхня особливість – системно-синергетичний характер перетворень. Він може зумовлювати дисфункцію цих механізмів при збільшенні рівня антропогенного навантаження на екосистему. Під час перебування ґрунтової екосистеми в критичному стані, коли система стає нестійкою щодо флуктуацій і виникає невизначеність, проявляється пролонгуюча токсична дія на природні та штучні фітоценози.

Отже, в умовах інтенсивного антропогенного навантаження актуальним завданням в екологічних дослідженнях залишається пошук шляхів стимулювання природних захисних властивостей ґрунтового комплексу для подальшої реалізації у технологічних рішеннях відновлення ґрунтів.

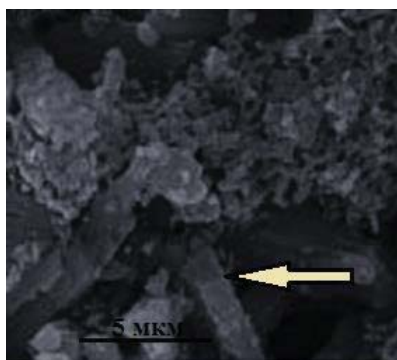
Мета дослідження – моделювання процесу стимулювання природних захисних властивостей ґрунту та механізмів впливу біогенного композитного матеріалу на основі відвального фосфогіпсу і мулових осадів на буферні властивості ґрунтового комплексу.

Результати моделювання стимулювання природних захисних механізмів ґрунтового комплексу

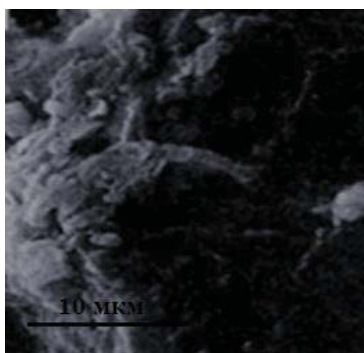
У попередніх дослідженнях, що були проведені на лабораторній базі Сумського державного університету, обґрунтовано доцільність використання фосфогіпсу як мінерального

субстрата для розвитку асоціації мікроорганізмів деструкторів органічної речовини мулових осадів і стічних вод в анаеробних умовах в процесі біосульфідогенезу та використання продукту обробки як екологічно безпечного композиційного матеріалу в технологіях захисту довкілля. Попередні дослідження процесу анаеробної мікробіологічної деструкції мулових осадів разом із фосфогіпсом виявили процес відновлення та виділення фосфат-іонів із них та формування комплексної сульфідної фракції [12–14].

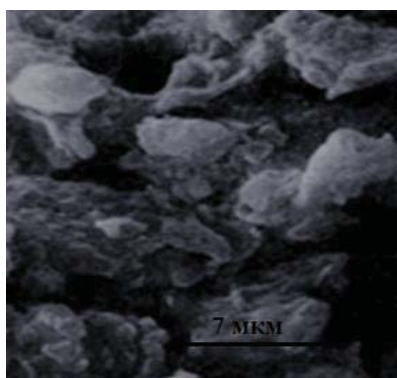
На рис. 1 представлено результати дослідження структури біогенного композиту, що проводилися за допомогою мікроскопа-мікроаналізатора растрового електронного РЕММА-102 (ВАТ «СЕЛМІ», Суми, Україна). У процесі анаеробної мінералізації відбуваються перетворення компонентів органо-мінеральної суміші відходів, які характерні для структурних змін агрегатів ґрунтового комплексу в процесі автокаталітичного регулювання буферних властивостей.



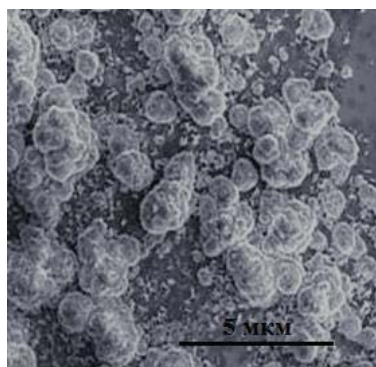
а) селективна фіксація, зб. 5 мкм
(стрілкою показано кристали піриту)



б) агрегація, зб. 10 мкм



в) осадження, зб. 7 мкм



г) біосорбція, зб. 5 мкм

Рис. 1. Скануючі електронні мікрофотографії структури біогенного композитного матеріала

У результаті рентгендифрактометричного аналізу спектра компонентів продукту обробки була отримана інформація про форми знаходження металів у них та визначений їх розподіл за мінеральними фазами. При цьому на стадії анаеробної деструкції в умовах сульфидогенезу утворюється складна сульфідна фракція, що хімічно зв'язує у своїй структурі важкі метали та нівелює можливість їх включення у природний кругообіг речовин. Так, було визначено основні компоненти мінеральної складової біокомпозиту, серед яких можна виділити: кварц – SiO_2 ; гідроксид калію (потазіум гідроксид) – KOH і потазіум гідроген фосфат гідрат – $\text{K}_2\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_7 \cdot \text{H}_2\text{O}$; брушит – $\text{CaPO}_3(\text{OH})_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, ці сполуки мають активні цен-

три сорбції металів в іонно-обмінних реакціях; кальцид – CaCO_3 ; оксид фосфору – P_2O_5 ; сульфат амонію (маскагніт); складна сульфідна фракція. При цьому відбувається агрегація мулової фракції з компонентами фосфогіпсу трансформованими в процесі біосульфурізації. Мікроскопування агрегатів біогенного композита показало, що органічна речовина в цих асоціаціях є нерівномірно розподіленою плівкою з невеликими органічними молекулами, найчастіше складається з «бульбашок» розміром з колоїдну частину органічних компонентів (рис. 1, г).

Для об'єднання найбільш важливих захисних механізмів ґрунтового комплексу було побудовано точкову діаграму (рис. 2).

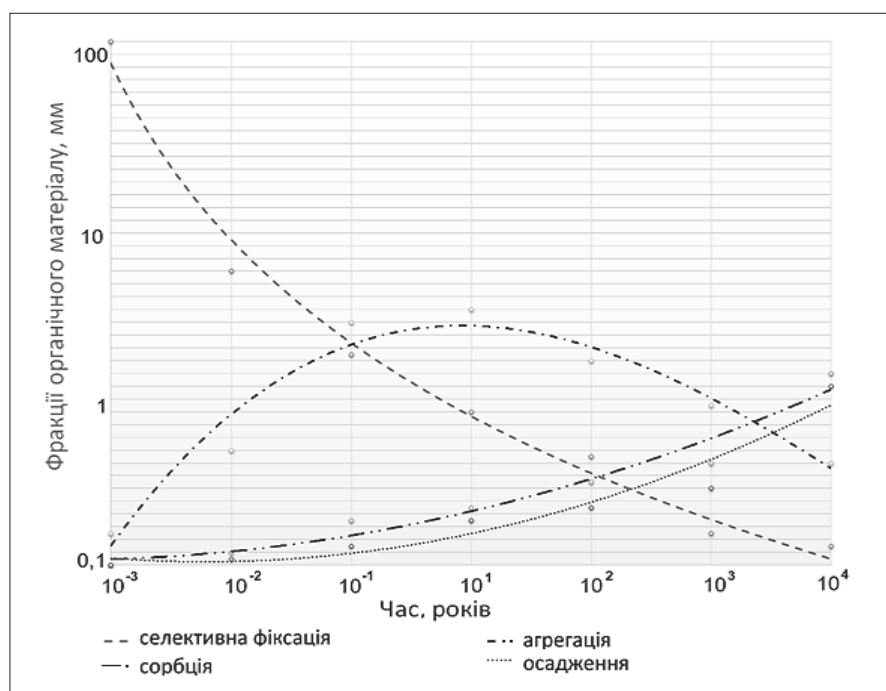


Рис. 2. Графік, що ілюструє послідовність і накладення різних механізмів захисту на органічну речовину ґрунтового комплексу

Ця діаграма не намагається кількісно оцінити всі захисні механізми і шляхи збереження органічної речовини ґрунтового комплексу, а вказує на те, що велика частина органічної речовини, збереженої в різних часових масштабах, ймовірно, проходить через послідовні накладення різних механізмів захисту і їх можна стимулювати за рахунок внесення біогенного композиту. При цьому можна зробити припущення, що насичення киснем порового простору мінімізує час перебування на більш ранніх стадіях агрегування органічної речовини, в той час як видалення кисню із системи уповільнює наростання процесу асоціації мінеральних і органічних речовин, в результаті чого залишаються вищі концентрації органічної речовини в агрегатах. Докази цього кисневого ефекту можна побачити в потоках захоронень і типах органічної речовини в різних режимах осадження, що проілюстровано в ряді робіт геологічного спрямування [5, 15–17], за даними з яких і була побудована точкова діаграма з графічним зазначенням виду функцій в програмному пакеті Microsoft Excel.

Розглянемо вплив на тривалість захисних властивостей ґрунту біокомпозиту виходячи з динаміки протікання процесів, що мають захисний характер у ґрунтовому комплексі (рис. 4) екстраполюючи їх на властивості біокомпозиту. Так, якщо взяти зміну вихідного фракційного складу органічної речовини ґрунту як функцію часу впливу кисню, то можна побачити процеси агрегації органічної речовини ґрунту спільно з біокомпозитом з прив'язкою до мікробної кінетики ґрунтового біому. Якщо

час деградації незначний (від декількох днів до декількох років), велика частина органічної речовини зберігається в початковому стані за допомогою деякої форми селективного збереження (наприклад, чутливості до кисню і природних повільних констант розпаду), після чого відбувається агрегація, в якій і виявляється основний захисний механізм і тут «підключається» біокомпозит для стимулювання протекторної функції, що пов'язано з рядом його фізико-хімічних і біохімічних перетворень із зв'язування токсичних сполук в нерозчинну форму (рис. 1). При більш тривалому окисненні органіки зростає відносна важливість сорбції, зокрема біосорбції токсичних компонентів. Дані [17] свідчать про те, що оклюзія в біомінералах і співосадження з мінералами оксиду заліза може бути важливим захисним механізмом у довготривалих масштабах і на цьому етапі відбувається формування стійких комплексних сполук, які можуть включати важкі метали з виведенням їх з біохімічного циклу міграції в навколишньому середовищі.

Обговорення результатів моделювання процесів стимулювання природних захисних властивостей ґрунтів

Свіжий гумус має виражені гідрофобні властивості та формується всередині орґано-мінеральних агрегатів за участі анаеробних бактерій. Таким чином, всередині ґрунтових агрегатів зовсім інші мікроорґанізми, ніж на їх поверхні, в основному анаеробні [9].

Тому біогенний композит на основі мулових осадів і відвального

фосфогіпсу в процесі анаеробної ферментації в умовах біо-сульфатредкції може стимулювати розвиток необхідних анаеробних груп мікроорганізмів внутрішньоагрегатного простору. При цьому сульфурізація сприяє

утворенню макромолекул біогенного композиту.

На рис. 3 представлено модель формування стійкого ґрунтового агрегата з фіксацією іонів металів у процесі біосорбції мікробною клітиною.

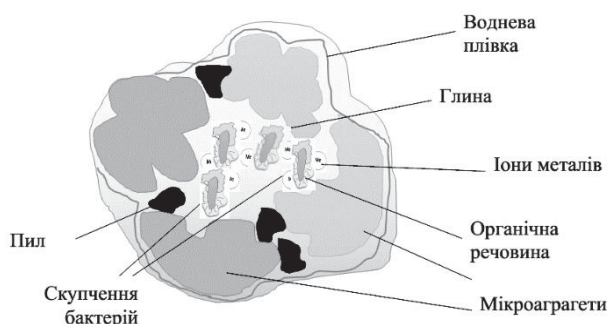


Рис. 3. Модель ґрунтового органо-мінерального агрегата

Походження, процес формування, стійкість агрегатів і, навпаки, процеси втрати агрегатної структури, її деградації – це процеси, що безпосередньо зачіпають складні фундаментальні фізико-хімічні та біологічні ґрунтоутвірчі процеси і одночасно мають практичну актуальність. Але загальноновизнаної і всеосяжної теорії формування агрегатів і, тим більше, управління структуроутворенням до теперішнього часу не існує. При цьому в ряді робіт [9; 18] вказується, що утворення міцної агрегатної структури, що не розпадається у воді, обов'язковим є такі умови: 1. органічні речовини, що слугують вихідним матеріалом для формування гумусу, повинні надходити всередину ґрунту; 2. необхідні локальні умови для метаболічної діяльності анаеробних мікроорганізмів, що перетворюють органіку в амфифільний ґрунтовий гумус з домінуючими гідрофобними власти-

востями, який і скріплює мінерали, утворюючи стійкий у воді агрегат. Ці умови лежать в основі структурних перетворень у системі «ґрунтовий комплекс – біокомпозит».

Принципову модель впливу органо-мінерального біокомпозиту, що пропонується, на захисну функцію ґрунтового комплексу представлено на рис. 4.

Контактування органо-мінерального біокомпозиту з ґрунтовым комплексом за допомогою поверхнево-сорбційних явищ може мати протекторні властивості і спричинити до формування мікроагрегатів, що складаються в основному з органічно-мінеральних дрібнозернистих часток при розвитку на їх поверхні ґрунтових мікроорганізмів. У подальшому при проходженні періоду адаптації в агрегатах формується природна мікробна асоціація, що за допомогою процесів мікродифузії і біосорбції розвинулась в системи

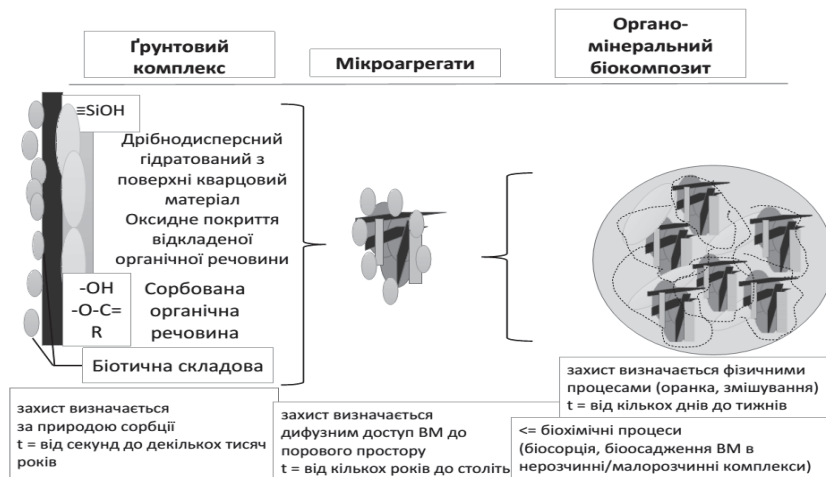


Рис. 4. Схематичне зображення процесу поетапного стимулювання захисних властивостей ґрунтів при внесенні органо-мінерального біокомпозиту

«біокомпозит – ґрунту». Така біотична компонента може відігравати активну роль в кондиціонуванні і структуруванні оточення, зокрема мінеральної складової (осадження важких металів) та впливати на поступове вивільнення біогенних речовин з біокомпозиту. Сформовані мікроагрегати збіднені на легкодоступні органічні речовини, адже в процесі ґрунтової мінералізації такі сполуки були використані мікроорганізмами-деструкторами, і відповідно є більш стійкими до деградації, ніж первинний біокомпозит внесений у ґрунт.

У процесі взаємодії ґрунтового комплексу з біогенним композитом утворюється низка спільних продуктів взаємодії, що формуються при залученні у процес трансформації компонентів біокомпозиту біотичної складової ґрунту в процесах селективної фіксації іонів металів, сумісної агрегації органо-мінеральних ґрунтових часток і біокомпозиту, біосорбції та біоосадження.

Виходячи із класичної кінетики розвитку мікроорганізмів за [19], маємо

$$M = N + N \cdot P + X_i + X_i \cdot P + X_{i+1} + X_{i+1} \cdot P, \quad (1)$$

де N – число клітин;

M – загальна концентрація клітин;

P – метаболічний продукт;

X_i, X_{i+1} – концентрація клітин в момент часу i та $i+1$ відповідно.

Слід відмітити, що в процесі окиснення органічної складової відбувається динамічна зміна концентрації біомаси, що розвивається в просторі сумісної агрегації ґрунтового комплексу та біогенного композиту. Отже, продукт сумісної агрегації (P_a) є по своїй суті біогенним продуктом, що створений за умов метаболічної дії біотичної компоненти ґрунтового комплексу при стимулюючому впливі біокомпозиту, що пропонується.

Припустимо, що мікроагрегати здатні утворювати нереакційно здатні комплекси з кожним станом клітини – X_0 (первинний стан біотичної скла-

дової ґрунту), X_1 (стан взаємодії з біокомпозитом та нарощення біомаси у фазі активного розвитку), X_2 (стан стаціонарного розвитку біомаси). При цьому власне метаболітична активність ґрунтових мікроорганізмів та ефективність біохімічного зв'язування або фіксації токсичних сполук в процесі окиснення органічної речовини зумовлюють відновлення порушених ґрунтів та нарощення величини мікробного біому ґрунту.

Якщо процес сорбції та осадження важких металів розглядати як вторинні процеси від селективної фіксації, тобто процесу біохімічного зв'язування іонів важких металів, то можна виявити лінійну залежність між концентраціями продукту та біотичної компоненти:

$$\left(1 + \frac{k_{\phi}}{k_d} + \frac{k_{\phi}}{k_a \cdot S_{\text{орг}} \cdot Y_{\text{біок}}}\right) \frac{dM_{\text{гр}}}{d\tau} + \frac{M_{\text{гр}}}{Y_p \cdot K_{\text{сум_окс}}} = k_{\phi} d\tau \quad (2)$$

де $S_{\text{орг}}$ – сумарний органічний субстрат, у тому числі органічна компонента біокомпозиту, г/см³;

$M_{\text{гр}}$ – загальна величина мікробного біому ґрунту на глибині внесення біокомпозиту (0–3 см), г/см³;

Y_p – економічний коефіцієнт виходу біогенного продукту за додатковим субстратом – біокомпозитом;

$Y_{\text{біок}}$ – економічний коефіцієнт виходу біомаси за додатковим субстратом – біокомпозитом;

k_{ϕ} – константа біохімічного зв'язування або фіксації металів у органіно-мінеральній структурі;

k_d – константа дисоціації;

k_a – константа агрегації;

$K_{\text{сум_окс}}$ – коефіцієнт сумарного окиснення, який визначаємо із припущення, що динаміка окиснення орга-

нічної речовини лінійно залежить від процесу гуміфікації, враховуючи стимулюючу відносно біотичної компоненти дію біокомпозита:

$$K_{\text{сум_окс}} = K_{\text{гум}} \cdot \alpha_{\text{біок}} \quad (3)$$

де $K_{\text{гум}}$ – умовний коефіцієнт гуміфікації.

$\alpha_{\text{біок}}$ – коефіцієнт, що відображає вплив біокомпозиту на активність поліфенолоксидази та пероксидази.

При визначенні $K_{\text{сум_окс}}$ враховується тип ґрунту, його кислотність, що відображається в першу чергу на значенні $K_{\text{гум}}$.

При цьому зміна загальної органічної речовини у часі, враховуючи показник сумарного окиснення знаходимо із виразу:

$$\frac{dS_{\text{орг}}}{d\tau} = -\left(\frac{\mu \cdot X_0}{Y_{X/S}}\right) \cdot K_{\text{сум_окс}} \quad (4)$$

де $Y_{X/S}$ – економічний коефіцієнт виходу біомаси за органічною речовиною ґрунту;

$S_{\text{орг}}$ – сумарний органічний субстрат, у тому числі органічна компонента біокомпозиту, г/см³;

μ – швидкість розвитку біомаси, доб⁻¹, що можна знайти перетворюючи рівняння Моно з урахуванням стимулюючої дії біокомпозиту:

$$\mu = \mu_m \cdot \frac{S_{\text{орг}}^1}{K_s + S_{\text{орг}}^1} \cdot \frac{C_{\text{біок}}}{k_n + C_{\text{біок}}} \quad (5)$$

де μ_m – питома швидкість зростання ґрунтових мікроорганізмів, доб⁻¹;

K_s – константа напівнасичення за органічним субстратом, г/см³;

$S_{\text{орг}}^1$ – вихідна концентрація органічного субстрату, г/см³;

$C_{\text{біок}}$ – доза біокомпозиту, г/см³;

k_n – константа напівнасичення за мінеральною складовою біокомпозиту, г/см³.

При заданій початковій умові $\tau = 0$, $M_{гр} = X_0$, інтегруючи рівняння (2), отримаємо:

$$\ln \frac{M_{гр}}{X_0} + \frac{M_{гр} - X_0}{Y_p \cdot K_{сум_окс} \cdot \left(1 + \frac{k_\phi}{k_d} + \frac{k_\phi}{k_a \cdot S_{орг} \cdot Y_{біок}} \right)} = \frac{k_\phi}{1 + \frac{k_\phi}{k_d} + \frac{k_\phi}{k_a \cdot S_{орг} \cdot Y_{біок}}} \cdot \tau \quad (6)$$

За своєю формою це рівняння можна «перекласти» на класичне рівняння росту мікроорганізмів за С. Д. Варфоломєєвим [19]. Але при цьому здійснюється опис процесу біохімічної взаємодії біогенного композиту з ґрунтовим комплексом.

При цьому можна визначити відношення $\frac{k_\phi}{1 + \frac{k_\phi}{k_d} + \frac{k_\phi}{k_a \cdot S_{орг} \cdot Y_{біок}}} \cdot \tau \frac{г}{см^3}$

добу, як окисну здатність біомаси в процесі трансформацій у системі «біотична складова – біогенний продукт», що зумовлюють захисні механізми ґрунтового комплексу при сумісній трансформації з біокомпозитом. Як бачимо цей показник включає взаємовідношення констант, які відображають зміни стану ґрунтового комплексу при взаємодії із біокомпозитом при дії на них біотичної компоненти.

Висновки

У результаті аналізу природних захисних процесів у ґрунтовому комплексі було виявлено ряд протекторних механізмів, що визначають довгострокову фіксацію важких металів у нерозчинних/малорозчинних структурах органо-мінеральних агрегатів та визначено роль біотичної компоненти ґрунтового комплексу в перетворенні органічної речовини та біохімічному зв'язуванні токсичних речовин.

За результатами дослідження мікроструктури та мінерального складу зразків біокомпозиту виявлено процес біохімічного зв'язування у його структурі іонів металів та агрегацію часток разом із процесами біосорбції на поверхні його агрегованих структур органічної речовини та осадженням комплексних сполук металів.

У процесі моделювання здійснено наукове обґрунтування механізмів впливу біогенного композитного матеріалу на захисні функції ґрунту та відповідно розроблено модель впливу органо-мінерального біокомпозиту, що пропонується, на процес природнього регулювання буферних властивостей ґрунтового комплексу. Здійснено математичний опис динаміки величини мікробного біому ґрунту у системі «біотична складова – біогенний продукт» при стимулюючій дії біокомпозиту. При цьому потребують подальшого дослідження еколого-біохімічні аспекти впливу органо-мінерального біокомпозиту на розвиток природних ґрунтових мікроорганізмів і процес формування сприятливих біохімічних умов відновлення порушених земель. Розробка способу рекультивації забруднених ґрунтів з використанням біокомпозитного матеріалу на основі відвального фосфогіпсу та мулових осадів міських очисних споруд спрямована на досягнення агроекологічного ефекту, що включає стимулювання розвитку корисних еколого-трофічних груп мікроорганізмів, що входять в склад ґрунтового біому; інтенсифікацію процесу гуміфікації органічної речовини; здійснення довготривалої протекторної функції.

Література

1. Даденко Е. В. Применение показателей ферментативной активности при оценке состояния почв под сельскохозяйственными угодьями / Е. В. Даденко, М. А. Мясникова, К. Ш. Казеев, С. И. Колесников // Известия Самарского научного центра. – 2013. – Т. 15. – № 3 (5). – С. 1274–1277.
2. Bacterial Biomineralization. Chapter 8. Kurt Konhauser, Robert Riding. Blackwell Publishing Ltd, 2012. – P. 105–130.
3. Biomineralization of Poorly Crystalline Fe (III) Oxides by Dissimilatory Metal Reducing Bacteria (DMRB) / J. M. Zachara, R. K. Kukkadapu, J. K. Fredrickson // Geomicrobiology Journal. – 2002. – № 19. – P. 179–207.
4. Биогенный магнетит и магниторецепция. Новое о биомagnetизме: В 2-х т. Т.1: Пер. с англ. / Под ред. Дж. Киршвинка, Д. Джонса, Б. Мак-Фаддена. – М.: Мир, 1989. – 353 с.
5. Thorarinn S. A. Changes in organic matter – mineral interactions for marine sediments with varying oxygen exposure times / S. A. Thorarinn, G. K. Richard // Geochimica et Cosmochimica Acta 71. – 2007. – № 71. – P. 3545–3556.
6. Hayes J. M. Geochemistry. The Pathway of Carbon in Nature / J. M. Hayes. // Science. – 2006. – № 312 (5780). – P. 1605–1606.
7. Качинский Н. А. Структура почвы / Н. А. Качинский. – М.: МГУ, 1963. – 101 с.
8. Добровольский В. В. Роль органического вещества почв в миграции тяжелых металлов / В. В. Добровольский // Природа. – 2004. – № 7. – С. 35–39.
9. Милановский Е. Ю. Структура почв / Е. Ю. Милановский, Е. В. Шеин // Природа. – 2003. – № 3. – Режим доступ: http://vivovoco.astronet.ru/VV/JOURNAL/NATURE/03_03/SOIL.HTM
10. Кулабухова Д. Ю. Сезонная динамика активности ферментов каталаза, пероксидаза и полифенолоксидаза в естественных и антропогенно-преобразованных почвах Уфимского района республики Башкортостан / Д. Ю. Кулабухова // Научно-практический электронный журнал «Аллея Науки». – 2016. – № 4. – С. 391–394.
11. Колодяжний О. Ю. Формування мікробного комплексу чорнозему типового в агроценозі пшениці озимої за різних систем землеробства: дис. на здобуття ступеня к. с.-г. н. за спеціальністю 03.00.07 – «Мікробіологія». Київ, 2015. – 230 с.
12. Черныш Е. Ю. Влияние сульфидной фракции на поведение тяжелых металлов в системе «осадки сточных вод – почва – растения» / Е. Ю. Черныш // Вестник БГТУ им. В. Г. Шухова. – 2013. – № 2. – С. 159–162.
13. Plyatsuk L. D. Intensification of the anaerobic microbiological degradation of sewage sludge and gypsum waste under bio-sulfidogenic conditions / Plyatsuk L. D., Y. Y. Chernysh // The Journal of Solid Waste Technology and Management. – 2014. – Vol. 40, no 1. – P. 10–23.
14. Plyatsuk L. D. The removal of hydrogen sulfide in the biodesulfurization system using granulated phosphogypsum / L. D. Plyatsuk, Y. Y. Chernysh // Eurasian Chemico-Technological Journal. – Volume 18. – № 1. – 2016. – P. 47–54.
15. Torn M. S. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover / M. S. Torn, S. Trumbore, O. A. Chadwick, P. M. Vitousek, and D. M. Hendricks // Nature – 1997. – No 389. – P. 170–173.
16. Selective preservation of organic matter in marine environments; processes and impact on the sedimentary record / K. F. A. Zonneveld, G. J. M. Versteegh and other // Biogeosciences. – 2010. – № 7. – P. 483–511. – Режим доступу: <http://www.biogeosciences.net/7/483/2010/> doi:10.5194/bg-7-483-2010
17. Organomineral nanocomposite carbon burial during Oceanic Anoxic Event 2 / S. C. Löhre, M. J. Kennedy // Biogeosciences, 11, 4971–4983, 2014 <http://www.biogeosciences.net/11/4971/2014/> doi:10.5194/bg-11-4971-2014
18. Шеин Е. В. Органическое вещество и структура почвы: учение В.Р. Вильямса и современность / Е. В. Шеин, Е. Ю. Милановский // Известия ТСХА. – 2014. – Выпуск 1 – С. 42–51.
19. Варфоломеев С. Д. Биотехнология: кинетические основы микробиологических процессов / С. Д. Варфоломеев, Калужный С. В. – М.: Высш. шк., 1990. – 296 с.