

ЕКОЛОГІЯ ПЕДОСФЕРИ

УДК 621.039.7+631.95

Є. Ю. Черниш, Л. Д. Пляцук
Сумський державний університет

НАУКОВО-ТЕОРЕТИЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ВПЛИВУ ОРГАНО-МІНЕРАЛЬНОГО БІОКОМПЗИТУ НА МОБІЛЬНІСТЬ РАДІОНУКЛІДІВ І ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ҐРУНТІ

Стаття присвячена вивченню впливу орґано-мінерального біокомпозиту на основі мулових осадів та фосфогіпсу на мобільність радіонуклідів та важких металів в ґрунтовому комплексі для підвищення рівня регіональної екологічної безпеки. Здійснена характеристика різних сорбційних матеріалів. Розглянуті основні супутні органічні комплексоутворюючі речовини з акцентом на їх екологічну роль і вплив на міграцію радіонуклідів та важких металів. Розглянуті фактори впливу на міграцію радіонуклідів в екосистемі. Науково-теоретично обґрунтовано механізми впливу орґано-мінерального біокомпозиту на біологічну швидкість сорбції радіонуклідів та важких металів.

Ключові слова: орґано-мінеральний біокомпозит, важкі метали, радіонукліди, ґрунтовий комплекс, фосфогіпс, муловий осад

The paper focused on the study of the influence of organo-mineral biocomposite based on sewage sludge and phosphogypsum after anaerobic conversion on the mobility of radionuclides and heavy metals in the soil complex in order to improve the level of regional ecological safety. Characterization of various sorption materials is carried out. The main accompanying organic complex-forming substances with an emphasis on their ecological role and influence on the migration of radionuclides are determined. Factors affecting the migration of radionuclides in the ecosystem are considered. The mechanisms of influence of the organo-mineral biocomposite on the biological sorption rate of radionuclides and heavy metals have been scientifically and theoretically substantiated.

Keywords: organo-mineral biocomposite, heavy metals, radionuclides, soil complex, phosphogypsum, sewage sludge

Постановка проблеми. Вивчення розподілу радіонуклідів та важких металів, їх мобільності і біодоступності при дії змінних факторів та умов довкілля, є необхідним чинником для відновлення забруднених ґрунтів. Потенційна міграція радіонуклідів викликає занепокоєння на забруднених ділянках землі і, в довгостроковій перспективі, сховищах відходів. Необхідним є визначення на прогностичному рівні шляхів міграції радіонуклідів та важких металів (ВМ). Частково такі шляхи охарактеризовані в [1] і зображені на рис. 1. Потребує подальшого дослідження процес солубілізації радіонуклідів через комплексоутворення з органічними агентами, які присутні в змішаних радіоактивних відходах, і на радіоактивно забруднених ділянках землі природньо-антропогенних ландшафтів.

Взаємодія комплексоутворюючих агентів з радіонуклідами і навколишнім середовищем (НС), а також реакції зміни фізико-хімічних умов середовища, що впливають на мобільність ВМ і радіонуклідів, є процесами, що потребують науково-теоретичного обґрунтування. Крім того, хімічна деградація і біодеградація органічних матеріалів можуть бути також важливими для розуміння шляхів міграції та акумуляції ВМ і радіонуклідів.

Під час зміни умов НС розподіл забруднюючих речовин також змінюється, що спричиняє збільшення або зменшення їх рухливості. Вивчення таких залежностей є теоретичною основою для розробки методів їх мобілізації-імобілізації. Крім того, пошук і розробка відповідних твердих і рідких матричних матеріалів, і композитів мають основоположне значення для обґрунтування цих технологій.



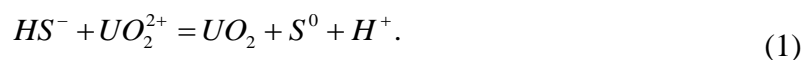
Рис. 1. Принципова схема можливих процесів акумуляції та біодеградації забруднених ВМ і радіонуклідами органічних комплексів згідно з [1]

Аналіз сучасних технологічних рішень деконтамінації середовища забрудненого радіонуклідами та важкими металами. За останні двадцять років широко розробляються різні технологічні прийоми сорбції та акумуляції токсичних речовин, що дозволяють локалізувати радіоізотопи та іони важких металів і запобігти їх міграції в ґрунті, поверхневих та підземних водах [2–6]. Незважаючи на значний прогрес в цій сфері, все ще є актуальним завдання покращення селективності і сорбційної здатності відомих типів матеріалів і присутній високий попит на нові композитні матеріали, які в першу чергу, мають високу ефективність знезараження твердих матеріалів, в тому числі ґрунтового комплексу, а також придатні для ліквідації шкідливих наслідків, пов'язаних з радіаційним забрудненням масштабних територій після аварій на ядерних об'єктах.

У роботі [3], розглянуто рішення для дезактивації твердих матеріалів і запобігання поширенню радіоактивних матеріалів із забрудненої поверхні, що полягає в розробці колоїдно-стабільних нанорозмірних селективних сорбентів, які можуть проникати (у рідкій фазі) через забруднені тверді матеріали і, крім того, піддаються розділенню фільтрації і флокуляції полімерними флокулянтами. Полімерні наночастинки (діапазон розмірів 50-500 нм), що несуть карбоксильні і епоксидні групи на поверхні, синтезуються шляхом радикальної полімеризації.

У роботі [4] розглядався вплив літології водоносних горизонтів на виникнення відновлювальних умов уздовж шляху проходження підземних вод, що може потенційно сприяти уповільненню редокс-чутливих радіонуклідів ^{99}Tc і ^{237}Np , які зазвичай ідентифікуються як довгострокові донори доз в оцінці ризику в різних сценаріях забруднення НС радіонуклідами (рис. 2).

Було виявлено, що кінетика відновлення U (VI) переважно контролюється загальною концентрацією карбонату і рН в розчинах. Також була запропонована реакція стехіометричного відновлення U (VI) сірководнем [4]:



Таким чином, сполуки типу U-гідроксила були відновлені сульфідом. Комбінація хімічного складу води і мінеральний склад порід водоносного шару впливає на ефективність відновлення U(VI) сульфідом.

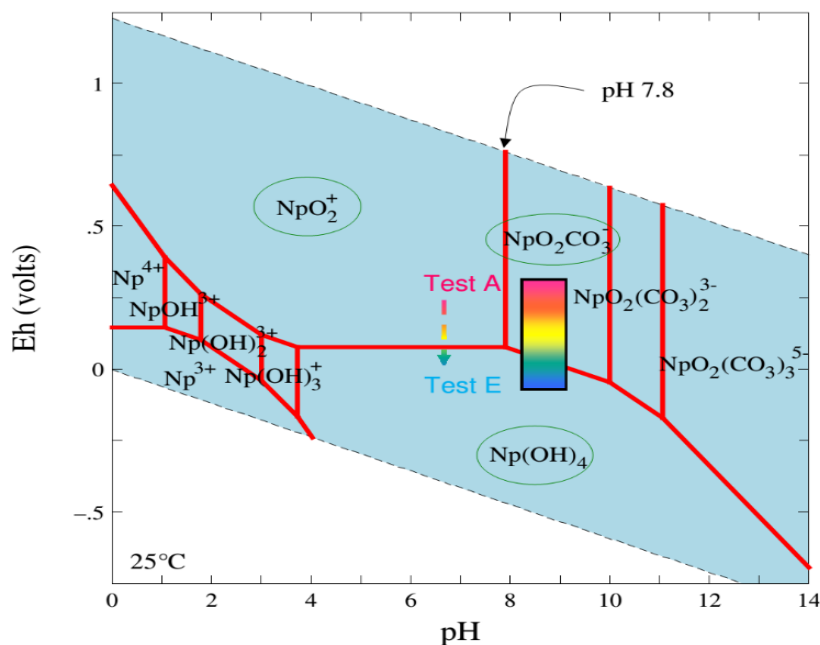


Рис. 2. Вплив редокс-потенціалу і рН на уповільнення поширення редокс-чутливих радіонуклідів [4]

Попередня чи постсинтетична модифікація сорбентних матеріалів також інтенсивно досліджується [6, 7] для підвищення їх загальної стабільності і сорбційної ємності без зміни або пошкодження основної матричної структури.

Зниження можливості переходу радіонуклідів та важких металів із ґрунту до рослин можливо при внесенні різних видів добрива та меліорантів, відповідно, необхідно враховувати увесь комплекс біотичних та абіотичних процесів, що відбуваються у резисферному ґрунті.

Виділення невирішеної частини загальної проблеми. Методи мобілізації полягають у ослабленні зв'язків із складовими ґрунту, що викликають десорбцію, розчинення забруднюючої речовини. З іншого боку, загальна ідея іммобілізації (стабілізації) радіонуклідів та важких металів полягає в тому, щоб індукувати хімічні реакції, осадження та інші процеси, які викликають перерозподіл забруднюючих речовин від більш лабільних до більш стабільних форм. І той і інший принципи мають певні переваги і недоліки [8]. Методи стабілізації, зазвичай, менш дорогі і більш прості в реалізації у порівнянні з альтернативними процесами, проте загальна концентрація радіонуклідів залишається в ґрунті, що створює обмеження для прикладного їх використання. Методи, засновані на видаленні поллютантів з ґрунтової матриці, є перспективним рішенням для очищення природньо-антропогенних ландшафтів забруднених важкими металами і радіонуклідами. Але, транспортування, витрати хімічних реагентів, енергії і подальше управління отриманою рідкою фазою з вилученими забруднюючими речовинами, зокрема радіонуклідами, роблять ці методи складними і дорогими. Такі дії по відновленню можуть також призводити до деяких негативних наслідків для властивостей ґрунту, зокрема зниження родючості. Таким чином, оцінка відповідних стратегій і процесу прийняття рішень вимагає детального вивчення всіх цих аспектів.

Мета та завдання дослідження. Метою роботи є вивчення впливу органо-мінерального біокомпозиту на основі мулових осадів та фосфогіпсу на мобільність

радіонуклідів та важких металів в ґрунтовому комплексі для підвищення рівня регіональної екологічної безпеки.

Для досягнення поставленої мети вирішувалися такі завдання:

- вивчення напрямків фіксації радіонуклідів та важких металів у матричному матеріалі різного генезису;
- визначення механізмів фіксації радіонуклідів в орґано-мінеральному біокомпозиті на основі мулових осадів та фосфогіпсу, що піддалися анаеробній конверсії.

Методи дослідження. Теоретичні аспекти роботи базуються на біохімічному аналізі та формалізації механізмів фіксації радіонуклідів та важких металів у складних орґанічних та мінеральних матрицях.

Для отримання якісного (елементного складу) та кількісного аналізу хімічного складу досліджуваних зразків використовували рентгенівський мікроаналіз за площею. Дослідження проводилися за допомогою скануючого електронного мікроскопа РЕММА102, що оснащений багатоканальним рентгенівським спектрометром з хвильовою дисперсією і дисперсією по енергіях, виробництва ВАТ «Селмі».

Для визначення форм зв'язування металів і орґанічних речовин вивчений мінеральний склад активного мулу. Рентгендифракційні дослідження структури матеріалу були виконані на автоматизованому дифрактометрі ДРОН-4-07. Система автоматизації ДРОН-4-07 заснована на мікропроцесорному контролері, який забезпечує управління гоніометром ГУР-9 і передачу даних в цифровому вигляді на ПК. Експериментальні результати передавалися безпосередньо в програмний пакет підтримки експерименту DifWin-1 (ТОВ «Еталон ПТЦ») для попередньої обробки. Ідентифікація кристалічних фаз здійснювалась за допомогою картотеки JCPDS (Joint Committee on Powder Diffraction Standards).

Науково-теоретичне обґрунтування механізмів фіксації радіонуклідів та важких металів у ґрунтовому комплексі з використанням матричного матеріалу різного генезису та перспективи використання орґано-мінеральних композитів. Взаємодія забруднюючих речовин з матрицею ґрунту і їх взаємодія із змінними параметрами НС мають важливе значення для перенесення і частки мобільних радіонуклідів, а також для визначення екологічних ризиків для живих орґанізмів. Поглинання радіонуклідів ґрунтом може відбуватися через різні способи взаємодії, в той час як інші механізми відповідальні за їх видалення з ґрунтової матриці (рис. 3).



Рис. 3. Механізми зв'язування і елімінації радіонуклідів з ґрунтового матриксу згідно з [8]

Впровадження мікроелементів в кальцит має великий вплив у ряді областей хімії НС та геохімії. Узагальнена схема обґрунтування переходу від адсорбції до со-осадження важких металів та радіонуклідів в ґрунтовому комплексі представлена нами на рис. 4.

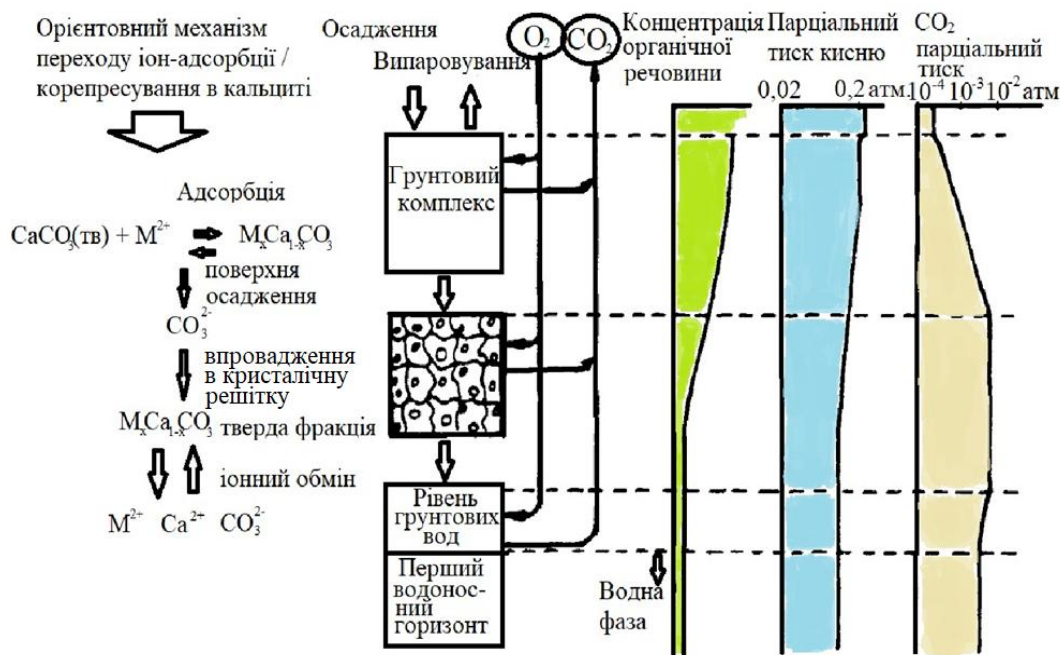


Рис. 4. Процеси мобілізації та акумуляції розчинених речовин під час інфільтрації із описом механізмів фіксації металів (М) у мінеральній складовій ґрунтового комплексу

З таблиці випливає, що для іммобілізації радіонуклідів груп лужних і лужноземельних елементів, а також галогенів краще підходять головні породоутворюючі мінерали (каркасні алюмосилікати), в той час як для фіксації радіоізоотопів рідкоземельних елементів і трансуранив можна рекомендувати застосування акцесорних мінералів (фосфатів, титанатів і титано-цирконатів).

Таблиця

Мінерали – потенційні концентратори радіоактивних елементів [9]

Мінерал	Формула мінералу	Елемент радіоактивних відходів, що ізоморфно фіксується в мінералах
Польовий шпат	$(\text{Na}, \text{K}, \text{Ca})(\text{Al}, \text{Si})_4\text{O}_8$	Ge, Rb, Sr, Cs, Ba, La...Eu, Tl
Нефелін	$(\text{Na}, \text{K})\text{AlSi}_3\text{O}_8$	Na, K, Rb, Cs, Ge
Содалит	$\text{Na}_8\text{Al}_6\text{Si}_6\text{O}_{24}\text{Cl}_2$	Na, K, Rb, Ge, Br, I, Mo
Олівін	$(\text{Fe}, \text{Mg})_2\text{SiO}_4$	Fe, Co, Ni, Ge
Піроксен	$(\text{Fe}, \text{Mg})_2\text{Si}_2\text{O}_6$	Na, Al, Ti, Cr, Fe, Ni
Цеоліти	$(\text{Na}, \text{Ca})[(\text{Al}, \text{Si})_n\text{O}_m]_k \cdot x\text{H}_2\text{O}$	Co, Ni, Rb, Sr, Cs, Ba
Перовскит	$(\text{Ce}, \text{Na}, \text{Ca})_2(\text{Ti}, \text{Nb})_2\text{O}_6$	Sr, Y, Zr, Ba, La...Dy, Th, U
Апатит	$(\text{Ca}, \text{REE})_5(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{OH})$	Y, La...Dy
Монацит	$(\text{REE})\text{PO}_4$	Y, La...Dy, Th
Сфен	$(\text{Ca}, \text{REE})\text{TiSiO}_5$	Mn, Fe, Ni, Sr, Y, Zr, Ba, La...Dy
Цирконаліт	$\text{CaZrTi}_2\text{O}_7$	Sr, Y, La...Dy, Zr, Th, U
Циркон	ZrSiO_4	Y, La...Dy, Zr, Th, U

Таким чином, фосфати, цирконоліти і сфен можуть бути рекомендовані для використання в якості матричних матеріалів.

Внесення органо-мінеральних комплексів на забруднених радіоактивними речовинами ґрунтах повинно проводитися за ретельно збалансованими схемами і з урахуванням специфіки ґрунтових різниць. При цьому слід пам'ятати, якщо на родючих суглинистих ґрунтах застосування практично всіх видів добрив призводять до збільшення врожаю і викликає зниження вмісту радіоактивних речовин у рослинній продукції, то на легких за механічним складом, слабомінералізованих, гідроморфних ґрунтах іноді можна очікувати збільшення надходження деяких з них при застосуванні мінеральних добрив. Залишається актуальним дослідження нових видів органічних та органо-мінеральних добрив, які можна ефективно використовувати для підвищення стійкості системи «ґрунт – рослина», при цьому утилізувати різні види відходів в якості компонентів цих комплексів.

Для збільшення рівня фіксації у ґрунті радіонуклідів пропонується використовувати органо-мінеральний біокомпозит на основі мулових осадов, що піддалися анаеробній конверсії разом із дигідратним фосфогіпсом, що вивчалось в [10].

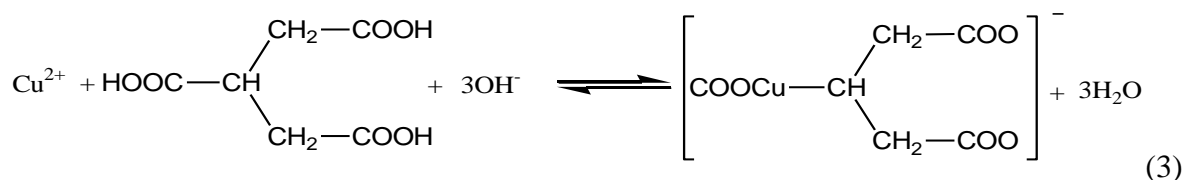
Для розуміння форм зв'язування металів і органічних речовин був вивчений мінеральний склад мулових осадов. У результаті аналізу рентгендифрактометричних спектрів була отримана інформація про форми знаходження металів у мулових осадах та визначений їх розподіл за фазами. Виявлено основні компоненти мінеральної складової, серед яких можна виділити: кварц – SiO_2 ; сполуки заліза у вигляді заліза фосфат гідрооксиду – $\text{Fe}_4(\text{PO}_4)_3(\text{HO})_3$; сполуки алюмінію, кремнію у вигляді двошарового гідратного комплексу потазіуму з октаедричним розташування молекули H_2O – $(\text{K}_2\text{O})_4(\text{Al}_2\text{O}_3)_5(\text{SiO}_2)_7(\text{P}_2\text{O}_5)_8 \cdot \text{H}_2\text{O}$ та анорзиту – $\text{Ca}(\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_8)$. Можна зробити припущення щодо можливості перетворення в мінеральній частині мулових осадов внаслідок реакції обмінного розкладання анорзиту та потазіуму з включенням у їх структуру важких металів і радіонуклідів, наприклад, $(\text{Cu}, \text{Zn}, \text{Sr})\text{O}_2(\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_8)$ тощо. Важливо відмітити, що органічні та мінеральні компоненти мулових осадов взаємопроникні, тобто вони хімічно сполучаються в органо-мінеральних комплексах. Значна роль в адсорбції органічних речовин силікатами, алюмосилікатами і оксидами, імовірно, належить водневим зв'язкам. В їх утворенні беруть участь кисневі атоми або гідроксильні групи твердої поверхні і гідроксильні чи аміногрупи органічних молекул. В мулових осадах присутній фосфат, що знаходиться у зв'язаній формі (як $\text{Fe}_4(\text{PO}_4)_3(\text{HO})_3$) та вилучений з біогенного кругообігу.

Слід зауважити, що під «стійкістю» системи «ґрунт – рослина» до підвищених рівнів вмісту радіонуклідів і ВМ маємо на увазі здатність цієї системи, внаслідок притаманних ґрунтам буферних властивостей, обмежувати рухливість радіонуклідів і ВМ, і таким чином контролювати транслокацію останніх в надземні частини рослин. У зв'язку з чим у роботі пропонується підхід до інтенсифікації процесу фіксації радіонуклідів у системі «ґрунт-рослина» у зоні антропогенних ландшафтів Чорнобильської зони відчуження відповідно до схеми попереднього функціонального зонування Чорнобильського біосферного заповідника (80,7 тис. га) та на інших радіаційно забруднених територіях шляхом внесення у ґрунт органо-мінерального біокомпозиту на основі мулових осадов та фосфогіпсу, що піддалися анаеробній ферментації.

Осадження металів у складних комплексах з органічною речовиною – важливий механізм закріплення ВМ в органічних осадах і ґрунтах. Наявність в оксикислотах і амінокислотах двох і більше функціональних груп ($-\text{OH}$ і $-\text{COOH}$, $-\text{NH}_2$ і $-\text{COOH}$ і т. д.) сприяє зростанню комплексоутворюючих властивостей. Яскраво комплексоутворюючі властивості проявляють гумати в слабо лужному середовищі:



де Gk – гумінова кислота, M – метал.



Виявлено основні компоненти мінеральної складової продукту анаеробної стабілізації – 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 – $\text{CaPO}_3(\text{OH})_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, який суміщений за фазовим спектром із залишковим гіпсом (залишився після додавання до мулових осадів фосфогіпсу), ці сполуки мають активні центри сорбції радіонуклідів в іонно-обмінних реакціях; кальцид – CaCO_3 ; оксид фосфору – P_2O_5 ; сульфат амонію (маскагніт); складна сульфідна фракція.

Внесення в процесі анаеробної конверсії фосфогіпсу в мулові осадки сприяло впровадженню в орґано-мінеральну структуру осадків додаткових аналогів-макроносіїв. Зауважимо, що введення сполук фосфору та кальцію, що містяться у фосфогіпсі, інтенсифікує процес фіксації важких металів і радіонуклідів у мулових осадах. Так, виявлено у мінеральній складовій мулових осадків після анаеробної ферментації сполуки гідроген фосфатів кальцію та калію, які мають здатність до сорбції радіонуклідів.

Схематично фактори впливу на міграцію радіонуклідів в екосистемі та вплив орґано-мінерального комплексу на фіксацію радіонуклідів у ґрунті представлено на рис. 5.

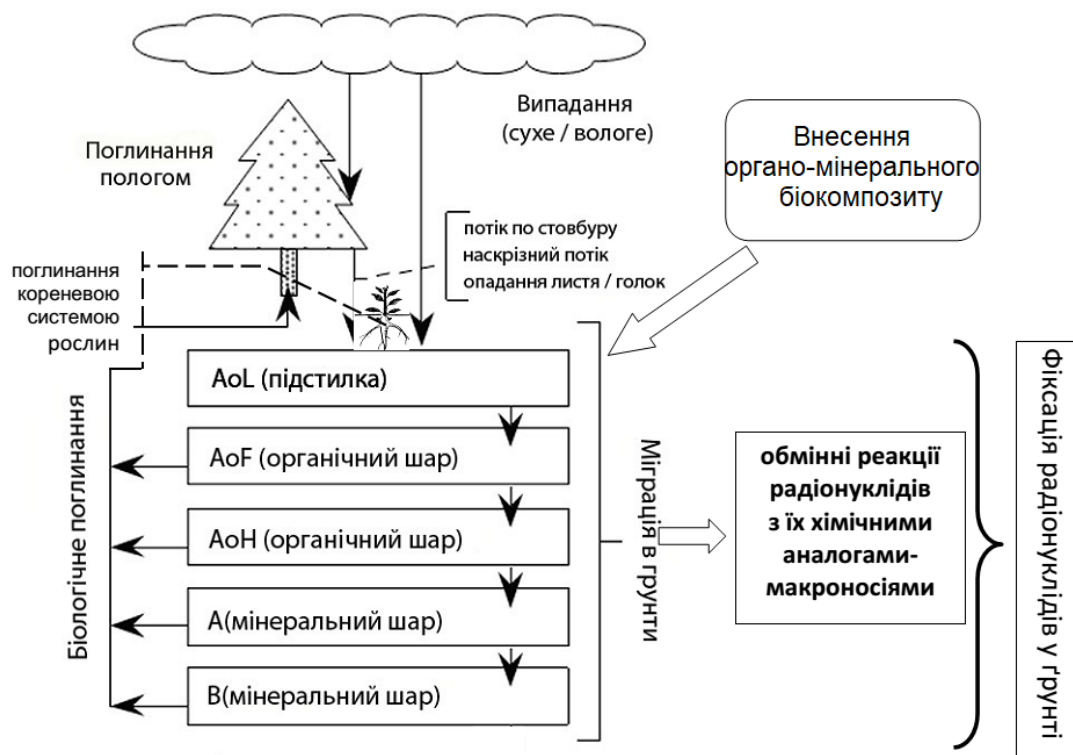


Рис. 5. Вплив орґано-мінерального біокомпозиту на фіксацію радіонуклідів у ґрунті

Збільшення обмінної місткості обумовлює, як правило, зростанням міцності сорбції мікрокількості радіонуклідів, а склад обмінних катіонів визначає специфіку обмінних реакцій радіонуклідів з їх хімічними аналогами-макроносіями по відношенню до цих радіонуклідів. З підвищенням кількості кальцію та калію в ґрунті або поживному середовищі знижується надходження ^{90}Sr та ^{137}Cs у рослини.

Також передбачається, що радіонукліди і ВМ, що вивільняються в розчин, іммобілізуються ферментативним відновлювальним осадженням, біосорбцією і

перерозподілом в стабільній мінеральній фазі біокомпозиту. А такі компоненти біокомпозиту, як Ca, Fe, K, Mg, що вивільняються в ґрунтовий розчин, стають доступними для рослин.

Так, в процесі прямого відновного осадження згідно з [11] в біотичних системах здійснюється мікробіологічне осадження ВМ і радіонуклідів шляхом зміни їх валентності, що схематично представлено на рис. 6.

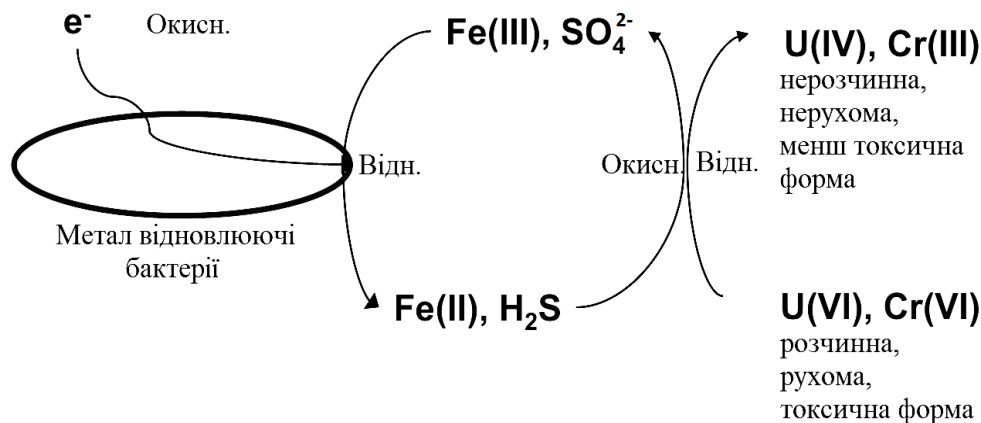


Рис. 6. Біо-імобілізація ВМ і радіонуклідів

Прямим ферментативним відновленням є зміна радіонуклідів більш високого стану окиснення до нижчого, що здійснюється за допомогою факультативних і облигатних анаеробів. Радіоізотопи взаємодіють з центрами зв'язування метаболічно активних клітин і використовуються в якості кінцевого акцептора електронів в транспортному ланцюгу електрона, де сполуки, такі як етиллактат, діють як донори електронів при анаеробному диханні.

Висновки. Вивчено характеристики різних матеріалів для сорбції найбільш важливих видів радіонуклідів, включаючи уран, кобальт, цезій, стронцій, технецій та інші. Також були розглянуті основні супутні органічні комплексоутворюючі речовини з акцентом на їх екологічну роль і вплив на міграцію радіонуклідів.

Сформовано модель впливу органо-мінерального біокомпозиту на фіксацію радіонуклідів у ґрунтів. Вплив органо-мінерального біокомпозиту на біологічну швидкість сорбції радіонуклідів та важких металів можна описати наступними механізмами: зменшення переходу радіонуклідів у рослини при збільшенні вмісту в ґрунті органічних речовин та мінеральної складової, що містить аналоги-макроносії радіонуклідів, збільшення сорбційної ємності ґрунту і стимулювання більш довгострокової фіксації радіонуклідів у ґрунті. Також передбачається, що радіонукліди і ВМ, що вивільняються в розчин, іммобілізуються ферментативним відновлювальним осадженням, біосорбцією і перерозподілом в стабільній мінеральній фазі біокомпозиту. А такі компоненти біокомпозиту, як Ca, Fe, K, Mg, що вивільняються в ґрунтовий розчин, стають доступними для рослин.

Подальші дослідження будуть направлені на визначення ступеня очищення ґрунтів від радіонуклідів цезію, стронцію та кобальту, зниження вторинного забруднення ґрунтів, статистичній обробці результатів та побудові відповідної регресійної моделі ефективності фіксації радіонуклідів і важких металів у біокомпозиті на основі мулових осадів і фосфогіпсу на принципах біоремедіації.

Література

1 Keith-Roach M. J. The speciation, stability, solubility and biodegradation of organic co-contaminant radionuclide complexes: A review / M. J. Keith-Roach // Sci Total Environ. – 2008. –396(1). – P. 1–11. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.02.030.

2 Prakash D. Bioremediation: a genuine technology to remediate radionuclides from the environment / Prakash D., Gabani P., Chandel A.K., Ronen Z., Singh O.V. // Microb Biotechnol. – 2013. – 6(4). – P. 349–360. doi: 10.1111/1751-7915.12059.

3 Payne T. E. Guidelines for thermodynamic sorption modelling in the context of radioactive waste disposal / T. E. Payne, V. Brendler, M. Ochs, B. Baeyens, P. L. Brown, J. A. Davis etc. // Environmental Modelling & Software. – 2013. – Volume 42. – P. 143–156 <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.01.002>

4 Hu Q.H. Effect of reducing groundwater on the retardation of redox-sensitive radionuclides / Q.H. Hu, M. Zavarin, T.P. Rose // Geochem Trans. – 2008. – Режим доступу: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19077277>.

5 Norrfors K.K. Montmorillonite colloids: II. Colloidal size dependency on radionuclide adsorption / Norrfors K.K., Marsac R., Bouby M., Heck S., Wold S., Lützenkirchen J., Schäfer T. // Applied Clay Science. – 2016. – Vol. 123. – P. 292–303.

6 Runde W. Solubility and sorption of redox-sensitive radionuclides (Np, Pu) in J-13 water from the Yucca Mountain site: comparison between experiment and theory / W. Runde, S. D. Conradson, D.W. Efurud, NingPing Lu, C.E. VanPelt, C.D. Tait // Applied Geochemistry [Appl. Geochem.]. – 2002. – Vol. 17, no. 6. – P. 837–853.

7 Kowsalya V. Towards high-efficiency sorptive capture of radionuclides in solution and gas / Kowsalya Vellingiri, Ki-Hyun Kim, Anastasia Pournara, Akash Deep // Progress in Materials Science. – 2018. – Vol. 94. – P. 61–67 doi:10.1016/j.pmatsci.2018.01.002

8 Smičiklas I. Radioactive contamination of the soil: assessments of pollutants mobility with implication to remediation strategies radioactive contamination of the soil: assessments of pollutants mobility with implication to remediation strategies / I. Smičiklas, M. Šljivić-Ivanović // Soil Contamination - Current Consequences and Further Solutions; Edited by Marcelo L. Larramendy and Sonia Soloneski – Publisher: InTech, Chapters published, 2016. – 354 p. DOI: 10.5772/62589

9 Котельников А. Минеральные матричные материалы для иммобилизации радионуклидов (экспериментальные исследования) / А. Котельников, В. Суворова, А. Ковальский, Г. Ахмеджанова, В. Тихомирова // Экспериментальная минералогия: некоторые итоги на рубеже столетий. – 2004. – Том 2. – С. 11–20.

10 Черниш Є. Ю. Моделювання процесу стимулювання захисних функцій ґрунтового комплексу при використанні біогенного композиту на основі техногенних відходів / Є. Ю. Черниш, Л. Д. Пляцук // Екологічні науки. – 2017. – № 1–2 (16–17). – С. 129–140.

11 Ibeanusi V. M. Radionuclide biological remediation resource guide / V. M. Ibeanusi, D. A. Grab Chicago. – US, 2004. – 68 p. – Режим доступу: <https://nepis.epa.gov>

© Є. Ю. Черниш,
Л. Д. Пляцук

*Надійшла до редакції 12 березня 2018 р.
Рекомендував до друку
докт. техн. наук Я. М. Семчук*