



УДК 631.445.4: 504.054. 272: 504.53.06

## БІОЛОГІЧНІ МЕТОДИ РЕМЕДІАЦІЇ ҐРУНТІВ, ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

**В. Л. Самохвалова**

*ННЦ “Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н.Соколовського”  
вул. Чайковська, 4, Харків 61024, Україна  
e-mail: v.samokhvalova@mail.ru*

На основі аналізу й узагальнення результатів ретроспективних інформаційно-аналітичних досліджень подано огляд наявної наукової інформації щодо біологічних методів ремедіації ґрунтів, забруднених важкими металами, як складової розробленої системи методів екологічної реабілітації ґрунтів. Відокремлено та проаналізовано переваги й обмеження використання класу біологічних методів ремедіації ґрунтів, групи методів біодеградації забруднення та біонакопичення як найбільш поширених і динамічно розвинутих напрямів детоксикації та деконтамінації хімічно забруднених ґрунтів. Біологічні методи ремедіації забезпечують екологічно безпечне поліпшення стану ґрунтів без кардинального втручання у природні процеси. Запропоновано концептуальну модель використання біологічних методів на забруднених ґрунтах, що включає оптимізацію ґрунтового середовища та поліпшення властивостей ґрунтової системи, біодетоксикацію та біодеконтамінацію через розширення популяцій ґрунтових мікроорганізмів, використання рослин фіто-меліорантів за одночасного впливу на біологічну та косну складові ґрунту. Визначено перспективи подальшого розвитку методів біоремедіації ґрунтів за впливу фактора забруднення важкими металами.

**Ключові слова:** забруднений ґрунт, ремедіація, біологічні методи, важкі метали.

### ВСТУП

Актуалізація розробки методів екологічної ремедіації забруднених ґрунтів пов’язана зі здатністю різних ремедіантів виконувати функцію оптимізації та відновлення природного стану (структури та функцій) ґрунтової системи [23, 36–37], впливаючи на весь комплекс властивостей ґрунтів (біологічних, фізичних, фізико-хімічних), на дозування надходження хімічних елементів у ґрунтовий розчин, міграційні процеси у системі ґрунт – рослина [43, 48]. Тому ефективно використання певного типу та класу методів ремедіації техногенно забруднених важкими металами (ВМ) ґрунтів різного генезису (рис. 1) як інструментів впливу на біологічну і косну складові ґрунту має забезпечити виконання задачі детоксикації та /або деконтамінації забруднення у ґрунтової системі.



**Рис. 1.** Концептуальна модель диференціації відомих методів ремедіації забруднених важкими металами ґрунтів

**Fig. 1.** The conceptual model of differentiation of known methods of contaminated heavy metals soil remediation

**Методи біоремедіації ґрунтів техногенно забруднених ВМ.** Біологічні методи ремедіації забруднених ґрунтів є одним із ефективних інструментів природоохоронних технологій. Тривалий вплив фактора забруднення ВМ на ґрунти різних типів та різного призначення має істотні наслідки, що виявляються як у порушенні властивостей, структури та функцій ґрунтової системи, так і у зниженні продуктивності рослин, низькій їх якості й необхідності виведення забруднених ґрунтів із використання з подальшою їх консервацією. Пошук ефективних методів ремедіації

забруднених ґрунтів є необхідною складовою у вирішенні проблеми, що склалася. Для цієї мети використовують, у тому числі, і методи біоремедіації, базовий принцип дії яких засновано на здатності різних груп живих організмів у процесі своєї життєдіяльності розкласти або акумулювати у своїй біомасі забруднювачі (ВМ, радіонукліди; азотні, фосфорні та органічні сполуки тощо). За умови відновлення життєздатності й видової розмаїтості природного мікробіоценозу ґрунту біологічні методи є ефективними, проте сам процес очищення забрудненого ґрунту досить повільний і тривалий.

Відповідно до розробленої нами концептуальної моделі біоремедіації забруднених ВМ ґрунтів передбачається використання класу біологічних методів ремедіації техногенно забруднених ґрунтів з градацією їх на дві групи – *методи біодеградації забруднювачів* за використання мікроорганізмів; *методи біонакопичення* рослинами та /або перерозподілу забруднювачів у ґрунті за одночасного впливу на біологічну та косну (мінеральні речовини, що є продуктами деструкції гірських порід і утворюються без участі живих організмів, компоненти біологічного колообігу) складові ґрунту, що призводить до оптимізації його екологічного стану за рахунок збільшення вмісту органічної речовини та її зв'язування глинистими мінералами і поліпшення структурного стану ґрунту, трофічного і газового режимів, властивостей ґрунтової системи в цілому; до біодетоксикації та біодеконтамінації ВМ через розширення популяцій ґрунтових мікроорганізмів, використання рослин фітомеліорантів.

Аналіз запатентованих способів біоремедіації забруднених ґрунтів в Україні свідчить про використання амброзії (*Ambrosia artemisiifolia L.*, *Ambrosia trifida L.*), яку збирають до набуття повної фази цвітіння [31], хоча її використання має обмеження внаслідок алергічної дії на людей; технічних олійних культур – ріпаку (*Brassica napus L.*) або суріпиці (*Barbarea vulgaris R. Br.*), або тифону (*Brassica rapa*) як рослин-акумуляторів ВМ [32], висів і вирощування рослин родини *Gramineae* (насадження кукурудзи (*Zea mays L.*) або пшениці (*Triticum L.*)), скошування їх фітомаси та її утилізацію [34]; газонної трави за попередньої обробки насіння розчином гумінового стимулятора-адаптогена [30]; використання стрес-толерантних трансгенних рослин *Triticum L.* до дії ВМ [21].

За фіторекультивациї техногенно забруднених і збіднених ґрунтів розроблено біопрепарат комплексної дії, який одержано з культуральної рідини *Pseudomonas sp.* PS-17, вирощеної на оптимізованому поживному середовищі, з подальшою стерилізацією отриманої культуральної рідини і видаленням осаду клітин [35].

Розроблено спосіб вирощування с.-г. культур на ґрунтах, забруднених радіонуклідами і/або важкими металами [24], що передбачає передпосівну обробку ґрунту та насіння шляхом його дражування біогумусом черв'яка. У іншому відомому способі [26] використовують біогумус червоного каліфорнійського черв'яка або біогумус дощового черв'яка разом із природним сапропелем у складі агроекологічного препарату "біокольчуга". У наступному відомому способі [28] для рекультивациї техногенно забруднених ґрунтів також використовують натуральний біогумус і глауконіт за співвідношення компонентів 50–90 та 50–10 вагових (у %). Відомий інший спосіб [29], що передбачає використання промислового препарату "Гумівіт" як складової суміші, котра підвищує вміст ґрунтових мікроорганізмів.

Розроблено кондуктометричний біосенсор, який включає селективну до ВМ ферментну систему інвертаза – мутаротаза – глюкозооксидаза [25] та мультибіосенсор [27], що складається з ферментів, відповідно, ацетилхолінестерази, буге-

рилхолінестерази, уреазі, глюкозооксидази, мутаротази – інвертази – глюкозооксидази, селективних до токсичних речовин – ВМ, пестицидів і гербіцидів, з метою точного, селективного, експресного визначення їх вмісту у водних розчинах різних об'єктів довкілля.

Наступне технічне рішення [33] передбачає проведення моніторингу вмісту ВМ у ґрунтах, що використовуються для вирощування кормових культур, призначених для виготовлення комбикормів, їх збагачення органічними сполуками селену в концентрації 25–30 мг/кг та пектиновмісними речовинами (10–15 % пектину на суху масу виноградних вичавок), і подальшим моніторингом вмісту селену і ВМ у продукції птахівництва (яйця, м'ясо, субпродукти), що призводить до зниження ризику розвитку серцево-судинних та онкологічних захворювань у людини.

**Методи деградації забруднювачів у ґрунтах за використання мікроорганізмів.** *Принцип їх дії:* деструкція забруднювачів різними видами мікроорганізмів за рахунок активізації аборигенної мікрофлори або внесення у ґрунт певних культур мікроорганізмів, використання комплексних біопрепаратів та інших методів за створення оптимального середовища для розвитку певних груп мікроорганізмів, що розкладають забруднювач. Ґрунт стає придатним для вирощування рослин.

Для біодеградації ВМ у ґрунтах розроблено спосіб їх очищення [22] шляхом обробки культурою бактерій (штам *Bacillus fastidiosus* ВКПМ В-4368) у рідкому мінеральному поживному середовищі, яке містить вуглеводи. Процес біовилугування проводять до досягнення значення рН = 4,0–6,0 з витратою рідкого компонента у кількості 0,4–10 масових частин на 1 масову частину ґрунту, що обробляється. На наш погляд, метод ефективний, але є матеріалозатратним (доведення рН 2,8 до рН 4–6 потребує велику кількість нейтралізуючої речовини, витрати 0,4–10 масових частин поживного середовища на 1 масову частину ґрунту також є ресурсозатратними).

За використання методів біодеградації забруднення у ґрунті досить часто використовують методи, що їх посилюють. Так, існуючі механічні методи активізації мікрофлори за стимулювання процесів біодеградації забруднювача у ґрунті передбачають використання розпушування, оранки, дискування, змішування забрудненого ґрунту із ОСВ, змішування забрудненого ґрунту із чистим, що призводить до активізації мікрофлори. Сумісне використання механічних методів із біологічно активними речовинами (передпосівна інкрустація насіння рослин крезацином (20 г/т), обробка рослин (10 г/га) за витрат робочої рідини 300 л/га задля змін ростових процесів)) [47], крім стимулюючої дії на фотосинтетичні процеси рослин, сприяло збільшенню висоти і загальної продуктивності рослин, числа зерен у головному колосі.

Використання біологічних поверхнево-активних речовин [84] для захисту від токсичності Cd у ґрунті сприяє гальмуванню розщеплення органічних сполук у разі одночасного забруднення ґрунту ВМ і органічними речовинами (гідрофобні нафта і нафтопродукти). Встановлено здатність біосурфактанта пом'якшувати токсичність Cd при розщепленні фенантрени за дози Cd 390 мг/кг суглинистого ґрунту та біодоступної концентрації у ґрунтового розчину 3 мг/л. Пороговою є концентрація 1000 мг/кг фенантрени. Більші його концентрації призводять до зниження активності мікробіоценозу ґрунту. Обмеженнями застосування синтетичних лігандів є їхня токсичність, низька деградабельність у ґрунті, що ставить певним чином під сумнів доцільність його використання; перевагою – високі показники константи

умовної стабільності комплексів – ВМ-органічний ліганд. До речі, застосування екологічно безпечних біогенних сурфактантів мікробного походження для обробки забрудненого ВМ ґрунту стають більш економічно ефективними, перспективи їх широкого впровадження зростають за рахунок подальшого їх удосконалення та здешевлення внаслідок зростаючої потреби у їхньому розвитку [64, 74]. Дослідження механізмів утворення метал-сурфактантних комплексів має теоретичне значення для пояснення взаємодії біосурфактантів з мікроорганізмами та ВМ ґрунту, формування стійких мікробних клітин до їх впливу. ВМ діють як акцептор електронів (кислота Льюїса), органічні ліганди – як донор електронів (основа Льюїса). Через константи умовної стабільності комплексів – ВМ-органічний ліганд кількісно визначається міцність хімічного зв'язку ВМ і ліганду катіонних біосурфактантів (рамоноліпідів, фульвової, оцтової, щавлевої та лимонної кислот) базується на утворенні координаційних сполук [85, 92, 93].

У ґрунті величини константи умовної стабільності комплексів ВМ-органічний ліганд утворюють такий ряд за Irving M. та Williams R.J. [72]:  $Al^{3+} > Cu^{2+} > Pb^{2+} > Cd^{2+} > Zn^{2+} > Fe^{3+} > Hg^{2+} > Ca^{2+} > Co^{2+} > Ni^{2+} > Mn^{2+} > Mg^{2+} > K^+$ . Такий порядок є максимально наближеним до ступеня комплексоутворення ВМ з органічною речовиною ґрунту [76].

Продукт змішування забрудненого ґрунту з осадами стічних вод (ОСВ) [1], за умови дотримання вимог щодо вмісту ВМ у ОСВ та у ґрунті, розглядається як добриво, що підвищує біологічну активність ґрунту за активізації мікроорганізмів, іммобілізує ВМ шляхом їх переведення у малодоступні для рослин форми за рахунок абсорбції органічною речовиною ОСВ. Отже, забезпечується ремедіація забруднених ВМ ґрунтів.

За Ronald J. та іншими [91], ремедіаційну здатність добрива з ОСВ можна підвищити за його компостування з біопрепаратами, вапном, у суміші з деревними відходами, гноєм, соломкою із підвищенням частки органічних компонентів шляхом попереднього зневоднення до 35 % сухої речовини. У Німеччині для видалення з ОСВ (з концентрацією сухої речовини до 45 %) ВМ і токсичних органічних домішок, що перешкоджають використанню їх як добрива, пропонується змішувати його з гарячим, прожареним, частково кальцинованим глинистим мінеральним матеріалом (ГММ) фракції 1–10 мм, що має значну сорбційну ємність. Після перемішування більші фракції ГММ, насичені токсикантами, транспортують до місць поховання, а знешкоджений ОСВ використовується як добриво.

У країнах ЄС організовано використовується 35–40 % ОСВ із подальшою тенденцією до збільшення, у Росії – 10 % [6]. Директиви СОМ 91/271, СОМ 86/278 (міжнародні документи) регулюють використання ОСВ у ЄС. У Німеччині з 1992 р. межа внесення ОСВ становить 5 т/га за 3 роки. Основні обмеження до використання ОСВ визначають наявність ВМ і радіонуклідів, рівень скидання промислових стоків на міські очисні споруди, гідрогеологічні умови [6].

Обмеження щодо застосування добрив з ОСВ на міських ґрунтах визначаються ГОСТ Р 17.4.3.07-2001 [6]. Дози органічних добрив з ОСВ на забруднених ґрунтах [1] визначають за урахування якості осадів, біологічних особливостей рослин, вимог охорони довкілля; властивостей ґрунтів (механічний склад, вміст гумусу, кислотність), тому що залежно від цих факторів змінюється рухомість ВМ (Cd, Zn, Ni), їх транслокація до рослин, міграція у глибинні шари ґрунтів і ґрунтові води. На легких піщаних ґрунтах рухомість ВМ є вищою (міграція на глибину від 50 см і нижче),

а на суглинках і глинистих ґрунтах ВМ затримуються в шарі глибиною до 25 см. Дози не мають перевищувати 30–40 т ОСВ /га за три роки за суцільного внесення й 3–5 кг /м<sup>2</sup>, розраховуючи на кожні 10 см ґрунту за поверхневого і локального (траншейний або прикореневого) способів внесення добрива. Діючих норм щодо застосування добрив з ОСВ на ґрунтах в Україні не розроблено.

Активізацію біодеградації забруднювачів за рахунок підтримки оптимальної температури проводять шляхом покриття чорною поліетиленовою плівкою взимку забрудненого ґрунту для підвищення температури, влітку – використовують прозору плівку для зниження випаровування з поверхні [11].

**Методи електрокінетичної активізації біодеградації** включають використання електричного струму, що забезпечує міграцію мікроорганізмів, які мають власний заряд, у забрудненій зоні та збільшення швидкості, ефективності рівномірного очищення ґрунту [78]. Ультразвук використовують для активізації біодеградації, що включає руйнацію великих ґрунтових агрегатів для збільшення доступності забруднювача для мікроорганізмів [11].

Питання моніторингу біоремедіації забрудненого ґрунту за використання посилення біологічної активності ґрунту розглядається у публікаціях російських і німецьких дослідників [39, 83]. Відзначається, що зростаючий техногенний вплив на довкілля призводить до локального забруднення ґрунтів. Із ґрунту небажані й небезпечні для здоров'я людини речовини по трофічних ланцюгах мігрують до с.-г. продукції, тварин і людини. Забруднення ґрунтів призводить до зниження їхньої родючості й погіршення екологічного стану, деградації рослинності, погіршення її якості.

Поліпшення умов аерації ґрунту також сприяє біодеградації забруднення ґрунтів шляхом продування ґрунтів і ґрунтових вод повітрям під різним тиском [41, 67, 77] у поєднанні із введенням поживних речовин через горизонтальні отвори разом із повітрям [42, 58, 71] або розбризкуванням мікрочасток поживних розчинів [55].

Активізація мікроорганізмів за рахунок накачування у ґрунти хімічно активних пін має високу ефективність завдяки комплексному впливу як на поліпшення газового режиму, так і на оптимізацію балансу поживних речовин ґрунту [86].

**Методи нейтралізації для активізації біодеградації** забруднення ґрунту ВМ включають використання на кислих ґрунтах вапна, на лужних – гіпсу, мінеральних азотних добрив. Реакція мікроорганізмів залежить як від токсичності забруднювача, так і від властивостей меліоранта, що застосовується, та властивостей ґрунту [63,96–97]. Так сечовина разом із сіркою прискорює біодеградацію ВМ на дренажних піщаних ґрунтах, на сірих лісових ґрунтах – найбільш ефективним є комплекс азотних, фосфорних, калійних добрив і перегною [11].

**Методи внесення мікробних культур.** Доцільність їх використання обумовлена відсутністю розвиненого природного мікробіологічного ценозу за імпактного характеру забруднення.

*Переваги використання:* селективність і можливість виведення штамів мікроорганізмів, що піддають деструкції токсиканти ґрунту.

*Обмеження використання:* ефективність мікробних культур не є однаково високою через вузький діапазон сприятливих умов функціонування; ризик прояву явища виродження мікроорганізмів до досягнення необхідного рівня очищення ґрунту; ризик порушення природних мікробіоценозів за застосування мікробних культур.



Для очищення використовують бактерії *Actinomyces*, *Arthrobacter*, *Thiobac-  
terium*, *Desulfoiomaculum*, *Pseudomonas*, *Bacillus* і ін., гриби та /або бактерії [50],  
гриби з бактеріальними генами [68]. Так, внесення мікроорганізмів *Aspergillus* sp.,  
*Penicillium* sp., *Streptomyces* sp., *Bacillus* sp. є ефективним за ремедіації ґрунту від  
ВМ [57], радіонуклідів [61], сульфатів – *Thiobacillus thioparus*, *T. thiooxidans*, сульфідів –  
*Thiosphaera pantotropha*, *T. denitrificans* [45]. У складних випадках забруднен-  
ня ґрунту ВМ найбільш ефективним є його очищення комплексними біопрепаратами,  
що містять спектр культур і водночас поживні речовини.

У Франції створено п'ять біоцентрів різної потужності (3 000–5 000 т /рік) з очи-  
щення ґрунтів. Перспективи розвитку цього напряму розглянуто у роботі Van Den  
Bos Valerie (1997) [98]. У центрах *in situ* використовують різні бактерії, за допомо-  
гою яких одержують компост. Розроблено метод утилізації відходів [98], отриманих  
при виробництві, кондиціонуванні й використанні полісірчистих сполук шляхом їх пе-  
реробки. Відходи містять органічні забруднювачі й метали (Fe, As, Ni, Cr, Sb), які  
переводять у лужний розчин із подальшим біологічним окисненням за допомогою  
бактерій і перетворенням у суміш фосфатів, фосфідів, тіофосфатів, сульфатів  
і хлоридів. Відмічено, що для обробки потрібна велика кількість реактивів.

Біологічні методи утилізації активного мулу, що містить ВМ, вивчали у Росії [13].  
Використанню активного мулу як добрива перешкоджає високий вміст ВМ, що пе-  
ребувають у формі малорозчинних металоорганічних (хелатних) сполук, погано за-  
своєваних рослинами. Крім очищення осаду від хелатних комплексів до рівня ГДК,  
необхідно домогтися переведення у водорозчинну форму значної кількості іонів  
металів. Спеціальна біологічна обробка активного мулу сприяє переведенню час-  
тини металів у водорозчинну форму, зниженню концентрації  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ .  
Метод дає змогу використовувати отриманий концентрат металів і значну кількість  
органічних речовин мулу у вигляді добрива.

У Німеччині вивчали процеси біовилуговування для очищення ґрунтів, забруд-  
нених ВМ, за допомогою автотрофної бактерії *Thiobacillus* spp. [66, 82], що проду-  
кує сірчану кислоту і її вплив на форми зв'язку ВМ: Ba, Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sr, Ti, Zn  
за рН 4,5 і 2,0 із подальшим поетапним екстрагуванням. Найбільше вилучення ВМ  
(90 %) установлено для Ba, Cu, Pb, для Cd, Co, Ni, Sr – 60–80%, найменше – для  
Ti (20 %). Зниження рН із 4,5 до 2,0 викликало збільшення екстрагування різних  
фракцій ВМ (5–10 %), у тому числі і залишкової фракції. Виняток становили Ba, Pb  
і Sr, що утворюють важкорозчинні солі. При зниженні рН їхня кількість у розчині  
збільшувалась.

Біорекультивація порушених ландшафтів з використанням добрив, виготовле-  
них на базі місцевої сировини, проводилася у Грузії [44]. Використовували силікат-  
ні бактерії, що збагачують ґрунт гумусом, рухомими формами P та K. Застосовува-  
ли органічні відходи й меліоранти (глина, лес, вапно), що впливало на підвищення  
врожайності с.-г. культур на 25–30 %.

**Методи біопоглинання** включають фіторемердіацію (різні види рослин) та зоо-  
ремердіацію (мікрофауна ґрунту, дощові черв'яки тощо), що прискорюють біодегра-  
дацію забруднювачів у ґрунтах.

До методів фіторемердіації належать природна фіторемердіація, штучна фіторе-  
мердіація. Природну фіторемердіацію використовують за інтенсивного природного  
заростання полів фільтрації дикоростучими видами, що накопичують ВМ та інші  
забруднювачі, штучну фіторемердіацію – за додавання у ґрунт поживних речовин

разом із висівом фіторемедіаторів для інтенсифікації процесів ремедіації ґрунтів, що триває за таких умов десятки-сотні років; використання технології застосування металоакумулюючих рослин спеціальної селекції на забруднених ВМ і радіонуклідами ґрунтах.

Варто виділити два способи штучної фітомеліорації – підвищення доступності ВМ для рослин і екстрагування їх із ґрунту толерантними видами – акумуляторами, що швидко дають приріст і утворюють велику біомасу. Для підвищення біодоступності ВМ застосовуються різні хелатуючі агенти, зміну рН ґрунтового середовища, окислювально-відновні добавки, використовують явище антагонізму іонів за створення конкуренції між іонами ВМ за сорбційні місця тощо.

Арсенал фіторемедіації за способами впливу на забруднювач ґрунту включає можливість використання чотирьох основних методів [40]:

- фітостабілізація – нагромадження, або іммобілізація рослиною забруднюючих речовин із ґрунту або ґрунтових вод за реалізації різних механізмів процесів (абсорбція ВМ корінням і нагромадження їх у рослині, адсорбція ВМ у прикореневій зоні (ризосфері) і /або їхнє осадження);
- фітодеградація – руйнування забруднюючих речовин із ґрунту рослиною в ході метаболічних процесів після поглинання або за впливу корневих виділень до поглинання;
- фітовипаровування – здатність рослини поглинати забруднюючі речовини із ґрунту або ґрунтових вод у процесі підтримки водного балансу за виведення забруднювача у процесі транспірації;
- ризодеградація – розкладання забруднювачів мікроорганізмами ризосфери; посилення ефективності функціонування мікробіоти за рахунок біологічно активних корневих виділень рослин.

Альтернативну систему раціонального використання екологічно чистих життєвих форм (біоформ) і видів рослин в урбанізованих регіонах [7, 18, 46] запропоновано у Росії. Передбачається створення механізму залучення у виробництво видів і біоформ рослин за умов забруднення (як форм вегетативного тіла, що не залишаються постійними, а змінюються у часі за онтогенезу рослин і являють собою типові адаптаційні організмові системи, сформовані у певних ґрунтово-кліматичних і ценотичних умовах) з метою рекультивативної забруднених ділянок без додаткових витрат. Актуальним напрямом досліджень, на думку авторів, є виділення біоформ рослин із мінімальним рівнем виносу ВМ і відносно високим рівнем адаптації до забруднення ґрунту й рівня урбанізації регіону.

Важкі метали ґрунту поглинаються як культурними, так і дикоростучими рослинами [16, 38]. У КНР під час вивчення впливу органічного матеріалу на трансформацію та міграцію оксидів ВМ у ґрунті [81] встановлено, що за додавання порошку люцерни (*Medicago sativa*), як сидерату, істотно збільшилася кількість органохелатованих Fe, Mn і Al, встановлено прискорення біодеградації контамінантів.

В іншій роботі за дослідження впливу ризосферного органічного матеріалу на рухомість ВМ у ґрунті й розподіл природних ґрунтових форм Fe [101] відзначено, що органічний матеріал поліпшував трансформацію форм Fe у комплексно сполучені й аморфні оксиди ґрунту ризосфери, сприяв підвищенню коефіцієнта активності Fe. Встановлено меліоруючий ефект калію щодо токсичності заліза для гібридного рису [102].



У Росії розроблено спосіб рекультивациі забруднених земель [20], який включає боронування ґрунту і використання добавок із перероблених рослин (полова містила невідвіяні залишки рослин: жита посівного (*Secale cereale*), капусти (*Brassica oleracea*), ріпаку (*Brassica napus*), фацелії пижмолистої (*Phacelia tanacetifolia Benth.*), полину Сіверса (*Artemisia sieversiana Willd.*), ромашки Хукера (*Tripleurospermum hookeri Sch. Bip.*), вівсяниці червоної (*Festuca rubra L.*), пірію повзучого (*Elytrigia repens L.*), лисохвісту очеретяного (*Alopecurus pratensis L.*), бекманії звичайної (*Beckmannia eruciformis*), мітлиці велетенської (*Agrostis gigantea Roth.*), арктофіли рудуватої (*Arctophila fulva (Trin.) Anderss.*), луговика дернистого (*Deschampsia cespitosa*), куничника Хольма (*Calamagrostis holmii Lange*) тощо) для відновлення забрудненого ВМ рослинного та ґрунтового покриву.

У США запатентовано спосіб створення ґрунтового середовища росту із додаванням розчинного кремнійорганічного полімеру [87], за використання сфагнового моху, різних видів торфу, компостованої або сирової кори дерев, компостованих органічних відходів, перліту, вулканічного попелу, вермикуліту, пластмасових матеріалів або їх суміші та додавання джерела розчинного Si у концентрації, достатній для підвищення рівня абсорбованого рослинами Si, необхідного для утворення фітолітів. У рослин підвищуються посухостійкість, структурна стабільність і стійкість до токсинів. Ґрунтове середовище росту включає також інші добавки: К, Р, Са, Mg, S, В, Мо тощо.

Для фітостабілізації використовують толерантні до токсичної дії ВМ рослини. Інтенсивність прояву симптомів токсичності, викликаних надлишком катіонів ВМ, варіює залежно від виду рослин. Так, накопичення Zn та Ni знижується у ланцюгу: пшениця (*Triticum L.*) – овес (*Avena L.*) – редис (*Raphanus sativus*); Cd: *Triticum L.* – *Raphanus sativus* – *Avena L.* Зниження стійкості до накопичення Cr у товарній частині овочевих культур відбувається в ряді: капуста (*Brassica oleracea*) – картопля (*Solanum tuberosum*) – морква (*Daucus carota L.*) – буряк столовий (*Beta vulgaris*) – петрушка (*Petroselinum L.*) – кріп городній (*Anethum graveolens*); Cd – *Brassica oleracea* – *Solanum tuberosum* – *Beta vulgaris* – *Daucus carota L.* – кукурудза (*Zea mays L.*) – *Petroselinum L.* – *Anethum graveolens*; Pb – *Solanum tuberosum* – *Brassica oleracea* – *Zea mays L.* – буряк кормовий (*Beta vulgaris L. subsp. vulgaris var. crassa*) – *Beta vulgaris*; Zn – *Brassica oleracea* – *Solanum tuberosum* – *Zea mays L.* – *Beta vulgaris* – *Beta vulgaris L. subsp. vulgaris var. crassa* – салат (*Lactuca sativa L.*) – *Petroselinum L.* – *Anethum graveolens* [12, 14–15].

Толерантність зернових культур оцінено за рівнем максимально можливої продуктивності, показників якості зерна та вмісту ВМ у товарній продукції в межах ГДК. Встановлено, що толерантність змінюється так: просо (*Panicum L.*) > озимі зернові (*Secale cereale*, *Triticosecale*, *Triticum L.*) > горох посівний (*Pisum sativum*) > ярові зернові (*Triticum L.*, *Hordeum vulgare*, *Triticosecale*, *Avena sativa*). Сильними фітостабілізаторами є багаторічні трави: люцерна (*Medicago sativa*), козлятник (*Galega officinalis*) [51].

Для фітоекстракції ВМ з ґрунту використовують спеціально підібрані види рослин-гіперакумуляторів, таких як бурячок стінний (*Alyssum murale*), резуха Галлера (*Cardaminopsis halleri (L.)*), гірчиця сарептська (*Brassica juncea*), петрушка кучерява (*Petroselinum crispum*) та ін. Коефіцієнт накопичення ВМ у рослинах посилюють завдяки внесенню у ґрунт ефекторів фітоекстракції (ЕДТА, ДДДА, ДТПА) і регуляторів росту рослин, наприклад препарату “Корневін” [51].

Результати дослідження захисних механізмів рослин у разі забруднення ґрунтів ВМ на основі біоаккумуляції забруднювачів представлено групою дослідників з Росії [49]. Запропоновано використовувати деякі дикоростучі рослини для зниження вмісту ВМ у ґрунтах за рахунок їхньої акумуляції у різних частинах рослин (Cu, Zn, Mn, Fe і Pb – у листі рослин, Cr і Pb – у стеблах; Pb, Zn, Ni, Cr, Cu, Fe і Mn – у корінні рослин). Встановлено, що поглинання ВМ залежить від виду рослин і змінюється в їх онтогенезі. Наприклад, рослини виду *Chenopodium album* L. більше накопичують Zn і Cu; *Taraxacum officinale* Wigg. – Fe; *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth. і *Melilotus officinalis* (L.) Pall. – акумулювали Cu і Fe. Гіпераккумуляторами Zn, Cr і Cu є *Artemisia vulgaris* L., а переважно Cr, Zn і Pb – *Artemisia absinthium* L. Відзначено позитивну роль стійких до дії ВМ симбіотрофних мікроорганізмів (асоціативні та бульбочкові бактерії) у процесах акумуляції рослинами і трансформації ВМ у ризосфері.

У США досліджено можливість фітомеліорації забруднених Pb ґрунтів і роль синтетичних хелатів у фітоекстракції Pb [69]. За забруднення Pb 2 500 мг/кг ґрунту хелати підвищували концентрацію Pb у стеблах кукурудзи (*Zea mays* L.) й гороху (*Pisum sativum*) з 500 до 1 000 мг/кг. EDTA істотно підвищував транслокацію Pb із коренів у стебла. За ступенем ефективності хелати розподілено у такій послідовності: EDTA > HEDTA > DTPA > EGTA > EDDHA.

За вивчення морфофізіологічних і екологічних особливостей кормових культур – біомеліорантів [17] – зроблено висновок про можливість використання амаранту (*Amaranthus* sp.) для біологічної меліорації деградованих земель. Як фітомеліорант використано *Thlaspi caerulescens* [90] у Новій Зеландії, де вивчали поглинання Cd, Zn, Pb, Mn цією рослиною у дослідках і у природних популяціях на шахтних відвалах, забруднених Pb і Zn на півдні Франції. Показана його ефективність для фітомеліорації за низького вмісту Cd у ґрунті (10 мкг/г). У той же час очистити ґрунт менш ніж за 10 років неможливо через низьку біомасу рослин і високий рівень вмісту Cd у ґрунті.

Фітомеліорація деградуючих ґрунтів за допомогою соргових культур [3] у Росії підвищила урожай рису на 3–5 ц/га. Випробування зернового сорго сприяло підвищенню врожаю зерна в межах 45–67 ц/га за зниження об'ємної маси ґрунтів і зменшення вмісту токсичних іонів ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ).

У Болгарії вивчали здатність конопель (*Cannabis sativa* L.) послабляти забруднення ґрунту ВМ [52] шляхом вирощування с.-г. культур у зоні впливу комбінату кольорових металів у сівозміні “озимий горох – озима пшениця – озимий ячмінь – коноплі – озима пшениця”, “кукурудза – озима пшениця”. Коноплі екстрагують набагато більше Pb, Cd, Cu і Zn порівняно з іншими культурами. Найменшим виносом ВМ характеризувалась озима пшениця. За вмістом ВМ горох на забруднених ґрунтах близький до конопель, але їхній винос менший (біомаса конопель більша). Включення до сівозміни конопель і гороху забезпечувало значне зниження забруднення ґрунту ВМ.

За вивчення взаємозв'язку накопичення ВМ у системі ґрунт–рослина [19] підтверджено, що фіторемедіація забруднених ґрунтів набагато дешевша порівняно з рекультивацією та реплантацією забрудненого ґрунту насипним чистим ґрунтом.

У дослідженнях [99] та [79] вивчено питання біодоступності ВМ, урахувуючи методи екстракції, моделі активності вільних іонів і адсорбції, мультіваріативні моделі регресії; співвідношення кількості ВМ у ґрунті й інтенсивності транслокації

як показник накопичення металів, форми металів у ґрунті. На підставі цих даних розроблено методи відновлення забруднених Ni ґрунтів за використання рослин *Alyssum murale* і *Alyssum corsicum*.

Застосування фітомеліорантів за деконтамінації чорноземів, забруднених ВМ [9-10] включає способи фітосанації, що засновані на стійкості рослин до забруднення та їх здатності поглинати з ґрунту в значних кількостях ВМ за подальшої утилізації або поховання рослин (дикорослі та культурні види, наприклад бавовник (*Gossypium*), буряк (*Beta vulgaris* L.), деякі бобові і лікарські рослини), що є непридатними для споживання без спеціальної обробки. У разі забруднення ґрунту Pb слід використовувати бобові культури: вику (*Vicia sativa vulgaris*), люцерну (*Medicago sativa*), горох (*Pisum sativum*), чорні боби (*Vicia faba*) тощо. На забруднених ґрунтах, де вирощування харчових і кормових рослин не рекомендується, економічно виправданим є вирощування гірчаку сахалінського (*Polygonum cuspidatum sieb. et zucc*), який за рік може з 1 га поглинути 24 кг Pb і близько 2,3 кг Cd. Протягом вегетації гречку скошують тричі, зелену масу (до 200 т/га) вивозять за межі забрудненої ділянки й утилізують.

За забруднення ґрунту Pb і Cd [2] доцільним є також багаторічне використання вербняку (*Cytisus*, його пагонами з ґрунту вилучено Pb до 4,0 %, Cd – до 13 %) та рослин чайного куща (*Camellia sinensis* L.) [94], які витримують концентрацію 100 мг/кг Pb ґрунту без істотного впливу на фізіологію рослин і якість урожаю; вирощування зернових (*Triticum* L.), що мало акумулюють Cd у рослинах і зерні [53]. Відмічена генетична варіабельність сортів пшениці щодо акумуляції Cd протягом сезону. Вміст Cd у надземних органах протягом вегетації зменшується за рахунок ефекту розбавлення й інтенсивного зростання і транслокації у зерно за підвищення його вмісту. Прямого зв'язку між вмістом Cd у ґрунті і його транслокацією до рослин не встановлено, тому необхідно враховувати вплив рН; вміст форм (валова, рухома) Cd, глини і органічної речовини у ґрунті. Відмічається, що ефективний фіторемедіант забрудненого ВМ ґрунту має відрізнятися високою стійкістю до забруднювача; здатністю накопичувати високі рівні ВМ у біомасі; наявністю розгалуженої кореневої системи, яка потенційно здатна поглинати надмірні кількості води з ґрунту, характеризуватися високим потенціалом росту. Проте за високої толерантності до забруднення трав'янисті рослини, як правило, повільно ростуть, характеризуються низьким потенціалом продукування біомаси. І навпаки, висока біомаса дерев із розгалуженими коренями, характеризується невисокою толерантністю до забруднюючих речовин.

В.Б. Ильин (2003) [8] за оцінювання захисних можливостей забрудненої Pb системи ґрунт–рослина встановив, що базова роль у захисті рослин від надмірного вмісту Pb у рослині належить буферній здатності ґрунту, а захисні можливості рослини менш значні.

У дослідженнях Stilwell D.E., Gorny K.D. (1997) [95] вивчено ефективність використання кислих розчинів на ґрунті, забрудненому Cu, Cr, As, що надходили з дерев'яних дек (помостів, перекриттів), оброблених значною кількістю хромованого арсенату міді. Запропоновано вилуговування металів із ґрунту кислими розчинами з рН 4,1–4,5 у встановленому діапазоні концентрацій забруднювачів 1 000–5 000 мг/кг.

Біологічна рекультивация ґрунтів буровугільних розробок Польщі [73] розглядалася за досліджень ґрунтів колишнього буровугільного родовища, що складаються із четвертинних і третинних порід, містять дисульфіді Fe – пірит і марказит.

У процесі їхнього хімічного та біологічного окислювання утворюється сірчана кислота, що викликає зниження  $\text{pH} < 3$ , формує токсичне середовище. Біологічна рекультивация можлива за допомогою лісових культур сосни звичайної (*Pinus silvestris*), що змінює хімізм ґрунту при додатковому внесенні добрив (NPK) і вапна.

Видалення іонів ВМ із водного розчину за допомогою модифікованої кори досліджено у Франції [65]. Продукт відходів деревообробки (кора *Picea*, *Pinus*, *Pseudotsuga*, *Larix*, *Tectona*, *Azalia*) – використовувався для селективного видалення катіонів особливо токсичних ВМ (Pb, Zn, Cr, Fe, Si) з моно- та/або мультисольових розчинів. Метали заміщували протони на коркових субстратах, що містять карбоксильні групи у пектинових і танінових компонентах. Видалення іонів залежало від виду кори, розміру її волокон і надлишку іонів певного ВМ у розчинах. Іони металів відмивали додаванням 0,1N HCL за відновлення субстрату.

Питання фітомеліорації за використання дерев для очищення ґрунту від забруднення ВМ розглянуто у роботі [60]. Виявлено більше 400 порід, що є придатними для цієї мети. Проведені у Німеччині й США дослідження показали, що кожна порода дерев здатна поглинати із ґрунту тільки один–два певних забруднювачі, висадження на одній ділянці кількох порід дерев для очищення ґрунту потребує попереднього розгляду питання їхньої біологічної сумісності й комплексного підходу до дослідження цієї проблеми на рівні “забруднені ґрунти – дерева – вода – фауна”. Фітомеліорація розглядається як стійка стратегія очищення ґрунтів.

Дослідження зміни доступності рослинам і концентрації Cd у ґрунті після тривалого вирощування *Salix L.* (*Salix caprea*, *Salix cinerea*, *Salix viminalis*, *Salix dasyclados*, *Salix daphnoides*, *Salix triandra*, *Salix purpurea*) проводили у Швеції [62]. Установлено достовірне зниження вмісту обмінних форм Cd при сталих величинах валового його вмісту в ґрунті. Констатовано поглинання Cd вербою (*Salix L.*) із глибоких шарів ґрунту, що пояснюється порівняльною сталістю валового вмісту Cd і щорічним приростом біомаси верби (10 т / га / рік). Найбільш ефективними гіперакумуляторами Cd виявились *Salix caprea*, *Salix cinerea*, *Salix viminalis*.

Фітомеліорація забрудненого Pb ґрунту у США [56] передбачала сумісне використання меліорантів ґрунту та рослин концентраторів ВМ (*Brassica juncea*), що дало змогу одержати більшу біомасу рослин та досягти значного акумулювання ВМ. Середній вміст Pb у поверхневому шарі ґрунту зменшився на 13 % протягом 1 вегетації на 72 % оброблюваної площі. В іншій розробці [103] встановлено ефективне екстрагування ВМ із ґрунтів, використовуючи *Festuca arundinacea* Schreb. і *Andropogon gerardii*. Екстрагування металів (Cd, Cu, Pb) збільшувалося до 20 разів. Наявність рослин підвищувало концентрації Zn і Cu у промивних водах, але на вміст Pb не впливало.

Анотовану бібліографію [59] щодо питання усунення забруднення Se за поглинання та нагромадження його у рослинах, переміщення Se у ризосфері за участі мікроорганізмів і використання прийому перезволоження ґрунтів, представлено Carvalho Kathleen і ін. (2000).

Використання рослин для ремедіації ґрунтів і стічних вод, забруднених ВМ, надано у результатах дослідження російських учених [4]. Установлено, що кукурудза (*Zea mays*), гірчиця сарептська (*Brassica juncea*), кушир темно-зелений (*Ceratophyllum demersum*) здатні продукувати високу біомасу й акумулювати ВМ на забруднених ґрунтах, а водний гіацинт – ейхорнія (*Eichhornia crassipes*) – у водоймах. Внесення *in situ* у ґрунт ефектора фітоекстракції хелатоутворюючого агента

збільшує акумуляцію ВМ у рослинах і їхнє переміщення з кореневої системи у надземну біомасу. Забруднена біомаса рослин може бути використана для рекуперації кошовних кольорових металів як біопаливо для енергопостачання фіто- і ризофільтраційних систем, для одержання  $\text{CH}_4$ .

У Росії запропоновано [5] за проведення фітоекстрагування  $\text{Cu}$  і  $\text{Ni}$  із забрудненого чорнозему використовувати гірчицю сарептську та зростаючі дози ефектора фітоекстракції – хелатоутворюючого агента, вирощування рослин протягом однієї вегетації.

Оцінювання ефективності біомеліорації ґрунту, забрудненого ВМ, під час використання найбільш адекватних тестів токсичності (виживання хробаків, пророщування насіння) проводили у Канаді [89]. Констатовано, що труднощі, які виникають за використання тестів, пов'язані з нечутливістю до зміни рівнів вмісту ВМ ґрунту і з різним гранулометричним складом ґрунту тощо. Результати свідчать про необхідність використання серії тестів у поєднанні з хімічними аналізами для оцінювання ефективності біомеліорації.

Огляд принципів, методів, динаміки досліджень щодо фітомеліорації забруднених ґрунтів подано у роботах дослідників із КНР [100]. Розглянуто типи, характеристики, потенціал гіперакумуляторів, сучасні підходи з використанням генної інженерії та молекулярної біології. Обговорюються можливості розробки й використання на практиці нових ефективних підходів до екологічного відновлення забруднених ґрунтів.

Як один із організаційних заходів, застосовуваних у забруднених регіонах, широкого розповсюдження набула лісомеліорація. Різні аспекти лісової меліорації в умовах техногенезу представлено також у роботах, розроблених і запатентованих ученими Німеччини [70], США [88], Канади [54], Китаю [80], Камеруну [75]. За її проведення на техногенно забруднених ґрунтах слід урахувувати здатність захисних лісових насаджень локалізувати ВМ промислових підприємств, знижувати токсичність від перенасичення середовища забруднювачами, очищати ґрунт, повітря, воду від шкідливих домішок, бактерій. Актуальною є розробка нових підходів до проектування, створення санітарно-захисних насаджень в умовах критичного стану об'єктів довкілля на глобальному, національному, регіональному й місцевому рівнях. Учені з різних країн світу вказують на важливість переоцінки окремих пріоритетів у захисному лісорозведенні, підкреслюючи екологічні аспекти формування деревної рослинності залежно від ступеня техногенного навантаження ґрунтів.

## ВИСНОВКИ

Відновлення техногенно забруднених ВМ ґрунтів за використання біологічних методів є перспективним напрямом, що динамічно розвивається. Переваги використання біологічних методів ремедіації ґрунтів є такі: екологічна чистота й безпека використання біологічних методів ремедіації, мінімальне порушення фізичного й хімічного складу ґрунтів; їх застосування не потребує значних витрат матеріальних ресурсів; висока ефективність за низьких концентрацій забруднювача. Перспективи подальшого розвитку методів біоремедіації ґрунтів за впливу фактора забруднення ВМ пов'язані з розробкою нових способів екологічно безпечного використання хімічно деградованих ґрунтів за використання біологічних методів і за вирішення таких задач:



- 1) аналіз сучасних методів і технологій біоремедіації ґрунтів;
- 2) моніторингу ґрунтів за дослідження змін властивостей і функцій ґрунтової системи та проведення біоремедіації техногенно забруднених ВМ ґрунтів;
- 3) наукове обґрунтування спектра рослин, сівозмін культурфітоценозів, що є придатними для використання як фітомеліоранти за різних рівнів і характеру забруднення ґрунтів різного генезису;
- 4) розробка мікробних і ферментних препаратів, дослідження їх впливу на властивості ґрунту, на здатність до біодеградації ВМ і за їх використання для розроблення нових способів і технологій ремедіації забруднених ґрунтів;
- 5) проведення еколого-економічного оцінювання ефективності використання біологічних методів ремедіації ґрунтів для ефективного менеджменту ґрунтовими ресурсами.

Інноваційна діяльність у сфері відновлення й охорони ґрунтів від забруднення має передбачати обов'язкове проведення патентно-інформаційних досліджень тенденцій розвитку за обраним напрямом, розробку нових способів як результат такої діяльності.

1. Афанасьев Р.А., Мерзлая Г.Е., Кривова Л.С., Нестерович И.А. Последствие удобрения как фактор плодородия дерново-подзолистой почвы. **Плодородие**, 2004; 3: 21–25.
2. Баран С., Кжыва Е. Фиторемедиация почв, загрязненных свинцом и кадмием, при помощи рабитника. **Влияние природных и антропогенных факторов на социозкосистемы**, 2003; 2: 39–44.
3. Белоусов В.С. Фитомелиорация деградирующих почв с помощью сорговых культур. **Селекция, семеновод, технол. воздел. перераб. сорго**: тез. докл. междунар. науч.-практ. конф. Зерноград, 2–4 сент. 1999: 17–18.
4. Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Фитозэкстракция ТМ из загрязненных почв. **Агрохимия**, 2003; 3: 77–85.
5. Галиулин Р.В., Галиулина Р.А., Возняк В.М. Фитозэкстракция Си и Ni из загрязненного выщелоченного чернозема. **Агрохимия**, 2004; 12: 36–40.
6. Гюнтер Л.И., Беляева С.Д. К проблеме утилизации ОСВ в качестве удобрения. **Изв. ЖКХ. Гор. хозяйство и экология**, 1997; 2: 38–48.
7. Дабахов М.В., Смирнова Н.А., Титова В.И. Рекультивация почвенного покрова рекреационных зон города, загрязненных тяжелыми металлами. **Агрехим. вестник**, 2005; 3: 30–32.
8. Ильин В.Б. Оценка защитных возможностей системы почва-растение при модельном загрязнении почвы Pb по результатам вегетационных опытов. **Агрохимия**, 2004; 4: 52–57.
9. Ильинский А.В. Биологическая очистка почв, загрязненных тяжелыми металлами. **Агрехим. вестник**, 2003; 5: 30–32.
10. Ильинский А.В. Применение фитомелиорантов для очистки черноземов, загрязненных тяжелыми металлами. **Влияние природных и антропогенных факторов на социозкосистемы**, 2003; 2: 259–261.
11. Киреева Н.А. **Фитотоксичность антропогенно-загрязнённых почв** / Н.А. Киреева и др.; отв. ред. Р. Р. Ахметов; АН респ. Башкортостан, Отд-ние биол. наук, Башк. гос. ун-т, Уфим. гос. авиац. техн. ун-т. Уфа: Гилем, 2003. 266 с.
12. Кутукова Ю.Д., Плеханова И.О. Влияние мелиорантов на состояние тяжелых металлов в почвах и растениях при использовании осадков сточных вод в качестве удобрения. **Агрохимия**, 2002; 12: 668–743.



13. *Лурье Е.Л.* **Биологические методы утилизации активного ила.** Региональная конф. молодых ученых "Современные проблемы экологии, микробиологии и иммунологии" (Пермь, 18–20 янв., 1999): тез. докл. и программа. Пермь, 1999: 43.
14. *Лысенко Л.Л., Пономарев М.И., Корнилович Б.Ю.* Проблема загрязнения почв тяжелыми металлами, перспективы решения. **Экотехнологии и ресурсосбережение**, 2001; 4: 58–63.
15. *Мажайский Ю.Ф.* Восстановление земель, загрязненных тяжелыми металлами. **Мелиорация и вод. хоз-во**, 2001; 2: 34–36.
16. *Масюк Н.Т., Харитонов Н.Н., Кулинич В.В.* и др. Экотоксикологическая оценка различных рекультивированных земель в условиях степи Украины. **Тяжелые металлы и радионуклиды в агроэкосистемах:** мат-лы науч.-практ. конф. (22–24 декабря 1992 г.) Москва, 1994: 33–41.
17. *Настинова Г.Э., Доржиева В.И.* Морфофизиологические и экологические особенности кормовых культур-биомелиорантов. **Проблемы сохранения биоразнообразия аридных регионов России:** мат-лы междунар. науч.-практ. конф. Волгоград, 1998: 196.
18. *Никифорова Е.М., Лазукова Г.Г.* **Экогеохимия городских ландшафтов.** Москва: Изд-во МГУ, 1995: 57–90.
19. *Пархоменко Н.А.* Исследование взаимосвязей накопления тяжелых металлов в системе почва-растение при агроэкологическом мониторинге природной среды вдоль авто-трасс. **Современные проблемы геодезии и оптики:** 53 Междунар. науч.-тех. конф., посвящ. 70-летию СГГА (Новосибирск, 11–21 марта 2003): сб. материалов конф. Ч. 2. Новосибирск, 2003: 11–12.
20. Пат. на винахід 58557 UA. **Спосіб очистки ґрунту від важких металів та радіонуклідів** / Г.М. Ніковська, З.Р. Ульберг, Л.О. Коваль; опубл. 15.08.2003, Бюл № 8.
21. Пат. на винахід 90279 UA. **Стрес-толерантна трансгенна рослина пшениці** / С. Макнейл, АУ, Д. Чемберлейн, АУ, Р. Боувер, NZ; опубл. 26.04.2010, Бюл.№ 8.
22. Пат. на изобретение 2157605 RU. **Способ рекультивации земель** / С.И. Зарубин, А.Г. Ананенков, Г.Л. Ставкин, Н.В. Рыжук, В.М. Поляков; № 2000106893 ДЗ; Заявл. 22.03.2000; Опубл. 20.02.2000, Бюл. № 29.
23. Пат. на корисну модель 20299 UA. **Спосіб детоксикації важких металів у системі ґрунт – рослина** / А.І. Фатєєв, В.Л. Самохвалова; опубл. 15.01.2007, Бюл. № 1.
24. Пат. на корисну модель 25274 UA. **Спосіб вирощування сільськогосподарських культур на ґрунтах, забруднених радіонуклідами і/або важкими металами** / С.М. Абрамов, В.І. Сопельник; опубл. 10.08.2007, Бюл. № 12.
25. Пат. на корисну модель 25456 UA. **Кондуктометричний біосенсор для визначення концентрації іонів важких металів у водних розчинах** / О.О. Солдаткін, С.В. Дзядевич, О.П. Солдаткін, Г.В. Єльська; опубл. 10.08.2007, Бюл. № 12.
26. Пат. на корисну модель 26085 UA. **Агроекологічний препарат "біокольчуга"** / С.М. Абрамов, В.І. Сопельник; опубл. 10.09.2007, Бюл. № 14.
27. Пат. на корисну модель 27284 UA. **Мультибіосенсор для визначення концентрацій токсичних речовин у водних розчинах** / О.О. Солдаткін, В.М. Архіпова, С.В. Дзядевич, О.А. Назаренко, О.П. Солдаткін, Г.В. Єльська, О.С. Павлюченко, О.Л. Кукла; опубл. 25.10.2007, Бюл. № 18.
28. Пат. на корисну модель 34132 UA. **Органомінеральне пастоподібне добриво** / С.М. Абрамов, В.І. Сопельник, К.В. Сопельник; опубл. 25.07.2008, Бюл. № 14.
29. Пат. на корисну модель 38149 UA. **Спосіб рекультивації териконів** / О.В. Бутюгін, М.Б. Узденніков, Ю.М. Зубкова, М.В. Гнеденко; опубл. 25.12.2008, Бюл. № 24.
30. Пат. на корисну модель 45299 UA. **Спосіб рекультивації териконів** / О.В. Бутюгін, М.Б. Узденніков, М.В. Гнеденко; опубл. 0. 11.2009, Бюл. № 21.
31. Пат. на корисну модель 4726 UA. **Спосіб очищення техногенно забруднених ґрунтів від важких металів** / М.М. Дронь, Ф.О. Чмиленко, Н.М. Смітюк; опубл. 15.02.2005, Бюл. № 2.

32. Пат. на корисну модель 50789 UA. **Спосіб очищення ґрунтів породного відвалу вугільних шахт від важких металів** / М.Я. Гавриляк, В.І. Баранов; опубл. 25.06.2010, Бюл. № 12.
33. Пат. на корисну модель 56958 UA. **Спосіб управління міграцією біоелементів у системі “ґрунт – корми – організм курей-несучок – людина”** / Л.Г. Засипка, Л.О. Тарасенко, І.В. Макаріхіна, П.С. Ніков, М.П. Любчак, Л.В. Степанова, В.В. Бабієнко; опубл. 25.01.2011, Бюл. № 2.
34. Пат. на корисну модель 76416 UA. **Фіторемедіаційний спосіб очищення ґрунтів від важких металів** / О.П. Корж, І.Г. Савченко, Н.О. Гура; опубл. 10.01.2013, Бюл. № 1.
35. Пат. на корисну модель 77228 UA. **Препарат комплексної дії для використання у сільському господарстві та рекультивації техногенно змінених ґрунтів** / О.В. Карпенко, Н.С. Щеглова, Р.І. Вільданова-Марцишин, В.І. Баранов, О.М. Шульга; опубл. 11.02.2013, Бюл. № 3.
36. Пат. на корисну модель 85002 UA. **Спосіб ремедіації техногенно забрудненого важкими металами ґрунту** / В.Л. Самохвалова, А.І. Фатєєв, С.Г. Зуза, В.О. Зуза; опубл. 11.11.2013, Бюл. № 21.
37. Пат. на корисну модель 85544 UA. **Спосіб екологічної реабілітації ґрунту, техногенно забрудненого переважно кадмієм, свинцем, цинком та хромом** / В.Л. Самохвалова, А.І. Фатєєв, С.Г. Зуза, В.О. Зуза; опубл. 25.11.2013, Бюл. № 22.
38. *Позняк С.С.* Содержание некоторых тяжелых металлов в растительности полевых и луговых агрофитоценозов в условиях техногенного загрязнения почвенного покрова. **Вестник Томского ГУ.** Сер. биол., 2011; 1(13): 123–137.
39. *Покровская С.П.* Деконтаминация загрязненных почв. **Экономика сельского хозяйства России**, 1997; 2: 22.
40. *Прасад М.Н.* Практическое использование растений для восстановления экосистем, загрязненных металлами. **Физиол. растений**, 2003; 50(5): 764–780.
41. *Ревелль П.* Среда нашего обитания: в 4-х книгах. Кн. 1. **Народонаселение и пищевые ресурсы** / пер. с англ.; П. Ревелль, Ч. Ревелль. Москва: Мир, 1994: 340.
42. *Ревелль П.* Среда нашего обитания: в 4-х книгах. Кн. 2. **Загрязнения воды и воздуха** / пер. с англ.; П. Ревелль, Ч. Ревелль. Москва: Мир, 1995: 296.
43. *Самохвалова В.Л., Фатєєв А.І., Зуза С.Г., Зуза В.О.* Спосіб ремедіації ґрунту техногенно забрудненого важкими металами. **Агрохімія та ґрунтознавство**, 2013; 80: 101–110.
44. *Сахвадзе Л., Трапаидзе М., Джишиашвили Л.* и др. Биорекультивация нарушенных ландшафтов с использованием удобрений, изготовленных на базе местного сырья. **Min. J**, 2001; 2: 59–60.
45. *Сорокин Д.Ю., Лысенко А.М., Митюшина Л.Л.* Выделение и характеристика алкалофильных хемоорганотрофных бактерий, окисляющих восстановленные неорганические серные соединения до тетрагидрата. **Микробиология**, 1996; 65: 370–383.
46. *Тимова В.И., Дабахов М.В., Дабахова Е.В., Краснов Д.Г.* **Рекомендации по экологической оценке и мерам снижения загрязнений почв и прилегающих к сельскохозяйственным угодьям компонентов окружающей среды:** науч.-метод. работа. Н. Новгород: Изд-во ВВАГС, 2005: 60 с.
47. *Ульяненко Л.Л., Филипас А.С., Алексахин Р.Л.* Использование биологически активных веществ при реабилитации техногенно загрязненных сельхозугодий. **Вести Рос. акад. с.-х. наук**, 1999; 2: 49–51.
48. *Фатєєв А.І., Самохвалова В.Л.* **Детоксикація важких металів у ґрунтовій системі:** метод. рекомендації. Харків: КП “Міськдрук”, 2012. 70 с.
49. *Чернавская М.М., Плескачева Т.Б., Воронежская Н.И.* и др. Разработка защитных механизмов при экологических загрязнениях почв тяжелыми металлами на основе биоаккумуляции. **Обз. инф. науч. и техн. аспекты охраны окружающей среды / ВИНТИ.** 1997; 4: 23–26.

50. Ягафарова Г.Г., Хлесткин Р.Н. Биопрепарат для уменьшения загрязнения воды и почвы. **Башкирский химический журнал**, 1994; 1(3): 46–47.
51. Яковишина Т.Ф. Детоксикация загрязненных тяжелыми металлами черноземов обыкновенных северной Степи Украины: дис.... канд. с.-х. наук: 03.00.16 / Яковишина Татьяна Федоровна. Днепропетровск, 2006. 226 с.
52. Янчев И.И. Возможности на конопа (*Cannabis sativa* L.) за ограничаване на почвеното замърсяване с тежки метали. **Растениевъдство наука**, 2000; 37(7): 532–537.
53. Asp S., Hultin S., Stolt P. Cadmium accumulation in wheat and durum wheat in relation to Cd extracted from the soil and Cd in the soil solution: Tez. International Symposium on Soil and Plant Analysis, Edmonton July 21–27, 2001. **Commun. Soil Sci. and Plant Anal**, 2002; 33 (15-18): 2404 - 2416.
54. Bateman J.C., Chanasyk D.S. Effects of deep ripping and organic matter amendments of Ap horizons of soil reconstructed after coal strip-mining. **Can. J. Soil. Sci**, 2001; 81(1): 113–120.
55. Billings J.F., Griswold J.E., Billings B.G. Biosparking results: How clean is the site? In Situ Aeration: Air Sparking, Bioventing, Relet. Rem. Processes, (**Pap. Int. In Situ On-Site Bioreclam. Symp.**), 3<sup>rd</sup>. Edited by: Hinchey, Robert E.; Miller, Ross N.; Johnson, Paul C. Battelle Press: Columbus, Ohio. 1995: 111–120.
56. Blaylock Michael J., Elless Mark P., Huang Jianwei W., Duchenkov Slavik M. Phytoremediation of lead-contaminated soil at a New Jersey brown field site. **Remediation**, 1999; 9(3): 93–101.
57. Briseid T. **Remediation of contaminated soils and waste materials. Bioleaching and biosorption of heavy metals**. Subtask 2.6. Experimental study with waste and electron donor. Subtask 2.9. Isolation /selection H<sub>2</sub>S tolerant SRB's. Report, STEP-CT-90-0073; Order № PB95-224804GAR: 58. Avail. HTIS From: Gov. Rep. Announce. Index (U.S.) 1995; 95(17), Abstr. 17-01, 1994: 715.
58. Burke G.K., Rhodes D.K. Alternative systems for in situ bioremediation: Enhanced control and contact. In Situ Aeration: Air Sparking, Bioventing, Relet. Rem. Processes, (**Pap. Int. In Situ on - Site Bioreclam. Symp**), 3<sup>rd</sup>. Bettelle Press: Columbus, Ohio. 1995: 267–534.
59. Carvalho Kathleen M., Gallardo Maria T., McGettigan Mellissa J., Martin Dean F. Remediation of selenium contamination by plants and microbes: An annotated bibliography. **Fla Sci**, 2000; 63(3): 133–141.
60. Clicquot de Mentque Cecile. La phyto-remediation ou les bienfaits des plantes. **Environ. Mag**, 1998; 1569: P. 51.
61. Entry J.A., Vance N.C., Hamilton M.A., Zabowski D. In-situ remediation of soil contaminated with low concentrations of radionuclide's. In-Situ Rem.: **Sci. Basis Curr. Future Technol., Hanford Symp. Health Environ**, 33<sup>rd</sup>, V.2, Bettelle Press: Columbus, Ohio. 1994: 1055–1066.
62. Eriksson J., Ledin Stig. Changes in phytoavailability and concentration of cadmium in soil following long term Salix cropping. **Water, Air, and Soil Pollut**, 1999; 114 (1–2): 171–184.
63. Evanko C.R., Dzombak D.A. Remediation of Metals-Contaminated Soils and Groundwater. **Technology Evaluation Report TE-97-01**. 1997.
64. Gao Y., He J., Ling W. et al. Effects of organic acids on cooper and cadmium desorption from contaminated soils. **Environ. Int**, 2003; 29: 613–618.
65. Gioaguen V., Morvan H. Removal of heavy metal ions from aqueous solution by modified bards. **J. Environ. Sci. and Health. A**, 1997; 32(4): 901–912.
66. Gomez C., Bosecker K. Leaching heavy metals from contaminated soil by using Thiobacillus ferrooxidans or Thiobacillus thiooxidans. **Geomicrobiology J**, 1999; 16: 233–244.
67. Graves D., Burnham S. In situ vamoose zone bioremediation of diesel in shallow unsaturated soil. Proc., Annu. Meet. Air Waste Manage. Assoc., 87<sup>th</sup> (14 A), **Contaminated Site Remediation Technologies, Paper 94-WP102.03**, 1994: 1–11.
68. Ho Sa V., Brodsky Philip H. In-situ remediation of contaminated heterogeneous soils. U.S. US 5476992 A 19.12.1995: 17.

69. Huang Jianwei W., Chen Jianjun, Berti William R., Cunningham Scott D. Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. **Environ. Sci. and Technol**, 1997; 31(3): 800–805.
70. Hurttl Reinhard F., Weber Ed. Forest ecosystem development in post-mining landscapes: A case study of the Lusatian lignite district. **Naturwissenschaften**, 2001; 88 (8): 322–329.
71. **In-situ Bioremediation Using Horizontal Wells** (ISB). [Electronic resource] – Available from: <http://www.gnet.org/gnet/tech/reports/ESM.HTM>, 1996.
72. Irving M., Williams R.J. **Order of stability of metal complexes**. Nature, 1948; 162: 746–747.
73. Józwiakowski K., Gilewska M. Analiza gruntowo-korzeniowej oczyszczalni ścieków na obszarze chronionego krajobrazu. Ogólnopol. konf. nauk. **Przyr. i techn. probl. ochr. i kształt. środow. rol**, Poznań, 4–5 wrzes., 1997; 19(1): 71–78.
74. Juwarkar A.A., Nair A., Dubey K.V. et al. Biosurfactant technology for remediation of cadmium and lead contaminated soils. **Chemosphere**, 2007; 68: 1996–2002.
75. Kanmegne J., Bayomock L.A., Duguma B., Lapido D.O. Screening of 18 agroforestry species for highly acid and aluminum toxic soils of the humid tropics. **Agro forestry Syst**, 2000; 49(1): 31–39.
76. Khan F.I., Husain T., Hejazi R. An overview and analysis of site remediation technologies. **J. Environ. Microbiol**, 2004; 71: 95–122.
77. Laursen, Soeren Dan. Kemi. Terrestrial electrochemistry. Are we getting closer to the solution of the heavy metal problem in soils? **Environ. Sci. Technol**, 1996; 77(5): 26–28.
78. Lawrence A.W., Miller D.L., Miller J.A. et al. *In situ* bioinventing at a natural gas dehydrator site: Field demonstration. In *Situ Aeration: Air Sparking, bioinventing, Relet. Rem. Processes (Pap. Int. In Situ on – Site Bioreclam. Symp.)*, 3<sup>rd</sup>, 1995: 581–592.
79. Li Yin-M., Chaney Rufus L., Brewer Eric P. et al. Phytoextraction of nickel and cobalt by hyper accumulator *Alyssum* species grown on nickel-contaminated soils. **Environ. Sci. and Technol**, 2003; 37(7): 1463–1468.
80. Long Xinxian, Yang Xiao, Ni Wuzhong Current state and prospects of cleaning soil polluted by heavy metals. **Chin. J. Appl. Ecol**, 2002; 13(6): 757–762.
81. Luo Y.M. Current Research and Development in Soil Remediation Technologies. **Progress in Chemistry**, 2009; 21: 558–565.
82. Löser C., Zehndorf A., Hoffman P., Seidel H. Remediation of heavy metal polluted sediment by suspension and solid bed leaching: Estimate of metal removal efficiency. **Chemosphere**, 2007; 66: 1699–1705.
83. Margesin R., Zimmerbauer A., Schinner F. Monitoring of bioremediation by soil biological activities. **Chemosphere**, 2000; 40: 339–346.
84. Maslin P., Maier R.M. Biosurfactant – induced protection against cadmium toxicity during phenanthrene degradation in soil. **Abstr. 99<sup>th</sup> Gen. Meet. Amer. Soc. Microb.** (Chicago, May 30 – June 3, 1999). Washington (D.C.), 1999: 591.
85. Mulligan C.N., Yong R.N., Gibbs B.F. Surfactant-enhanced remediation of contaminated soil: a review. **Engineering Geology**, 2001; 60: 371–380.
86. Oylar P.E., John A. *In situ* stabilization of metals contaminated soil near a smelter: An ecological remediation of a Superfund site. **Technology Evaluation Report**. 1995.
87. **Patent US № 6074988 Soilless growth medium including soluble silicon** / Paul A. King, Shivakumar Reddy; Filed: 14.01.1998; Publ. 13.06.2000.
88. **Patent US № 6205708 Treatment material pumping system** / Gatliff Edward G. Filed: 17.11.1998; Publ. 27.03.01.
89. Phillips Theresa M., Liu Dickson, Seech Alan G. et al. Bioremediation in field box plots of a soil contaminated with wood-preservatives: A comparison of treatment condition using toxicity testing as a monitoring technique. **Water, Air, and Soil Pollut**, 2000; 121(1–4): 173–187.
90. Robinson Brett H., Leblanc Marc, Perit Daniel. The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. **Plant and Soil**, 1998; 203(1): 47–56.

91. *Ronald J. LeBlanc, Peter Matthews, Roland P. Richard.* Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource. **United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT)**, 2008: 608.
92. *Sanchez A., Ballester A., Blazquez M.L.* et al. Biosorption of copper and zinc by *Cymodocea nodosa*. **Microbiol. Rew.**, 1999; 23: 527–536.
93. *Schneegurt M.A., Jain J.C., Menicucci J.A.* Biomass byproducts for the remediation of wastewaters contaminated with toxic metals. **Environ. Sci. Technol.**, 2001; 35: 3786–3791.
94. *Shi Yuan-zhi, Ma Li-feng, Han Wen-yan, Ruan Jian-yun.* Investigation of absorption and accumulation of Pb plants tea bush. **Sci. Agr. Sin.**, 2003; 36 (11): 1272–1278.
95. *Stilwell D.E., Gorny K.D.* Contamination of soil with copper, chromium, and arsenic under decks built from pressure treated wood. **Bull. Environ. Contam. And Toxicol.**, 1997; 58(1): 22–29.
96. **U.S. EPA (1996b), Report:** Recent Developments for In Situ Treatment of Metals-contaminated Soils, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, draft.
97. **U.S. EPA (1996c), Engineering Bulletin:** Technology Alternatives for the Remediation of Soils Contaminated with Arsenic, Cadmium, Chromium, Mercury, and Lead, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Cincinnati, OH, draft.
98. *Van Den Bos Valerie.* Depollution des sols: Cing biocentres en projet. **Usine Nouv.**, 1997; 2605: 28.
99. *Wang Haiyan, Sun Xiangyang.* Studies on heavy metal pollution in soil-plant system: A review. **Forest. Stud. China**, 2003; 5(1): 55–62.
100. *Wang Qing-Ren, Cui Yan-Shan, Dong Yi-Ting.* Phytomelioration – an effective approach to cleaning of soils contaminated by heavy metals. **Acta Ecol. Sin.**, 2001; 21(2): 326–331.
101. *Wu Longhua, Gao Zigin* Effect of organic material on the transformation and translocation of metal oxides in white soil and their effect on soil fertility. **Chain. J. Appl. Ecol.**, 1999; 10(4): 423–426.
102. *Xu Xingkai, Zhang Sujun.* Influence of rhizosphere organic material for heavy metals in the coastal saline soil and distribution of natural soil forms of iron. **Chin. J. Appl. Ecol.**, 1999; 10(4): 430–432.
103. *Zhu D., Schwab A.P., Banks M.K.* Heavy metal leaching from mine tailings as affected by plants. **J. Environ. Qual.**, 1999; 28(6): 1727–1732.

---

## BIOLOGICAL METHODS OF REMEDIATION OF SOIL CONTAMINATED BY HEAVY METALS

**V. L. Samokhvalova**

*NSC "Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after O.N. Sokolovsky"  
4, Chaikovsky St., Kharkov 61024, Ukraine  
e-mail: v.samokhvalova @ mail.ru*

Talking into account the analysis and synthesis of the retrospective of results of information-analytical studies an overview of the available scientific information on biological methods of remediation soils contaminated by heavy metals, as part of the developed methods of ecological rehabilitation of soils is presented. The advantages and limitations of using class methods of biological remediation of soil contamination are allocated and analyzed. Biodegradation and bioaccumulation are the most popular and dynamically developing areas of detoxification and decontamination of chemically contaminated soils. The biological methods provide ecologically safe remediation of soil improvement without intervention in natural processes. A conceptual model of the biological



methods for contaminated soils is proposed. It includes optimization of soil environment and improves properties of soil system. Biodecontamination and bioremediation are recommended by expanding populations of soil microorganisms, using plants by simultaneous exposure to biological and inert component of the soil. Perspectives of further development of methods for bioremediation of soils under heavy metal contamination factor are defined.

**Keywords:** contaminated soil, remediation, biological methods, heavy metals.

## **БИОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ РЕМЕДИАЦИИ ПОЧВ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ**

**В. Л. Самохвалова**

*ННЦ "Институт почвоведения и агрохимии имени А.Н. Соколовского"  
ул. Чайковская, 4, Харьков 61024, Украина  
e-mail: v.samokhvalova@mail.ru*

На основе анализа и обобщения результатов ретроспективных информационно-аналитических исследований представлен обзор имеющейся научной информации касательно биологических методов ремедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами, как составляющей разработанной системы методов экологической реабилитации почв. Выделены и проанализированы преимущества и ограничения использования класса биологических методов ремедиации почв, групп методов биодеградации загрязнения и бионакопления, как наиболее распространенных и динамично развивающихся направлений детоксикации и деконтаминации химически загрязненных почв. Биологические методы ремедиации обеспечивают экологически безопасное улучшение состояния почв без кардинального вмешательства в природные процессы. Предложена концептуальная модель использования биологических методов на загрязненных почвах, включающая оптимизацию почвенной среды и улучшение свойств почвенной системы; биодетоксикацию и биодеконтаминацию путем расширения популяций почвенных микроорганизмов; использование фитомелиорантов при одновременном воздействии на биологическую и косную составляющие почвы. Определены перспективы дальнейшего развития методов биоремедиации почв при воздействии фактора загрязнения тяжелыми металлами.

**Ключевые слова:** загрязненная почва, ремедиация, биологические методы, тяжелые металлы.

Одержано: 24.01.2014