

MAŁGORZATA WÓJCIK

Zakład Fizjologii Roślin, Instytut Biologii
Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej
Akademicka 19, 20-033 Lublin
e-mail: mwojcik@biotop.umcs.lublin.pl

FITOREMEDIACJA — SPOSÓB OCZYSZCZANIA ŚRODOWISKA

Wszechstronna i intensywna w ostatnich dziesięcioleciach działalność człowieka spowodowała postępujące zanieczyszczenie środowiska naturalnego. Ścieki, odpady organiczne i nieorganiczne, a także pyły i dymy dostające się do atmosfery, wód powierzchniowych, gruntowych oraz gleby, stanowią potencjalne zagrożenie nie tylko dla funkcjonowania ekosystemów, lecz także dla zdrowia człowieka. Dotychczas stosowane metody oczyszczania środowiska są bardzo kosztowne. Wymagają wyszukanego sprzętu i często są trudne w realizacji, zwłaszcza, gdy chodzi o niewielkie zanieczyszczenia na dużych obszarach, a poza tym ich wprowadzanie niszczy całą aktywność życiową oczyszczanych środowisk (BAKER i współaut. 1995, CUNNINGHAM i współaut. 1995, SALT i współaut. 1995, BOYAJIAN i SUMNER 1997, ENSLEY i współaut. 1997). Dlatego poszukuje się nowych, skutecznych i bardziej ekonomicznych rozwiązań. Jednym z nich, budzącym coraz większe zainteresowanie i nadzieje, może być wykorzystanie roślin do oczyszczania środowiska w procesie zwanym fitoremediacją. Najogólniej, terminem tym określa się zabiegi polegające na użyciu roślin do degradowania, ekstrakcji lub stabilizacji zanieczyszczeń (CUNNINGHAM i współaut. 1996).

Fitoremediacja jest stosunkowo młoda, ale dynamicznie rozwijająca się dziedzina bioremediacji, czyli wykorzystania organizmów żywych do oczyszczania środowiska (BOYAJIAN i DEVEDJIAN 1997). Przez ostatnie 15. lat, najpopularniejszym i prawie wyłącznie wprowadzanym w życie działem bioremediacji była remediacja bakteryjna, wykorzystująca mikroorganizmy głównie do degradacji zanieczyszczeń organicznych (BOYAJIAN i DEVEDJIAN 1997). Z tego powodu termin „bioremediacja” jest przez niektórych zawężany jedynie do tych procesów (SALT i

współaut. 1995). W ostatnich latach rozwija się także wiedza o tak zwanej rizodegradacji (ang. rhizodegradation, plant assisted bioremediation, phytoremediation *ex planta*). W procesie tym eksudaty korzeniowe roślin wzmagają zdolność bakterii i innych mikroorganizmów żyjących w rizosferze do degradacji związków organicznych (SALT i współaut. 1995, 1998).

Termin fitoremediacja (ang. phytoremediation) pochodzi od greckiego słowa *phyton* — roślina i łacińskiego *remediare* — oczyszczać. Inne stosowane nazwy to green-, botano-, plant-based remediation (CUNNINGHAM i współaut. 1995, KONDZIELSKI i współaut. 1996), fitosanitacja (CHOMCZYŃSKA 1997).

Wykorzystanie roślin do oczyszczania środowiska jest ideą bardzo starą i nie można jej wyprowadzić z jakiegoś konkretnego źródła (SALT i współaut. 1995, ENSLEY i współaut. 1997). Już w XVII wieku w Niemczech wykorzystywano naturalne obszary podmokłe do oczyszczania ścieków miejskich (CUNNINGHAM i współaut. 1995, 1996). W początkach ery atomowej (lata 60.) w Związku Radzieckim prowadzono intensywne badania nad wykorzystaniem roślin wodnych i roślin terenów podmokłych do oczyszczania wód skażonych radionuklidami (SALT i współaut. 1995, ENSLEY i współaut. 1997). Począwszy od lat 70. coraz częściej tworzonego różnego typu obszary podmokłe (tzw. wetlandy) do oczyszczania kwaśnych wód kopalnianych, ścieków rolniczych, przemysłowych i miejskich (BOYAJIAN i SUMNER 1997). Początkowo były one oparte na naturalnych populacjach roślinnych, wykazujących zdolność utylizacji odpadów, później wprowadzano ekosystemy i gatunki zmodyfikowane przez człowieka.

Również eliminacja zanieczyszczeń z atmosfery ma długą historię. Opierając się na zdol-

ności roślin do absorbowania substancji gazowych z powietrza, od ponad 40. lat w Europie wykorzystuje się rośliny do eliminacji różnych skażeń atmosferycznych (CUNNINGHAM i OW 1996, CUNNINGHAM i współaut. 1996, KONDZIELSKI i współaut. 1996).

Zastosowanie roślin do oczyszczania gleb jest stosunkowo nową dziedziną badań, mimo, że już w średniowieczu dostrzegano związek między składem mineralnym gleby a porastającą ją roślinnością. Roślinność ta często wykazywała zmiany teratologiczne, była karłowata lub z cechami gigantyzmu, często przybierała charakterystyczne zabarwienie, na przykład niebieskie w przypadku gleb niklowych (BAKER i współaut. 1988, BAKER i BROOKS 1989). Zauważono też, że na niektórych terenach szczególnie bogatych w jakieś metale, rosną określone gatunki roślin, bardzo tolerancyjne w stosunku do danego metalu. Nazywa się je metalofitami (termin ten odnosi się do roślin rosnących tylko na glebach bogatych w metale) (BA-

KER i współaut. 1988). Wyjątkowo wysoką tolerancję na metale wykazują też rośliny nazywane hiperakumulatorami, gromadzące w suchej masie organów nadziemnych ponad 1% metalu, co odpowiada 10–100-krotnie większej akumulacji w stosunku do innych gatunków roślin (BAKER i BROOKS 1989, CHANEY i współaut. 1995). Metalofity i hiperakumulatory były kiedyś wykorzystywane jako wskaźniki występowania rud metali (REEVES i BROOKS 1983, BAKER i współaut. 1988, REEVES i współaut. 1995), dziś próbuje się je stosować do oczyszczania gleb skażonych metalami ciężkimi (KNIGHT i współaut. 1997).

Rośliny mogą usuwać z gleb, wód i atmosfery zanieczyszczenia organiczne, metale ciężkie, substancje radioaktywne, nadmiar soli. W zależności od rodzaju zanieczyszczenia i sposobu jego detoksykacji, wyróżnia się kilka metod fitoremediacji: fitodegradację, wolatilizację, fitostabilizację, rizofiltrację i fitoekstrakcję.

FITODEGRADACJA

Zastosowanie roślin w procesie fitodegradacji (ang. phytodegradation) dotyczy wyłącznie toksycznych związków organicznych. Po wnikięciu do rośliny ich los może być różny (CUNNINGHAM i współaut. 1995, BOYAJIAN i SUMNER 1997, SALT i współaut. 1998). Mogą być one akumulowane w tkankach w niezmiennym formie, czasem ulegają przekształceniu w nietoksyczne związki, wbudowywane następnie do składników strukturalnych komórki, bądź uwalniane z roślin do środowiska. W pewnych przypadkach pobrane substancje mogą być rozkładane do CO_2 i H_2O . Opisano wiele roślin potencjalnie użytecznych w fitodegradacji, wśród nich najefektywniejsze są trawy oraz rośliny motylkowate (CUNNINGHAM i współaut. 1996, WILTSE i współaut. 1998). Należy podkreślić, że bardzo duże znaczenie w zwiększaniu wydajności tego procesu mają symbiotyczne mikroorganizmy, głównie glebowe, żyjące w sąsiedztwie korzeni, ale również w tkankach roślin i na powierzchni liści (CUNNINGHAM i współaut. 1996, SALT i współaut. 1998).

Wśród związków organicznych neutralizowanych przez rośliny najczęściej wymienia się (CUNNINGHAM i współaut. 1995, 1996, CUNNINGHAM i OW 1996, BOYAJIAN i CARREIRA 1997, SALT i współaut. 1998): ropopochodne węglowodory alifatyczne i policykliczne węglowodory aromatyczne, herbicydy i pestycydy chlorowcopochodne (np. PCBs, TCE), wybielacze, insektycydy fosforoorganiczne (diazanon, parathion),

materiały pirotechniczne (TNT — trinitrotoluen, DNT — dinitrotoluen, nitrogliceryna), substancje powierzchniowo czynne — detergenty, środki konserwujące drewno.

Substancje te często wykazują strukturalne i chemiczne podobieństwo do związków naturalnie występujących w środowisku życia roślin (toksyny uwalniane przez bakterie, grzyby, owady; związki allelopatyczne i inne) i mogą być degradowane przez endogenne enzymy roślinne. Enzymy te należą do kilku klas, są to między innymi nitroreduktazy, lakazy, dehalogenazy, nitrylasy, peroksydazy (CUNNINGHAM i współaut. 1996, BOYAJIAN i CARREIRA 1997, BOYAJIAN i DEVEDJIAN 1997). Działanie tych enzymów nie ogranicza się jedynie do wnętrza roślin, ich aktywne formy spotyka się również w glebie i w osadach.

W fitodegradacji bardzo ważnym zagadnieniem jest poszukiwanie gatunków roślin zdolnych do produkcji odpowiednich enzymów (BOYAJIAN i SUMNER 1997). Istnieje kilka sposobów ich identyfikacji w roślinach (BOYAJIAN i DEVEDJIAN 1997). Jeden z nich obejmuje wykrywanie i izolację enzymów rozkładających zanieczyszczenia, pochodzących z innych niż roślinne źródła (bakterie, grzyby), a następnie poszukiwanie takich enzymów w tkankach roślin. Inną metodą polega na wprowadzeniu do hodowli komórek roślinnych lub ekstraktów z roślin zanieczyszczeń organicznych oraz badaniu produktów ich rozkładu, jak również obecności

i aktywności uczestniczących w tym procesie enzymów. Enzymy te izoluje się i testuje następnie na innych roślinach. Trzeci sposób to izolacja odpowiednich enzymów z gleby i poszukiwanie roślin, które je wytwarzają. Ostatnio opracowano w tym celu interesującą metodę immunologiczną, polegającą na wytwarzaniu przeciwciał w stosunku do izolowanych enzymów glebowych (BOYAJIAN i DEVEDJIAN 1997, BOYAJIAN i SUMNER 1997). Z użyciem tych przeciwciał identyfikuje się następnie rośliny, mogące być źródłem owych enzymów. Kolejnym etapem jest sprawdzenie w laboratorium, czy zidentyfikowane w roślinach enzymy są aktywne i czy występują w ilościach wystarczających, aby zakwalifikować dany gatunek roślinny jako użyteczny w fitodegradacji. Dzięki tej metodzie wykryto w roślinach szereg enzymów neutralizujących zanieczyszczenia, między innymi nitroreduktazę i arylodehalogenazę. Dodatkową jej zaletą jest użycie do oczyszczania terenów skażonych gatunków rodzimych, co eliminuje kosztowną introdukcję i utrzymanie roślin obcych. Powyższe fakty zwiększają także społeczną akceptację takiej metody oczyszczania.

Obok tradycyjnych metod selekcyjnych i odpowiednich zabiegów agrotechnicznych, mających na celu podniesienie efektywności fitodegradacji, coraz większe zainteresowanie budzi również genetyczna modyfikacja roślin. Prowadzi się prace nad zwiększeniem poziomu naturalnie występujących w roślinach enzymów degradujących toksyczne związki organiczne, nad korzystnymi modyfikacjami morfologii korzeni

(wzrost masy, powierzchni kontaktu z glebą) i polepszaniem wydajności mikroorganizmów glebowych, współżyjących z korzeniami roślin (CUNNINGHAM i OW 1996, CUNNINGHAM i współaut. 1996). Uzyskano również transgeniczne rośliny z transgenami bakteryjnymi i grzybowymi umożliwiającymi rozkład herbicydów oraz z transgenami owadów i ssaków, warunkującymi tolerancję na pewne pestycydy i insektycydy (CUNNINGHAM i współaut. 1995, 1996). Zabiegi te jednakże mogą budzić pewne obawy związane z ryzykiem, jakie niesie za sobą wprowadzanie do naturalnych środowisk roślin transgenicznych.

Mimo, że wewnątrzkomórkowe mechanizmy degradacji związków organicznych nie są jeszcze do końca poznane, a większość badań ogranicza się na razie do prób laboratoryjnych, kilka projektów badawczych prowadzonych w warunkach polowych zakończyło się sukcesem. Fitodegradacja okazała się skuteczną metodą oczyszczania terenów skażonych związkami TCE przy użyciu topoli, a zanieczyszczeń TNT z zastosowaniem roślin wodnych i wilgociolubnych (BOYAJIAN i CARREIRA 1997, WATANABE 1997). Topola używana jest również do absorpcji niektórych pestycydów i herbicydów, natomiast w symbiozie z bakteriami rozkłada węglowodory. Węglowodory ropopochodne oraz środki konserwujące drewno w zadowalającym stopniu wyeliminowano ze skażonych terenów przy użyciu pewnych gatunków traw (CUNNINGHAM i współaut. 1996, BOYAJIAN i CARREIRA 1997).

WOLATYLIZACJA

Proces wolatilizacji (ang. volatilization) polega na pobieraniu przez rośliny z gleby pewnych substancji nieorganicznych oraz uwalnianiu ich do atmosfery w postaci lotnej. Do tej pory metoda ta znalazła zastosowanie w oczyszczaniu środowisk zanieczyszczonych selenem, pracuje się nad wykorzystaniem jej w przypadku skażeń rtęcią (CUNNINGHAM i OW 1996, RUGH i współaut. 1996).

Selen występuje zwykle w glebach w niewielkich ilościach i w formie związanej, niedostępnej dla roślin. Jednak na niektórych obszarach, na przykład na pastwiskach centralnej Azji, Australii i Ameryki Północnej, gleby zawierają duże ilości tego pierwiastka w formie łatwo przyswajalnej dla roślin, co było powodem licznych zatrueń zwierząt i ludzi. Śladowe ilości Se są niezbędne do życia zwierząt, większe stężenia są bardzo toksyczne. Wynika to z dużego podobieństwa chemicznego selenu do siarki, która

Se podstawia w ważnych związkach biologicznych, na przykład w aminokwasach, tworząc bardzo toksyczne selenobiałka (HARBORNE 1997).

Fitoremediacja terenów zanieczyszczonych selenem obejmuje 3 główne mechanizmy: pobieranie i akumulację tego pierwiastka w tkankach, uwalnianie selenu z roślin w postaci lotnej oraz aktywację mikroorganizmów w ryzosferze do tworzenia lotnych form selenu (BANUELOS i współaut. 1997).

Niektóre rośliny, należące głównie do rodziny krzyżowatych (np. *Brassica*, *Stanleya*), motylkowatych (np. *Astragalus*) oraz złożonych (np. *Oenopsis*, *Xylorhiza*) wykształciły zdolność akumulacji dużych ilości selenu. Mogą one gromadzić od 1 000 do nawet 5 000 mg Se/kg s.m. (REEVES i współaut. 1995, BANUELOS i współaut. 1997), podczas gdy u większości gatunków stwierdza się do 5 mg Se/kg s.m. (HARBORNE

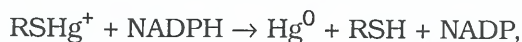
1997). Selen jest pobierany przez rośliny w formie rozpuszczalnych jonów SeO_4^{2-} i SeO_3^{2-} (podobnie jak jony SO_4^{2-} i SO_3^{2-}). Przyswojony przez korzenie podlega procesom metabolicznym analogicznym do przemian siarki (ZAYED i TERRY 1994, TERRY i ZAYED 1998), w wyniku których powstają lotne związki selenu, takie jak dimetyloselenki (DMSe) lub dimetylodiselenki (DMDSe), o wyraźnym zapachu czosnku. Szczególnie wysoką intensywność wolatylizacji tego pierwiastka stwierdzono między innymi u ryżu, kapusty i brukoli. Z badań toksykologicznych przeprowadzonych na szczurach wynika, że DMSe jest 500-700 razy mniej toksyczny w porównaniu z nieorganicznymi związkami selenu.

U roślin procesy wolatylizacji zachodzą głównie w korzeniach. Może to wynikać bądź ze wzmożonego metabolizmu Se w tych organach, bądź z bezpośredniego udziału w tym procesie bakterii glebowych, zgromadzonych w rizosferze lub w tkankach korzeni (w cytoplazmie i wakuolach komórek) (ZAYED i TERRY 1994, BANUELOS i współaut. 1997). Tylko do 10% pobranego selenu ulega wolatylizacji, reszta akumuluje się w roślinie w formie różnych związków selenoorganicznych. Materiał roślinny bogaty w selen może być wykorzystany do produkcji papieru lub zużyty jako biopaliwo (obecnie testowana jest wartość oleju uzyskanego z nasion gatunków *Brassica*). Może też być, w odpowiednich proporcjach, zmieszany z paszą podawaną zwierzętom w rejonach, gdzie występuje deficyt Se lub dodawany tam do gleb jako nawóz organiczny (BANUELOS i współaut. 1997, TERRY i ZAYED 1998). W celu zwiększenia wydajności wydzielania selenu w lotnej formie, podejmowane są próby uzyskiwania roślin transgenicznych o podwyższonej produkcji enzymów związanych z metabolizmem Se oraz zwiększonej ilości białkowego przenośnika S (a zatem i Se) — permeazy siarczanowej (TERRY i ZAYED 1998).

Istotne zagrożenie dla środowiska stanowią zanieczyszczenia rtęcią. Jony rtęci bardzo łatwo ulegają w środowisku procesom metylacji z udziałem bakterii i w tej postaci akumulowane są w organizmach bezkręgowców i ryb. Stąd przenikają do dalszych ogniw łańcucha pokarmowego — lokalnych populacji ptaków, ssaków i ludzi, wywołując bardzo ciężkie zatrucia (BALDI 1997, HEATON i współaut. 1998). Dlatego poszukuje się skutecznych metod eliminacji skażeń środowiska tym toksycznym metalem.

Od dawna znana jest odporność na rtęć niektórych bakterii G(-) (RUGH i współaut. 1996, BALDI 1997). Jednym z mechanizmów tej odporności jest redukcja toksycznych jonów Hg^{2+} do

dużo mniej toksycznej formy elementarnej Hg^0 . Za przemiany te odpowiadają białka, kodowane przez geny zlokalizowane na plazmidzie w operonie indukcyjnym. Są to białka regulatorowe i transportujące oraz enzymy: liaza organortęciowa (Mer B) — katalizująca protonolizę wiązań C-Hg uwalniającą jonową rtęć i reduktaza jonów rtęci (Mer A). Reduktaza katalizuje redukcję jonów Hg^{2+} wg równania:



gdzie RSHg^+ jest zawierającą siarkę organiczną solą rtęci. Niejonowa i mniej toksyczna forma Hg^0 jest uwalniana w formie lotnej z komórek.

Poznaną u bakterii metodę detoksykacji rtęci postanowiono zastosować u roślin. Najwcześniej sukcesem zakończyły się próby wprowadzenia zmodyfikowanego genu *mer A* i *mer B* do *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh (RUGH i współaut. 1996, HEATON i współaut. 1998). Transgeniczne rośliny tolerowały wysokie stężenia Hg w podłożu (25-100 μM) oraz uwalniały lotną rtęć do atmosfery. Jednak chociaż *A. thaliana* jest idealną rośliną do badań laboratoryjnych, ze względu na małą biomasę nie nadaje się do praktycznego wykorzystania w procesie fitoremediacji. Dlatego do testów nad możliwością wykorzystania roślin transgenicznych zawierających gen *mer A* w tym procesie wybrano tulipanowca (*Liriodendron tulipifera* L.) oraz tytoń (*Nicotiana tabacum* L.). Prowadzi się także prace nad wprowadzeniem genów *mer A* i *mer B* do trawy *Spartina alterniflora* Loisel, ryżu (*Oryza sativa* L.) oraz situ (*Juncus spp*) i pałki szerokolistnej (*Typha latifolia* L.).

Na obszarach zanieczyszczonych jony Hg^{2+} łatwo ulegają mikrobiologicznej przemianie do bardzo toksycznej metylortęci. Użycie roślin transgenicznych z wbudowanym genem *mer A*, pobierających i przekształcających jony Hg^{2+} do lotnej formy metalicznej mogłoby obniżyć produkcję metylortęci w glebach i osadach. Poza tym rośliny, w których zachodzi ekspresja genu *mer B* mogą pobierać metylortęć z gleby i metalizować ją do jonów Hg^{2+} , akumulowanych w tkankach roślin. Rośliny z wprowadzonymi jednocześnie genami *mer A* i *mer B* są zdolne do pobierania i przemiany w lotną Hg^0 zarówno jonów Hg^{2+} , jak i metylortęci (HEATON i współaut. 1998).

Obecnie planuje się uzyskanie roślin transgenicznych, mających zdolność redukcji do postaci metalicznej toksycznych jonów Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} i Cr^{6+} . Ponieważ jednak metale te nie są uwalniane w stanie lotnym, materiał roślinny zawierający ich elementarne formy musiałby być usunięty ze środowiska. Podstawą tych pla-

nów są wyniki badań, które wykazały, że Mer^{A} wiąże jony Ag^+ , Cu^{2+} i Cd^{2+} na zasadzie kompetycyjnej inhibicji ($K_i = 1, 14$ i $18 \mu\text{M}$, odpowiednio) prawie tak dobrze jak Hg^{2+} ($K_m = 12 \mu\text{M}$).

Niektórzy uważają, że uwalnianie metali w formie lotnej jest związane z pewnym ryzykiem, gdyż zarówno duże lokalne stężenia Se , jak i Hg

w atmosferze mogą być toksyczne dla organizmów (WATANABE 1997). Hg^0 przemieszczana przez wiatry znad oczyszczanych terenów, mogłaby następnie ulegać utlenieniu i odkładać się, choć w mniejszych stężeniach, w innym miejscu, głównie w osadach morskich i lądowych (RUGH i współaut. 1996).

FITOSTABILIZACJA

Istotą fitostabilizacji (ang. phytostabilization) jest zasiedlanie skażonych terenów roślinami tolerującymi wysokie stężenia substancji toksycznych i zapobieganie w ten sposób ich dalszej degradacji (np. erozji) oraz rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń do atmosfery, wód i głębszych warstw gleby (SALT i współaut. 1995, KONDZIELSKI i współaut. 1996, BOYAJIAN i SUMNER 1997). Metoda ta stosowana jest wówczas, gdy zanieczyszczenia nie mogą być ekstrahowane czy degradowane przez rośliny (BOYAJIAN i SUMNER 1997).

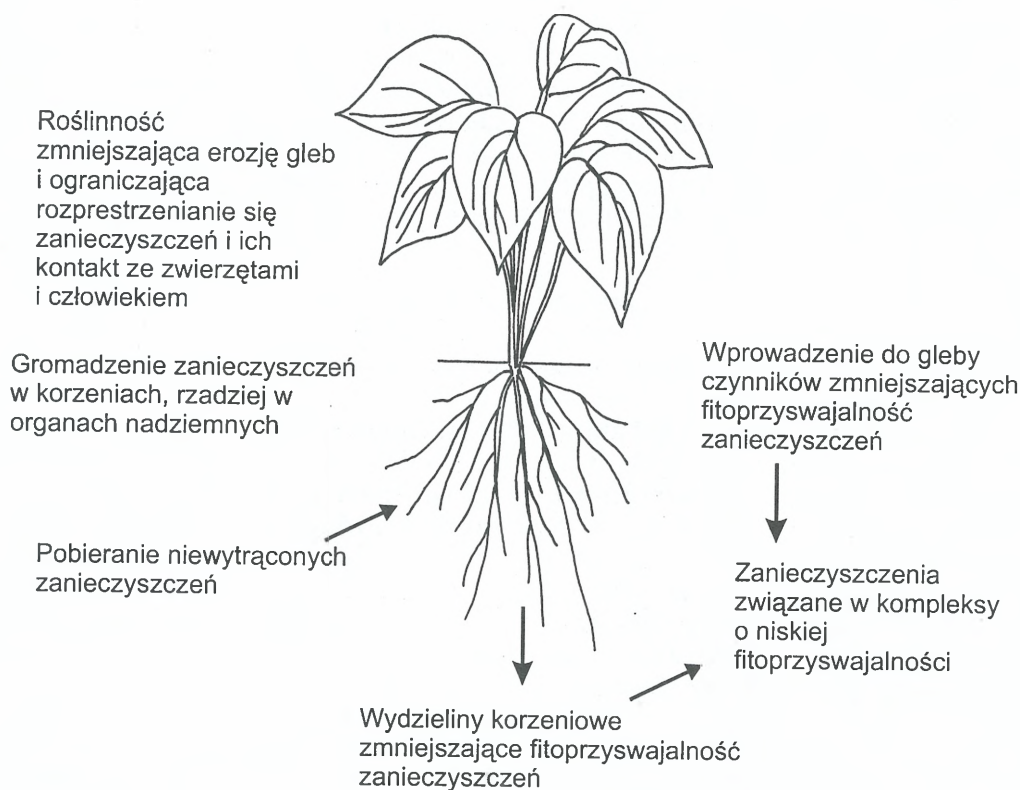
Fitostabilizacja jest skuteczna zarówno w przypadku zanieczyszczeń organicznych, jak i metalami ciężkimi (CUNNINGHAM i współaut. 1995). Niektóre związki organiczne mogą być częściowo rozkładane w tkankach roślin, unieruchamiane przez wiązanie z substancjami humusowymi gleby lub odkładane we frakcji ligninowo-celulozowej ścian komórkowych roślin (CUNNINGHAM i współaut. 1995, 1996; BOYAJIAN i SUMNER 1997).

Do odtworzenia szaty roślinnej na terenach skażonych najczęściej wykorzystywane są naturalnie występujące tam gatunki, tolerujące wysokie stężenia metali ciężkich w glebie. Wykorzystuje się również specjalnie uzyskane odmiany, na przykład trawy *Agrostis tenuis* Sibth — odmiany Goginan i Parys lub *Festuca rubra* L. — odmiana Merlin (SALT i współaut. 1995). Oprócz roślin o cechach hiperakumulatorów, w fitostabilizacji są również użyteczne niektóre rośliny uprawne, na przykład rośliny włókniste, jak len czy konopie lub inne rośliny przemysłowe, jak wiklina czy rzepak (KONDZIELSKI i współaut. 1996). Rośliny mogące mieć znaczenie w fitostabilizacji, oprócz zdolności tolerowania wysokich stężeń metali ciężkich, powinny skutecznie unieruchamiać je przez wytrącanie, redukcję lub absorpcję. Powinny też charakteryzować się niskim poziomem akumulacji metali w organach nadziemnych, co eliminuje konieczność traktowania zebranych plonów jak materiału toksycznego (SALT i współaut. 1995). Schemat przed-

stawiający proces fitostabilizacji pokazuje Ryc. 1.

Gatunki roślin wykorzystywane w fitostabilizacji obniżają bioprzyswajalność substancji toksycznych dzięki wydzielanym eksudatom korzeniowym, do których należą między innymi kwasy organiczne, związki fenolowe, związki typu sideroforów, różne aniony i kationy. Wydzieliny te wytrącają jony metali w postaci nierozpuszczalnych soli (np. ołów w postaci fosforanów ołowiu) lub redukują je przez zmianę potencjału redox gleby, na przykład CrO_4^{2-} i $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ do Cr^{3+} (CUNNINGHAM i współaut. 1995, SALT i współaut. 1995, KONDZIELSKI i współaut. 1996). Często dodaje się do gleby różne substancje w celu podniesienia skuteczności procesu fitostabilizacji. Wiążą one, wytrącają lub absorbują zanieczyszczenia, ograniczając tym samym ich rozprzestrzenianie się oraz dostępność zarówno dla roślin, jak i dla zwierząt. Z dobrym skutkiem stosuje się między innymi wapno, glinokrzemiany, aniony nieorganiczne (np. fosforany), tlenki i wodorotlenki metali oraz substancje organiczne (kompost, muł, nawóz koński) (CUNNINGHAM i współaut. 1995, CUNNINGHAM i OW 1996). Dodatki te jednocześnie podnoszą plonowanie roślin. Podobną rolę spełniają grzyby mikoryzowe (LEYVAL i współaut. 1997). Niewytrącone zanieczyszczenia są pobierane przez korzenie roślin i tam akumulowane lub transportowane w niewielkich ilościach do organów nadziemnych.

Podczas gdy fitostabilizacja zapobiega migracji zanieczyszczeń, nie jest skutecznym rozwiązaniem problemu ich detoksykacji, ponieważ nadal pozostają one w podłożu (BOYAJIAN i SUMNER 1997). Po usunięciu roślin lub przy zmianie warunków glebowych, zanieczyszczenia mogą zostać uwolnione lub przybrać pierwotną toksyczną formę. Metoda ta jednak może okazać się bardzo przydatna w zapobieganiu degradacji gleby oraz rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń do czasu opracowania skutecznych metod oczyszczania, co często zajmuje kilka lat.



Ryc. 1. Przebieg procesu fitostabilizacji.

RIZOFILTRACJA

Rizofiltracja (ang. rhizofiltration) jest to proces, w którym wykorzystuje się gatunki roślin, których korzenie mają zdolność do absorbowania lub wytrącania metali i innych toksycznych substancji z zanieczyszczonych roztworów (DUSHENKOV i współaut. 1995, 1997).

W ostatnich latach prowadzono intensywne badania nad wykorzystaniem różnych organizmów do oczyszczania skażeń wody (DUSHENKOV i współaut. 1995, ZAYED i współaut. 1998). Stosowano między innymi żywe lub martwe bakterie, glony oraz kultury komórkowe *Datura innoxia* Mill., te ostatnie do usuwania jonów Ba^{2+} z roztworów wodnych. Zastosowanie tych badań na dużą skalę jest jednak ograniczone z powodu wysokich kosztów hodowli czystych kultur komórkowych czy mikroorganizmów, a następnie ich immobilizacji i wyodrębniania z roztworu. Niektóre grzyby, mchy, paprocie (*Azolla filiculoides* Lam., *Salvinia natans* (L.) All.), wodne rośliny wyższe (*Eichhornia crassipes* Schlecht., *Hydrocotyle umbellata* L., *Lemna trisulca* L., *L. minor* L., *L. polyrrhiza* L.) są również zdolne do usuwania metali (np. Cr, Ni, Pb, Zn, Cd, Cu, Mn, Fe), lecz ich efektywność w tym procesie jest niska ze względu na małe rozmiary i wolny wzrost korzeni. Poza tym, rośliny wodne

mają dużą zawartość wody w tkankach, co utrudnia ich suszenie, kompostowanie i spopielanie. Dlatego postuluje się wykorzystanie w procesie rizofiltracji roślin lądowych uprawianych hydroponicznie. Rośliny lądowe mają dużo dłuższe, gęste, pokryte włosnikami systemy korzeniowe, które tworzą wyjątkowo duże powierzchnie oraz mogą być łatwo suszone. Całkowita długość korzeni (razem z włosnikami) pojedynczej rośliny żyta uprawianej w laboratorium może wynosić około 620 km, a całkowita powierzchnia przekracza 3000 m² (DUSHENKOV i współaut. 1997). System korzeniowy roślin uprawianych w warunkach polowych może być dużo większy. SALT i współaut. (1995) oszacowali, że produkcja ponad 1,5 kg suchej masy korzeni/m²/miesiąc jest możliwa u wielu gatunków roślin, w tym u *Brassica juncea* (L.) Czern., kukurydzy, słonecznika i żyta.

Roślina idealna do wykorzystania w procesie rizofiltracji powinna charakteryzować się następującymi cechami: posiadać szybko rosnące korzenie, wykazywać zdolność usuwania metali ciężkich z roztworu i posiadać bardzo ograniczoną zdolność transportu pobranych jonów metali z korzeni do organów nadziemnych. Powinna także osiągać duże rozmiary i wykazy-

wać tolerancję na zasolenie i inne zanieczyszczenia (SALT i współaut. 1995). Przebadano wiele gatunków roślin pod względem ich użyteczności w oczyszczaniu wód skażonych metalami ciężkimi (DUSHENKOV i współaut. 1995). W przypadku ołowiu, najefektywniejsze okazały się trawy [*Agrostis tenuis* Sibth., *Poa pratensis* L., *A. palustris* Huds., *Eragrostis curvula* (Schrad.) Ness — 142–169 mg Pb/g s.m. korzeni], słonecznik (*Helianthus annuus* L. — 140 mg Pb/g s.m. korzeni) i *Brassica juncea* (136 mg Pb/g s.m. korzeni). Dodatkową zaletą traw jest możliwość szybkiej regeneracji ich systemu korzeniowego po jego odcięciu.

Poziom akumulacji metali ciężkich w korzeniach może przekroczyć 10% suchej masy tych organów (DUSHENKOV i współaut. 1995) i są to ilości często ponad 10 000, a nawet 60 000 razy większe w porównaniu z zawartością metali w oczyszczanym roztworze (SALT i współaut. 1995). Pobieranie jonów metali początkowo zachodzi w sposób bierny na zasadzie adsorpcji powierzchniowej (wymiana jonowa, chelatowanie, chemiczne wytrącanie jonów) (DUSHENKOV i współaut. 1995, SALT i współaut. 1995). Następną fazą jest wolniejsza faza metaboliczna, obejmująca pobieranie metalu do wnętrza komórki i transport do organów nadziemnych. Oprócz akumulacji metali, korzenie wydzielają też eksudaty, które mogą wytrącać metale z roztworu, na przykład ołów w postaci nierozpuszczalnych fosforanów. Jest to najwolniejszy etap usuwania metali z roztworu, wymagający również energii metabolicznej i szczególnie istotny przy wysokich stężeniach metali.

Na zakończenie procesu rizofiltracji, bogate w metal korzenie roślin są ścinane i suszone (DUSHENKOV i współaut. 1995). Organy nadziemne mogą być, w zależności od gatunku rośliny, odrzucane lub regenerować nowe korzenie. Wysuszony materiał roślinny poddaje się spalaniu dla dalszej redukcji jego masy i uzyskania energii do działania systemu rizofil-

tracji. W niektórych przypadkach można odzyskać metal ze spalonych organów. Alternatywnym sposobem postępowania z organami roślin bardzo zanieczyszczonymi metalami jest ich spalanie w specjalnych miejscach utylizacji toksycznych odpadów.

Rizofiltracja może być stosowana do oczyszczania wód powierzchniowych, gruntowych, ścieków przemysłowych, komunalnych i rolniczych, wód poburзовych, kwaśnych wód kopalnianych i roztworów zanieczyszczonych radionuklidami (DUSHENKOV i współaut. 1995). W tym ostatnim przypadku wyjątkowo skuteczne okazało się zastosowanie hydroponicznych kultur słonecznika (DUSHENKOV i współaut. 1997). Wykazały to badania prowadzone w pobliżu fabryk uranu w Ohio i Asthabula, gdzie stężenia U dochodziły do 100–400 ppb (DUSHENKOV i współaut. 1997) oraz na terenach skażonych ^{137}Ce i ^{90}Sr wokół elektrowni atomowej w Czarnobylu na Ukrainie (ENSLEY i współaut. 1997).

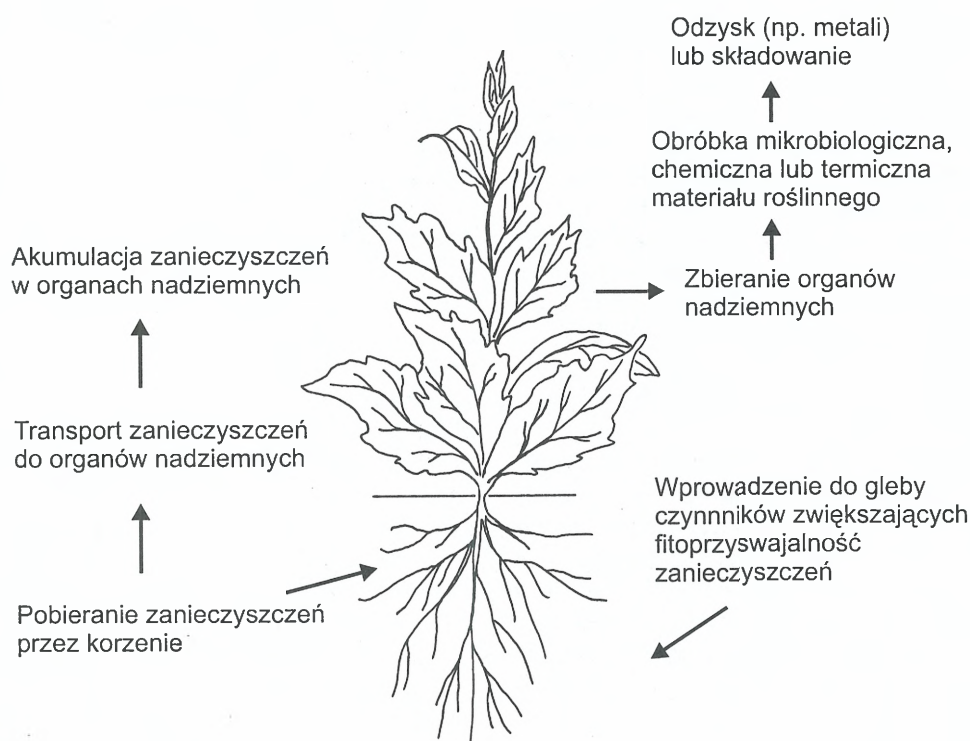
Do utylizacji ścieków komunalnych produkowanych przez gospodarstwa wiejskie, coraz częściej zakładane są niewielkie oczyszczalnie przydomowe oparte na kulturach wybranych gatunków wierzb (PERTTU i KOWALIK 1997, PUNSHON i DICKINSON 1997), topól (DIX i współaut. 1997), trzcin, pałek, sitów oraz innych roślin terenów podmokłych i wodnych roślin zakorzonych (DUNBABIN i BOWMER 1992, KONDZIELSKI i współaut. 1996). Atrakcyjność zastosowania wierzb i topól (oba gatunki należą do rodziny *Salicaceae*) jako biologicznych filtrów wynika między innymi z szybkiego tempa ich wzrostu, wysokiego współczynnika transpiracji, zdolności pobierania i biodegradacji nie tylko zanieczyszczeń organicznych, ale także akumulacji metali ciężkich obecnych w ściekach. Ponadto rośliny te nie stanowią pokarmu dla ludzi i zwierząt, a ich drewno, wykorzystane jako opał, może być tanim źródłem energii (DIX i współaut. 1997, PERTTU i KOWALIK 1997).

FITOEKSTRAKCYJA

Fitoe ekstrakcja (ang. phytoextraction) polega na wykorzystaniu roślin o wysokiej produkcji biomasy i akumulujących duże stężenia metali ciężkich w organach nadziemnych, do usuwania zanieczyszczeń z gleby (SALT i współaut. 1995). Zasadę procesu fitoe ekstrakcji przedstawia Ryc. 2. Zdolność gromadzenia jonów metali oprócz roślin wyższych posiadają też pewne glony, bakterie i grzyby, jednak zastosowanie tych organizmów jest nieopłacalne ze względu na bardzo kosztowne metody usuwania ich z

gleby (CUNNINGHAM i OW 1996, KONDZIELSKI i współaut. 1996, OW 1996).

Pomysł oczyszczania gleby metodą fitoe ekstrakcji zaproponowano po raz pierwszy dla kadmu blisko 20 lat temu (CUNNINGHAM i współaut. 1995). Długo jednak nie znano roślin, które byłyby efektywne w tym procesie. Gatunki stosowane w fitoe ekstrakcji powinny charakteryzować się dużą tolerancją na wysokie stężenia metali ciężkich w glebie, zdolnością pobierania metali oraz znacznym stopniem ich akumulacji



Ryc. 2. Przebieg procesu fitoekstrakcji.

w organach nadziemnych, które są łatwe do zebrania i przetworzenia. Jednocześnie muszą to być rośliny szybko rosnące w warunkach polowych i wykazujące duży przyrost biomasy. Pożądanymi cechami są także: odporność na choroby, pestycydy i niekorzystne warunki atmosferyczne, małe wymagania uprawowe oraz naturalne występowanie na obszarach skażonych (BLAYLOCK i współaut. 1997, ENSLEY i współaut. 1997, WATANABE 1997).

Pewne z tych cech wykazują występujące naturalnie hiperakumulatory. Terminu „hiperakumulatory” użyto po raz pierwszy w odniesieniu do roślin, które zawierały ponad 1000 µg/g (0.1%) Ni w suchej masie organów nadziemnych. Dzisiaj znanych jest ponad 400 gatunków roślin o niezwykle wysokiej zdolności akumulacji różnych metali w organach nadziemnych, z czego ponad połowa akumuluje nikiel (BAKER i współaut. 1988, BAKER i BROOKS 1989, KRÄMER i współaut. 1996). Obecnie zalicza się do hiperakumulatorów te rośliny, które rosnąc w naturalnych środowiskach gromadzą w przeliczeniu na kilogram suchej masy organów nadziemnych ponad 10000 mg Zn lub Mn (ponad 1%); 1 000 mg Ni, Cu, Co, Cr i Pb (0,1%); 100 mg Cd (0,01%) oraz 1 mg Au (0,0001%) (BAKER i BROOKS 1989, REEVES i współaut. 1995). Stężenia metali w suchej masie organów nadziemnych niektórych hiperakumulatorów wynoszą od 0.02% w przypadku kadmu, do 5% dla Ni, Mn, Zn (OW 1996). Niewątpliwym rekordzi-

stą w tej dziedzinie jest endemiczne drzewo *Sebertia acuminata* Pierre (m.s.) z Nowej Kaledonii, u którego stwierdzono 25,74% Ni w suchej masie lateksu (SAGNER i współaut. 1998).

Tak dużą akumulację metali umożliwiają różne mechanizmy tolerancji, na przykład wiązanie w ścianach komórkowych, chelatowanie i detoksykacja przez komórkowe związki organiczne (kwasy organiczne, fitochelatyny), odkładanie w organellach nieaktywnych metabolicznie (wakuola), czy w tkankach zewnętrznych (trichomy) (VERKLEIJ i SCHAT 1990; ERNST i współaut. 1992; PUNZ i SIEGHARDT 1993; SALT i współaut. 1995, 1995, 1998).

Zdolność hiperakumulacji metali ciężkich w roślinach rozwinęła się najprawdopodobniej w toku ewolucji jako mechanizm obronny przed atakami owadów roślinożernych i grzybów patogennych, choć możliwe są także inne przyczyny tego zjawiska (MARTENS i BOYD 1994, BOYD i MARTENS 1998).

Do znanych hiperakumulatorów, wykorzystywanych w procesie fitoekstrakcji, należą rośliny z rodzaju *Thlaspi* (rodzina Brassicaceae – gorczycowate). *Thlaspi caerulescens* J. i C. Presl. może akumulować do 51600 mg Zn oraz do 1800 mg Cd/kg suchej masy organów nadziemnych (CUNNINGHAM i OW 1996). *Thlaspi rotundifolium* L., hiperakumulator ołowiu, gromadzi w suchej masie organów nadziemnych do 8200 mg Pb/kg (REEVES i BROOKS 1983). Do usuwania z gleb niklu proponuje się wykorzy-

stanie różnych gatunków *Alyssum* (*Brassicaceae*), z których najefektywniejszy jest *Alyssum tenium* Halscy (BAKER i współaut. 1995), a także roślin należących do rodzin *Buxaceae* i *Euphorbiaceae*. *Silene vulgaris* to gatunek stosowany do ekstrakcji cynku i miedzi z gleb. Ponadto, ze względu na dużą tolerancję wobec Zn i Cd, *S. vulgaris* jest odpowiednią rośliną do zasiedlania i stabilizacji miejsc zanieczyszczonych tymi pierwiastkami.

Wykorzystanie naturalnych hiperakumulatorów w fitoremediacji jest jednakże ograniczone z kilku powodów (CUNNINGHAM i współaut. 1995, Ow 1996). Problemem jest ich powolny wzrost i niska produkcja biomasy. Na przykład *T. caerulescens* wytwarza jedynie 5 ton suchej masy/ha (CHANEY i współaut. 1995), a *T. rotundifolium* 5–50 mg s.m./roślinę/5 miesięcy (CUNNINGHAM i Ow 1996), podczas gdy opłacalne jest stosowanie roślin dających plon w wysokości 20 ton/rok/ha i akumulujących ponad 1% metalu w organach nadziemnych (HUANG i współaut. 1997). Nadzieje budzą badania BAKERA i współaut. (1991), którzy sugerują, że w intensywnej uprawie *T. caerulescens* można uzyskać plon 20 ton/ha, a niektóre gatunki *Alyssum* mogą być nawet bardziej produktywnie. Innym utrudnieniem są małe rozmiary hiperakumulatorów i często rozetowaty pokrój (rozeta *Thlaspi* osiąga 15 cm wysokości), co utrudnia zbiór organów nadziemnych. Hiperakumulatory gromadzą efektywnie przeważnie jeden, rzadziej kilka pierwiastków i nie znaleziono dotąd rośliny, która miałaby zdolność pobierania wszystkich toksycznych metali (CUNNINGHAM i współaut. 1996). Praktycznym rozwiązaniem tego problemu może być jednoczesna uprawa wielu różnych gatunków hiperakumulatorów (BAKER i współaut. 1991). Ponadto, rośliny te nie są pospolite, występują w odległych geograficznie obszarach i zajmują ściśle określone nisze ekologiczne. Do tej pory niewiele wiadomo o ich fizjologii, wymaganiach uprawowych i odporności na choroby (CUNNINGHAM i Ow 1996).

Dlatego poszukuje się roślin, które łączyłyby cechy wysokiej akumulacji metali ciężkich, dużej produkcji biomasy, łatwości uprawy i zbioru. Takie oczekiwania może spełnić gorczyca sarebska (*Brassica juncea*) (KUMAR i współaut. 1995, ENSLEY i współaut. 1997). Daje ona plon 18 ton/ha w ciągu około 2,5 miesiąca (BLAYLOCK i współaut. 1997) i można ją łatwo adaptować do uprawy w różnych warunkach klimatycznych i przy użyciu tradycyjnych zabiegów agrotechnicznych. Gatunek ten jest dobrym akumulatorem Pb (3,5% s.m. organów nadziemnych), a także Cd, Cr, Cu, Ni, Zn i charakteryzuje go wysoka zdolność transportowania me-

tali do organów nadziemnych. System korzeniowy *B. juncea* jest dobrze wykształcony i rozrośnięty w glebie na głębokość przekraczającą 50 cm, co nie tylko umożliwia efektywne pobieranie metali, ale zapobiega też przedostawaniu się ich do wód gruntowych (SALT i współaut. 1995, ENSLEY i współaut. 1997).

Do oczyszczania środowisk metodą fitoekstrakcji postuluje się także wykorzystanie roślin nie gromadzących dużych ilości metali, ale charakteryzujących się wysokim przyrostem biomasy w jednostce czasu (CHOMCZYŃSKA 1997). Zapewnia to intensywne pobieranie składników mineralnych, w tym metali, z gleby oraz zabezpiecza przed ich nadmierną akumulacją w roślinie. Wśród takich gatunków wymienia się między innymi pszenicę, jęczmień, owies, rzepak, grykę i kukurydzę. Obiecujące rezultaty dały badania nad ekstrakcją metali z gleb z użyciem wierzby (PERTTU i KOWALIK 1997).

W celu zwiększenia efektywności procesu fitoekstrakcji, dodaje się do gleby różne substancje, ułatwiające pobieranie metali przez korzenie i ich transport do organów nadziemnych. Dobre wyniki uzyskano z użyciem czynników chelatujących, wśród których najefektywniejszy jest EDTA (BLAYLOCK i współaut. 1997, HUANG i współaut. 1997). Związek ten może nawet 1000-krotnie zwiększyć poziom jonów Pb rozpuszczonych w roztworze glebowym, a zatem dostępnych dla roślin (CUNNINGHAM i Ow 1996) oraz 120-krotnie — translokację tego pierwiastka z korzeni do organów nadziemnych roślin (HUANG i współaut. 1997). Podobny skutek przynosi obniżenie pH gleby, dobór odpowiednich nawozów, zachowanie właściwych pór sadzenia i zbiorów oraz inne zabiegi agrotechniczne (BROWN i współaut. 1995, SALT i współaut. 1995, CUNNINGHAM i Ow 1996, ENSLEY i współaut. 1997).

Podjęmuje się także próby selekcji i genetycznej modyfikacji roślin w celu zwiększenia ich przydatności w procesie fitoekstrakcji. Badania prowadzone są w dwóch kierunkach: zwiększenia tempa wzrostu i produkcji biomasy naturalnych hiperakumulatorów oraz zwiększenia tolerancji i akumulacji metali u innych szybko rosnących gatunków tworzących dużą biomasę (CUNNINGHAM i współaut. 1995, SALT i współaut. 1995, CUNNINGHAM i Ow 1996, Ow 1996). W związku z tym poszukuje się genów roślinnych odpowiedzialnych za pobieranie, translokację i akumulację metali, między innymi u mutantów wykazujących zwiększoną akumulację lub wrażliwość na metale (CUNNINGHAM i współaut. 1995, CUNNINGHAM i Ow 1996). Do tej pory przeprowadzono kilka udanych prób zwiększenia tolerancji na metale ciężkie przez wprowa-

dzenie do roślin genów kodujących metalotioneiny zwierzęce (LEFEBVRE i współaut. 1987, MISRA i GEDAMU 1989, MAITI i współaut. 1991) i drożdżowe (HASEGAWA i współaut. 1997) lub genów wyizolowanych z *Schizosaccharomyces pombe*, kodujących białko tonoplastowe pośredniczące w transporcie kompleksu Cd-fitochelatylna do wnętrza wakuoli (OW 1996).

Z metodą fitoekstrakcji, mimo jej skuteczności w usuwaniu z gleb metali ciężkich, wiąże się problem zagospodarowania toksycznej biomasy (KUMAR i współaut. 1995, SALT i współaut. 1995, CUNNINGHAM i OW 1996, ENSLEY i współaut. 1997). Może być ona składowana jako odpady toksyczne po wcześniejszej redukcji masy i objętości przez suszenie i spopielenie albo kompostowanie. Może też być wykorzystana do odzyskiwania niektórych metali ze spopielenia biomasy zmieszanej z odpowiednią surówką

hutniczą (BAKER i współaut. 1991). Proces ten jest opłacalny, jeżeli zawartość metalu w spopielenym materiale roślinnym wynosi 10-20% (BAKER i współaut. 1995). Możliwość zastosowania hiperakumulatorów do wydobycia i odzysku cennych pierwiastków jest w literaturze angielskiej określana mianem „phytomining” (phyto — roślina, mining — górnictwo, kopalnictwo) (CHANEY i współaut. 1995, BROOKS i współaut. 1998). Metoda ta polega na koncentracji w roślinach metali pobranych z niskoprocentowych rud i sprzedaży popiołu jako źródła pierwiastka. Według teoretycznych wyliczeń, wartość cynku i kadmu odzyskanego z 20 ton biomasy roślinnej/ha może być oceniona na 1069 dolarów (WATANABE 1997). Niestety nie istnieje jeszcze rynek zbytu na takie „roślinne rudy metali”.

ZALETY FITOREMEDIACJI

1. Jedną z niewątpliwych zalet fitoremediacji jest jej ekonomiczna opłacalność. Oszacowano, że koszty tej metody oczyszczania kształtują się na poziomie 1/3–1/10 (BOYAJIAN i SUMNER 1997), a nawet 1/100 kosztów konwencjonalnych metod remediacji (BOYAJIAN i CARREIRA 1997, BOYAJIAN i DEVEDJIAN 1997). Są one niskie między innymi dlatego, że nie wymagają nowego, specjalistycznego sprzętu i są proste w wykonaniu, opierają się na tradycyjnych technikach agrotechnicznych rozwijanych przez stulecia.

2. Badania laboratoryjne i pilotażowe testy polowe wykazały, że fitoremediacja jest efektywną metodą oczyszczania nie tylko niewielkich powierzchni o dużej koncentracji zanieczyszczeń, lecz także dużych obszarów o niewielkich i rozproszonych zanieczyszczeniach (BOYAJIAN i SUMNER 1997). Metody tradycyjne w takich warunkach są nieopłacalne, natomiast materiał roślinny zebrany w procesie fitoekstrakcji stanowi maksymalnie 5% początkowej masy oczyszczanej gleby i koszty jego utylizacji/składowania są znacznie niższe.

3. Zastosowanie roślin pozwala na skuteczniejszą ekstrakcję zanieczyszczeń z gleby w porównaniu z metodami konwencjonalnymi, które nie są w stanie usunąć zanieczyszczeń unieruchomionych w mikroporach gleby, stanowiących do 70% jej objętości (BOYAJIAN i SUMNER 1997). Korzenie roślin, które według pewnych szacunków mogą osiągać długość 300 mln km/ha, penetrują pory i mogą całkowicie je oczyszczać (BOYAJIAN i DEVEDJIAN 1997). Rośliny, mające duże zapotrzebowanie na wodę (np.

topole) wraz z jej intensywnym pobieraniem powodują również przenoszenie substancji odżywczych oraz zanieczyszczeń w zasięg ich korzeni, skąd mogą być pobierane lub gdzie są degradowane.

4. Niewątpliwą zaletą fitoremediacji jest jej nieinwazyjność, możliwość pełnego usunięcia zanieczyszczeń *in situ*, bez konieczności zdejmowania wierzchnich warstw gleby i budowy specjalnych urządzeń do prowadzenia procesu oczyszczania. Nie istnieje też problem odzysku, często bardzo drogich, czynników ekstrakcyjnych wykorzystywanych w procesach oczyszczania metodami chemicznymi (KONDZIELSKI i współaut. 1996).

5. Obok usuwania zanieczyszczeń, fitoremediacja zapobiega także erozji powierzchniowej i rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń do atmosfery i wody oraz hamuje migrację zanieczyszczeń w glebie (BOYAJIAN i SUMNER 1997). Natomiast pierwszym krokiem w konwencjonalnych metodach oczyszczania jest usunięcie wszystkich roślin z oczyszczanego terenu, co nieodwołalnie prowadzi do pogłębiania się erozji gleby i rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń.

6. Fitoremediacja może być stosowana wspólnie z innymi metodami, w celu zredukowania kosztów i skrócenia czasu oczyszczania (BOYAJIAN i SUMNER 1997). Gleba o bardzo wysokim stężeniu substancji toksycznych może być najpierw oczyszczona w sposób konwencjonalny, a po obniżeniu poziomu zanieczyszczeń zasiedlana roślinami.

7. Można ją też stosować jako pierwotną metodę remediacji wprowadzając odpowiednie

rośliny bezpośrednio po wstępnym rozpoznaniu zagrożenia (BOYAJIAN i DEVEDJIAN 1997). Prowadzą one proces oczyszczania już wówczas, zanim dokona się pełnej charakterystyki terenu i doboru optymalnej metody remediacji, co często trwa nawet kilka lat.

8. Interesującym aspektem jest także możliwość sadzenia określonych gatunków roślin na

terenach o wysokim ryzyku przyszłego zanieczyszczenia, co zapobiega ich skażeniu po jego wystąpieniu (BOYAJIAN i DEVEDJIAN 1997).

9. Roślinnemu oczyszczaniu środowiska towarzyszy duża akceptacja społeczna. Lokalna ludność chce rozwiązań, które chronią jej zdrowie, nie mają negatywnego wpływu na otoczenie, są estetyczne i przyjemne.

WADY I OGRANICZENIA FITOREMEDIACJI

Zastosowanie fitoremediacji napotyka jednak dzisiaj jeszcze na wiele ograniczeń (CUNNINGHAM i współaut. 1995, 1996; CUNNINGHAM i OW 1996; BOYAJIAN i SUMNER 1997).

1. Należy tu niewielki pionowy zasięg oczyszczania. Mimo, że korzenie roślin rozprzestrzeniają się nawet na głębokości 60 metrów, większość ich jest położona względnie płytko i oczyszczanie najefektywniej zachodzi w górnej warstwie gleby. Przyjmuje się maksymalną granicę około 0.5–1 m dla zanieczyszczeń trudno rozprzestrzeniających się i wyjątkowo do 10 m głębokości w przypadku zanieczyszczeń ruchliwych.

2. Inną przeszkodą w stosowaniu roślin do oczyszczania środowiska jest fakt, że pewne stężenia zanieczyszczeń mogą być dla nich zbyt toksyczne. W takich przypadkach najpierw używa się metod konwencjonalnych, aby obniżyć poziom zanieczyszczeń do tolerowanego przez rośliny.

3. Fitoremediacja jest jeszcze niestety procesem bardzo długotrwałym. Na widoczne wyniki takich zabiegów często trzeba czekać kilka lub kilkanaście lat, podczas gdy wykopanie gleby i jej oczyszczenie *ex situ* trwa kilka dni lub tygodni.

4. Fitoremediacja środowiska jest uzależniona od warunków atmosferycznych i ogranicza się tylko do czasu trwania okresu wegetacyjnego, to jest kilku miesięcy w roku. W połączeniu jednak z innymi metodami, które mogą być wykorzystywane zimą, znacznie skraca czas oczyszczania i obniża jego koszty.

5. Tereny oczyszczane metodą fitoremediacji muszą być użyteczne rolniczo. Struktura gleby, jej pH, zasolenie, wilgotność, natlenienie,

zawartość związków mineralnych i organicznych są czynnikami, które mają ogromny wpływ na ten proces. Aby uzyskać lepsze rezultaty oczyszczania, zwykle obsadza się roślinami obszar większy, niż objęty przez rozpoznane zanieczyszczenie.

6. Wreszcie istotną wadą procesu fitoremediacji jest to, że nie jest on dostatecznie przetestowany w warunkach polowych a stosowanie tej metody jest związane z pewnym ryzykiem. Może się zdarzyć, że rośliny akumulujące duże ilości substancji toksycznych staną się źródłem pożywienia dla lokalnej ludności czy fauny. Istnieje również zagrożenie, że rośliny transgeniczne czy zmodyfikowane genetycznie wprowadzone do środowiska, wymkną się spod kontroli, co spowoduje trudne do przewidzenia konsekwencje.

Mimo, że fitoremediacja jest bardzo młodą dziedziną, już dziś jest konkurencyjna w stosunku do wielu tradycyjnych metod oczyszczania środowiska. Jednak dla wykorzystania jej na szeroką skalę, należy dokładnie poznać mechanizmy, które rządzą procesami zaangażowanymi w pobieranie, translokację i akumulację a także wewnątrzkomórkową detoksykację czy degradację zanieczyszczeń w roślinach. Wymaga to współpracy specjalistów z wielu dyscyplin nauki, takich jak biologia roślin, biochemia i mikrobiologia gleb, rolnictwo, ekologia, inżynieria genetyczna. Wówczas rośliny, które są dla ludzi źródłem pożywienia, energii, materiałów budowlanych, włókien, wielu związków chemicznych i doznań estetycznych, staną się dodatkowo ważnym elementem w ochronie naszego środowiska.

PHYTOREMEDIATION — THE METHOD FOR ENVIRONMENT DECONTAMINATION

Summary

Environment pollution caused by intensive activity of man is a great threat to the functioning of ecosystems and health of people. Many physical and chemical methods for environment decontamination have been developed, but their application is often very expensive and destructive. Therefore, the use of plants for environment decontamina-

tion called phytoremediation, is given more and more attention. This method is environment friendly, economically advantageous and highly acceptable by the public opinion. However, its introduction meets many difficulties and limitations. Depending on the kind of pollution and way of its neutralization, several types of phytoremediation: phytode-

gradation, volatilization, phytostabilization, rhizofiltration and phytoextraction are distinguished. The article describes phytoremediation methods, the possibility of their

practical use and directions of scientific investigations leading to increased effectivity of the processes involved.

LITERATURA

- BAKER A., BROOKS R., REEVES R., 1988. Growing for gold... and copper... and zinc. *New Sci.* 117, 44-48.
- BAKER A. J. M., BROOKS R. R., 1989. *Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements — a review of their distribution, ecology and phytochemistry*. Biorecovery 1, 81-126.
- BAKER A. J. M., REEVES R. D., MCGRATH S. P., 1991. *In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants — a feasibility study*. [W:] *In situ bioreclamation. Applications and investigations for hydrocarbon and contaminated site remediation*. HINCHEE R.E., OLFENBUTTEL R.F. (red.). Butterworth-Heinemann, str. 600-605.
- BAKER A. J. M., MCGRATH S. P., SIDOLI C. M. D., REEVES R. D., 1995. *The potential for heavy metal decontamination*. *Mining Environ. Mgt* 3, 12-14.
- BALDI F., 1997. *Microbial transformation of mercury species and their importance in the biogeochemical cycle of mercury*. [W:] *Metal ions in biological systems*, vol. 34 *Mercury and its effects on environment and biology*. SIGEL A., SIGEL H. (red.). Marcel Dekker, Inc., New York, Basel, Hong Kong, str. 213-257.
- BANUELOS G. S., AJWA H. A., TERRY N., ZAYED A., 1997. *Phytoremediation of selenium laden soils: A new technology*. *J. Soil and Water Cons.* 52, 426-430.
- BLAYLOCK M. J., SALT D. E., DUSHENKOV S., ZAKHAROVA O., GUSSMAN C., KAPULNIK Y., ENSLEY B. D., RASKIN I., 1997. *Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents*. *Environ. Sci. Technol.* 31, 860-865.
- BOYAJIAN G. E., CARREIRA L. H., 1997. *Phytoremediation: a clean transition from laboratory to marketplace?* *Nature Biotechnology* 15, 127-128.
- BOYAJIAN G. E., DEVEDJIAN D. L., 1997. *Phytoremediation: it grows on you*. *Soil and Groundwater Cleanup*, February/March, str. 22-26.
- BOYAJIAN G. E., SUMNER R. B., 1997. *Phytoremediation: a cost-effective cleanup solution*. *Chem. Waste Litigation Rep.* 34, 967-974.
- BOYD R. S., MARTENS S. N., 1998. *Nickel hyperaccumulation by *Thlaspi montanum* var. *montanum* (Brassicaceae): a constitutive trait*. *Am. J. Bot.* 85, 259-265.
- BROOKS R. R., CHAMBERS M. F., NICKS L. J., ROBINSON B. H., 1998. *Phytomining*. *Trends Plant Sci.* 3, 359-362.
- BROWN S. L., CHANEY R. L., ANGLE J. S., BAKER A. J. M., 1994. *Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium- contaminated soil*. *J. Environ. Qual.* 23, 1151-1157.
- CHANEY R., BROWN S., LI Y.-M., ANGLE J. S., HOMER F., GREEN C., 1995. *Potential use of metal hyperaccumulators*. *Mining Environ. Mgt* 3, 9-11.
- CHOMCZYŃSKA M., 1997. *Fitosanitacja gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi*. *Ekoinżynieria* 4, 32-35.
- CUNNINGHAM S. D., OW D. W., 1996. *Promises and prospects of phytoremediation*. *Plant Physiol.* 110, 715-719.
- CUNNINGHAM S. D., BERTI W. R., HUANG J. W., 1995. *Phytoremediation of contaminated soils*. *Trends Biotechnol.* 13, 393-397.
- CUNNINGHAM S. D., ANDERSON T. A., SCHWAB A. P., HSU F. C., 1996. *Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants*. *Adv. Agron.* 56, 55-114.
- DIX M. E., KLOPFERNSTEIN N. B., ZHANG J.-W., WORKMAN S. W., KIM M.-S., 1997. *Potential use of populus for phytoremediation of environmental pollution in Riparian zones*. [W:] *Micropropagation, genetic engineering, and molecular biology of Populus*. KLOPFERNSTEIN N.B., CHUN Y.W., KIM M.-S., AHUJA M.R. (red.) USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RM-GTR-297, 206-211.
- DUNBABIN J. S., BOWMER K. H., 1992. *Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals*. *Sci. Total Environ.* 111, 151-168.
- DUSHENKOV S., KUMAR P. B. A. N., MOTTO H., RASKIN I., 1995. *Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams*. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1239-1245.
- DUSHENKOV S., VASUDEVA D., KAPULNIK Y., GLEBA D., FLEISHER D., TING K. C., ENSLEY B., 1997. *Removal of uranium from water using terrestrial plants*. *Environ. Sci. Technol.* 31, 3468-3474.
- ENSLEY B. D., RASKIN J., SALT D. E., 1997. *Phytoremediation applications for removing heavy metal contamination from soil and water*. [W:] I. SAYLER i współaut. (red.) Plenum Press, New York, str. 59-64.
- ERNST W. H. O., VERKLEIJ J. A. C., SCHAT H., 1992. *Metal tolerance in plants*. *Acta Bot. Neerl.* 41, 229-248.
- HARBORNE J. B., 1997. *Ekologia biochemiczna*. PWN, Warszawa.
- HASEGAWA I., TERADA E., SUNAIRI M., WAKITA H., SHINMACHI F., NOGUCHI A., NAKAJIMA M., YAZAKI J., 1997. *Genetic improvement of heavy metal tolerance in plants by transfer of the yeast metallothionein gene (CUP 1)*. *Plant Soil* 196, 277-281.
- HEATON A. C. P., RUGH C. L., WANG N. W., MEAGHER R. B., 1998. *Phytoremediation of mercury and methylmercury polluted soils using genetically engineered plants*. *J. Soil Contam.* 7, 497-509.
- HUANG J. W., CHEN J., BERTI W. R., CUNNINGHAM S. D., 1997. *Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction*. *Environ. Sci. Technol.* 31, 800-805.
- KNIGHT B., ZHAO F. L., MCGRATH S. P., SHEN Z. G., 1997. *Zinc and cadmium uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* in contaminated soils and its effects on the concentration and chemical speciation of metals in soil solution*. *Plant Soil* 197, 71-78.
- KONDIŹSKI I., BUCZKOWSKI R., SZYMAŃSKI T., 1996. *Biologiczne metody remediacji wód i gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi*. *Ekologia i Technika* 5/6, 23-27.
- KRÄMER U., COTTER-HOWELLS J. D., CHARNOCK J. M., BAKER A. J. M., SMITH J. A. C., 1996. *Free histidine as a metal chelator in plants that accumulate nickel*. *Nature* 379, 635-638.
- KUMAR P. B. A. N., DUSHENKOV V., MOTTO H., RASKIN J., 1995. *Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils*. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1232-1238.
- LEFEBVRE D. D., MIKI B. L., LALIBERTE J.-F., 1987. *Mammalian metallothionein functions in plants*. *Bio/Technology* 5, 1053-1056.
- LEYVAL C., TURNAU K., HASELWANDTER K., 1997. *Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects*. *Mycorrhiza* 7, 139-153.
- MAITI I. B., WAGNER G. J., HUNT A. G., 1991. *Light inducible and tissue-specific expression of a chimeric mouse metallothionein cDNA gene in tobacco*. *Plant Sci.* 76, 99-107.

- MARTENS S. M., BOYD R. S., 1994. *The ecological significance of nickel hyperaccumulation: a plant chemical defense.* Oecologia 98, 379–384.
- MISRA S., GEDAMU L., 1989. *Heavy metal tolerant transgenic Brassica napus L. and Nicotiana tabacum L. plants.* Theor. Appl. Genet. 78, 161–168.
- OW D. W., 1996. *Heavy metal tolerance genes: prospective tools for bioremediation.* Resources, Conservation and Recycling 18, 135–149.
- PERTTU K. L., KOWALIK P. J., 1997. *Salix vegetation filters for purification of waters and soils.* Biomass and Bioenergy 12, 9–19.
- PUNSHON T., DICKINSON N. M., 1997. *Acclimation of Salix to metal stress.* New Phytol. 137, 303–314.
- PUNZ W. F., SIEGHARDT H., 1993. *The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals.* Environ. Exp. Bot. 33, 85–98.
- REEVES R. D., BROOKS R. R., 1983. *Hyperaccumulation of lead and zinc by two metallophytes from mining areas of central Europe.* Environ. Pollut. Ser. A 31, 277–285.
- REEVES R. D., BAKER A. J. M., BROOKS R. R., 1995. *Abnormal accumulation of trace metals by plants.* Mining Environ. Mgt 3, 4–8.
- RUGH C. L., WILDE H. D., STACK N. M., THOMPSON D. M., SUMMERS A. O., MEAGHER R. B., 1996. *Mercuric ion reduction and resistance in transgenic Arabidopsis thaliana plants expressing a modified bacterial mer A gene.* Proc. Natl. Acad. Sci. USA 93, 3182–3187.
- SAGNER S., KNEER R., WANEER G., COSSON J.-P., DEUS-NEUMANN B., ZENK M. H., 1998. *Hyperaccumulation, complexation and distribution of nickel in Sebertia acuminata.* Phytochemistry 47, 339–347.
- SALT D. E., BLAYLOCK M., KUMAR N. P. B. A., DUSHENKOV V., ENSLEY B. D., CHET I., RASKIN I., 1995. *Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants.* Bio/Technology 13, 468–474.
- SALT D. E., SMITH R. D., RASKIN I., 1998. *Phytoremediation.* Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol. 49, 643–668.
- TERRY N., ZAYED A., 1998. *Phytoremediation of selenium.* [W:] Environmental chemistry of selenium. FRANKENBERGER W. T., ENBERG R. A. (red.). Marcel Dekker, Inc., New York, Basel, Hong Kong, str. 633–655.
- VERKLEIJ J. A. C., SCHAT H., 1990. *Mechanisms of metal tolerance in higher plants.* [W:] Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. SHAW A. J. (red.) CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, str. 179–193.
- WATANABE M. E., 1997. *Phytoremediation on the brink of commercialization.* Environ. Sci. Technol. 31, 182A–186A.
- WILTSE C. C., ROONEY W. L., CHEN Z., SCHWAB A. P., BANKS M. K., 1998. *Greenhouse evaluation of agronomic and crude oil-phytoremediation potential among alfalfa genotypes.* J. Environ. Qual. 27, 169–173.
- ZAYED A. M., TERRY N., 1994. *Selenium volatilization in roots and shoots: effects of shoot removal and sulfate level.* J. Plant Physiol. 143, 8–14.
- ZAYED A., GOWTHAMAN S., TERRY N., 1998. *Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed.* J. Environ. Qual. 27, 715–721.