

BEATA SMOLIŃSKA
Instytut Podstaw Chemii Żywności
Politechnika Łódzka

METODY OCZYSZCZANIA GLEB ZANIECZYSZCZONYCH RTĘCIĄ

Opiniodawca: **dr inż. Elżbieta Sobiecka**

W pracy przedstawiono problem zanieczyszczenia środowiska rtęcią, ze szczególnym uwzględnieniem form występowania tego pierwiastka w glebie oraz jego dopuszczalnych stężeń w glebach Polski. Praca stanowi zbiór metod oczyszczania gleb zanieczyszczonych rtęcią. Szczegółowo omówione zostały metody fizyczne, tj. usunięcie zanieczyszczonej gleby, izolacja oraz elektroremediacja oraz metody chemiczne, takie jak mycie gleby, przemywanie i immobilizacja zanieczyszczeń in situ. Praca obejmuje również przegląd metod biologicznych stosowanych do oczyszczania gleb zanieczyszczonych rtęcią (fitoremediacja).

Wstęp

W wyniku rozwoju cywilizacji, a przede wszystkim powszechnej chemizacji różnorodnych aspektów życia, równowaga ekologiczna w przyrodzie i gospodarce uległa zakłóceniu. Gwałtowny rozwój większości gałęzi przemysłu i energetyki, wzrost populacji, masowy napływ ludności do miast, zwiększenie zapotrzebowania na żywność, wzrost liczby samochodów, coraz większe ilości nowych związków chemicznych stosowanych w gospodarstwach domowych, budownictwie, przemyśle, rolnictwie i innych dziedzinach, spowodowały nasilenie zanieczyszczenia i degradacji środowiska naturalnego [1].

Jednym z najważniejszych odnawialnych bogactw naturalnych Ziemi i podstawą funkcjonowania wszystkich istniejących na niej obecnie ekosystemów lądowych są gleby. Będąc zewnętrzną, powierzchniową warstwą litosfery są one w najwyższym stopniu narażone na degradację [2]. Spośród substancji mających negatywny wpływ na środowisko wyróżnić należy rtęć. Chociaż metal ten występuje w niewielkich ilościach, stanowi poważne zagrożenie dla organizmów. Nie ulega biodegradacji i dlatego bardzo długo utrzymuje się w środowisku [3]. Gleby zanieczyszczone i zdegradowane utraciły częściowo lub całkowicie swoje pierwotne właściwości fizyko-

chemiczne i funkcje biologiczne. Nagłącą potrzebą staje się w takich przypadkach podjęcie działań zmierzających do detoksykacji i oczyszczenia takich gleb.

Istnieje wiele metod rekultywacji skażonych gleb. Wśród nich wyróżnić można metody fizyczne (m.in. odmywanie, sortowanie, ekstrakcja), chemiczne (utlenianie-redukcja, dehalogenacja, ekstrakcja, hydroliza, regulacja pH), termiczne (desorpcja termiczna, spalanie, zeszklenie) i biologiczne (bioremediacja i fitoremediacja) [4]. Jednak nie wszystkie mogą zostać zastosowane do oczyszczania gleb zanieczyszczonych rtęcią.

Źródła zanieczyszczenia środowiska rtęcią

Rtęć należy do najsilniejszych trucizn środowiskowych. Oprócz naturalnego źródła występowania rtęci (złoże kopalne, wulkany), zaleganie tego pierwiastka w środowisku przyrodniczym jest wynikiem działalności człowieka. To właśnie antropogeniczne źródła rtęci powodują zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego. Zastosowanie rtęci oraz jej związków organicznych jest bardzo powszechne. Największe zużycie tego metalu przypada na przemysł chemiczny i elektrochemiczny oraz farbiarski. Rtęć metaliczna i jej organiczne związki wchodzi w skład różnych preparatów, a mianowicie: środków ochrony roślin, niektórych kosmetyków i lekarstw oraz amalgamatów stosowanych w stomatologii [1]. Główne źródła zanieczyszczeń środowiska rtęcią to:

- przemysł chemiczny (chloru i alkaliów),
- przemysł elektrochemiczny,
- niewłaściwie stosowane środki ochrony roślin (m.in. fungicydy rtęciowe),
- ścieki komunalne,
- niewłaściwe składowanie i utylizacja odpadów rtęciowych, głównie baterii i lamp.

Szacuje się, że globalna roczna emisja rtęci do powietrza i wody wynosi 6000 ton, w tym antropogeniczna aż 3500 ton rocznie. Dla obszarów Europy zanieczyszczenie rtęcią wynosi około 400 ton/rok, w tym 69% stanowi zanieczyszczenie pochodzące ze spalania paliw, 18% z produkcji chloru, 7% ze spalania odpadów, 6% z metalurgii metali nieżelaznych [5]. Na obszarze Polski emisja rtęci do powietrza jest dość duża. Największe ilości rtęci trafiają do atmosfery w wyniku spalania węgla kamiennego (około 44% całkowitej ilości rtęci w atmosferze), spalania węgla brunatnego (18,3%), produkcja cementu (16,6%) oraz składowanie lamp rtęciowych (6,1% całkowitej ilości rtęci emitowanej do atmosfery) [6].

Skażenie rtęcią środowiska przyrodniczego związane jest głównie z przemysłową i rolniczą działalnością człowieka. Rtęć jest stałym składnikiem ścieków komunalnych. Stosowanie ich do nawożenia gleb stanowi duże zagrożenie włączenia tego metalu do łańcucha pokarmowego. Wzrost ilości rtęci w glebach pod wpływem wprowadzania do nich różnych odpadów jest bardzo wysoki. Podobnie stosowanie niektórych pestycydów, a przede wszystkim zapraw nasiennych, od dawna powoduje wprowadzenie rtęci do gleb. Ze względu na łatwą bioakumulację rtęci oraz

nieodwracalne skutki działania niektórych jej związków na organizm człowieka skażenie tym pierwiastkiem środowiska przyrodniczego jest bardzo groźne [1].

Rtęć w środowisku

Znaczenie rtęci jako substancji skażającej środowisko naturalne wynika ze specyficznej natury tego metalu, zdeterminowanej mnogością źródeł zanieczyszczenia, lotnością, ruchliwością, trwałością i dużą toksycznością jej poszczególnych form chemicznych – głównie metylortęci i rtęci pierwiastkowej.

Rtęć jest metalem ciężkim występującym w przyrodzie w niewielkich ilościach. Uważana jest za osobliwy pierwiastek chemiczny, gdyż przejawia szczególnie silną aktywność biologiczną i chemiczną oraz zmienność form występowania [7]. Związki rtęci o bardzo zróżnicowanych właściwościach chemicznych i fizycznych włączane są w różne cykle obiegu przyrodniczego. Rtęć, która dostanie się do środowiska naturalnego, nie ulega degradacji, stale w nim zalega, zmieniając jedynie miejsce depozytu. Metal ten krąży w atmosferze, wodach powierzchniowych, osadach wodnych, glebach, skąd jest pobierany przez rośliny i dostaje się do łańcucha troficznego, którego ostatnim ogniwem jest człowiek [8].

Biogeochemiczny obieg rtęci zależy w dużym stopniu od stężenia oraz fizyczno-chemicznych reakcji, określających formy występowania tego pierwiastka w środowisku [1]. W odpowiednich warunkach środowiskowych rtęć może występować w postaci: związków lotnych (Hg^0 , CH_3HgCH_3), związków rozpuszczalnych w wodzie (Hg^{2+} , HgX_2 , HgX_3^- oraz HgX_4^{2-} , $\text{X} = \text{OH}^-$, Cl^- , Br^-), a także nierozpuszczalnych kompleksów (CH_3HgS^- , CH_3Hg^+) oraz w postaci Hg^{2+} związanej z siarką, występującą w kwasach humusowych [9, 10].

W warunkach naturalnych, można mówić o globalnym i lokalnym obiegu rtęci. Globalny cykl krążenia rtęci związany jest z cyrkulacją w atmosferze rtęci metalicznej (Hg^0) i jest najczęściej wynikiem występowania tego metalu w źródłach naturalnych (gleby, wody). Obieg lokalny, o znacznie mniejszym zasięgu, związany jest głównie z krążeniem dimetylortęci i jest wynikiem działalności człowieka [11].

Występowanie rtęci w powietrzu atmosferycznym jest związane ze stopniem lotności jej związków i temperaturą otoczenia. Lotność związków rtęci kształtuje się w następującej kolejności $\text{Hg} > \text{Hg}_2\text{Cl}_2 > \text{HgCl}_2 > \text{HgS} > \text{HgO}$.

Rtęć dostaje się do powietrza w postaci pary lub cząstek różnych związków. Metal ten najintensywniej paruje ze swojej formy elementarnej oraz ze związków alkilowych. Pary rtęci są szybko wiązane przez pył atmosferyczny, z którym opadają na ziemię lub ulegają rozpuszczeniu w wodach opadowych. W powietrzu atmosferycznym dominuje lotna rtęć elementarna (Hg^0) oraz dimetylortęć (CH_3)₂Hg. Obie formy mogą powstawać i podlegać dalszej transformacji w wyniku procesów biochemicznych i fotochemicznych [1].

Okolo 50-95% rtęci występującej w powietrzu to rtęć lotna (HgO), która może utrzymywać się w tym środowisku przez długi okres czasu i jest najczęściej przenoszona na znaczne odległości, przyczyniając się do globalnego obiegu tego metalu. Rtęć elementarna jest słabo rozpuszczalna w wodzie, dlatego opady atmosferyczne nie wpływają znacząco na jej transport do innych części środowiska. Rtęć metaliczna jest utleniana w atmosferze przez ozon, nadtlenek wodoru, podchloryny oraz organiczne związki tlenowe. Hg na +1 i +2 stopniu utlenienia występuje w atmosferze w znacznie mniejszych ilościach niż rtęć metaliczna i stanowi około 3% ogólnego stężenia tego metalu w atmosferze. Te formy rtęci, w przeciwieństwie do rtęci metalicznej, są łatwo rozpuszczalne w wodzie i często przedostają się z opadami atmosferycznymi do wód powierzchniowych i gleb, powodując ich zanieczyszczenie [9].

W wodach rtęć występuje zwykle w dużym rozproszeniu. Metal ten dostaje się do wód zarówno z opadem atmosferycznym, jak i ze spływem wód gruntowych i powierzchniowych. Udział rtęci transportowanej z gleb jest niewielki. Szczególnie dużą rolę w obiegu rtęci odgrywiają opady atmosferyczne. Stężenie tego pierwiastka w wodzie deszczowej zależy w dużym stopniu od rozpuszczalności związków i form w powietrzu atmosferycznym.

Związki rtęci w środowiskach wodnych zależą w dużym stopniu od warunków oksydacyjno-redukcyjnych. W wodach o właściwościach oksydacyjnych dominują formy HgCl_4^{2-} i HgOH^+ , a w redukcyjnych środowiskach: CH_3HgS^- i HgS_2^- , natomiast w wodach o warunkach zmiennych przeważa rtęć w postaci CH_3HgCl i $\text{CH}_3\text{Hg}^{2+}$. Aktywność mikroorganizmów w środowisku wodnym przyczynia się w znacznym stopniu do transformacji związków rtęci, powodując w następstwie jej parowanie z powierzchni wód.

Pomimo łatwego przechodzenia rtęci z formy zasorbowanej do wody zachodzi stały proces nagromadzenia się jej w osadach. Zmiany zawartości rtęci w osadach są czułym wskaźnikiem jej dopływu do ekosystemów wodnych [1].

Rtęć w glebie

Rtęć jest pierwiastkiem silnie rozpowszechnionym w skorupie ziemskiej, a jej zawartość w skałach mieści się w granicach 0,01-0,9 ppm. Największe stężenia tego pierwiastka występują na ogół w łupkach węglanowych i bitumicznych oraz w zasadowych skałach krystalicznych. Metal ten przejawia właściwości sulfofilne, zwłaszcza w postaci dwuwartościowej, która jest zwykle najczęstszą formą w środowisku przyrodniczym.

Rtęć jest na ogół silnie wiązana w kompleksowych związkach i chelatach organicznych, zarówno w formie jonu metalicznego, jak i kompleksowych jonów lub anionów. Sorpcja jonów rtęci jest najsilniejsza w środowisku o pH = 7,5 – 8,0. Pierwiastek ten często podlega koncentracji w węglach oraz w bituminach, zwłaszcza w sąsiedztwie występowania siarczkowych złóż niektórych metali, np. miedzi.

Naturalna zawartość rtęci w glebach mineralnych nie przekracza na ogół 1 ppm, a ogólna średnia dla obszarów niezanieczyszczonych wynosi 0,07 ppm. Wzrost stężenia tego metalu może zachodzić zarówno pod wpływem czynników geologicznych (np. migracja rtęci z rudy), jak i w wyniku działalności antropogenicznej [1].

Na ogół większa część rtęci występuje w glebie w postaci związanej organicznie, a tylko około 20% jej zawartości jest zasorbowana w formie łatwo lotnej. Rteć w glebach jest dosyć łatwo rozpuszczalna i może podlegać migracji w głąb profilu. Zarówno pierwiastek ten, jak i jego związki mogą powodować obniżenie aktywności biologicznej gleb [1].

Rteć może występować w glebie na różnych stopniach utlenienia, które mogą ulegać zmianom, pod wpływem różnych czynników fizyko-chemicznych oraz działalności mikroorganizmów glebowych. Do głównych czynników, mających wpływ na transformacje tego metalu w glebie należą: zawartość substancji organicznej w glebie, struktura gleby i skład mineralogiczny oraz rozpuszczalność roztworu glebowego. W zależności od parametrów glebowych, rteć elementarna znajdująca się w glebie może przechodzić pewne transformacje. Rteć Hg^0 może wyparować z roztworu glebowego albo w postaci rtęci lotnej jest adsorbowana na cząstkach gleby [12].

Krażenie rtęci w postaci pary w powietrzu glebowym oraz jej przechodzenie do atmosfery reguluje w określonym zakresie jej zawartość w glebie. Pary rtęci ulegają łatwo zasorbowaniu, zarówno przez substancję organiczną, jak i minerały ilaste, głównie z grupy montmorylonitu, co wpływa na jej akumulowanie się w glebach. Procesy migracji rtęci z gleb są zatem ograniczone, pomimo lotności par i wodnego transportu. Następuje więc stopniowy wzrost zawartości tego metalu, zwłaszcza w powierzchniowych poziomach gleb. W wyniku procesów mikrobiologicznej lub chemicznej metylacji rtęci w glebach, każda jej forma może stać się przyswajalna dla roślin [1, 13].

Również warunki oksydacyjno-redukcyjne mają istotny wpływ na postać, w jakiej rteć występuje w glebie. W glebach o przewadze warunków utleniających dominują formy Hg^{2+} , Hg_2^{2+} , natomiast w glebach o warunkach redukcyjnych występują głównie związki z siarką: HgS , HgS_2^{2-} , CH_3HgS^- itp. [1].

Rteć występująca w glebie, wykazuje silne powinowactwo do materii organicznej, zawierającej siarkę. Zarówno ilość jak i jakość, szczególnie zawartość siarki w miejscach aktywnych materii organicznej, odgrywa znaczącą rolę przy określeniu ile rtęci może ulec związaniu z siarką w glebie. Podobne interakcje zachodzą w stosunku niektórych minerałów, naturalnie występujących w glebie. Rteć wykazuje powinowactwo do frakcji gliny w profilu glebowym i właśnie na minerałach gliniastych gleby sorpcja metalu zachodzi najsilniej. Rteć w glebie może tworzyć związki kompleksowe z Cl^- , OH^- , NH_3 , F^- , SO_4^{2-} oraz NO_3^- , przy czym w przypadku ostatnich czterech jonów, powstawanie związków kompleksowych zachodzi najczęściej przy występowaniu tych jonów w stężeniach, znacznie przekraczających ich naturalne zawartości w glebie [12].

Rtęć w glebach Polski

Dopuszczalne zawartości rtęci w glebach Polski reguluje rozporządzenie Ministra Środowiska z 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleb oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. nr 165, poz. 1359). Wartości dopuszczalnych stężeń rtęci w glebach Polski zależne są od rodzaju gruntu, jego wodoprzepuszczalności oraz głębokości. Grunty, objęte rozporządzeniem, zostały podzielone i sklasyfikowane w grupach: A, B i C. Grupę A stanowią nieruchomości gruntowe wchodzące w skład obszaru poddanego ochronie na podstawie przepisów ustawy o prawie wodnym oraz obszary poddane ochronie na podstawie przepisów o ochronie przyrody, grupa B to grunty zaliczone do użytków rolnych z wyłączeniem gruntów pod stawami i rowami, grunty leśne oraz zadrzewione i zakrzewione, nieużytki, grunty zabudowane i zurbanizowane z wyłączeniem terenów przemysłowych, użytków kopalnych oraz terenów komunikacyjnych oraz grupa C – tereny przemysłowe, użytki kopalne i tereny komunikacyjne. Wartości dopuszczalnych stężeń rtęci w glebie wynoszą od 0,5 (grupa A) do 30 (grupa C) mg kg^{-1} s.m. w powierzchniowych poziomach gleb [14].

Gleby Polski charakteryzują się niską zawartością rtęci. Przeciętne zawartości rtęci w glebach Polski są nieduże ($<0,05$ ppm) i porównywalne ze średnią zawartością rtęci w glebach świata, określaną na 0,06 ppm. Nieco podwyższone stężenia Hg (0,05-0,1 ppm) obserwuje się głównie na północy i południu kraju. Najwyższe zawartości rtęci w glebach Polski występują w okolicach Trójmiasta, Malborka, Kostrzyna nad Odrą, Zielonej Góry, Ostrowa Wielkopolskiego, Łodzi, Częstochowy oraz na południu kraju – w okolicach Wałbrzycha, na terenie okręgu katowickiego, w Tarnowie [15].

Zawartości o charakterze anomalii geochemicznych na Dolnym Śląsku spowodowane są występowaniem na tych terenach minerałów rtęci – cynobru i metacynabarytu w pokładach węgla (głównie okolice Wałbrzycha). Na Górnym Śląsku zawartości rtęci powyżej 0,15 ppm stwierdzono w glebach miejskich na obszarze aglomeracji katowickiej. Maksymalne stężenia, przekraczające zawartości dopuszczalne w glebach uprawnych (>1 ppm) stwierdzono tylko na niewielkim obszarze koło Jaworzna. Źródła anomalii rtęci w tych rejonach można upatrywać głównie w spalaniu dużych ilości węgla w elektrowniach.

Podwyższone zawartości rtęci notuje się w glebach niektórych aglomeracji miejsko-przemysłowych. Maksymalne zawartości stwierdzono w Łodzi – 1,66 ppm (przemysł tekstylny), we Wrocławiu – 1,14 ppm (przemysł maszynowy i chemiczny), w Tarnowie – 3,76 ppm (przemysł chemiczny). Szczegółowe badania gleb miejskich wykazały maksymalne stężenia, utrzymujące się na poziomie 10,78 ppm w Warszawie [15].

Metody oczyszczania gleb zanieczyszczonych rtęcią

Zanieczyszczenie gleb rtęcią może mieć charakter lokalny lub wieloprzestrzenny. W zależności od wielkości zanieczyszczonego terenu, stosowane są różne metody jego oczyszczania [5, 16]. Metody stosowane do oczyszczania gleby zanieczyszczonej rtęcią przedstawiono w tabeli 1 [4].

Tabela 1

Metody rekultywacji gleb zanieczyszczonych rtęcią

Metody fizyczne	Usunięcie zanieczyszczonej gleby
	Izolacja zanieczyszczonego terenu (bariery izolacyjne pionowe i poziome)
	Elektroremediacja
Metody chemiczne	Mycie gleby
	Przemywanie gleby <i>in situ</i>
	Fizykochemiczne i chemiczna immobilizacja zanieczyszczeń <i>in situ</i>
Metody biologiczne	Fitoremediacja

Metody fizyczne

Do grupy fizycznych metod oczyszczania gleb zaliczane są wszystkie metody, które nie zmieniają fizykochemicznych właściwości zanieczyszczeń nagromadzonych w glebie (wyjątek stanowią tu metody termiczne). Kategoria ta jest najbardziej zróżnicowana, jeśli chodzi o charakter technik. Zalicza się tu zarówno stosunkowo proste metody inżynierskie, takie jak wydobywanie i składowanie zanieczyszczonej gleby, jak i skomplikowane metody procesowe. Do tej grupy metod zaliczane są także techniki izolacji, w których wykorzystuje się bariery półprzepuszczalne i nieprzepuszczalne, choć w chwili obecnej metody te znajdują się na pograniczu metod chemicznych.

Metody fizyczne posiadają swoje zalety, ale nie są wolne od wad. Do zalet metod fizycznych należy zaliczyć możliwość usuwania lub unieszkodliwiania szerokiego spektrum zanieczyszczeń oraz to, że większość z nich jest od dawna stosowana na szeroką skalę. Podstawowymi ograniczeniami w stosowaniu tej grupy metod są duże koszty operacyjne oraz wytwarzanie znacznej ilości odpadów, które wymagają dalszego zagospodarowania [4, 5].

Jedną z technik oczyszczania gleb zanieczyszczonych rtęcią jest izolacja zanieczyszczonego terenu przez **stosowanie systemu ścianek szczelnych**. Bariery (pionowe lub poziome) tworzą różne substancje usytuowane pod powierzchnią gruntu, zapobiegające rozprzestrzenianiu się niebezpiecznych związków z miejsca występowania zanieczyszczenia. Dzięki różnego rodzaju substancjom następuje przekształcenie zanieczyszczeń w nieszkodliwe formy, mogące występować

w naturalnym środowisku. Ogólna zasada działania bariery polega na umieszczeniu jej prostopadle do kierunku migracji zanieczyszczonych wód gruntowych. Bariera pozwala na swobodny przepływ wody przy jednoczesnym zatrzymaniu rozpuszczonych w niej zanieczyszczeń. Zatrzymane zanieczyszczenia są następnie unieszkodliwiane np. na drodze immobilizacji. Istnieje wiele typów barier, m.in. bariery oparte na procesie redoks, bariery wytrącające, sorpcyjne i biologiczne [4].

Inną metodą rekultywacji zanieczyszczonej gleby jest **elektrooczyszczanie**. Metoda ta polega na wykorzystaniu zjawiska migracji zanieczyszczeń w polu elektrycznym wytworzonym w oczyszczanej glebie. Migrujące cząsteczki muszą mieć trwałe ładunek elektryczny lub być polarne. Warunek ten stanowi ograniczenie w zastosowaniu tej metody. Elektrody wprowadza się do gruntu w taki sposób, aby obszar zanieczyszczony znajdował się między nimi. W celu uruchomienia procesu podłącza się prąd elektryczny. Zanieczyszczenia pod wpływem pola elektromagnetycznego migrują przez glebę w strefie katody lub anody, gdzie są następnie suwane za pomocą wielu mechanizmów, takich jak: strącanie, adhezja do powierzchni elektrod, usuwanie oraz przetwarzanie zanieczyszczeń poza terenem rekultywacji. Metoda ta ma jednak wiele wad. Jej efektywność zależy od wielu parametrów gleby (m.in. pH), działanie zakłócają wszelkie zjawiska heterogeniczności w oczyszczanej strefie, podczas prowadzonego procesu mogą powstawać niepożądane związki [4].

Metody chemiczne

Chemiczne metody rekultywacji mają na celu degradację zanieczyszczeń nagromadzonych w oczyszczanej glebie bądź taką zmianę ich właściwości fizykochemicznych, aby uczynić je mniej niebezpiecznymi dla środowiska. W tym celu wykorzystuje się m.in. procesy utleniania i redukcji, ekstrakcji, hydrolizy. Wśród głównych zalet tej grupy metod wymienić należy szeroki zakres stosowalności, zarówno pod względem typu zanieczyszczenia, jak i rodzaju gleby oraz wysoką efektywność. Ograniczeniami są natomiast wysokie koszty, generowanie dużych ilości odpadów i trudności w prowadzeniu i kontrolowaniu procesów *in situ*.

Do metod chemicznych oczyszczania gleby zanieczyszczonej rtęcią zaliczyć można **odmywanie gleby**. Jest to metoda *ex situ*, pozwalająca na usunięcie z zanieczyszczonej gleby przede wszystkim zanieczyszczeń nieorganicznych, m.in. metali ciężkich. Używane jest tu szerokie spektrum roztworów ługujących. Proces prowadzony jest w specjalnych instalacjach, zatem wymaga wydobycia gleby z miejsca jej zanieczyszczenia. Rozróżnia się dwa sposoby odmywania gleb: odseparowanie drobnych cząstek z zasorbowanymi zanieczyszczeniami w strumieniu rozpuszczalnika – wody lub roztworów soli nieorganicznych wapnia lub magnezu, lub ługowanie zanieczyszczeń. Podczas ługowania zanieczyszczenia są desorbowane z glebowego kompleksu sorpcyjnego przez czynnik ługujący i wraz z roztworem usuwane z układu. Jako ekstrahenty stosowane są kwasy mineralne, związki chelatujące oraz ich sole. Metodę charakteryzuje wiele zalet, m.in. szybkość

i wysoka efektywność, wśród wad można wyróżnić wysokie koszty związane z budową specjalnej instalacji i jej eksploatacją, generowanie dużej ilości odpadów, wysoki stopień inwazyjności w stosunku do środowiska [4, 17, 18].

Kolejna metoda chemiczna stosowana do rekultywacji gleby zanieczyszczonej rtęcią to **immobilizacja zanieczyszczeń *in situ***. Metoda ta polega na unieruchomieniu zanieczyszczeń w obciążonej nimi glebie. Proces polega na wprowadzeniu do gleby substancji, które trwale wiążą zanieczyszczenia lub na drodze reakcji chemicznych tworzą trudno rozpuszczalne połączenia, bądź też modyfikują właściwości zanieczyszczonej gleby w taki sposób, że zanieczyszczenia będą występować w formach mało mobilnych. Metoda ta jest stosowana często doraźnie, wszędzie tam, gdzie chodzi o szybkie zabezpieczenie zanieczyszczonego terenu. Często stosowana jest w połączeniu z fitostabilizacją jako techniką wspomagającą. Zalety tej metody to przede wszystkim mała inwazyjność w stosunku do oczyszczonej gleby i środowiska, szybkość i łatwość stosowania, niskie koszty. Jest to jednak metoda stosowana doraźnie, zanieczyszczenia są unieruchomione w środowisku, ale nie są z niego usunięte, co stanowi poważną wadę tej metody. Ponadto proces rekultywacji dotyczy często powierzchniowej warstwy gleby, do głębokości 30-50 cm [4].

Metody biologiczne

Biologiczne metody rekultywacji zyskują sobie coraz większe uznanie. Metody te opierają się na biologicznej aktywności organizmów żywych, mikroorganizmów i roślin wyższych, które mają zdolność do degradacji, immobilizacji lub usuwania z zanieczyszczonej gleby nagromadzonych w niej zanieczyszczeń. Rozróżnia się dwie grupy metod biologicznych: metody bioremediacyjne, oparte na aktywności mikroorganizmów oraz metody fitoremediacyjne, w których wykorzystuje się rośliny wyższe do degradacji i usuwania z gleb różnego rodzaju zanieczyszczeń. Zaletami metod biologicznych jest ich szeroki zakres stosowania i wysoka efektywność, jednak w ograniczonym zakresie stężeń zanieczyszczeń (nie mogą one przekraczać poziomu tolerancji wykorzystywanych organizmów). Do ograniczeń zalicza się zależność efektywności procesu od biodostępności i zawartości usuwanych zanieczyszczeń w oczyszczonej glebie oraz długi czas potrzebny do uzyskania oczekiwanego efektu [4].

Do technik oczyszczania gleby zanieczyszczonej rtęcią, zaliczanych do grupy metod biologicznych, należy fitoremediacja. Fitoremediacja jest stosunkowo młodą ideą, choć swymi korzeniami sięga lat pięćdziesiątych XX wieku. Metoda ta polega na wykorzystaniu roślin wyższych do oczyszczania zanieczyszczonych i skażonych matryc środowiskowych, m.in. wody i gleby. Dzięki tej metodzie metale wraz z zebraną masą roślinną mogą być usunięte z zanieczyszczonego terenu [2].

W fitoremediacji wykorzystywane są rośliny, które charakteryzuje duża akumulacja metali, wysoki przyrost biomasy, wysoki stopień przemieszczania się zanieczyszczeń z korzeni do części nadziemnych rośliny, który zapewniłby możliwie największe usunięcie tych pierwiastków ze skażonego środowiska wraz z materiałem roślinnym [19, 20, 21, 22]. Metoda ta oparta jest na praktycznym wykorzystaniu trzech typów fizjologicznej odpowiedzi roślin wobec obecnych w środowisku substancji. Są to wykluczanie, akumulacja i hiperakumulacja [2]. Dobór rośliny do procesu fitoremediacji polega na określeniu możliwości akumulacji zanieczyszczeń w roślinie, w zależności od stężenia polutanta w glebie. W przypadku, gdy koncentracja zanieczyszczeń w roślinie jest niewielka, oraz nie ulega wzrostowi wraz ze stężeniem zanieczyszczeń w glebie, następuje wykluczenie – roślina nie jest wykorzystywana w procesie. W fitoremediacji chętnie wykorzystuje się natomiast rośliny, które charakteryzuje duża akumulacja. Rośliny takie charakteryzują się zdolnością adaptacji do skrajnie niekorzystnych warunków środowiskowych i, pomimo dużej koncentracji zanieczyszczeń w glebie, pobierają znaczne ich ilości i magazynują w swoich komórkach. Hiperakumulacja jest wewnątrzustrojowym fizjologicznym mechanizmem adaptacyjnym roślin do skrajnie niekorzystnych warunków bytowania – stężeń metali ciężkich w glebie na tyle wysokich, że uznawane są za toksyczne dla roślin. Rośliny akumulatorowe lub hiperakumulatorowe wiążą metale ciężkie w komórkach przez niektóre kwasy karboksylowe lub wyspecjalizowane białka (metalotioniny, fitochelatyny) [23, 24, 25, 26].

Hiperakumulatory, aby mogły być zastosowane do skutecznej bioremediacji, muszą akumulować jony toksyczne w liściach i łodygach, gdyż usuwanie korzeni z gleby jest niepraktyczne. W większości wypadków jedynym niekorzystnym objawem hiperakumulacji jest wolniejszy wzrost roślin [27, 28]. Ze względu na mechanizm działania procesu fitoremediacji, wyróżnia się fitostabilizację, fitodegradację, rizodegradację, rizofiltrację oraz metody znajdujące zastosowanie do gleb zanieczyszczonych rtęcią: fitowolatilizację (fitoulatnianie) i fitoekstrakcję [2, 29].

Fitoekstrakcja

Fitoekstrakcja jest metodą rekultywacji, w której w celu usunięcia zanieczyszczeń wykorzystano zdolność ich pobierania z gleby przez korzenie roślin, przemieszczania ich do części nadziemnej rośliny, skąd mogą być usuwane wraz z plonem. Zastosowanie tej metody pozwala na koncentrację zanieczyszczeń w masie roślinnej, co zmniejsza koszty dalszego ich unieczynniania [4, 30, 31, 32].

Proces fitoekstrakcji polega na pobieraniu metali ciężkich znajdujących się w glebie przez system korzeniowy roślin. Szybkość pobierania zależy od formy, w jakiej metal występuje w glebie. Rozpuszczalne w wodzie formy metali są pobierane w pierwszej kolejności. Spośród nich najłatwiej są pobierane przez rośliny wolne jony, a następnie metale związane w kompleksach organicznych i nieorganicznych. Również metale zaadsorbowane na powierzchni materii

organicznej lub tlenków żelaza, manganu i glinu należą do puli dostępnej dla roślin. Metale ciężkie znajdujące się w korzeniach rośliny są następnie transportowane do jej części nadziemnych, plon zostaje zebrany i dalej przetworzony [4, 33]. Fitoekstrakcja może być procesem ciągłym, albo wspomaganym. **Fitoekstrakcja ciągła** jest techniką opartą na procesach fizjologicznych, pozwalających roślinom na akumulację jonów metali w trakcie całego okresu wegetacji. W fitoekstrakcji ciągłej zastosowanie znajdują przede wszystkim rośliny hiperakumulatorowe, o wyjątkowej zdolności magazynowania metali ciężkich w swoich pędach.

Fitoekstrakcja wspomagana polega na dodatku do gleby naturalnych lub syntetycznych substancji chelatujących, w celu zwiększenia pobierania przez rośliny zanieczyszczeń z gleby oraz ułatwienia ich przenoszenia z korzeni roślin do pędów. Proces fitoekstrakcji wspomaganej składa się z czterech etapów:

- przebadanie terenu i określenie, jaka kombinacja związku chelatującego i rośliny fitoremediującej powinna być zastosowana,
- przygotowanie miejsca i uprawa wybranych roślin do momentu uzyskania odpowiedniej biomasy,
- wprowadzenie do gleby substancji chelatującej,
- zbiór roślin po okresie akumulacji metali [2].

Fitoekstrakcja rtęci z gleby może być prowadzona przez różne gatunki roślin, m.in. roślinę z gatunku wierzby (*Salix viminalis* x *Salix schwerinii*) [34], kapustę sitowatą (*Brassica juncea*) [28, 35, 36], pieprzycę siewną (*Lepidium sativum*) [37, 38] oraz rośliny z rodzaju łobody (*Artiplex codonocarpa*, *Artiplex semibaccata*) [36], trawy z rodzaju *Austroanthonia caespitosa*, czy *Themeda triandra* [36]. Powyższe rośliny zdolne są do pobierania rtęci znajdującej się w zanieczyszczonej glebie i akumulacji w swoich komórkach.

Jak każda stosowana technika, fitoekstrakcja ma swoje zalety i wady. Jest to technika działająca *in situ*, a więc niepowodująca dodatkowych szkód w środowisku, wywołanych koniecznością przemieszczenia oczyszczanej gleby, co jest niewątpliwą zaletą metody. Ponadto zastosowanie fitoekstrakcji ogranicza ryzyko skażenia usuwanymi zanieczyszczeniami innych matryc środowiskowych. Proces charakteryzuje się wysokim stopniem efektywności oczyszczania remediowanych gleb. Technika cieszy się dużą akceptacją społeczną, ze względu m.in. na walory krajobrazowe. Koszty procesu są niewielkie w porównaniu z oczyszczaniem gleb metodami fizykochemicznymi.

Wśród wad najistotniejszą okazuje się być długotrwałość procesu w porównaniu z metodami klasycznymi. W zależności od okresu wegetacji wybranej rośliny, warunków środowiskowych, pogody oraz techniki fitoekstrakcji, proces ten może trwać nawet kilka lat. Kolejnym problemem związanym z fitoekstrakcją jest przemieszczenie zanieczyszczeń z jednej matrycy środowiskowej do innej (zwiększenie rozpuszczalności zanieczyszczeń poprzez dodatek substancji chelatujących, umożliwia przedostawanie się zanieczyszczeń z gleby do wód gruntowych) [8, 31]. Ostatnim wreszcie problemem jest zagospodarowanie uzyskanego skażonego materiału roślinnego. Jedyłą, jak na razie, koncepcją jego zagospodarowania jest składowanie

materiału skażonego metalami ciężkimi po ewentualnej minimalizacji jego objętości na drodze pirolizy i stabilizacji popiołów. Jednak uzyskane w ten sposób popioły są bardzo wzbogacone w metale ciężkie i przez to stanowią ogromne zagrożenie [2, 39, 40]. Technika pirolizy nie znajduje zastosowania do materiału roślinnego zawierającego rtęć, ze względu na lotność tego pierwiastka.

Fitowolatalizacja

Fitowolatalizacja, nazywana również fitouwalnianiem, jest właściwie odmianą fitoekstrakcji. W technice tej wykorzystuje się zdolność roślin do pobierania i gromadzenia zanieczyszczeń z gleby, które następnie są uwalniane w zmodyfikowanej formie do atmosfery. Technika ta znajduje zastosowanie do usuwania zanieczyszczeń lotnych, m.in. do oczyszczania gleby zanieczyszczonej rtęcią. W przypadku zanieczyszczeń gleby rtęcią, w procesie fitoremediacji stosuje się najczęściej rośliny transgeniczne, które zawierają specjalne enzymy pochodzenia bakteryjnego – reduktazy rtęciowe, dzięki którym roślina redukuje toksyczne jony rtęci Hg^{2+} do mniej toksycznej rtęci metalicznej Hg^0 . Rtęć w postaci elementarnej jest związkiem lotnym i jest uwalniana przez roślinę do atmosfery [2, 40].

Rośliny transgeniczne

W fitoremediacji gleb zanieczyszczonych rtęcią wykorzystuje się rośliny transgeniczne, do których przenoszone są bakteryjne geny, umożliwiające detoksykację różnych związków rtęci. Detoksykacja połączeń rtęciowych związana jest z obecnością w komórce operonu (*mer*) oporności na rtęć. Operon *mer* zawiera geny (m.in. *merA*, *merB*, *merT*), które są odpowiedzialne za wykrywanie obecności rtęci, za jej transport do przestrzeni peryplazmatycznych komórki i redukcję.

MerB stanowi podjednostkę operonu *mer*, i jest zdolny do katalizowania rozpadu różnych organicznych form rtęci Hg^{2+} . *MerB* dekoduje enzymy, liazy organicznortęciowe, które katalizują rozpad wiązania węgiel-rtęć. Jednym z produktów reakcji jest Hg^{2+} . *MerA* z kolei dekoduje reduktazę rtęciową, która katalizuje redukcję Hg^{2+} do lotnej Hg^0 [41, 42, 43].

Rośliny transgeniczne, stosowane w procesie fitoremediacji gleby zanieczyszczonej związkami rtęci, które zawierają bakteryjne geny oporności na rtęć to m.in. *Arabidopsis thaliana*. i *Nicotiana tabacum* [22, 44]. Rośliny te wykazują zdolność do transformacji metylortęci do rtęci elementarnej, która następnie w procesie fitowolatalizacji jest uwalniana do atmosfery.

Stosowanie roślin transgenicznych w procesie oczyszczania gleby zanieczyszczonej rtęcią przy udziale roślin wyższych jest prawnie ograniczone. Ponadto, rtęć uwalniana do atmosfery z komórek roślinnych może stanowić wtórne zanieczyszczenie środowiska.

Podsumowanie

Zanieczyszczenie gleb rtęcią stanowi poważny problem środowiskowy, ze względu na różnorodność form występowania tego pierwiastka oraz jego właściwości fizyko-chemiczne. Wybór metody oczyszczania zależy w dużej mierze od właściwości gleby, stopnia jej zanieczyszczenia oraz dostępności i możliwości zastosowania konkretnej metody. Metody fizyczne, takie jak usunięcie zanieczyszczonej gleby, czy izolacja zanieczyszczonego terenu przy udziale systemu ścianek szczelnych, nie rozwiązują problemu zanieczyszczenia środowiska, co więcej procesy te prowadzone nieumiejętnie mogą przyczynić się do wtórnego skażenia środowiska, np. poprzez emisję rtęci do atmosfery. Metody chemiczne, wśród których wyróżnić można odmywanie gleby lub immobilizację zanieczyszczeń *in situ* wymagają dużych nakładów finansowych i nie zawsze prowadzą do eliminacji substancji zanieczyszczającej. Alternatywą wydaje się być zastosowanie metod biologicznych, głównie fitoekstrakcji. Niewątpliwą zaletą procesu fitoekstrakcji jest możliwość stosowania go w miejscu skażenia, zatem jest to technologia niepowodująca dodatkowych szkód w środowisku, wywołanych koniecznością przemieszczania oczyszczanej gleby. Ponadto proces oczyszczania gleb zachodzący przy udziale roślin nie powoduje degradacji oczyszczanej matrycy glebowej. Wysoki stopień efektywności i koszty niższe w porównaniu do metod fizykochemicznych, przemawiają za wyborem tej technologii.

Wybór metody oczyszczania gleb zanieczyszczonych rtęcią powinien być poprzedzony dokładną charakterystyką terenu poddanego rekultywacji. Zastosowanie odpowiedniej metody jest możliwe wyłącznie po szczegółowej analizie warunków lokalnych, charakteru i stopnia zanieczyszczenia oraz, co jest bardzo istotne, planowanego sposobu użytkowania terenu po zakończeniu procesu oczyszczania.

Literatura

- [1] **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** Biogeochemia pierwiastków śladowych. Warszawa, PWN, 1999.
- [2] **Buczkowski R., Kondzielski I., Szamański T.:** Metody remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Toruń, Uniwersytet Mikołaja Kopernika 2002.
- [3] **Gambuś F., Gorlach E.:** Problemy zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi: Pochodzenie i szkodliwość metali ciężkich. *Aura – Ochrona Środowiska*, **6**, 11-13, 2001.
- [4] **Gworek B. – praca zbiorowa:** Technologie rekultywacji gleb. Warszawa, Instytut Ochrony Środowiska, 2004.
- [5] **Sucha M.:** Zanieczyszczenie środowiska rtęcią. *Aura – Ochrona Środowiska*, **9**, 15-16, 1995.
- [6] **Mniszek W.:** Określanie emisji rtęci ze źródeł przemysłowych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej*, **51**, 14-16, 1992.
- [7] **Horvat M.:** Mercury as a global pollutant. *Anal. Bioanal. Chem.*, **374**, 981-982, 2002.
- [8] **Pirrone N., Wichmann-Fiebig M.:** Some recommendations on mercury measurements and research activities in the European Union. *Atmos. Environ.*, **37**, S3-S8, 2003.

- [9] **Dobson S., Howe P.D., Gilbert M., Jenkins P.G.:** Mercury-Environmental aspects; International Programme on Chemical Safety IPCS INCHEM. Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations, WHO Geneva, 1989.
- [10] **Gochfeld M.:** Cases of mercury exposure, bioavailability and absorption. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **56**, 174-179, 2003.
- [11] **Jensen S., Jernelov A.:** Behaviour of mercury in the environment. In: Mercury contamination in man and his environment. Vienna, International Atomic Energy Agency; Technical Report Series, **137**, 1972.
- [12] **Renneberg A.J., Dudas M.J.:** Transformations of elemental mercury to inorganic and organic forms in mercury and hydrocarbon co-contaminated soils. *Chemosphere*, **45**, 1103-1109, 2001.
- [13] **Biester H., Gosar M., Muller G.:** Mercury speciation in tailings of the Idrija mercury mine. *J. Geochem. Expl.*, **65**, 195-204, 1999.
- [14] **Rozporządzenie Ministra Środowiska** z dn. 09.09.2002. w sprawie standardów jakości gleby i standardów jakości ziemi. Dz. U. 02.165.1359.
- [15] **Lis J., Pasieczna A.:** Atlas geochemiczny Polski. Warszawa, Państwowy Instytut Geologiczny, **21**, 1995.
- [16] **Verstraete W., Top E.M.:** Soil clean-up: lessons to remember. *Inter. Biodeter. Biodeg.*, **4**, 147-153, 1999.
- [17] **Dermont G., Bergeron M., Mercier G., Richer-Lafleche M.:** Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field application. *J. Hazard. Mater.*, **152**, 1-31, 2008.
- [18] **Sanchez D.M., Quejido A.J., Fernandez M., Hernandez C., Schmid T., Millan R., Gonzalez M., Aldea M., Martin R., Morante R.:** Mercury and trace elements floccination in Almaden soils by application of different sequential extraction procedures. *Anal. Bioanal. Chem.*, **381**, 1507-1513, 2005.
- [19] **Krajewska B., Ciurli S.:** Jack bean (*Canavalia ensiformis*) urease. Probing acid-base groups of the active site by pH inhibition. *Plant Physiol. Biochem.*, **43**, 651-658, 2005.
- [20] **Krämer U.:** Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils. *Curr. Opin. Biotechnol.*, **16**, 133-141, 2005.
- [21] **Lebrun M.:** Phytoremediation of Toxic Metals. Using Plants to Clean Up the Environment. *Plant Sci.*, **160**, 1073-1075, 2001.
- [22] **Pilon-Smith E., Pilon M.:** Breeding mercury – breathing plants for environmental cleanup. *Trends Plant Sci.*, **5**, 235-236, 2000.
- [23] **Chaney R.L., Malikz M., Li M.Y., Brown S., Brewer E.P., Angle S.J., Bake A.:** Phytoremediation of soil metals. *Curr. Opin. Biotechnol.*, **8**, 279-284, 1997.
- [24] **Kiepas-Kokot A., Fudali E., Karasiewicz B.:** Fitoremediacja gleby: nadzieje, możliwości i zastosowania. *Aura – Ochrona Środowiska*, **8**, 4-5, 2000.
- [25] **Lasat M.M.:** Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. *J. Environ. Qual.*, **31**, 109-120, 2002.
- [26] **Raskin I., Smith R.D., Salt D.E.:** Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Curr. Opin. Biotechnol.*, **8**, 221-226, 1997.
- [27] **Lack A.J., Evans D.E.:** Biologia roślin – krótkie wykłady. Warszawa, PWN 2003.
- [28] **Shyiah S., Chen J., Han F.X., Monts D.L., Matta F.B., Gu M., Su Y.:** Phytotoxicity of mercury in Indian mustard (*Barssica juncea*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **72**, 619-625, 2009.

- [29] **Brett R.:** Phytoremediation: using plants as biopumps to improve degraded environments. *Australian Journal of Soil Research*, **41**, 599-611, 2003.
- [30] **Lombi E., Zhao F.J., Dunham S.J., McGrath S.P.:** Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. *J. Environ. Qual.*, **30**, 1919-1926, 2001.
- [31] **McGrath S.P., Zhao F.J.:** Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Curr. Opin. Biotechnol.*, **14**, 277-282, 2003.
- [32] **Schmidt U.:** Enhancing phytoextraction: the effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation, and leaching of heavy metals. *J. Environ. Qual.*, **32**, 1939-1954, 2003.
- [33] **Cunningham S.D., Berti W.R., Huang J.W.:** Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnol.*, **13**, 393-397, 1995.
- [34] **Wang Y., Greger M.:** Use of iodide to enhance the phytoextraction of mercury contaminated soil. *Sci. Total Environ.*, **368**, 30-39, 2006.
- [35] **Moreno F.N., Anderson C.W.N., Stewart R.B., Robinson B.H., Nomura R., Ghomshei M., Meech J.A.:** Effect of thioligands on plant-Hg accumulation and volatilisation from mercury contaminated mine tailings. *Plant Soil*, **275**, 233-246, 2005.
- [36] **Lomonte C., Doronila A.L., Gregory D., Baker A.J., Kolev S.D.:** Phytotoxicity of biosolids and screening of selected plant species with potential for mercury phytoextraction. *J. Hazard. Mater.*, **173**, 494-501, 2010.
- [37] **Smolinska B., Cedzyska K.:** EDTA nad urease effects on the Hg accumulation by *Lepidium sativum*. *Chemosphere*, **69**, 1388-1395, 2007.
- [38] **Smolińska B., Cedzyńska K.:** The influence of chosen enzymes on mercury phytoextraction from soil. *Fresen. Environ. Bull.*, **18**, 1154-1160, 2009.
- [39] **Sas-Nowosielska A., Kucharski R., Małkowski E., Pogrzeba M., Kuperberg J.M., Ktryński K.:** Phytoextraction crop disposal: an unsolvent problem; *Environ. Poll.*, **128**, 373-379, 2004.
- [40] **Karenlampi S., Schat H., Vangronsveld J., Verkleij J.A.C., van der Lelie D., Mergeay M., Tervahauta A.I.:** Genetic engineering in the improvement of plants for phytoremediation of metal polluted soils. *Environ. Poll.*, **107**, 225-231, 2000.
- [41] **Paul E.A., Clark F.E.:** *Mikrobiologia i biochemia gleb*. Lublin, Wydawnictwo Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej, 2000.
- [42] **Ruiz O.N., Daniell H.:** Genetic engineering to enhance phytoremediation. *Curr. Opin. Biotechnol.*, **20**, 213-219, 2009.
- [43] **Van Aken B.:** Transgenic plants for phytoremediation: helping nature to clean up environmental pollution. *Trends Biotechnol.*, **26**, 225-227, 2008.
- [44] **Heaton A.C.P., Rugh C.L., Wang N.-J., Meagher R.B.:** Physiological responses of transgenic merA-*Tabacco* (*Nicotiana tabacum*) to foliar and root mercury exposure. *Water Air Soil Poll.*, **161**, 137-155, 2005.

THE METHODS OF CLEANING SOIL POLLUTED BY MERCURY

Summary

This work introduces the problem of pollution of the environment by mercury. The forms of mercury as well as the permissible level of mercury concentration in soils of Poland are described. The paper presents the methods of cleaning soil polluted by mercury, such as physical methods (removing polluted soils, isolation and electroremediation) and chemical ones (soil washing and *in situ* immobilization of pollutants). The work also contains the description of biological methods, which can be used for mercury soil cleaning (phytoremediation).