

Przegląd metod oczyszczania gruntów i wód gruntowych *in situ*

Sylwia Janiszewska¹, Tomasz Białobrzewski¹, Ewa Kruszyńska¹, Kamil Ciepiela¹



S. Janiszewska

T. Białobrzewski

E. Kruszyńska

K. Ciepiela

Selected contemporary in-situ methods of soil and groundwater remediation. Prz. Geol. 65: 908–915.

A b s t r a c t. The article presents an analysis of selected methods of remediation of land and groundwater, performed on the site in the ground (i.e. in-situ) or on the treated plot, as alternatives to soil excavation treating, often many kilometers outside the investments (ex-situ). The choice of the appropriate method depends on the geological and environmental conditions, the type and the volume of pollutant concentrations and the planned development of the land. Remediation methods are designed to reduce

the negative impact of hazardous substances on the environment and on human health, who may be exposed to the pollution.

Keywords: soil remediation, soil venting, solidification, bioremediation, reactive barriers, skimming

Głównymi źródłami zanieczyszczenia gruntów są emisje z zakładów przemysłowych, odcieki ze stacji magazynowania i dystrybucji paliw, szybów wiertniczych ropy naftowej i gazu ziemnego, rurociągów, spływy powierzchniowe ze szlaków komunikacyjnych i terenów rolniczych.

W latach 90. XX w. problem zanieczyszczonych gleb i gruntów znalazł się w Polsce w centrum uwagi w związku z zagospodarowaniem opuszczonych przez armię radziecką lotnisk i baz wojskowych zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi (Furdyn, Kowala, 1996). Kształtowanie się przepisów dotyczących ochrony środowiska było wówczas podyktowane transformacją polityczną, która doprowadziła do adaptacji polskich przepisów do norm zachodnioeuropejskich. W ostatnich latach w ramach dostosowywania się do dyrektyw UE wprowadzono istotne zmiany w Prawie Ochrony Środowiska (Dz.U. 2001 nr 62 poz. 627). We wrześniu 2014 r. wprowadzono między innymi zamiast pojęcia rekultywacja określenie remediacja, oznaczające poddanie gleby, gruntów i wód gruntowych działaniom mającym na celu usunięcie lub zmniejszenie ilości substancji powodujących ryzyko, ich kontrolowanie oraz ograniczenie rozprzestrzeniania się, aby teren zanieczyszczony przestał stwarzać zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, z uwzględnieniem obecnego i, o ile jest to możliwe, planowanego w przyszłości sposobu użytkowania terenu. A pojęcie rekultywacja gruntów zanieczyszczonych, czyli przywracanie im początkowej jakości, nabrało nowego znaczenia.

Zbiór substancji powodujących ryzyko jest otwarty, chociaż część z nich wymieniono w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z 1 września 2016 r., dotyczącym sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. W rozporządzeniu tym podstawowe zanieczyszczenia podzielono na: metale i metaloidy; zanieczyszczenia nieorganiczne; węglowodory (benzyny i oleje, węglowodory aromatyczne i wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne); węglowodory chlorowane; środki ochrony roślin (pestycydy chloroorganiczne i pestycydy – związki niechlorowe) oraz pozostałe zanieczyszczenia.

W odpowiedzi na rosnące zapotrzebowanie na podejmowanie działań naprawczych opracowuje się nowe metody remediacji gruntów oraz wód gruntowych, w tym metody *in situ* oraz *ex situ* (Riser-Roberts, 1998). Dotychczas najczęściej stosowano metodę *ex situ*, czyli wydobywano zanieczyszczony grunt i transportowano go na składowisko odpadów lub na teren instalacji służącej do remediacji gruntów. Niestety, lista wad metody *ex situ*, szczególnie w kontekście ochrony środowiska i ekonomii, jest dość długa. Należą do nich:

- wysoka cena transportu odpadów z terenu zanieczyszczonego;
- konieczność wykonywania dodatkowych robót, polegających m.in. na wzmacnianiu skarp wyrobisk i stawianiu namiotów eliminujących emisję do atmosfery substancji lotnych;
- wyczerpywanie nieodnawialnych zasobów złóż poprzez wykorzystywanie kruszywa do wypełniania wyrobisk po zanieczyszczonym gruncie;
- zużycie paliwa i wysoka cena transportu kruszywa;
- hałas związany z prowadzonymi pracami;
- zanieczyszczenie powietrza (pylenie w czasie transportu, rozładunku kruszywa i prac ziemnych, spalanie paliwa);
- zużycie wody w celu ograniczenia pylenia;
- z wykopu wykonanego w zanieczyszczonym gruncie często następuje parowanie, np. lotnych związków organicznych, które stwarzają zagrożenie dla zdrowia pracowników wykonujących wykop lub mieszkańców sąsiednich zabudowań. W takich przypadkach należy stosować dodatkowe zabezpieczenia, np. namioty, w których jest wytwarzane podciśnienie w celu ograniczenia emisji substancji lotnych;
- w związku ze zmianą warunków hydrogeologicznych powstaje ryzyko pogorszenia się parametrów mechanicznych niektórych typów gruntów.

W celu zmniejszenia ilości zanieczyszczeń w gruncie często stosuje się połączony system oczyszczania, składający się z kilku metod (biologicznych, fizycznych i che-

¹ Menard Polska Sp. z o.o., ul. Powązkowska 44C, 01-797 Warszawa; sjaniszewska@menard.pl, tbialobrzewski@menard.pl, ekruszyńska@menard.pl, kciepiela@menard.pl.

micznych), umożliwiającą optymalizację procesu remediacji w zależności od warunków glebowo-wodnych oraz rodzaju zanieczyszczenia. Metody oczyszczania gruntów *in situ* charakteryzują się niskimi kosztami, przez co są szczególnie przydatne do oczyszczania dużych powierzchni. Ich skuteczność w dużej mierze nie ustępuje metodom *ex situ*. W dodatku można je stosować na terenach zurbanizowanych, przemysłowych czy komunikacyjnych, pod obiektami budowlanymi, drogami itp., nawet gdy w zanieczyszczonej warstwie gruntu występują instalacje infrastrukturalne. Dodatkowo wyróżnia się tzw. metody *on site*, które polegają na oczyszczaniu gruntów na powierzchni terenu, w miejscach, gdzie wykonano wykop. Skuteczność remediacji zależy od właściwego doboru metody, którego należy dokonać uwzględniając ilość i rodzaj zanieczyszczeń występujących na badanym terenie, budowę geologiczną terenu, położenie warstw wodonośnych i kierunek przepływu wód gruntowych.

Celem artykułu jest przedstawienie tych metod remediacji gruntów i wód gruntowych *in situ*, które ze względu na dużą skuteczność usuwania najczęściej spotykanych rodzajów zanieczyszczeń i stosunkowo niewielkie koszty inwestycyjne i eksploatacyjne, mają najszersze zastosowanie.

PRZEMYWANIE GRUNTÓW JAKO METODA WSPOMAGAJĄCA

Za pomocą przemywania można usunąć zanieczyszczenia zaabsorbowane na cząstkach gruntu. Metodę tę stosuje się do oczyszczania gruntów o niewielkiej zawartości frakcji pyłowej i ilowej. Dobrze nadaje się ona do usuwania półlotnych związków organicznych (SVOCs), ropy

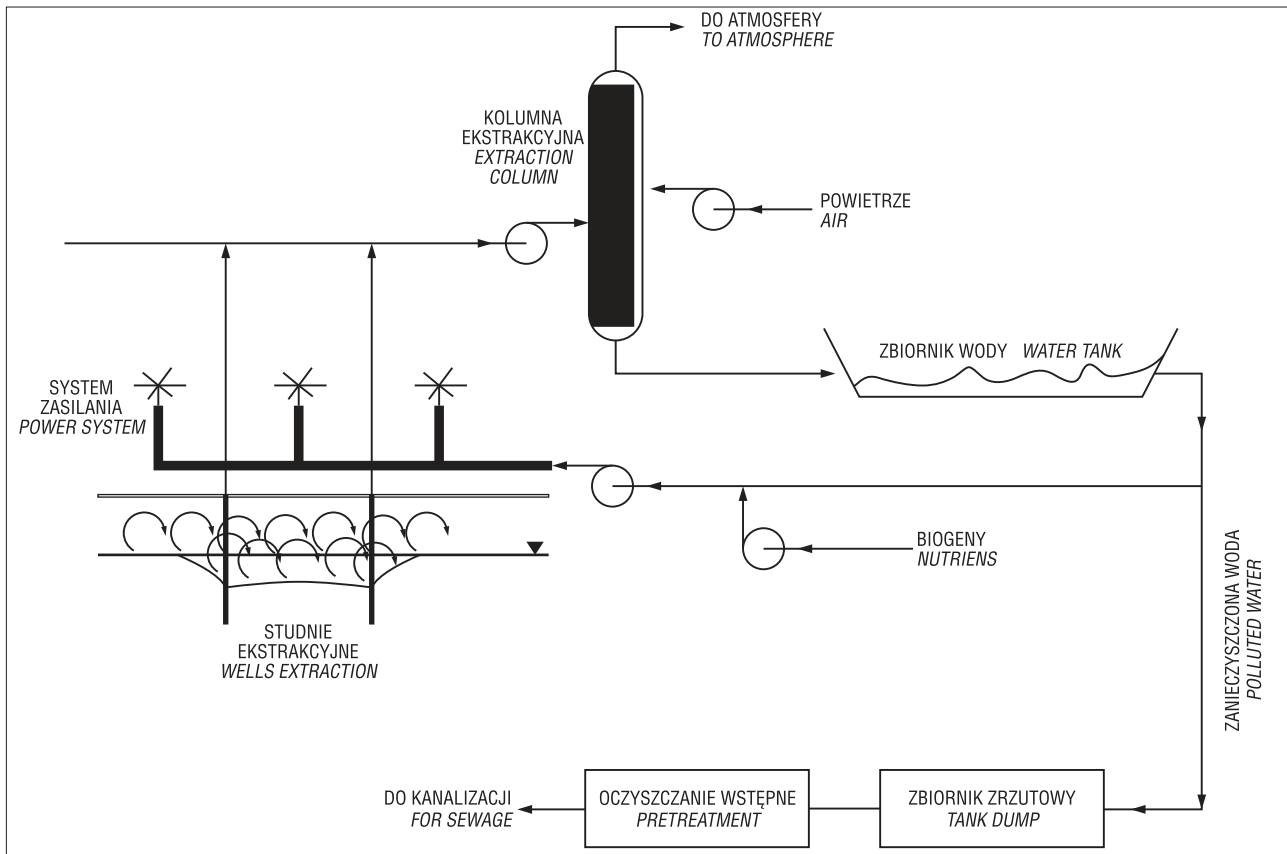
naftowej i pozostałości paliwa, metali ciężkich, PCB, WWA i pestycydów (Asante-Duah, 1996; Feng i in., 2001; Park i in., 2002; Juhasz i in., 2003; Lin i in., 2001).

Do przemywania najczęściej stosuje się wodę z dodatkiem środków powierzchniowo-czynnych (surfaktantów), które obniżają napięcie międzyfazowe pomiędzy zanieczyszczeniem organicznym a wodą, zwiększając przewodność hydrauliczną gruntu oraz dostępność zanieczyszczenia. Stosowane surfaktanty (np. niejonowe związki powierzchniowo-czynne) winny cechować się niską toksycznością i łatwo ulegać biodegradacji. Niekiedy stosuje się rozpuszczalniki, które są dobierane pod kątem zdolności do rozpuszczania specyficznych zanieczyszczeń oraz wpływu na środowisko i zdrowie człowieka (Asante-Duah, 1996; Feng i in., 2001; Chu, Chan, 2003; Urum i in., 2003).

Płukanie gruntu można przeprowadzić nie tylko metodami *in situ*, ale również na powierzchni terenu, w specjalnych instalacjach do przetwarzania odpadów (ryc. 1), wspomagając oczyszczanie procesami mechanicznymi. Należy jednak pamiętać, że zmniejszenie sił kapilarnych, jakie następuje w trakcie przemywania, zwiększa mobilność układu zanieczyszczeń i tempo ich przemieszczania się (Radwan i in., 2012).

Zanieczyszczenia węglowodorowe ulegają wiązaniu i sorpcji na cząstkach gruntu frakcji ilowej i pyłowej, w związku z tym często oddziela się je od frakcji piaskowej i żwirowej oraz elementów destruktu budowlanego poprzez przesiewanie.

Odseparowane drobniejsze frakcje poddaje się dalszej obróbce poprzez przemywanie, bioremediację lub chemiczne utlenianie (Riser-Roberts, 1998). Odzyskane w ten



Ryc. 1. Schemat instalacji do płukania gruntów. Schemat Menard
Fig. 1. Installation for flushing land. Menard scheme

sposób oczyszczone grunty można zagospodarować, np. jako tzw. zasypki na terenach przemysłowych.

Przykład zastosowania metody

W trakcie remontu podziemnego rurociągu wydobyto 2100 m³ (ok. 4000 Mg) gruntu zanieczyszczonego węglowodorami, który znajdował się w promieniu 2 m od rurociągu. Grunty te przesiano, dzięki czemu zredukowano ich objętość, następnie poddano je wstępnemu oczyszczeniu poprzez odgazowanie. Zastosowanie granulometrycznej segregacji znacznie zmniejszyło kubaturę gruntu wymagającego oczyszczenia biologicznego – do 1140 Mg. Po przeprowadzeniu bioremediacji *on site* grunt ten został zagospodarowany na terenach przemysłowych.

ODGAZOWANIE GRUNTÓW ORAZ BIEWENTYLACJA

Odgazowanie gruntów, inaczej ekstrakcja próżniowa, polega na odsysaniu z gruntu lotnych związków organicznych, np. chlorowanych rozpuszczalników, BTEX (Suthersan, 1997; Zhan, Park, 2002; Halmemies i in., 2003). W celu przeprowadzenia odgazowania wykonuje się szczelnie połączony system pionowych lub poziomych otworów odgazowujących, połączonych z pompą próżniową umieszczoną na powierzchni terenu.

Pasywna wentylacja gruntu polega na naturalnym, niewymuszonym przepływie powietrza poprzez perforowane rury umieszczone w strefie aeracji. Różnica ciśnień podczas wentylacji wymusza ruch węglowodorów. W metodzie tej gradient ciśnienia tworzy się poprzez odsysanie powietrza za pomocą pomp próżniowych lub dmuchaw (powstaje podciśnienie) albo poprzez zatłaczanie powietrza (powstaje nadciśnienie). Wentylacja z zastosowaniem podciśnienia polega na odsysaniu z gruntu zanieczyszczeń znajdujących się w fazie gazowej. Wentylacja z zastosowaniem nadciśnienia polega na włączaniu w grunt powietrza pod ciśnieniem, celem zwiększenia ruchliwości węglowodorów oraz zwiększenia ich parowania. Sprężone powietrze wypiera wodę gruntową z przestrzeni porowej.

W przypadku silnie zanieczyszczonych gruntów i wód gruntowych wykonuje się układ napowietrzająco-odgazowujący. W układzie tym zatłaczane pod ciśnieniem powietrze wspomaga proces parowania zanieczyszczeń z ziaren gruntu i wody gruntowej. Opary te są zasysane przez otwory ekstrakcyjne umieszczone w gruncie w strefie aeracji (ryc. 2).

Metodę tę stosuje się do oczyszczania gruntów dobrze przepuszczalnych, ponieważ im większa jest przepuszczalność i jednorodność gruntu, tym większy promień napowietrzania i odgazowania można uzyskać i tym skuteczniejsze staje się usuwanie zanieczyszczeń (Suthersan, 1997; Yeung, Hsu, 2002; Zhan, Park, 2002; Barnes i in., 2002; Halmemies i in., 2003; Barnes, 2003).

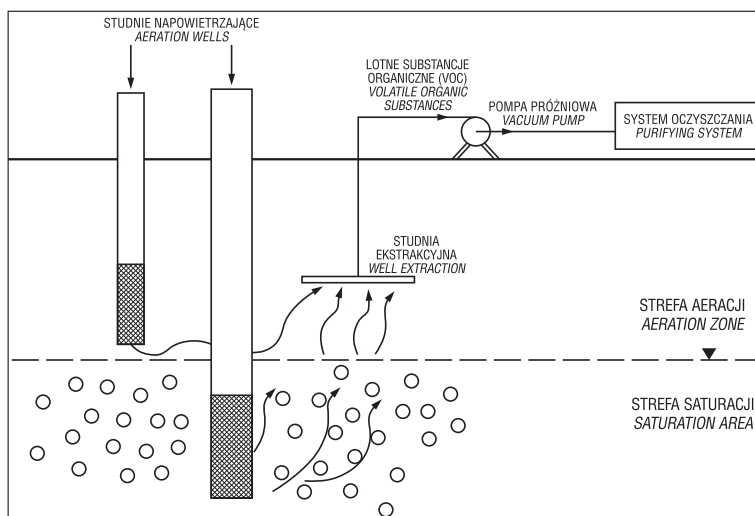
W celu zmaksymalizowania efektu parowania związków lotnych dyfuzory napowietrzające umieszcza się zarówno poniżej, jak i powyżej lustra wody. Wyekstrahowane powietrze, zanim zostanie wprowadzone do atmosfery,

jest oczyszczane na drodze adsorpcji na filtrze z węgla aktywnego. Wprowadzenie do gruntu powietrza (*bioventing*) dodatkowo stymuluje biodegradację zanieczyszczeń, zwłaszcza tych, które są mniej lotne (Halmemies i in., 2003; Harper i in., 2003).

Napowietrzanie gruntów z powodzeniem stosuje się do usuwania lekkich, lotnych produktów naftowych, takich jak benzyna. Metoda ta nie nadaje się do usuwania cięższych paliw, np. oleju napędowego, olei opałowych i nafty. Do usuwania cięższych produktów naftowych może być stosowana iniekcja ogrzanego powietrza, ale ze względu na duże zapotrzebowanie energetyczne proces stosowania tej metody nie jest na ogół ekonomicznie uzasadnione (Zhan, Park, 2002).

W przypadku, gdy przedmuchiwanie powietrzem nie uruchamia oczekiwanej ilości zanieczyszczenia, stosuje się ogrzewanie gruntu parą wodną. W czasie kontaktu z parą wodną w stan lotny przechodzi znacznie więcej węglowodorów niż w warunkach niższych temperatur. Cel ten osiąga się przez wprowadzenie rurami iniekcyjnymi do gruntu pary wodnej o temperaturze od 100 do 180°C, zależnej od ciśnienia podczas jej zatłaczania. Podobnie jak w klasycznym rozwiązaniu, system składa się z otworów iniekcyjnych oraz studni ekstrakcyjnych. Powierzchnia terenu jest szczelnie okryta warstwą słabo przepuszczalną, np. folią HDPE. Skuteczność tej metody potwierdzono do ekstrakcji takich substancji, jak: benzen, toluen, ksylen, naftalen, bifenyl, czterochloroetylen, trójchloroetylen, trichloroetan i benzyna (Barnes i in., 2002).

Mankamentem tej metody jest wysoka cena wykonania szczelnej instalacji, zapobiegającej niekontrolowanej ucieczce zanieczyszczonych oparów. Proces odgazowania i biowentylacji trwa najczęściej od kilku miesięcy do 2 lat. Za pomocą tej metody trudno jest osiągnąć większą redukcję stężenia zanieczyszczeń niż o 90% (Zhan, Park, 2002). Duża wilgotność gruntu może ograniczyć przepływ powietrza przez pory gruntu i zmniejszyć jego przepuszczalność, a tym samym efektywność zabiegu. Metody odgazowania *in situ* nie powinno się stosować na obszarach o płytkim położeniu zwierciadła wód I poziomu wodonośnego (około 1,0 m p.p.t.).



Ryc. 2. Kombinacja biowentylacji gruntu (SBV) i napowietrzania warstwy wodonośnej (na podstawie USEPA, 1998)

Fig. 2. The combination of bioventing soil (SBV) and aerating the aquifer (based on USEPA, 1998)

Grunt wydobyty z wykopu można odgazować na powierzchni terenu (*on site*), stosując dodatkowo przesiewanie. Wody gruntowe pompuje się i oczyszcza w specjalnych instalacjach, tzw. kolumnach stripingowych.

Przykład zastosowania metody

W zbiorniku burzowym o pojemności 3000 m³ ze stałym dopływem gromadziła się woda zanieczyszczona 1,2-dichloroetanem (DCE). Zawartość tego związku w wodzie wynosiła 100 mg/l. W celu oczyszczenia wody zastosowano odgazowanie z przepływem powietrza od 30 do 60 m³/godz. Procesowi temu poddano 15 000 m³ ścieków.

Prace polegały na odpompowaniu chlorowanej wody, a następnie jej oczyszczeniu w kolumnie stripingowej. Odgazowanie powietrza spowodowało przejście DCE z fazy rozpuszczonej do fazy gazowej. Po odgazowaniu woda została przepuszczona przez filtr z węglem aktywnym o objętości 20 m³, służącym do adsorpcji zanieczyszczeń. Dodatkowo powietrze uzdatniono za pomocą filtra z węglem aktywnym o objętości 2 m³. Podczas przepływu przez instalację zanieczyszczone powietrze zostało odizolowane, co zapewniło jego kontrolowaną jakość. W przeprowadzonym procesie uzyskano wysoką wydajność oczyszczania wody oraz dopuszczalną jakość powietrza. Stężenie DCE wynosiło 10 mg/dm³.

SOLIDYFIKACJA (STABILIZACJA)

Stabilizacja, inaczej solidyfikacja, zmniejsza mobilność substancji niebezpiecznych w gruncie (Sherwood, Qualls, 2001). Stosuje się ją zazwyczaj do gruntów zanieczyszczonych metalami ciężkimi i innymi substancjami nieorganicznymi. W procesie stabilizacji zmniejsza się ryzyko związane z migracją zanieczyszczeń poprzez przekształcenie substancji zanieczyszczających w mniej rozpuszczalne, immobilizowane i tym samym mniej toksyczne (Suthersan, 1997; Anderson, Mitchell, 2003). Zabieg polega na ciśnieniowym wprowadzaniu do gruntu

iniektu stabilizującego metale ciężkie i równoczesnym mieszanii gruntu.

Przykład zastosowania metody

Celem stabilizacji było znaczne ograniczenie migracji zanieczyszczeń z gruntu do wód gruntowych. Okoliczny grunt był zanieczyszczony arsenikiem, składowanym niegdyś pod powierzchnią terenu. Zwierciadło wód gruntowych występowało na głębokości ok. 6 m p.p.t. Na obszarze objętym remediacją znajdował się budynek wraz z drogą dojazdową. Budowle te miały być zachowane w sposób nienaruszony ze względu na planowaną inwestycję. Oczyszczanie gruntu przeprowadzono zarówno w strefie infiltracji (0–5 m p.p.t.), jak i nasycenia wodą (5–8 m p.p.t.). Immobilizację arseniku uzyskano poprzez iniekcję reagenta przekształcającego go do formy nierozpuszczalnej (arsenianu żelaza).

Prace prowadzono do głębokości 8 m p.p.t., na terenie o powierzchni 3 000 m². Objętość gruntu poddanego remediacji wyniosła 16 048 m³. Wpierw wyznaczono i wykonano siatkę punktów iniekcyjnych w rozstawie 1,5 m do 3 m (ryc. 3). Następnie odwiercono w gruncie otwory i przeprowadzono iniekcję roztworu mobilizującego arsenik. Skład preparatu do immobilizacji arseniku opracowano w laboratorium na podstawie składu chemicznego próbek gruntu. Wykonanie testu pilotażowego umożliwiło określenie parametrów iniekcji, takich jak: tempo przepływu i docelowa objętość preparatu iniekcyjnego. Utworzono terenowy system produkujący roztwór iniekcyjny (ryc. 3B). Iniekcję prowadzono przez 2 miesiące za pomocą 7 perystaltycznych pomp iniekcyjnych o jednostkowej wydajności 1,2 m³/godz. W celu potwierdzenia skuteczności wykonywanych prac prowadzono testy odbiorcze odcieków – uzyskano 96-procentową redukcję zanieczyszczenia.

Ze względu na kontakt pracowników z gruntem zanieczyszczonym wysoce toksycznym arsenikiem, a także z reagentem używanym w fazie iniekcji, w trakcie wykonywania prac terenowych wprowadzono specjalne zasady BHP.



Ryc. 3. Metoda stabilizacji; A – siatka punktów iniekcyjnych; B – jednostka produkująca reagent. Fot. Arch. Menard
Fig. 3. Stabilization method; A – grid of injection points; B – reagent production unit. Photo Menard Archieve

BIOREMEDIACJA NA PRYZMACH GRUNTU ZANIECZYSZCZONEGO *ON SITU*

Bioremediacja polega na wykorzystaniu zdolności mikroorganizmów do rozkładania substancji ropopochodnych. Za pomocą tej metody można uzyskać redukcję lotnych związków organicznych o 95%, jednak niemożliwe jest osiągnięcie mniejszych stężeń zanieczyszczeń niż 0,1 mg/kg. Metoda ta nie nadaje się do usuwania ciężkich frakcji ropy naftowej i nie może być stosowana, gdy stężenie węglowodorów ropopochodnych w gruncie jest większe od 50 000 mg/kg TPH (USEPA, 1998).

W celu przeprowadzenia bioremediacji zanieczyszczony grunt jest wydobywany na powierzchnię i formowany w przyzmy na podłożu odpowiednio zabezpieczonym przed przenikaniem odcieków. W zależności od rodzaju gruntu oraz zawartości w nim substancji niebezpiecznych oczyszczanie na przyzmach może trwać od kilku miesięcy do kilku lat. Efektywność bioremediacji gruntów z ropy i jej pochodnych zależy od tempa rozkładu tych zanieczyszczeń przez mikroorganizmy gruntowe, na które mają wpływ takie czynniki jak: skład chemiczny związków zanieczyszczających grunt, stężenie węglowodorów i ich toksyczność w stosunku do mikroflory, mikrobiologiczny potencjał gruntu, fizykochemiczne parametry środowiska oraz dostępność węglowodorów dla komórek mikroorganizmów (Hejazi, 2002). Należy pamiętać, że wraz z produktami ropopochodnymi mogą wystąpić lotne związki organiczne, które mają tendencję do odparowania zamiast biodegradacji.

Na tempo biodegradacji niekorzystnie wpływa spadek temperatury, spowalniający rozwój drobnoustrojów. Optymalna jest temperatura 25–40°C, a wilgotność powinna wynosić 18%. Gdy wilgotność gruntu osiąga 33% jest on zbyt mokry, jednak gdy spadnie poniżej 12% – zbyt suchy. Do składowanego gruntu wprowadza się allochtoniczne szczepy bakterii lub wykonuje zabiegi wspierające rozwój bakterii autochtonicznych. Bioremediację stymuluje się poprzez:

- dodawanie do gruntu pierwiastków biogennych, takich jak azot i fosfor, które przyczyniają się do wzrostu mikroorganizmów (substancje ropopochodne powodują niekorzystny dla metabolizmu bakterii wzrost stosunku węgla do azotu);
- utrzymywanie odpowiedniej wilgotności (woda umożliwia rozpuszczanie węglowodorów w takiej formie, aby były one łatwo przyswajalne przez mikroorganizmy, oraz zmniejsza adsorpcję słabo rozpuszczalnych WWA na cząstkach gleby);
- kontrolę temperatury, która wpływa na intensywność biodegradacji oraz rozpuszczalność alifatycznych i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, a tym samym na ich dostępność dla mikroorganizmów;



Ryc. 4. Bioremediacja zanieczyszczonego gruntu na poletkach bioremediacyjnych. Fot. Arch. Menard
Fig. 4. Bioremediation of contaminated soil in bioremediation plots. Photo Menard Archive

- kontrolę pH, ponieważ produkty ropopochodne mogą powodować obniżenie odczynu gleby (podczas degradacji węglowodorów powstają kwasy);
- wprowadzanie tlenu, którego obecność może być ograniczona, ze względu występowanie słabo przepuszczalnych gruntów lub obecności łatwo rozkładanych związków pokarmowych (produkty ropopochodne często powodują powstanie w gruncie rozległych stref beztlenowych).

Podczas oczyszczania gruntów silnie zanieczyszczonych związkami lotnymi wymagane jest ich odgazowanie.

Do czynników, które mogą w zdecydowany sposób ograniczać rozwój większości mikroorganizmów, należy obecność Cl₂, O₃, I₂, formaldehydu lub antybiotyków (Malina, 2007). Nadmierna zawartość metali ciężkich może hamować wzrost drobnoustrojów. Na przebieg procesu oczyszczania istotny wpływ ma również tekstura gruntu, przepuszczalność, skład granulometryczny i gęstość objętościowa. Grunty o małej przepuszczalności trudno napowietrzać, ale lepiej zatrzymują one wodę niż grunty o dużej przepuszczalności.

Przykład zastosowania metody

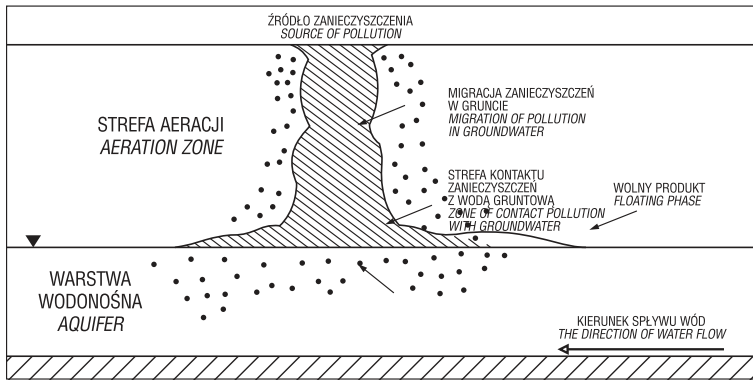
Bioremediacji poddano 47 000 m³ gruntu zanieczyszczonego węglowodorami. Prace prowadzono na poletkach bioremediacyjnych (ryc. 4). Proces oczyszczania stymulowano poprzez wprowadzanie do gruntu tlenu i substancji odżywczych. Wzrost liczby bakterii zaobserwowano w temperaturze ok. 10°C. Oczyszczony grunt zastosowano do wypełnienia wykopu.

SCZERPYWANIE WOLNEGO PRODUKTU – SKIMMING

Substancje ropopochodne charakteryzują się mniejszą gęstością od wody, w związku z tym unoszą się na jej powierzchni, tworząc warstwę wolnego produktu (ryc. 5).

Wolny produkt należy usunąć z powierzchni wody przed zastosowaniem innych biologicznych metod remediacyjnych. Substancje ropopochodne szcerpuje się z powierzchni wody w wykopach (szurfach) za pomocą powierzchniowych oczyszczaczy wody, czyli skimmerów. Najczęściej stosuje się skimmery zautomatyzowane, które umożliwiają selektywne szcerpywanie wolnego produktu





Ryc. 5. Droga migracji zanieczyszczeń ropopochodnych. Schemat Menard

Fig. 5. The migration of petroleum pollutants. Menard scheme

otwartym wykopie. Objętość gruntu zanieczyszczonego węglowodorami ropopochodnymi oraz naftalenem wynosiła 1 246 m³. Wolny produkt szczypany z lustra wody za pomocą skimmerów automatycznych (ryc. 6). Zebrano 10 m³ wolnego produktu naftowego.

BARIERY REAKTYWNE

W środowisku gruntowo-wodnym można tworzyć nieprzepuszczalne bariery hydrodynamiczne, które służą do zatrzymywania lub ukierunkowania przepływu wód (ryc. 7) albo bariery reaktywne (PRB – permeable reactive barrier), usuwające zanieczyszczenia ze strumienia wody (ryc. 8).

Bariery hydrodynamiczne powinny być tak umiejscowione, aby ograniczały zasięg oddziaływania substancji szkodliwych oraz zapewniały precyzyjny przepływ przez barierę reaktywną.

naftowego. Gdy warstwa unoszących się na wodzie substancji ropopochodnych ma małą miąższość, do jej szczypania można wykorzystać ręczne skimmery, które stosuje się także w miejscach, gdzie jest utrudnione doprowadzenie energii elektrycznej bądź inne postępowanie nie jest ekonomicznie uzasadnione.

Przykład zastosowania metody

Roboty ziemne prowadzono poniżej warstwy wodonośnej. Celem prac było usunięcie substancji ropopochodnych, które unosiły się na lustrze wody gruntowej w



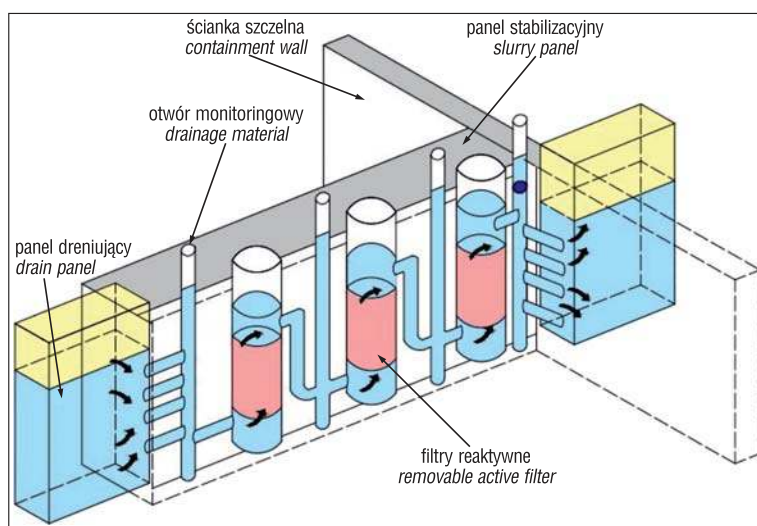
Ryc. 6. Szczypanie wolnego produktu z lustra wody. Fot. Arch. Menard

Fig. 6. Method of skimming. Photo Menard Archive



Ryc. 7. Bariery nieprzepuszczalne. Fot. Arch. Menard

Fig. 7. Impermeable barriers. Photo Menard Archive



Ryc. 8. Schemat bariery reaktywnej. Schemat Menard
 Fig. 8. Scheme reactive barrier. Menard scheme



Ryc. 9. Przepuszczalna bariera reaktywna wypełniona żelazem zerowartościowym. Fot. Arch. Menard
 Fig. 9. The permeable reactive barrier filled with iron. Photo Menard Archive



Budowa barier reaktywnych jest nową technologią, wynalezioną i rozwijaną w ciągu ostatnich kilkunastu lat. Konstrukcje te mogą mieć postać ciągłą lub formę tzw. leja i bramy. Zanieczyszczenia wód są usuwane z na drodze reakcji geochemicznych zachodzących podczas kontaktu substancji zanieczyszczających z materiałem reaktywnym wypełniającym barierę (Suthersan, 1997; Birke i in., 2003; Baciocchi i in., 2003) (ryc. 9).

Różne właściwości i skład chemiczny zanieczyszczeń znajdujących się w wodzie sprawiają, że najskuteczniejszym sposobem ich likwidacji jest wykorzystanie bariery wypełnionej sekwencją materiałów reaktywnych, zwanej wielowarstwową, przepuszczalną barierą reaktywną (WPBR). Tą metodą można zmniejszyć stężenie zanieczyszczeń do wartości uznawanych za możliwe do usunięcia na drodze naturalnego oczyszczania. Właśnie ze względu na strategię samooczyszczania się środowiska stosowanie barier reaktywnych jest ostatnio propagowane w krajach UE. Proces oczyszczania wody postępuje w wyniku sorpcji zanieczyszczeń na powierzchni węgla aktywnego wypełniającego barierę. Drugim najczęściej stosowanym w barierach materiałem reaktywnym jest granulowane żelazo zerowartościowe, które umożliwia redukcję związków organicznych i nieorganicznych. Materiałami stosowanymi w przepuszczalnych barierach sorpcyjnych są zeolity (Park i in., 2002) i węgiel aktywny (Ambrosini, Stengele, 2003), wiążące zanieczyszczenia na powierzchni materiału aktywnego przez wymianę jonową; adsorpcję i strącanie (Roehl i in., 2001).

Efektywność procesu oczyszczania wody gruntowej z zastosowaniem barier reaktywnych zależy od właściwości zanieczyszczeń, ich stężenia i rozpuszczalności oraz pH. Projektując barierę należy uwzględnić właściwości filtracyjne materiałów reaktywnych oraz czas kontaktu zanieczyszczeń z materiałem reaktywnym. Zastosowanie przepuszczalnych barier reaktywnych ma jeszcze jedną zaletę – teren poddany remediacji można zdalnie monitorować.

Przykład zastosowania metody

Remediacji poddano teren zakładu, w którym w latach 1902–1962 produkowano koks. Wyniki wstępnych badań świadczyły o wysokim stężeniu WWA w gruncie. W celu ochrony lokalnych zbiorników wodnych na głębokości 6 i 8 m p.p.t. zainstalowano 3 aktywne bariery przepuszczalne (ryc. 10). Ich długość wynosiła



Ryc. 10. Zastosowanie aktywnej bariery przepuszczalnej zawierającej węgiel aktywny. Fot. Arch. Menard

Fig. 10. The use of permeable barriers containing active charcoal. Photo Menard Archive

430 m, a powierzchnia 3520 m². Każda z barier zawierała 2 aktywne filtry o pojemności 150 kg. Filtry były zmieniane raz w roku. Przepływ wód gruntowych przez bramę wynosił średnio około 1,5 m³/h i był regulowany na wiosnę, w czasie wysokich stanów wód. Bramy były ustawione szeregowo lub równolegle, w zależności od rodzaju zanieczyszczenia. W celu monitoringu jakości wód, na drodze ich przepływu zainstalowano piezometry, z których pobierano próbki do analiz chemicznych.

PODSUMOWANIE

Stosowane metody remediacyjne powinny gwarantować usunięcie zanieczyszczeń lub znaczne zmniejszenie ich stężeń i uwzględnić środki zaradcze przed wtórnym zanieczyszczeniem lub degradacją terenu, które mogą wystąpić w przyszłości. Oczyszczany teren należy na ogół doprowadzić do stanu umożliwiającego wykorzystanie go na potrzeby budownictwa miejskiego lub przemysłowego.

Wybór odpowiedniej metody remediacji uzależnia się od warunków wodno-środowiskowych, specyficznych dla występowania różnych rodzajów zanieczyszczeń. Oczyszczanie gruntów i wód gruntowych jest problemem złożonym i najczęściej do jego rozwiązania wykorzystuje się kombinację kilku technologii, łącząc także metody *ex situ* z metodami *in situ*. Obecnie propaguje się łączenie metod chemicznych i biologicznych, które są bezinwazyjne, stosowane *in situ* w połączeniu z cyklem monitoringu środowiskowego i wykorzystujące naturalny potencjał środowiska, w tym tzw. samooczyszczanie.

Rozwój metod remediacji gruntów i wód gruntowych *in situ* wynika z poszukiwania rozwiązań alternatywnych dla metod *ex situ*, przyczyniających się do wytwarzania dużej ilości odpadów, które trzeba zagospodarować poprzez tzw. odzysk, a w najgorszym wypadku składować.

Nowoczesne technologie remediacji gruntów bazują na takich zabiegach, jak zwiększenie przepływu powietrza, odgazowanie i biowentylacja oraz wypłukiwanie zanieczyszczeń z przestrzeni porowych, ponieważ można je stosować bez konieczności wprowadzania do gruntu specjalistycznych reagentów chemicznych lub preparatów biologicznych.

Zakłada się, że stopniowo będzie wzrastać rola oceny ryzyka wpływu zanieczyszczeń na zdrowie ludzi i stan środowiska i zarządzania tym ryzykiem. Dlatego już na etapie planowania inwestycji ważną rolę powinna odgrywać ocena metod ograniczania ryzyka, które mogą zostać przyjęte. Błędem jest zatem przyjmowanie w pierw planu rozwoju inwestycji, a dopiero potem dopasowywanie do niego strategii i technologii remediacji środowiska gruntowo-wodnego.

LITERATURA

AMBROSINI G., STENGLE R.H. 2003 – Anextensive test programme for permeable re-active barrier materials. Proc. XIII ECSMGE, Prague, 1: 297–302.
 ANDERSON A., MITCHELL P. 2003 – Treatment of mercury-contaminated soil, mine waste and sludge using silica micro-encapsulation. TMS Annual Meeting, Extraction and Processing Division, Mar 2–6 2003, San Diego: 265–274.
 ASANTE-DUAH D.K. 1996 – Managing Contaminated Sites: Problem Diagnosis and Development of Site Restoration. Wiley, New York.

BACIOCHI R., BONI M.R., D'APRILE L. 2003 – Characterization and performance of granular iron as reactive media for TCE degradation by permeable reactive barriers. Water, Air, and Soil Pollution, 149 (1–4): 211–226.
 BARNES D.L. 2003 – Estimation of operation time for soil vapor extraction systems. J. Environ. Engin., 129 (9): 873–878.
 BARNES D.L., COSDEN E., JOHNSON B., JOHNSON K., STJARNSTROM S., JOHANSSON K., FILLER D. 2002 – Operation of Soil Vapor Extraction in Cold Climates, Cold Regions Engineering Cold Regions Impacts on Transportation and Infrastructure, Proceedings of the Eleventh International Conference, May 20–22 2002, Anchorage: 956–967.
 BIRKE V., BURMEIER H., ROSENAU D. 2003 – Design, construction, and operation of tailored permeable reactive barrier. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management, 7 (4): 264–280.
 CHU W., CHAN K.H. 2003 – The mechanism of the surfactant aided soil washing system for hydrophobic and partial hydrophobic organics. Science of the Total Environment, 307 (1–3): 83–92.
 FENG D., LORENZEN L., ALDRICH C., MARE P.W. 2001 – Ex situ diesel contaminated soil washing with mechanical methods. Miner. Engin., 14 (9): 1093–1100.
 FURDYN G., KAWALA Z. 1996 – Odnowa zanieczyszczonych gruntów metodami *in situ*. Ochr. Środ., 2 (61), 27–34.
 HALMEMIES S., GRONDAHL S., ARFFMAM M., NENONEN K., TUHKANEN T. 2003 – Vacuum extraction based response equipment for recovery of fresh fuel spills from soil. J. Hazardous Materials, 97 (1–4): 127–143.
 HEJAZI R.F. 2002 – Oily Sludge Degradation Study Under Arid Conditions Using a Combination of Landfarm and Bioreactor Technologies. PhD thesis, Faculty of Engineering and Applied Science, Memorial University of Newfoundland, St John's, Canada.
 HARPER B.M., STIVER W.H., ZYTNER R.G. 2003 – Non-equilibrium non-aqueous phase liquid mass transfer model for soil vapor extraction systems. J. Environ. Engin., 129 (8): 745–754.
 JUHASZ A.L., SMITH E., SMITH J., NAIDU R. 2003 – In situ remediation of DDT-contaminated soil using a two-phase co-solvent flushing-fungal biosorption process. Water, Air and Soil Pollution, 147 (1–4): 263–274.
 LIN H.K., MAN X.D., WALSH D.E. 2001 – Lead removal via soil washing and leaching. JOM, 53 (12): 22–25.
 MALINA G. 2007 – Likwidacja zagrożenia środowiska gruntowo-wodnego na terenach zanieczyszczonych. Monografie 132, Częstochowa, Wyd. Pol. Częst.
 PARK J., JUNG Y., HAN M., LEE S. 2002 – Simultaneous removal of cadmium and turbidity in contaminated soil-washing water by DAF and electroflotation. Water Sc. Techn., 46 (11–12): 225–230.
 RADWAN K., ŚLOSARZ Z., RAKOWSKA J. 2012 – Efekty środowiskowe usuwania zanieczyszczeń ropopochodnych. Bezpieczeństwo i Technika Pożarnicza, 3: 107–114.
 RISER-ROBERTS E. 1998 – Remediation of Petroleum Contaminated Soil: Biological, Physical, and Chemical Processes. Lewis Publishers, Boca Raton.
 ROHEL K.E., HUTTENLOCH P., CZURDA K. 2001 – Permeable sorption barriers for *in situ* remediation of polluted groundwater – reactive materials and reaction mechanisms. [In:] Green 3, The Exploitation of Natural Resources and the Consequences. Thomas Tel-ford Publishing, London.
 SHERWOOD L.J., QUALLS R.G. 2001 – Stability of phosphorus within a wetland soil following ferric chloride treatment to control eutrophication. Environ. Sc. Techn., 35 (20): 4126–4131.
 SUTHERSAN S.S. 1997 – Remediation Engineering: Design Concepts, Lewis Publishers, Boca Raton.
 USEPA 1998 – Landfarming. Office of the Underground Storage Tank, US Environmental Protection Agency. Publication EPA 510-B-95-007. <http://www.epa.gov/swrust/cat/landfarm.htm>
 URUM K., PEKDEMIR T., GOPUR M. 2003 – Optimum conditions for wastecontaminated soil with biosurfactant solutions. Process Safety and Environmental Protection: Transactions of the Institution of Chemical Engineers, Part B, 81(3): 203–209.
 USTAWA z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Dz.U. 2001 nr 62 poz. 627.
 ZHAN H., PARK E. 2002 – Vapor flow to horizontal wells in unsaturated zones. Soil Science Society of America J., 66 (3): 710–721.
 YEUNG A.T., HSU H.T. 2002 – Semi-analytical simulation of soil vapor extraction. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management, 6 (1): 14–22.