

Grzegorz Furdyn, Zdzisław Kawala

Odnowa zanieczyszczonych gruntów metodami *in situ*

Przywracanie zanieczyszczonym gruntom ich początkowej jakości, określane jako remediacja lub odnowa (przez analogię do odnowy wody), należy do najbardziej dynamicznie rozwijających się gałęzi ochrony środowiska na świecie. W Polsce problem ten dopiero w ostatnim czasie znalazł się w centrum uwagi, zwłaszcza w związku z pozostawieniem przez Armię Radziecką rozległych terenów (np. lotnisk) zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi. Jakkolwiek o rosnącym zainteresowaniu problematyką odnowy gruntów świadczą publikacje na ten temat [1-3], to jednak stan krajowej techniki w tej dziedzinie nie nadąża za rosnącym zapotrzebowaniem.

Celem odnowy gruntów jest wyeliminowanie bądź ograniczenie emisji zanieczyszczeń z zanieczyszczonego gruntu do atmosfery i do wód podziemnych. Do najczęściej stosowanych środków zaradczych należało dotychczas pokrycie zanieczyszczonego miejsca powłoką ochronną i otoczenie go specjalnymi ekranami sięgającymi w głąb gruntu aż do poziomu nieprzepuszczalnego. Inną, często stosowaną praktyką było wydobycie zanieczyszczonego gruntu i umieszczenie go na składowisku odpadów. Jednakże z uwagi na brak możliwości całkowitego wyeliminowania źródła emisji dąży się obecnie – w miarę możliwości – do rezygnacji z tych technik, na korzyść metod zapewniających całkowite usunięcie substancji szkodliwych z zanieczyszczonego gruntu.

(*on site*), bądź po przetransportowaniu do zakładu przeróbki odpadów (*off site*).

Wybór metody odnowy gruntu, odpowiedniej dla konkretnego przypadku jego zanieczyszczenia, wymaga znajomości wielu parametrów, w tym danych dotyczących ilości, rodzaju i rozmieszczenia zanieczyszczeń w gruncie, budowy geologicznej terenu, położenia warstw wodonośnych i kierunku przepływu wód gruntowych [4].

Metody termiczne zapewniają najwyższą, bo dochodzącą do 99,99%, skuteczność usuwania zanieczyszczeń z warstw gruntu. Procesy niskotemperaturowe (260+360 °C) polegają na odparowaniu zanieczyszczeń ze złoża i ich usunięciu metodą adsorpcyjną. Spośród procesów wysokotemperaturowych najczęściej stosowana jest termiczna likwidacja zanieczyszczeń w piecach obrotowych lub urządzeniach ze złożem fluidalnym, w temperaturze do 1.100 °C. Metody termiczne *in situ*, jak odkażanie mikrofalowe (względnie przy pomocy fal radiowych) oraz witrifikacja (zeszklenie zanieczyszczonej gleby za pomocą elektrycznie wytworzonej temperatury około 1.600+2.000 °C [5]) znajdują się obecnie w fazie eksperymentalnej. Wadą metod termicznych są ich wysokie koszty (ok. 500 DEM/t).

Metody fizyczno-chemiczne, tzw. mokre (tzn. mycie gruntu), umożliwiają uwolnienie gruntu zarówno od zanieczyszczeń organicznych jak i nieorganicznych (metale ciężkie).

Tabela 1. Klasyfikacja metod oczyszczania gruntów

Metody	<i>In situ</i>	<i>Ex situ</i>	
		<i>On site</i>	<i>Off site</i>
Termiczne	Ogrzewanie mikrofalowe Witrifikacja Desorpcja parą wodną	Procesy niskotemperaturowe	Procesy niskotemperaturowe
		Procesy wysokotemperaturowe	Procesy wysokotemperaturowe
Fizyczno-chemiczne	Desorpcja próżniowa Przemywanie gleby Stabilizacja chemiczna Procesy elektrokinetyczne	Przemywanie roztworami surfaktantów	Przemywanie roztworami surfaktantów
		Przemywanie rozpuszczalnikami	Przemywanie rozpuszczalnikami
Biologiczne	Odkażanie mikrobiologiczne Przewietrzanie	Kompostowanie Rozkład w glebie	Kompostowanie Oczyszczanie w bioreaktorach

Na przestrzeni ostatnich kilkunastu lat w Europie Zachodniej oraz w Stanach Zjednoczonych opracowano wiele skutecznych metod oczyszczania gruntu, które można zaliczyć do dwóch grup (tab.1): metod nie wymagających wydobycia zanieczyszczonych warstw gruntu na powierzchnię (*in situ*) oraz metod, które wymagają wydobycia zanieczyszczonego gruntu (*ex situ*) i poddania go procesom odnowy na miejscu

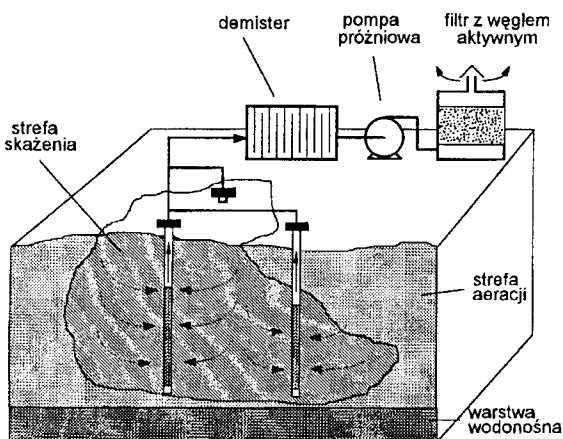
W skład roztworów myjących mogą wchodzić kwasy i zasady nieorganiczne (np. wodorotlenek sodu), związki kompleksujące, jak również środki powierzchniowo czynne. Proces ten obejmuje mieszanie zanieczyszczonej gleby z roztworem myjącym, oddzielenie oczyszczonej gleby od roztworu, regenerację roztworu myjącego i utylizację osadu zawierającego usunięte zanieczyszczenia i cząstki gruntu. Stosowanie tych metod jest zalecane w przypadku gruntów piaszczystych, o zawartościach frakcji ilastych i substancji humusowych nie przekraczających 10+15% (cząstki te gromadzą się w osadzie pozostałym po procesie) [6].

Porównując metody *in situ* oraz *ex situ* należy zauważyć, że pierwsze wyróżniają się korzystniejszymi kosztami jednostkowymi, zwłaszcza w przypadku rozleglejszych zanieczyszczeń, a ich skuteczność w dużej części nie ustępuje metodom *ex situ*. Umożliwiają one, wykorzystując recyrkulację powietrza lub wód podziemnych, prowadzenie odnowy warstw gruntu znajdujących się pod obiektami budowlanymi, drogami itp. Ponadto nie naruszają one wierzchniej warstwy gleby, będącej podłożem życia biologicznego. Z tej przyczyny notuje się obecnie tendencję do zastępowania, o ile jest to możliwe, kosztownych metod *on situ* metodami *in situ*.

Celem niniejszego artykułu było przedstawienie dwóch spośród wymienionych metod, które znalazły najszerze zastosowanie w odnowie gruntów, tj. desorpcji próżniowej oraz oczyszczania na drodze mikrobiologicznej. Zdaniem autorów nadają się one najlepiej do zastosowania w warunkach krajowych, gdyż w ich przypadku duża skuteczność usuwania najczęściej spotykanych rodzajów zanieczyszczeń idzie w parze ze stosunkowo niewielkimi kosztami inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi.

Próżniowa desorpcja zanieczyszczeń

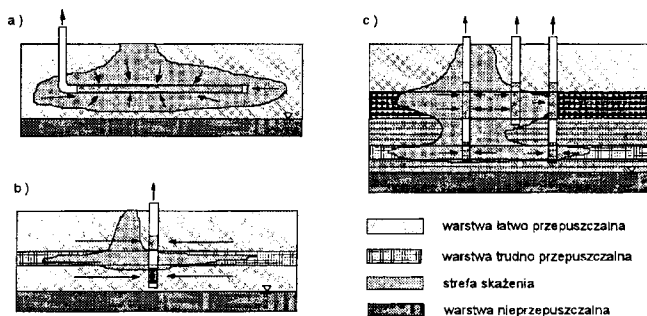
Metoda desorpcji próżniowej polega na wytworzeniu w gruncie konwekcyjnego strumienia powietrza, do którego odparowują zanieczyszczenia lotne. Powietrze gruntowe nasycone parami zanieczyszczeń jest w sposób ciągły usuwane na powierzchnię za pomocą systemu studni odsysających, zaś na jego miejsce dopływa z zewnątrz oczyszczanego obszaru czyste powietrze atmosferyczne (rys.1). Proces ten można porównać do przepłukiwania zanieczyszczonych warstw gruntu powietrzem, dlatego też w literaturze anglojęzycznej nosi on nazwę desorpcji powietrzem (*air stripping*) lub ekstrakcji par z gleby (*soil vapor extraction*).



Rys. 1. Schemat instalacji do desorpcji próżniowej zanieczyszczeń z gruntu w skali technicznej

W zanieczyszczonej strefie gruntu wykonuje się szereg odwiertów służących do wypompowywania powietrza gruntowego. Umieszczone są w nich perforowane w dolnej części rury odsysające, podłączone do urządzenia wytwarzającego podciśnienie, które powoduje ruch powietrza w kierunku od powierzchni do odwiertów. Podczas przepływu przez zanieczyszczone warstwy gruntu powietrze nasycza się parami zanieczyszczeń lotnych. Wzajemna odległość studni zostaje dobrana w zależności od przepuszczalności hydraulicznej gruntu i wynosić może od kilku do kilkudziesięciu metrów. Powierzchnia gruntu wokół odwiertów zostaje uszczelniona

i umocniona, co powoduje konieczność zasysania powietrza z większego promienia, a przez to wydłużenie jego drogi przez zanieczyszczoną strefę gruntu. W przypadku gruntów trudno przepuszczalnych istnieje możliwość zainstalowania dodatkowo rur wtlaczających powietrze, mających za zadanie zintensyfikowanie jego ruchu w zanieczyszczonej strefie. Geometrię układu rur odsysających należy dobrać odpowiednio do rozmieszczenia zanieczyszczeń w gruncie oraz rozmieszczenia łatwo i trudno przepuszczalnych warstw gruntu (rys.2).



Rys. 2. Dobór geometrii układu rur odsysających w zależności od położenia zanieczyszczonych stref i hydrogeologii gruntu [7]

Przy zanieczyszczeniach zalegających w rozległej, lecz względnie płytkiej strefie gruntu najbardziej opłacalnym rozwiązaniem będzie siatka rur poziomych (rys.2a), natomiast kiedy zanieczyszczenia zalegają w trudno przepuszczalnej warstwie gruntu, np. w materiale ilastym, wówczas muszą one przedyfundować z głębi warstw trudno przepuszczalnych do warstw łatwo przepuszczalnych, skąd mogą być usunięte strumieniem powietrza (rys.2b). Rodzaj urządzenia odsysającego powietrze przyjmuje się w zależności od przepuszczalności gruntu. Przy łatwo przepuszczalnych piaskach i żwirach opłacalne jest zastosowanie energooszczędnych wentylatorów promieniowych. Bardziej uniwersalne w zastosowaniu są sprężarki bocznokanałowe, pozwalające na wytworzenie większego podciśnienia, koniecznego w przypadku gruntów mniej przepuszczalnych. W przypadku trudno przepuszczalnych gruntów ilastych znajdują zastosowanie pompy próżniowe. Granicą stosowalności tego procesu jest wartość przepuszczalności hydraulicznej gruntu ($k_t = 10^{-7}$ m/s).

Moduł wyjściowy aparatury służy do usuwania zanieczyszczeń ze strumienia wylotowego przed skierowaniem go do atmosfery. W praktyce znajdują tu zastosowanie dwa rozwiązania techniczne, tj. adsorpcja na węglu aktywnym i utlenianie termiczne bądź katalityczne. Adsorpcja stanowi rozwiązanie najprostsze, a zarazem najtańsze i zadowalające pod względem sprawności, która jest największa w odniesieniu do związków o masie molowej około 50+150 g/mol, przy ich stężeniach powyżej 700 g/m³ [8]. Węgiel aktywny po wyczerpaniu pojemności sorpcyjnej musi zostać poddany regeneracji, odbywającej się zazwyczaj przy użyciu przegrzanej pary wodnej. Odzyskane związki organiczne mogą niekiedy zostać wykorzystane na miejscu jako paliwo. Termiczne utlenianie zanieczyszczeń przewyższa metodę adsorpcyjną pod względem efektywności i optymalnego zakresu stężeń (od 50 ppm), proces ten jest jednak wrażliwy na wahania temperatury i natężeń przepływu. Katalityczne utlenianie par zanieczyszczeń różni się od utleniania termicznego użyciem katalizatora, umożliwiającego obniżenie temperatury proce-

su, a tym samym obniżenie jego kosztów. Proces ten jest jednak również wrażliwy na wahania parametrów, a ponadto niektóre substancje (np. związki chlorowcopochodne) mogą spowodować zatrucie katalizatora. Koszty oczyszczania powietrza wylotowego stanowią znaczącą część ogólnych kosztów procesu desorpcji próżniowej (ok. 50%). Przebieg oczyszczania gleby metodą desorpcji próżniowej uzależniony jest od wartości parametrów dotyczących zarówno związków chemicznych zalegających w miejscu zanieczyszczenia, jak i właściwości fizycznych gruntu (tab.2).

Tabela 2. Właściwości zanieczyszczeń oraz właściwości gruntów istotne z punktu widzenia procesu desorpcji próżniowej

Parametry zanieczyszczeń	Parametry gruntu
Lotność (prężność pary nasyconej)	Wodoprzepuszczalność
Stała Henry'ego	Porowatość
Rozpuszczalność w wodzie	Zawartość substancji organicznych
Stale izotermi adsorpcji	Zawartość wilgoci

Związki chemiczne wchodzące w skład zanieczyszczeń, po znalezieniu się w środowisku gruntowym, wchodzą w interakcje z jego elementami. Właściwości fizyczno-chemiczne tych związków określają warunki lokalnie ustalających się równowag międzyfazowych, a więc decydują o względnych proporcjach stężeń danego związku w fazach gazowej, wodnej, organicznej oraz stałej (część zanieczyszczeń zaadsorbowana na powierzchni ziaren gruntu). Ponieważ metoda desorpcji próżniowej polega na usuwaniu par zanieczyszczeń z gruntu, więc im większy jest względny udział zanieczyszczeń występujących lokalnie w fazie gazowej, tym bardziej efektywne jest jej zastosowanie jako głównej metody oczyszczania. Przy dużej ilości zanieczyszczeń w gruncie znaczna ich część jest obecna w postaci wolnego, niemieszalnego z wodą produktu. W takim przypadku kluczową rolę odgrywa lotność składników mieszaniny, określająca ich stężenie równowagowe w powietrzu gruntowym, bezpośrednio wpływając na wymaganą objętość powietrza, którą należy przepuścić przez glebę w celu całkowitego usunięcia zanieczyszczenia. Wartości równowagowych stężeń zanieczyszczeń występujących najczęściej w fazie gazowej, wraz z innymi danymi fizyczno-chemicznymi, zestawiono w tabeli 3.

Stała Henry'ego opisuje równowagę pomiędzy stężeniami danego związku chemicznego w fazach gazowej i wodnej. Stosowność desorpcji próżniowej jest ograniczona do związków praktycznie nierozpuszczalnych w wodzie, których stężenia w fazie gazowej są znaczne w porównaniu ze stężeniami w wilgoci gruntowej ($K_H > 0,001$). Właściwości sorpcyjne układu związków chemicznych–gleba określa stała izotermi adsorpcji, określana – w przypadku adsorpcji z fazy wodnej – jako iloczyn współczynnika podziału pomiędzy substancją organiczną gruntu a fazą wodną (K_{oc}) i ułamka masowego substancji organicznej w glebie. Zależność ta wynika z faktu, że substancja organiczna jest frakcją gruntu o najsilniejszych

właściwościach sorpcyjnych. Znaczącą rolę w ustalaniu równowagi w zanieczyszczonym gruncie odgrywa także proces dyfuzji zanieczyszczeń w mikroporach wewnątrz ziaren gruntu [13]. Względne udziały typowych zanieczyszczeń w poszczególnych fazach (w przypadku nieobecności wolnego produktu) przedstawia tabela 4.

Tabela 4. Względne udziały typowych zanieczyszczeń w poszczególnych fazach, obliczone na podstawie zależności równowagowych [14]

Związek chemiczny	Frakcja zaadsorbowana na cząstkach gruntu %	Frakcja zawarta w powietrzu gruntowym %	Frakcja rozpuszczona w wodzie gruntowej %
Benzen	3	62	35
Etylobenzen	21	59	20
N-heptan	0,1	99,8	0,1
N-heksan	0,1	99,8	0,1
N-pentan	0,1	99,8	0,1
Benzo(a)piren	100	0	1
Naftalen	61	8	31
Fenantren	88	2	10
1-penten	0,1	99,8	0,1
Fenol	9	0,01	91
Toluen	3	77	20
O-ksylen	15	54	31

Spśród parametrów określających właściwości gruntu, decydujące znaczenie ma, oprócz zawartości materii organicznej, jego wodoprzepuszczalność. Jest to najważniejszy z parametrów procesu, gdyż decyduje on o możliwości oraz koszcie przepompowywania powietrza przez zanieczyszczoną strefę gruntu. Przepuszczalność gruntu określa się metodą *in situ* na podstawie pomiarów spadku ciśnienia w określonej odległości od przewodu zasysającego powietrze [15].

Oczyszczanie zanieczyszczonego gruntu metodą desorpcji próżniowej jest procesem długotrwałym, obejmującym zazwyczaj kilka miesięcy. Typowy przebieg procesu w skali technicznej wykazuje dwa wyraźne etapy. Podczas pierwszego z nich, trwającego zwykle kilka dób, następuje usunięcie lotnych zanieczyszczeń znajdujących się w fazie gazowej (w powietrzu gruntowym). Etap ten charakteryzuje się dużymi strumieniami usuwanych zanieczyszczeń. Trwa on dopóty, dopóki nie zostaną usunięte związki z przestrzeni łatwo dostępnych dla strumienia powietrza. Przebieg drugiego, znacznie wolniejszego etapu procesu, uzależniony jest od warunków geologicznych terenu. Prawie stała szybkość usuwania zanieczyszczeń wskazuje na to, iż etap ten ograniczony jest procesami dyfuzyjnymi w mikroporach porowatych fragmentów słabo przepuszczalnych złóż. Cząstki zanieczyszczeń, które na skutek długiego przebywania w gruncie zdążyły wnikać do wnętrza jego struktury, dyfundują z wnętrza agregatów na ich powierzchnię, skąd są usuwane przez przepływający strumień powietrza. Proces ten trwa aż do całkowitej likwidacji zanieczyszczenia i trwać może, w przypadku gruntów o dużej pojemności sorpcyjnej i drobnoporo-

Tabela 3. Właściwości fizyczno-chemiczne najczęściej występujących zanieczyszczeń gruntów

Substancja	Prężność pary nasyconej w temp. 20 °C kPa	Rozpuszczalność w wodzie g/m ³	Stała Henry'ego atm·m ³ /mol [9]	Współczynnik podziału cm ³ /g [9]
Benzyna	27+54 [10]	50+100 [10]	–	–
Nafta JP-4	11 [10]	<5 [10]	–	–
Paliwo lotnicze	0,076 [10]	<5 [10]	–	–
Olej napędowy	0,061 [10]	<5 [10]	–	–
Benzen	10,02 [11]	1.780 [12]	5,6·10 ⁻³	83
Toluen	2,91 [11]	515 [12]	6,3·10 ⁻³	151
Trichloroetylen	7,13 [11]	1.100 [12]	9,7·10 ⁻³	106

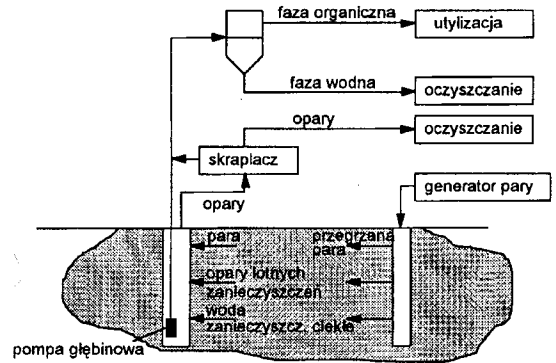
watej strukturze, do kilkunastu miesięcy. Obliczenia modelowe wskazują, że zwiększanie natężenia przepływu powietrza nie wywiera w takiej sytuacji istotnego wpływu na szybkość usuwania zanieczyszczeń [16]. W celu ograniczenia kosztów eksploatacji urządzeń, zalecane jest prowadzenie procesu w sposób okresowy, tzn. z przerwami trwającymi od kilku dni do kilku tygodni.

Skuteczność metody desorpcji próżniowej została potwierdzona w toku licznych realizacji technicznych. Przykładowo, w jednym z procesów na terenie Niemiec odkażaniu poddano około 3 tys. m² powierzchni gruntu zanieczyszczonego trichloroetylenem, którego stężenie początkowe w powietrzu gruntowym sięgało 2,7 g/m³, zaś w glebie wynosiło 12 g/kg. Jako urządzenie odsysające zastosowano dmuchawę osiągnającą wydatek 16 tys. m³/d, przy podciśnieniu 1,5+2,0 kPa. Dzięki dużej przepuszczalności gruntu promień działania instalacji wyniósł około 55 m. Szybkość usuwania zanieczyszczeń, wynosząca początkowo 53 kg/d, spadła po trzech tygodniach do 5 kg/d, zaś po dalszych piętnastu tygodniach ustabilizowała się na wartości około 0,1 kg/d. W ciągu 10 miesięcy za pomocą tej instalacji usunięto 570 kg trichloroetyleny [17]. W innym przypadku zalegające w 45-metrowej warstwie gruntu zanieczyszczenie tetrachloroetylenem likwidowano za pomocą dwóch równoległych działających instalacji o łącznej wydajności 365 m³/h. Promień zasysania powietrza wynosił około 35 m. Stężenia tetrachloroetyleny w próbkach gruntu spadły po siedmiu miesiącach z początkowej wartości 12 mg/kg do poniżej 1 mg/kg, a po dalszych trzech miesiącach spadły poniżej poziomu wykrywalności [18].

Dalsze wnioski dotyczące efektywności metody wyciągnięto w toku realizacji programu SITE (*Superfund Innovative Technology Evaluation*) Agencji Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych (USEPA). Proces prowadzono w zmiennych warunkach atmosferycznych (także przy ujemnych temperaturach) i przy zróżnicowanej przepuszczalności zanieczyszczonych warstw gleby (10⁻³+10⁻¹⁰ m/s). Stwierdzono możliwość odsysania powietrza nawet z warstw trudno przepuszczalnych, np. gliny, pod warunkiem występowania dostatecznej ilości porów wypełnionych powietrzem. Z zanieczyszczonego terenu usunięto w ciągu ośmiu tygodni około 600 kg rozpuszczalników chlorowcopochodnych, przy czym zastosowana technologia wykazała dużą niezawodność i odporność na czynniki zakłócające [19]. Koszty ogólne procesu szacuje się na podstawie dotychczasowych doświadczeń na 10+150 USD/t oczyszczonego gruntu, w zależności od warunków lokalnych.

Desorpcja zanieczyszczeń parą wodną

Zasadniczym ograniczeniem metody desorpcji próżniowej jest jej brak skuteczności w przypadku zanieczyszczeń gruntu związkami trudno lotnymi. W związku z tym pojawiła się jej modyfikacja, polegająca na wspomoczeniu procesu desorpcji zanieczyszczeń z gruntu poprzez dostarczanie przegrzanej pary wodnej w sposób ciągły do zanieczyszczonych warstw gruntu, co umożliwia uwolnienie zanieczyszczeń lotnych w temperaturze bliskiej 100 °C. Wówczas przesuwa się one wraz z parą wodną w kierunku odwiertów, przez które są usuwane na powierzchnię i tam adsorbowane lub likwidowane (rys.3). Również mniej lotne związki chemiczne zostają przemieszczone wraz z frontem kondensującej się pary wod-



Rys. 3. Schemat układu do oczyszczania gruntu metodą desorpcji zanieczyszczeń parą wodną [20]

nej. Zostają one wypompowane na powierzchnię wraz z kondensatem pary wodnej i zanieczyszczeń lotnych.

Metoda ta nosi nazwę desorpcji parą wodną (*soil steam stripping*), a jej stosowanie jest uzasadnione ekonomicznie przy stężeniach zanieczyszczeń do 5% wag. Zużycie pary wodnej wynosi 0,1+0,25 kg/kg gruntu [21], zaś wody chłodzącej 15+50 m³/t pary. Koszty eksploatacyjne tej metody szacowane są na 130 DEM/m³ gleby, zaś przykładowe koszty inwestycyjne dla instalacji o wydajności 5 m³/h wynoszą około 1,2 mln DEM. Jakkolwiek możliwe jest obniżenie stężeń usuwanych zanieczyszczeń do 99%, to jednak w praktyce nie jest ono osiągalne. Podobnie jak w przypadku klasycznej desorpcji próżniowej, powyższa technika nie jest stosowana dla gruntów o niskiej przepuszczalności. Jej zaletą jest względnie krótki, rzędu kilku tygodni, czas oczyszczania gruntu.

Metody biologiczne

Biologiczne techniki oczyszczania gleby opierają się na znanych od dawna i wykorzystywanych przez człowieka zdolnościach mikroorganizmów do rozkładu niektórych związków organicznych i ich wykorzystywania jako źródła energii i substancji budulcowych dla komórek. Została ona potwierdzona w toku licznych badań laboratoryjnych i prób polowych. Potencjał mikrobiologiczny gruntu jest bardzo duży, o czym może świadczyć liczba komórek bakteryjnych w glebie sięgająca około 10⁶⁺⁸/g. Spośród występujących w gruncie organizmów najliczniejszą i najaktywniejszą grupę stanowią bakterie. Wspólnie z nimi w rozkładzie związków organicznych uczestniczą także grzyby.

Metody biologiczne są, przy ich optymalnym przebiegu, metodami bezodpadowymi, bowiem ostatecznym produktem przemian są dwutlenek węgla i woda. Dlatego też, a również ze względu na niewielki koszt, stanowią one bardzo atrakcyjną możliwość oczyszczania gruntów. Z uwagi na to, iż zanieczyszczenie jest zazwyczaj rozprzestrzenione na znacznym obszarze, zaś wydobycie zanieczyszczonych warstw gruntu wiązałoby się ze zwiększonym nakładem środków, w miarę możliwości preferowane jest stosowanie również w tym przypadku metody *in situ*.

Na podstawie dotychczasowych doświadczeń z technikami mikrobiologicznego oczyszczania gruntu można ustalić listę warunków, które muszą być spełnione, aby mikroorganizmy mogły rozwijać swoją aktywność utleniającą (tab.5).

Według dotychczasowego stanu wiedzy, obecność zanieczyszczeń ropopochodnych w gruncie wpływa dodatnio na

Tabela 5. Czynniki warunkujące biologiczny rozkład zanieczyszczeń w gruncie

Temperatura	15 + 45 °C
pH	6 < pH < 8
Skład gruntu	niska zawartość frakcji ilastych, wysoka zawartość piasków
Zawartość substancji organicznych	jak najniższa
Wilgotność	25 + 85%
Wodoprzepuszczalność	> 5 · 10 ⁻⁴ m/s
Zawartość tlenu	> 0,2 gO ₂ /m ³
Składniki mineralne	C:N:P= 100:10:1
Obecność związków toksycznych	oleje i smary < 10%, niepożądana obecność metali ciężkich i niektórych związków organicznych w dużych stężeniach
Czas trwania zanieczyszczenia gruntu	długi czas zalegania zanieczyszczeń w gruncie utrudnia ich biodegradację
Rodzaje związków chemicznych	wg tabeli 6

Tabela 6. Podatność różnych grup związków organicznych na biodegradację

Grupa związków	Łatwo rozkładalne	Trudno rozkładalne
Alifatyczne węglowodory ropopochodne	+	
Węglowodory aromatyczne jednopierścieniowe (np. BTX) i węglowodory heterocykliczne (np. pirydyna, chinolina)	+	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne	+ ¹	+ ²
Lotne węglowodory chlorowcopochodne	+	
Alicykliczne węglowodory chlorowcopochodne	+	
Polichlorobifenyle (PCB)		+*
Polichlorowane dibenzodioxyny i dibenzofurany		+*
Pestycydy i ich pochodne		+*
Metale ciężkie		nie ulegają rozkładowi

1 – do 4 pierścieni

2 – 5 i 6 pierścieni

* – związki o niskim udziale chloru są zasadniczo biologicznie rozkładalne; w przypadku związków o dużym udziale chloru biodegradacji dotychczas nie potwierdzono

populację mikroorganizmów, dla których związki te stanowią źródło węgla organicznego i energii. Większość drobnoustrojów uczestniczących w rozkładzie to organizmy tlenowe, choć w niektórych przypadkach, np. przy degradacji związków chlorowcopochodnych, przemiany beztlenowe stanowią jeden z niezbędnych etapów procesu oczyszczania. Poszczególne grupy związków chemicznych wykazują zróżnicowaną podatność na biodegradację (tab.6).

Ponadto należy zwrócić uwagę na fakt, iż szybkość biodegradacji nie jest taka sama dla różnych związków chemicznych, lecz maleje ona wraz ze wzrostem masy cząsteczkowej i stopnia rozgałęzienia cząsteczek. W ostatnim czasie, w wyniku intensywnych badań laboratoryjnych, stwierdzono możliwość rozkładu przez mikroorganizmy niektórych związków, które poprzednio uważane były za nierozkładalne. Należy tu jednak zachować daleko idącą ostrożność, gdyż korzystne wyniki doświadczeń w warunkach laboratoryjnych nie mogą być bezpośrednio przekładane na warunki techniczne.

W związku z ogromną szybkością rozmnażania się mikroorganizmów, przy dostępności wystarczającej ilości pożywki, jaką stanowią zanieczyszczenia, najważniejsze zagadnienie przy prowadzeniu mikrobiologicznego oczyszczania gruntu stanowi zapewnienie mikroorganizmom pozostałych warunków koniecznych do ich rozwoju. Spośród czynników koniecznych do rozwoju aktywności mikroflory w gruncie podstawowe znaczenie ma tlen. Zapotrzebowanie mikroorganizmów na tlen jest znaczne i sięga 3 kgO₂/kg węglowodórów. Jako nośnik tlenu do przemian mikrobiologicznych w głębszych warstwach gruntu może służyć woda. Jej efektywność w tej roli jest jednak ograniczona niewielką rozpuszczalnością tlenu (ok. 10 gO₂/m³ w temp. 10 °C). Jako alternatywa nasuwają się: wolny tlen, ozon, nadtlenek wodoru i azotany. Stosowanie ozonu i nadtlenku wodoru napotyka jednak na ograniczenia, gdyż związki te w dużych stężeniach

działają bakteriobójczo. Jednakże z drugiej strony ozon, będąc silnym utleniaczem, utlenia trudno rozkładalne i szkodliwe związki organiczne do mniejszych cząsteczek, umożliwiając ich biologiczny rozkład.

Zapotrzebowanie bakterii na azot i fosfor odpowiada stosunkowi zawartości węgla do zawartości tych pierwiastków w komórkach bakteryjnych (C:N:P=100:10:1). Na skutek nawożenia gleb zawartość tych pierwiastków w gruncie może okazać się wystarczająca, eliminując potrzebę ich dodawania.

Ważną rolę przy biologicznym oczyszczaniu gruntu *in situ* odgrywają warunki geologiczne. Konieczność ciągłego dostarczenia tlenu w głąb gruntu, zarówno przy użyciu transportu w fazie gazowej, jak i w ciekłej, narzuca konieczność dostatecznej przepuszczalności hydraulicznej skażonych warstw gruntu. Przepuszczalność ta związana jest z udziałem w składzie gruntu frakcji ilastych i piaszczystych. Obecność frakcji ilastych jest niepożądana także ze względu na ich dużą powierzchnię właściwą, zwiększającą pojemność sorpcyjną gruntu. Z tego samego względu utrudnione jest usuwanie zanieczyszczeń z warstw gruntu o dużej zawartości substancji organicznych.

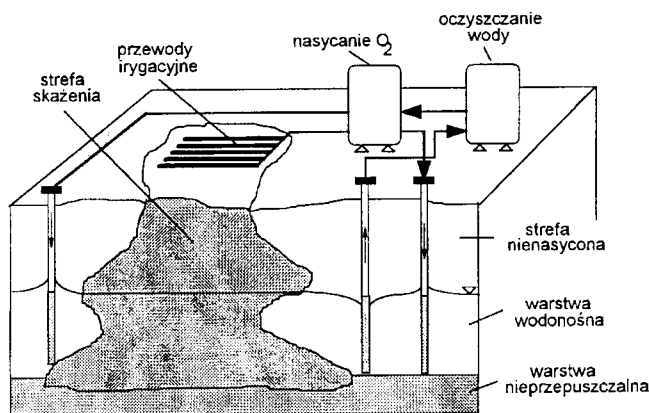
Warunkiem mikrobiologicznego rozkładu zanieczyszczeń w gruncie jest bezpośrednia styczność ich cząsteczek z komórkami bakteryjnymi. Cząsteczki te są jednak związane siłami adhezji z cząstkami minerałów tworzących grunt, czasem znajdują się one wewnątrz mikroporów, których mikroorganizmy nie są w stanie spenetrować. Trudność ta pojawia się w tym większym stopniu, im dłuższy czas upłynął od momentu zanieczyszczenia gruntu. Trwający wiele lat proces dyfuzji zanieczyszczeń w głąb struktury gruntu musi zostać odwrócony, zaś jego szybkość będzie decydowała o ogólnym przebiegu procesu.

W celu pobudzenia aktywności flory bakteryjnej można zastosować dodatek łatwo rozkładalnego związku organicz-

nego, co powoduje zazwyczaj szybkie rozmnożenie mikroorganizmów w gruncie. Nadmiar substancji łatwo rozkładalnych może jednak wstrzymać rozkład zanieczyszczeń trudno rozkładalnych. Populację mikroorganizmów można próbować zwiększyć poprzez dodatek szczepów bakteryjnych specjalnie wyhodowanych na odpowiedniej pożywce. Skuteczność dostępnych na rynku preparatów bakteryjnych jest jednak dyskusyjna, ponieważ rozwój pożądaných mikroorganizmów odbywa się na ogół samoczynnie. W miejscu zanieczyszczenia prawie zawsze jest całe spektrum mikroorganizmów, spośród których wyselekcjonowane zostają te, które występujące lokalnie zanieczyszczenia mogą najlepiej zużyć jako substrat.

Mikrobiologiczne techniki oczyszczania gruntu mogą być stosowane zarówno *on site*, jak i *in situ*. Stosowanie metod *on site* ograniczone jest do powierzchni nie zabudowanych i nie podlegających innemu rodzajowi ciągłego użytkowania. Do najczęściej stosowanych technik *on site* należą kompostowanie i biodegradacja w powierzchniowej warstwie gruntu (*landfarming*). Efektywną, lecz kosztowną metodą jest stosowanie bioreaktorów. Kompostowanie zanieczyszczonego gruntu przypomina kompostowanie odpadów. O ile jednak to ostatnie ma na celu uzyskanie produktu nadającego się do wykorzystania, to w przypadku zastosowania go do oczyszczania gruntów wyłącznym celem jest obniżenie stężenia substancji niepożądanych w gruncie. Zanieczyszczony grunt, po rozdrobnieniu i homogenizacji, układa się na uszczelnionym podłożu w przyzmy, w których warstwy gruntu przedzielone są przewodami doprowadzającymi powietrze i wodę. W trakcie eksploatacji przyzma jest zraszana roztworami soli mineralnych. Okresowo dokonuje się analiz stwierdzających postęp procesu biodegradacji. Proces ten może trwać od 2 miesięcy do 2 lat. Uproszczony wariant kompostowania stanowi biodegradacja zanieczyszczeń w powierzchniowej warstwie gruntu (*landfarming*). Glebę umieszcza się na uszczelnionym podłożu warstwą o grubości 20+30 cm. Przez wielokrotne przeorywanie złoża zapewnia się odpowiednią ilość tlenu, a w razie potrzeby zrasza się je wodą i roztworami soli mineralnych. W porównaniu z kompostowaniem metoda ta umożliwia bardziej intensywne napowietrzanie złoża, przebieg procesu jest jednak bardziej zależny od warunków atmosferycznych (zwłaszcza od temperatury, decydującej o szybkości przemian mikrobiologicznych). Ponadto uwalniające się z gruntu lotniejsze frakcje zanieczyszczeń powodują dodatkowe obciążenie atmosfery.

Zastosowanie metody *in situ* w przypadku mikrobiologicznego oczyszczania zanieczyszczonego gruntu przynosi dodatkową – w porównaniu z metodami *on site* – korzyść, w postaci znacznego obniżenia kosztów. Ponadto, z uwagi na niewielkie zapotrzebowanie miejsca, może być ona stosowana także na terenie zabudowanym. W zależności od lokalnych warunków, mikrobiologiczne oczyszczanie gruntu *in situ* przebiegać może w rozmaitych wariantach technicznych. Jako przykład posłużyć może proces opracowany przez firmę Messer-Griesheim [22] (rys. 4). Zanieczyszczony grunt traktowany jest jako bioreaktor o złożu nieruchomym. W zanieczyszczonej strefie instalowany jest system studni sięgających warstwy wodonośnej, z których jednym wypompowuje się zanieczyszczoną wodę gruntową, zaś drugimi wprowadza się ją z powrotem po poddaniu jej na powierzchni oczyszczeniu poprzez adsorpcję na węglu aktywnym oraz nasyceniu czystym tlenem. Stałe dostarczanie tlenu powoduje wytworzenie się w zanieczyszczonej strefie biocenozy sprzyjającej tlenowemu rozkładowi



Rys. 4. Schemat metody biologicznego oczyszczania gruntu *in situ* [22]

zanieczyszczeń. W celu aktywacji procesu biodegradacji w strefie nienasyconej, częścią zawracanej do obiegu wody zrasza się powierzchnię gruntu za pomocą siatki przewodów irygacyjnych.

Skuteczność tej metody potwierdzono w trakcie prób polowych na terenie zlikwidowanej rafinerii, zanieczyszczonym około 10 t węglowodorów. W ciągu pierwszych 18 miesięcy usunięto z gruntu około 4,2 t zanieczyszczeń, z czego około 2,5 t na drodze biodegradacji [23]. Bardziej złożone systemy zawierają, oprócz uwidoczniionych na rysunku podstawowych elementów, również urządzenia do oddzielania wydobytej wraz z wodą gruntową fazy stałej w postaci osadu oraz rozdzielacze faz na wypadek sytuacji, kiedy wydobyte związki organiczne tworzą odrębną fazę. W celu uwolnienia wypompowanej wody od rozpuszczonych w niej związków organicznych może zostać zastosowana desorpcja za pomocą powietrza, które następnie zostaje oczyszczone na biofiltrach lub metodą utleniania katalitycznego. Zawracana do gruntu woda może zostać nasycona ozonem lub nadtlenkiem wodoru. W razie potrzeby dodaje się do niej składniki mineralne, np. w postaci chlorku amonu, azotanów i fosforanów. W literaturze opisano liczne przypadki skutecznego oczyszczania gruntu *in situ* metodą biologiczną [24–26]. Koszty takiej operacji szacuje się na około 175 DEM/t gruntu.

Biodegradacja wspomagana napowietrzaniem gruntu

Alternatywnym sposobem dostarczania tlenu w celu pobudzenia biodegradacji zanieczyszczeń w głębszych warstwach gruntu jest wytworzenie w nich wymuszonego obiegu powietrza. W przeciwieństwie do rozwiązania opisanego powyżej, technika ta znajduje zastosowanie głównie w przypadku usuwania zanieczyszczeń zalegających w warstwie nienasyconej gruntu, gdzie recyrkulacja wody mogłaby doprowadzić do zanieczyszczenia wód gruntowych [27]. Podstawowa aparatura do jej realizacji w skali technicznej nie różni się od aparatury stosowanej w procesie klasycznej desorpcji próżniowej, gdzie także mają miejsce uboczne procesy biodegradacji pewnej części zanieczyszczeń [28]. W przypadku przewietrzania gruntu (*bioventing*), w odróżnieniu od desorpcji próżniowej, głównym celem nie jest maksymalizacja strumienia usuwanych zanieczyszczeń, lecz zwiększenie udziału części zanieczyszczeń, która uległa biodegradacji, w stosunku do części usuniętej wraz z fazą gazową. Przeprowadzone próby w warunkach technicznych wskazują, że udział ten można zwiększyć nawet do około 85% przez zopty-

malizowanie natężenia przepływu powietrza [29]. Prowadzone są próby osiągnięcia całkowitej biodegradacji poprzez skierowanie strumienia powietrza wylotowego przez warstwę gruntu nie zanieczyszczonego, gdzie następowałaby ostateczna eliminacja zanieczyszczeń. Celem tych działań jest uniknięcie wysokich kosztów oczyszczania gazów odlotowych. Zaletami tej metody są nie tylko koszty niższe o około 50%, w porównaniu z klasyczną desorpcją próżniową, lecz także możliwość obniżenia stężeń związków trudno lotnych, niemożliwych do usunięcia samą metodą desorpcyjną. W jednej z praktycznych realizacji procesu, zoptymalizowanie warunków sprzyjających biodegradacji w gruncie przez wdmuchiwanie ogrzanego powietrza (35+40 °C) i dodatek składników mineralnych (N, P) przyniosło efekt w postaci usunięcia dodatkowej ilości węglowodorów ropopochodnych, które nie dały się zlikwidować w przeciągu 18 miesięcy eksploatacji klasycznej instalacji desorpcji próżniowej. Ogółem w ciągu dwóch lat usunięto z gruntu około 4.000 kg węglowodorów, z czego około 50% na drodze mineralizacji przez mikroorganizmy [30].

W przypadku zanieczyszczeń zalegających w warstwie wodonośnej stosuje się bezpośrednio wdmuchiwanie powietrza do zanieczyszczonej wody gruntowej (*biosparging*), połączone z odsysaniem powietrza gruntowego zawierającego pary zdesorbowanych zanieczyszczeń. Nierozstrzygniętą kwestią pozostaje, czy biodegradacja zanieczyszczeń następuje już w warstwie wodonośnej, czy też w strefie nienasyconej [31]. W fazie pilotażowej znajdują się próby zastosowania zamiast powietrza silnego utleniacza – ozonu [32].

Podsumowanie

Zarówno desorpcja próżniowa zanieczyszczeń z gruntu, jak i metody biologiczne są skuteczne w oczyszczaniu gruntów *in situ*. W naszym kraju, pomimo dużej liczby zanieczyszczonych miejsc, są one stosowane na stosunkowo niewielką skalę. Brak jest również szerzej dostępnej wiedzy na temat istniejących technik odnowy gruntów, pozwalającej na projektowanie tego typu instalacji. Obecnie w Instytucie Inżynierii Chemicznej i Urzędzeń Ciepłych Politechniki Wrocławskiej prowadzone są badania nad mechanizmami transportu masy podczas desorpcji próżniowej zanieczyszczeń z gruntu [33]. Ich celem jest wyjaśnienie roli procesów sorpcyjnych i dyfuzyjnych utrudniających eliminację zanieczyszczeń z gruntów o drobnooporowej strukturze. Perspektywiczny kierunek badań stanowią metody *in situ* pozwalające na eliminację trudno lotnych zanieczyszczeń przez wytworzenie w gruncie wysokiej temperatury. Wyniki wstępnych prób wskazują na możliwość zastosowania ogrzewania mikrofalowego do termicznej desorpcji zanieczyszczeń z gruntu [34].

LITERATURA

1. W. ADAMSKI: Nowoczesne technologie rekultywacji skażonych gleb. Ochrona Środowiska, 1993, nr 1-2(48-49), ss. 7-17.
2. J. PIWOWARCZYK, E. CIESIELCZYK: Technologie kompleksowego oczyszczania terenu w celu likwidacji skażeń naftowych. Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, 1994, nr 3, ss. 72-76.
3. J. SIUTA [red.]: Biodegradacja ropopochodnych składników w glebach i odpadach. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1993.
4. N.M. RAM, D.H. BASS, R. FALOTICO, M. LEAHY: A decision framework for selecting remediation technologies at hydrocarbon-contaminated sites. Journal Soil Contam., 1993, Vol. 2, pp. 167-189.
5. K.H. OMA: In Situ Vitrification, in: D.J. WILSON, A.N. CLARKE [Eds.]: Hazardous Waste Site Soil Remediation. Theory and Application of Innovative Technologies. Marcel Dekker, Inc., New York 1994., pp. 457-493.
6. W.H. RULKENS, J.T.C. GROTENHUIS, E.R. SOCZO: Remediation of contaminated soil: state of the art and desirable future developments, w: F. ARENDT, G.J. ANNOKKEE, R. BOSMAN, W.J. VAN DEN BRINK [Eds.]: Contaminated Soil '93. Kluwer Academic Publishers, 1993, pp. 1007-1018.
7. S. WALSH: Horizontal piping grid speeds site cleanup. Chem. Eng. 1994, No. 11, pp. EE-24-EE-25.
8. D.J. WILSON, A.N. CLARKE: Soil vapor stripping, in: D.J. WILSON, A.N. CLARKE [Eds.]: Hazardous Waste Site Soil Remediation. Theory and Application of Innovative Technologies. Marcel Dekker, Inc., New York 1994., pp. 171-243.
9. W.R. ROY, R.A. GRIFFIN: An analytical model for in situ extraction of organic vapors. Journal Hazard. Mat., 1991, Vol. 26, pp. 301-317.
10. R. ELLISON: Comparison and critical review of onsite treatment of petroleum contaminated sites, in: E.J. CALABRESE, P.T. KOSTECKI [Eds.]: Hydrocarbon Contaminated Soils Vol. I. Lewis Publishers, Chelsea 1991, pp. 301-337.
11. S. OHE: Vapor-Liquid Equilibrium Data. Kodansha, Tokyo 1989.
12. W.J. LYMAN, W.F. REEHL, D.H. ROSENBLATT: Handbook of Chemical Property Estimation Methods. McGraw-Hill, New York 1982.
13. P. GRATWOHL: Die molekulare Diffusion als limitierender Faktor bei der Sanierung von Boden- und Grundwasserkontaminationen. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox., 1992, Vol. 4, pp. 231-236.
14. E.J. FLEISCHER, P.R. NOSS, P.T. KOSTECKI, E. CALABRESE: Evaluating the subsurface fate of organic chemicals of concern using the SESOIL environmental fate model. Proc. of the Third Eastern Regional Groundwater Conference. National Water Well Association, Springfield, MA, 1986.
15. J.S. CHO, D.C. DI GIULIO: Pneumatic pumping test for soil vacuum extraction. Environ. Progr., 1992, Vol. 11, pp. 228-233.
16. S. SCHATTNEY: Diffusionsvorgänge bei der In-Situ Sanierung der ungesättigten Bodenzone. GWF Wasser Abwasser, 1992, Vol. 133, No. 9, pp. 454-457.
17. F. BRUCKNER, H.M. HARRESS, D. HILLER: Die Absaugung der Bodenluft. Ein Verfahren zur Sanierung von Bodenkontaminationen mit leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen. BBR Wasser und Rohrbau, 1986, Vol. 36, pp. 174-179.
18. F. BRUCKNER, J. BUHL: In-Situ-Sanierung eines LCKW-Schadens durch Bodenluftabsaugung, WLB Wasser, Luft und Boden, 1990, No. 11-12, pp. 94-95.
19. M. STINSON: EPA SITE demonstration of the Terra Vac in situ vacuum extraction process in Groveland, Massachusetts. Journal Air Waste Management Assoc., 1989, Vol. 39, pp. 1054-1062.
20. D.C. NOONAN et al.: Enhance performance of soil vapor extraction. Chem. Eng. Prog., 1993, No. 6, pp. 55-60.
21. Environmental Technology Monitor, 1994 (Introductory Number). UNIDO, Vienna International Centre.
22. Das Konzept zur Altlastensanierung - BIOX[®]-S-Verfahren. Mat. inf. firmy Messer-Griesheim, Krefeld 1994.
23. D.A. MÜLLER, A. KNAPP, H.-J. BEUTLER: Erfolgreicher Start. Mikrobiologische Altlastensanierung mit dem BIOX-S-Verfahren. Umwelt & Technik, 1991, No. 11, pp. 22-28.

24. U. MARTENS: Hydraulische und mikrobielle in-situ-Maßnahmen bei niedrigen K_f -Werten. WLB Wasser, Luft und Boden, 1992, No. 4, pp. 71–72.
25. G. BATTERMANN, R. FRIED, M. MEIER-LHR: In-Situ-Sanierung eines kohlenwasserstoff-verunreinigten Raffineriegeländes. Wasser + Boden, 1993, No. 2, pp. 108–113.
26. H.-P. RATZKE, G.A. HENKE: Mit Natur Boden pur. Sanierung eines ehemaligen Raffineriegeländes. Umwelt & Technik, 1992, No. 9, pp. 30–31.
27. G.D. BREEDVELD et.al.: In situ bioremediation of oil pollution in the unsaturated zone. NATO/CCMS Demonstration of Remedial Action Technologies for Contaminated Land and Groundwater, Final Report, Vol. 2, Part 1, EPA/600/R-93/0126, 1993, pp. 308–313.
28. Texas Research Institute: Forced venting to remove gasoline vapor from a large-scale model aquifer. American Petroleum Institute, Final Report No 82101-F:TAV, Washington DC, 1984.
29. R.N. MILLER, R.E. HINCHEE, C.M. VOGLE, R.R. DUPONT, D.C. DOWNEY: A field scale investigation of enhanced petroleum hydrocarbon biodegradation in the vadose-zone at the Tyndall AFB, Florida. NATO/CCMS Demonstration of Remedial Action Technologies for Contaminated Land and Groundwater, Final Report, Vol. 2, Part 1, EPA/600/R-93/0126, 1993, pp. 1054–1066.
30. S. COFFA, L.G.C.M. URLINGS, J.M.H. VIJGEN: Soil vapour extraction of hydrocarbons in situ and on site biological treatment at a gasoline station. NATO/CCMS Demonstration of Remedial Action Technologies for Contaminated Land and Groundwater, Final Report, Vol. 2, Part 1, EPA/600/R-93/0126, 1993, pp. 1018–1029.
31. J.K. FREDERICKSON, H. BOLTON, F.J. BROCKMANN: In situ and on site bioreclamation. Environ. Sci. Technol., 1993, Vol. 27, pp. 1711–1716.
32. C.H. NELSON, R.A. BROWN: Adapting ozonation for soil and groundwater cleanup. Chem. Eng., 1994, No. 11, pp. EE-18–EE-22.
33. Z. KAWALA, G. FURDYN: Kinetyka desorpcji zanieczyszczeń ze skażonej gleby. Mat. XV Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej Inżynierii Chemicznej i Procesowej, Gdańsk 1995, t. IV, ss. 255–259.
34. Z. KAWALA, T. ATAMAŃCZUK: Zastosowanie ogrzewania mikrofalowego do oczyszczania skażonej gleby. Mat. XV Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej Inżynierii Chemicznej i Procesowej, Gdańsk 1995, t. IV, ss. 251–254.

Remediation of Contaminated Soil by In-Situ Methods

Two major cleanup methods for contaminated soil are described—soil vapour extraction and bioremediation. Soil vapour extraction is of utility when volatile contaminants are to be removed from the unsaturated zone. A typical use of the method involves a system of vertically placed vent pipes to suck the contaminant-laden air from the polluted zone. The contaminated vapour is either sorbed on activated carbon or oxidized. The efficiency of the process is affected primarily by the permeability of the soil and by the volatility of the contaminants. The duration of the process varies from several months to more than two years. The method is not very expensive, as it eliminates the need of excavating the contaminated soil. Thus the costs can be kept as low as 50 DM per ton of soil. To increase the remediation rate, as well as to enable removal of heavier contaminants, the process can be enhanced by injection of hot air or steam (steam stripping). In biological methods use is made of the natural ability of some microorganisms to degrade most of the organic pollutants. The remediation process aims at providing favourable conditions for biodegradation – and this is achieved by feeding the contaminated zone with oxygen and nutrients (nitrogen and phosphorus). The simplest techniques are composting and land-

farming. In landfarming the contaminated soil is spread out on an impermeable layer and is regularly cultivated to enhance oxygen transfer. The method also includes addition of water and nutrients. In-situ bioremediation aims at providing oxygen supply to deep ground zones. This is achieved by the percolation of an extracting agent (water or air) into the contaminated site. When water is used as the extracting medium, there is a necessity of setting up a system of wells to draw the water polluted by soluble contaminants. Saturated with oxygen and nutrients as a result of above-ground treatment, the water is fed back into the ground. The process is discontinued, once the clean soil standards have been achieved. The method is applicable to both saturated and unsaturated zones. Bioventing, i.e. oxygen supply to the ground via a generated advective air flux, is a modification of soil vapour extraction. The primary objective, however, is not to maximize the removal rate, but to enhance natural biodegradation in the subsurface environment. Owing to the comparatively low costs involved, bioventing – along with the other biological methods – has found wide acceptance as a soil remediating technique.