ZESZYTY NAUKOWE POLITECHNIKI ŚLĄSKIEJ 2000
Seria: INŻYNIERIA ŚRODOWISKA z. 45 Nr kol. 1487

Anna MAŁACHOWSKA-JUTSZ, Korneliusz MIKSCH

Politechnika Śląska
Katedra Biotechnologii Środowiskowej
44-101 Gliwice, ul. Akademicka 2

ROLA RYZOSFERY ROŚLIN JEDNO- I DWULIŚCIENNYCH W USUWANIU WWA, TPH ORAZ FRAKCJI CIĘŻKICH ZE ŚRODOWISKA GLEBOWEGO

Streszczenie. Zanieczyszczenie gleb substancjami ropopochodnymi jest poważnym problemem wielu uprzemysłowionych terenów. Dotyczy to głównie okolic rafinerii, baz paliwowych, stacji obsługi samochodów, terenów portowych, koksowni i wielu innych [1]. Zanieczyszczenia petrochemiczne, zawierające dużą ilość WWA, TPH oraz frakcji ciężkich, są często unieszkodliwiane w tzw. procesach landfarmingu [2]. Ostatnie badania naukowe wskazują na to, że w bezpośrednim sąsiedztwie korzeni roślin (ryzosferze) rozkład substancji organicznych zachodzi w znacznie większym stopniu niż w strefie pozakorzeniowej. Związane jest to prawdopodobnie z dynamicznym rozwojem mikroorganizmów w tej warstwie spowodowanym obfitością łatwo dostępnej substancji energetycznej [3].

W pracy przebadano wpływ ryzosfery rośliny jedno- i dwuliściennej na stopień usunięcia WWA, TPH i frakcji ciężkich ze środowiska glebowego oraz na zmiany ogólnej aktywności mikroorganizmów zasiedlających glebę skażoną tymi substancjami.

THE INFLUENCE OF RHIZOSPHERE OF PLANTS ON REMOVAL OF PAH, TPH AND HEAVY OIL FRACTIONS FROM SOIL

Summary. Contaminations of soil with petroleum is an environmental problem for many industrial areas, including the petroleum industry, fuel station, car services, cokeries and many others [1]. Petroleum contaminations containing high amounts of PAHs, TPHs and heavy fractions are often treated through landfarming [2].

Resent research has demonstrated that plants can enhance the dissipation of organic pollutants in the environment of the roots (rhizosphere). This effect is connected with grow of microorganisms in this area, due to easy access to organic substances [3]. The use of vegetation to increase the degree of degradation petroleum contaminations was investigated in a greenhouse experiment.

WSTĘP

Wzrost zanieczyszczenia środowiska związkami ropopochodnymi skłania do poszukiwania jak najbardziej skutecznych metod ich utylizacji. Samooczyszczanie w warunkach naturalnych jest procesem wielostopniowym i trwającym wiele lat, dlatego też w obecnych czasach stało się koniecznie przyspieszenie go przez działalność człowieka. Szczególnie obiecujące wydaje się włączenie do tych zabiegów osiągnięć biotechnologii; w tym przyspieszenie procesów rozkładu węglowodorów przy użyciu mikroorganizmów traktujących je jako jedyne źródło węgla (różnego rodzaju biopreparaty) oraz wykorzystanie układu drobnoustroje-roślina [4].

Wielkie zagęszczenie komórek bakteryjnych w warstwie przylegającej do korzenia tworzy pewnego rodzaju filtr, przez który przechodzą do rośliny związki chemiczne w postaci niezmienionej lub zmetabolizowanej mikrobiologicznie. Zdolność drobnoustrojów do transformowania związków niedostępnych dla rośliny na skutek złożonej struktury chemicznej oraz związków o charakterze toksycznym nadaje drobnoustrojom rolę ochronną w stosunku do rośliny. Z drugiej zaś strony bakterie, wytwarzając różnego rodzaju antybiotyki, chronią roślinę przed fitopatogenami. Obok przeważnie korzystnych elementów we współżyciu roślin z drobnoustrojami, takich jak:

1. udział w rozkładzie złożonych związków organicznych, np. białek, skrobi, pektyn, celulozy, chemicelulozy, ligniny, niektórych pestycydów, węglowodorów alifatycznych i aromatycznych,
2. udział w wytwarzaniu i rozkładzie związków humusowych,
3. wydzielanie kwasów rozpuszczających związki mineralne, a zarazem chelatujących wielowartościowe kationy metali,
4. utlenianie kationów metali np. żelaza, manganu zawartych w roztworze glebowym do nierozpuszczalnych tlenków, które odkładają się na określonych głębokościach,
5. oddziaływanie na wzrost i rozwój roślin przez wydzielanie różnego rodzaju metabolitów,
6. wpływ na powstawanie i utrzymanie korzystnej struktury gleby przez wytwarzanie różnego rodzaju śluzów oraz przerastanie jej przez grzybnię m. in. promieniowców,

istnieje problem nadmiernej ich aktywności w tym systemie, kiedy to drobnoustroje stają się konkurentami roślin w wykorzystywaniu substancji pokarmowych. Szereg bakterii ryzosferowych wywołuje denitryfikację i straty azotu sięgające do 60%. Straty azotanów są na ogół wyższe niż azotu amonowego, co związane jest z większym zużyciem tlenu i rolą rośliny jako donora wodoru. Obfitość amonifikatorów w ryzosferze oznacza, że więcej amoniaku wydzieli się z tego samego substratu w ryzosferze niż w pozostałej masie gleby [2]. Niemniej jednak badania mające na celu określenie wpływu ryzosfery różnych gatunków roślin na szybkość i stopień usuwania zanieczyszczeń oraz na przywrócenie równowagi w zanieczyszczonym środowisku wydają się być bardzo obiecujące.

MATERIAŁY I METODYKA BADAŃ

Do badań użyto gleby z terenów rafinerii z warstwy 0-30 cm, po czym wykonano jej wstępną analizę. Oznaczono 15 węglowodorów aromatycznych metodą wysokosprawnej chromatografii cieczowej HPLC z detekcją fluorescencyjną, zawartość węglowodorów ropopochodnych - metodą chromatografii gazowej z detektorem płomieniowo-jonizacyjnym FID, oraz zawartość frakcji ciężkich metodą wagową. Dodatkowo oznaczono zawartość

węgla organicznego, substancji organicznych, azotu ogólnego, azotu amonowego, azotu azotynowego, azotu azotanowego, fosforu, kompleks sorpcyjny, pojemność sorpcyjną gleby, kwasowość hydrolityczną, całkowitą kwasowość wymienną, odczyn, analizę granulometryczną [7] oraz aktywność dehydrogenaz [8].

Glebę do doświadczeń wazonowych przesiano przez sito o średnicy oczek 1 mm w celu homogenizacji. Porcje gleby w ilości 2000 g umieszczono w donicach i doprowadzono do wilgotności ok. 25%, którą utrzymywano na tym poziomie przez cały okres eksperymentu. Po wymieszaniu odstawiono glebę na 7 dni w temp. pokojowej w celu uaktywnienia mikroflory glebowej i ustalenia się równowagi biologicznej.

Badania prowadzono w następujących kombinacjach:

- gleba kontrolna (nie poddana żadnym modyfikacjom) I,
- gleba + trawa II,
- gleba + koniczyna III,
- gleba + biopreparat IV,
- gleba + biopreparat + trawa V,
- gleba + biopreparat + koniczyna VI.

Biopreparat stanowiła mieszania najbardziej aktywnych mikroorganizmów wyizolowanych z zanieczyszczonej gleby i namnożonych na pożywce z wyciągiem glebowym sporządzonym z badanej gleby. Biopreparat I wprowadzono w ilości 200 cm^3 o stopniu transmitancji 70%.

Każda roślina ma niepowtarzalny wpływ na ryzosferę, a co za tym idzie - na rozwój mikroorganizmów ją zamieszkujących i na ich aktywność. Stała obfitość w ryzosferze roślin, łatwo dostępnych związków pokarmowych, które są głównymi czynnikami limitującymi liczebność mikroflory heterotroficznej, czyni to środowisko niezależnym od ich dopływu z zewnątrz, co z kolei wpływa na wyższą liczebność i aktywność mikroorganizmów w otoczeniu korzeni. Ponieważ największe różnice zaobserwowano przy porównaniu mikroflory ryzosfery roślin jedno- i dwuliściennych, fakt ten wykorzystano w dalszych badaniach. Reprezentantem roślin dwuliściennych była koniczyna biała, zaś jednoliściennych mieszanina traw.

WYNIKI I ICH OMÓWIENIE

Na podstawie badań fizykochemicznych stwierdzono, że gleba pochodząca z terenów rafinerii Czechowice-Dziedzice to glina ciężka. 4,39% ogólnej ilości WWA stanowiły węglowodory dwupierścieniowe, 30,054% - trójpierścieniowe, 53,505% - czteropierścieniowe, 6,69 - pięciopierścieniowe i 5,361 - sześciopierścieniowe. Początkowa zawartość węglowodorów niepolarnych alifatycznych (TPH) 19,11 g/kg suchej masy, zawartość frakcji ciężkich 159,11 g/kg suchej masy.

Tabela 1

Początkowa zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w badanej glebie

Nazwa WWA	Zawartość WWA [mg/kg suchej masy]	Liczba pierścieni	Zawartość [%]
Naftalen	1,411	2	4,39
Acenaften	0,714	3	30,054
Fluoren	0,991		
Fenantren	6,701		
Antracen	1,252		
Fluoranten	8,131	4	53,505
Piren	2,066		
Benzo(a)antracen	2,160		
Chryzen	2,416		
Benzo(b)fluoranten	1,464		
Benzo(k)fluoranten	0,957		
Benzo(a)piren	1,349	5	6,69
Dibenzo(a,h)antracen	0,801		
Benzo(g,h,i)perylen	0,392	6	5,361
Indeno(1,2,3-cd.) piren	1,330		

Tabela 2

Początkowa zawartość węglowodorów niepolarnych alifatycznych (TPH) oraz frakcji ciężkich w badanej glebie

TPH [g/kg suchej masy]	Frakcje ciężkie [g/kg suchej masy]
19,11	159,11

Stopień usunięcia zanieczyszczeń

W przypadku wszystkich zabiegów agrotechnicznych największy ubytek WWA dotyczył dwu- i trójpierścieniowych przedstawicieli. Reprezentujący dwupierścieniowe węglowodory naftalen został najlepiej usunięty w glebie z biopreparatem i koniczyną - 83,7% (rys. 1). Najwyższy procent usunięcia węglowodorów trójpierścieniowych odnotowano w próbach: gleba + koniczyna – 81,96%; gleba + biopreparat – 89,47% oraz gleba + koniczyna +

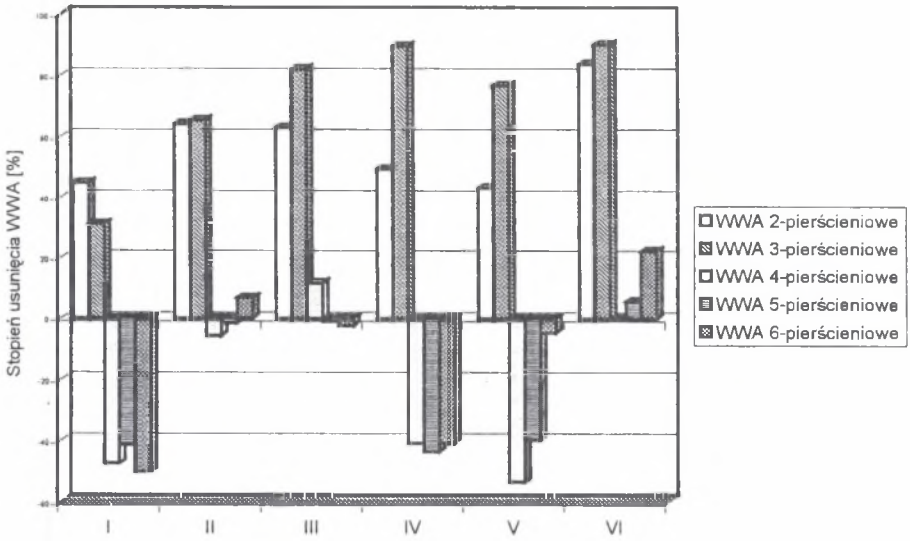
biopreparat - 90,11%. Dla węglowodorów cztero-, pięcio- i sześciopierścieniowych stwierdzono prawie we wszystkich próbach wzrost zawartości tych WWA w odniesieniu do ilości początkowych. Było to prawdopodobnie spowodowane tym, że niektóre mikroorganizmy podczas procesu biodegradacji wydzielają do podłoża różnego typu substancje, niektóre z nich mają charakter detergentów obniżających napięcia powierzchniowe wody związanej z koloidami glebowymi, przez co następowała desorpcja zanieczyszczeń organicznych z koloidu glebowego. Największy przyrost omawianych WWA odnotowano w próbie I - glebie kontrolnej (tabela 3 i rys. 1).

Trwałość WWA w środowisku glebowym zależy od ich absorpcji przez glebę. Jako związki hydrofobowe i niepolarne WWA adsorbują się na huminach i kwasach huminowych [9, 10, 11]. Sorpcja węglowodorów w cząstkach gleby utrudnia pełną remediację [11, 12]. Mikroorganizmy mogą w bardzo niewielkim stopniu wykorzystywać WWA nie rozpuszczone w fazie wodnej [10]. Zaobserwowano, że im wyższa masa cząsteczkowa i większa liczba pierścieni, tym WWA są silniej adsorbowane [12, 13], a szybkość biodegradacji maleje [9,12,14,15]. Wzrost ilości badanych WWA w glebach głównie cztero-, pięcio- i sześciopierścieniowych, a także węglowodorów niepolarnych alifatycznych (TPH), najprawdopodobniej był spowodowany stopniową desorpcją tych węglowodorów w procesie bioremediacji. Istotny wpływ na wielkość sorpcji może mieć skład substancji organicznej w glebie, stąd duże znaczenie badań właściwości fizyko-chemicznych gleb. Huminy charakteryzują się znacznie większą zdolnością sorpcyjną w stosunku do WWA niż kwasy huminowe, które z kolei mogą sorbować te węglowodory silniej niż kwasy fulwowe [10, 16]. Wysuszenie powierzchniowej warstwy gleby, jakie można było czasem stwierdzić w trakcie doświadczeń zwłaszcza w próbach bez szaty roślinnej, może prowadzić do wzrostu sorpcji WWA przez frakcję mineralną gleby, która w glebach uwodnionych nie adsorbuje niejonowych związków organicznych ze względu na silne oddziaływanie dipolowe minerałów z wodą [10].

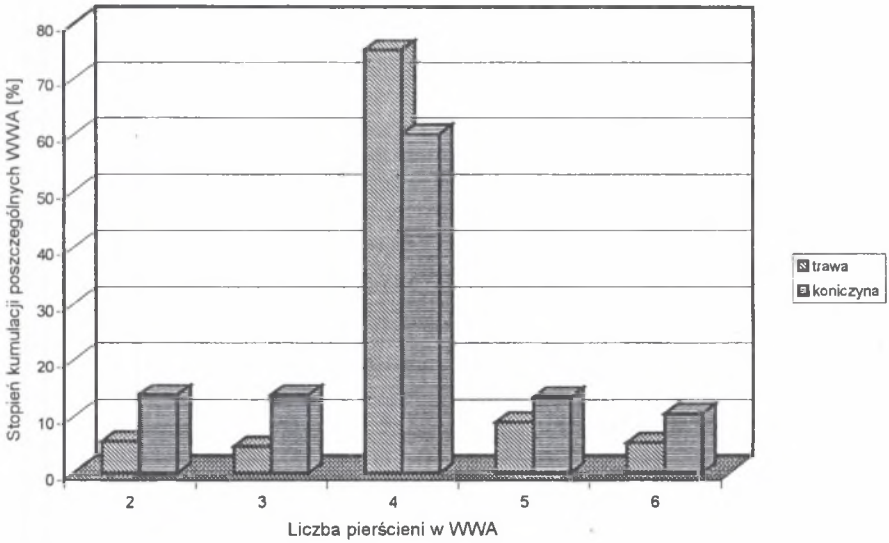
W wyniku przeprowadzonych badań okazało się, że zarówno korzenie rośliny jednoliściennej reprezentowanej przez trawę, jak i dwuliściennej przez koniczynę kumulowały zanieczyszczenia organiczne w swojej ryzosferze. Spośród wszystkich zgromadzonych WWA podczas trzech miesięcy badań największy stopień kumulacji przypada na węglowodory 4-pierścieniowe; 75,295% - ryzosfera trawy i 60,236% - ryzosfera koniczyny (tabela 4 i rys. 2). Nie stwierdzono natomiast pobierania tych węglowodorów przez części nadziemne rośliny. Przemieszczanie się tego typu zanieczyszczeń w roślinach jest utrudnione ze względu na dużą masę cząsteczkową i bardzo słabą rozpuszczalność w wodzie [17].

Najwyższy procent usunięcia węglowodorów alifatycznych niepolarnych TPH odnotowano w próbie III: gleba + koniczyna – 62,64%. W pozostałych próbach nastąpiła prawdopodobnie desorpcja TPH z koloidów glebowych, przy czym najwięcej węglowodorów oznaczono w glebie kontrolnej (nie poddanej żadnym zabiegom agrotechnicznym) - 300,99% (ilości początkowej), najmniej zaś w próbce materiału glebowego nr II: gleba + trawa (tabela 5 i rys. 3).

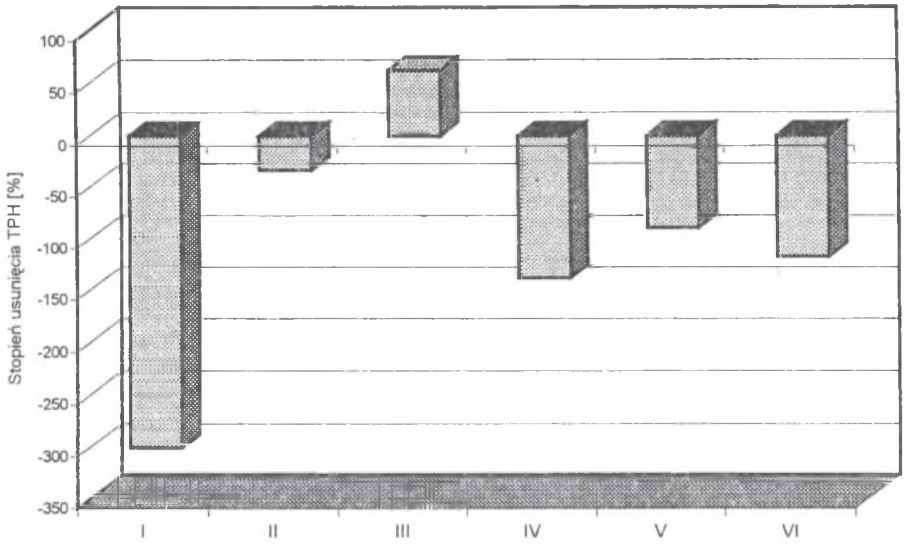
W przypadku frakcji ciężkich najwyższy procent usunięcia odnotowano w próbie II: gleba + trawa – 44,77%; najniższy zaś w glebie kontrolnej – zaledwie 14,9%. W próbach V i VI: gleba + trawa + biopreparat oraz gleba + koniczyna + biopreparat uzyskano bardzo zbliżone wyniki : 38,97% i 33,89% (rys. 4).



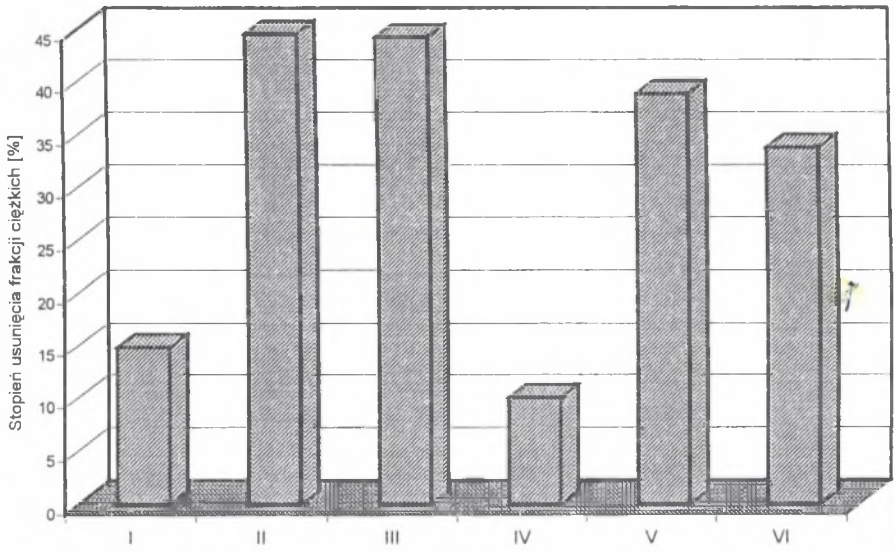
Rys. 1. Stopień usunięcia poszczególnych WWA po trzech miesiącach rekultywacji
Fig. 1. Degree of removal PAH-s after three months of biodegradation



Rys. 2. Stopień kumulacji poszczególnych WWA w korzeniach rośliny jedno- i dwuliściennej podczas trzech miesięcy badań
Fig. 2. The accumulation of organic contamination by plants roots during 3 months of bioremediation



Rys. 3. Stopień usunięcia TPH po trzech miesiącach biodegradacji
Fig. 3. The removal of TPHs after three months of biodegradation



Rys. 4. Stopień usunięcia frakcji ciężkich po trzech miesiącach biodegradacji
Fig. 4. The removal of heavy fractions oil after three months of biodegradation

Tabela 3

Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w badanej glebie po trzech miesiącach biodegradacji

Zawartość WWA [mg/kg suchej masy]	Nr próbki					
	I	II	III	IV	V	VI
Naftalen	0,781	0,506	0,522	0,716	0,803	0,230
[%] usunięcia WWA 2-pierśc.	**44,649**	**64,14**	**63,0**	**49,26**	**43,09**	**83,7**
Acenaften	0,196	0,152	0,137	0,121	0,239	0,060
Fluoren	0,020	0,043	0,559	0,020	0,018	0,007
Fenantren	1,063	2,776	0,507	0,418	0,937	0,366
Antracen	0,608	0,371	0,539	0,458	1,067	0,522
[%] usunięcia WWA 3-pierśc.	**31,462**	**65,4**	**81,96**	**89,47**	**76,59**	**90,11**
Fluoranten	10,934	7,005	7,417	11,083	12,143	7,445
Piren	4,094	3,432	2,704	4,531	4,6335	2,936
Benzo(a)antracen	4,136	2,398	2,290	2,979	2,763	1,898
Chryzen	3,396	3,421	0,793	2,632	4,115	3,030
Benzo(b)fluoranten	1,522	1,087	1,208	1,717	1,482	1,118
Benzo(k)fluoranten	1,263	0,826	0,805	1,262	1,226	0,805
[%] usunięcia WWA 4-pierśc.	**-47,406**	**-5,67**	**11,5**	**-40,77**	**-53,32**	**-0,22**
Benzo(a)piren	1,741	1,249	1,264	1,899	1,866	1,275
Dibenzo(a,h)antracen	1,298	0,937	0,911	1,185	1,138	0,750
[%] usunięcia WWA 5-pierśc.	**-41,35**	**-1,67**	**-1,16**	**-43,44**	**-39,72**	**5,81**
Benzo(g,h,i)perylen	0,538	0,354	0,389	0,443	0,295	0,220
Indeno(1,2,3-d.)piren	2,045	1,251	1,373	1,980	1,507	1,119
[%] usunięcia WWA 6-pierśc.	**-50**	**6,79**	**-2,32**	**-40,71**	**-4,65**	**22,24**

Tabela 4

Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w ryzosferze roślin jedno- i dwuliściennych po trzech miesiącach biodegradacji

Zawartość WWA [mg/kg suchej masy]	Trawa (*Raj grass*)	Koniczyna biała
Naftalen	0,330	0,114
Stopień kumulacji WWA 2-pierśc. [%]	**5,642**	**13,881**
Acenaften	0,023	0,041
Fluoren	0,021	0,017
Fenantren	0,133	0,565
Antracen	0,098	0,190
Stopień kumulacji WWA 3-pierśc. [%]	**4,702**	**13,881**
Fluoranten	1,770	1,520
Piren	1,050	0,739
Benzo(a)antracen	0,520	0,414
Chryzen	0,471	0,269
Benzo(b)fluoranten	0,349	0,293
Benzo(k)fluoranten	0,244	0,293
Stopień kumulacji WWA 4-pierśc. [%].	**75,295**	**60,236**
Benzo(a)piren	0,372	0,426
Dibenzo(a,h)antracen	0,155	0,359
Stopień kumulacji WWA 5-pierśc. [%]	**9,010**	**13,403**
Benzo(g,h,i)perylen	0,036	0,125
Indeno(1,2,3-d)piren	0,277	0,492
Stopień kumulacji WWA 6-pierśc. [%]	**5,351**	**10,534**

Tabela 5

Zawartość węglowodorów niepolarnych alifatycznych (TPH) oraz frakcji ciężkich w badanej glebie po trzech miesiącach biodegradacji

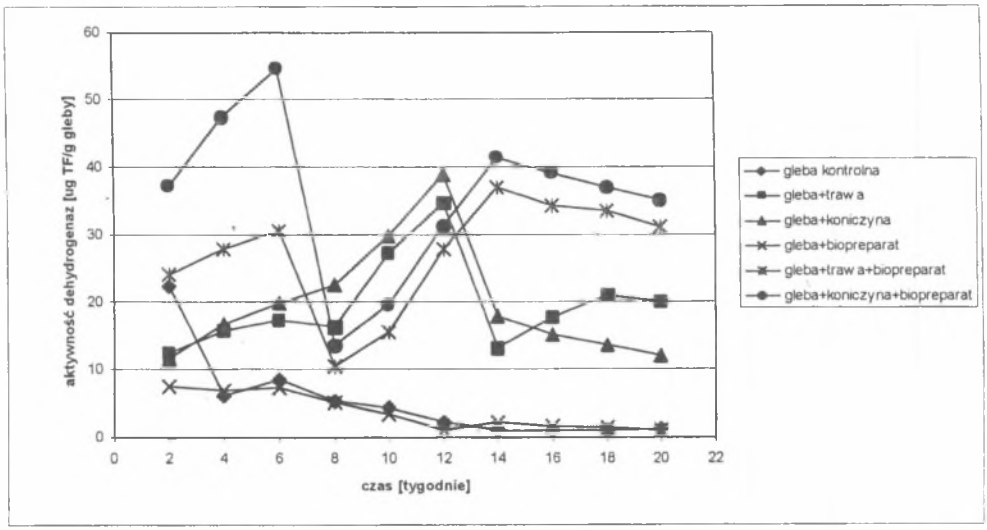
Nr próbki	TPH [g/kg suchej masy]	[%] usunięcia TPH	Frakcje ciężkie [g/kg suchej masy]	[%] usunięcia frakcji ciężkich
I	76,63	-300,99	135,4	14,90
II	25,57	-33,80	87,87	44,77
III	7,14	62,64	88,42	44,43
IV	45,58	-138,51	143,15	10,03
V	36,2	-89,43	97,11	38,97
VI	41,48	-117,06	105,19	33,89

W próbach z roślinami zaobserwowano zjawiska charakterystyczne dla pól skażonych ropą naftową [18]. Opóźnione wschody roślin motylkowych i zbożowych, następnie przyspieszone fazy rozwojowe i po 3-4 tygodniach od notowanych wschodów obumieranie roślin. Zaobserwowano również, zwłaszcza w przypadku koniczyny: nadziemne części roślin miały drobne liście o małej powierzchni asymilacyjnej, cienkie, krótkie i słabo rozgałęzione łodygi.

Zmiany aktywności dehydrogenaz mikroorganizmów glebowych

Aktywność dehydrogenaz jest odbiciem ogólnego stanu drobnoustrojów, a tym samym ich zdolności biodegradacyjnych. Związane jest to z tym, że szlaki biologicznego utleniania substratów zbiegają się w łańcuchu oddechowym. Najwcześniejszym sygnałem zmian intensywności procesów życiowych będą zatem zmiany w aktywności tych enzymów [19,20].

Zmiany aktywności dehydrogenaz przedstawiono na rysunku 5. Aktywność oddechowa wyrażona ilością powstałego formazanu [μg TF/g gleby] w glebie kontrolnej I wahała się w granicach 22,3-1,1 [μg TF/g gleby] i malała w miarę upływu czasu. Podobne zjawisko zaobserwowano w przypadku próbki gleby IV, do której wprowadzono biopreparat. W próbach gleb II i III, w których rosła zarówno trawa, jak i koniczyna, ogólna aktywność mikroorganizmów począwszy od 1 do 12 tygodnia badań stale wzrastała, w 13 tygodniu gwałtownie spadła, po czym znowu zaczęła wzrastać (rys. 5). W próbach gleb V i VI, na których rosła trawa, jak i koniczyna, a do których dodatkowo wprowadzono biopreparat, sytuacja była podobna jak w przypadku prób II i III, z tym że spadek aktywności dehydrogenaz nastąpił w 8 tygodniu badań.



Rys. 5. Zmiany aktywności dehydrogenaz podczas procesu rekultywacji gleby
Fig. 5. The changes of dehydrogenases activity during remediation process of the soil

Wprowadzona szczepionka bakteryjna - biopreparat nie przyniosła spodziewanych efektów. Wynik ten można spróbować wytłumaczyć tym, że każda populacja zajmuje określoną niszę ekologiczną. Konkurencyjne oddziaływanie na siebie dwóch populacji może być związane z przestrzenią życiową, pokarmem, składnikami mineralnymi, działaniem produktów metabolizmu itp. Zaobserwowano, że blisko spokrewnione mikroorganizmy, o podobnym zachowaniu lub podobnej formie życiowej, zwykle nie występują razem w tych samych miejscach. Jeśli jednak zdarzy się, że wystąpią razem, to korzystają z różnego pożywienia, mają różne okresy aktywności lub w jakiś inny sposób zajmują nieco inne nisze ekologiczne. Tak więc organizmy wprowadzone z biopreparatem zostały wyparte przez organizmy autochtoniczne (zasada konkurencyjnego wypierania Gausego) [21].

Na podstawie zmian aktywności dehydrogenaz można sądzić, że proces biodegradacji przebiegał najszybciej w próbach V i VI (gwałtowny spadek aktywności tego enzymu potencjalnie informuje nas o zmianie utlenianego produktu, bądź też o nadmiernym nagromadzeniu produktów przemiany materii, które mogą działać toksycznie), najwolniej zaś w próbach nr I i IV. Odzwierciedlenie tego przypuszczenia można by znaleźć w badaniach stopnia usunięcia zanieszyszczeń przeprowadzanych w tych samych okresach pomiarowych, w których były wykonywane oznaczenia aktywności dehydrogenaz. Jednakże ze względów finansowych było to niemożliwe.

WNIOSKI

1. Zastosowany biopreparat i rośliny wpływały na stopień usunięcia węglowodorów ropopochodnych, frakcji ciężkich i WWA.
2. Najwyższy procent usunięcia węglowodorów trójpierścieniowych odnotowano w próbach: gleba + koniczyna – 81,96%; gleba + biopreparat – 89,47% oraz gleba + koniczyna + biopreparat - 90,11%. Dla węglowodorów cztero-, pięcio- i sześciopierścieniowych stwierdzono prawie we wszystkich próbach wzrost zawartości tych WWA w odniesieniu do ilości początkowych spowodowany desorpcją tych zanieczyszczeń.
3. Zarówno korzenie trawy, jak i koniczyny kumulowały zanieczyszczenie organiczne. Spośród wszystkich zgromadzonych WWA podczas trzech miesięcy badań największy stopień kumulacji przypada na węglowodory 4-pierścieniowe; 75,295% - korzenie trawy i 60,236% - korzenie koniczyny. Nie stwierdzono natomiast przemieszczania tych węglowodorów do części nadziemnych roślin.
4. Najwyższy procent usunięcia węglowodorów alifatycznych niepolarnych TPH odnotowano w próbie III: gleba + koniczyna – 62,64%.
5. W przypadku frakcji ciężkich najwyższy procent usunięcia odnotowano w próbie II: gleba + trawa – 44,77%; najniższy zaś w glebie kontrolnej – zaledwie 14,9%.
6. Na podstawie zmian aktywności dehydrogenaz można sądzić, że proces biodegradacji przebiegał najszybciej w próbach V (gleba + biopreparat + trawa) i VI (gleba + biopreparat + koniczyna) najwolniej zaś w próbach nr I (gleba kontrolna) i IV (gleba + preparat).
7. Aktywność dehydrogenaz w próbach, na których rosły zarówno rośliny jedno-, jak i dwuliścienne, była wielokrotnie wyższa aniżeli w próbach bez nich.

LITERATURA

1. Bąkowski W., Bodzek D.: *Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w naturalnym środowisku człowieka – pochodzenie, występowanie, toksyczność, oszacowanie emisji w Polsce.* Archiwum Ochrony Środowiska 3-4 (197-215) 1988.
2. Twarda B., Miksch K.: *Ekologia mikroorganizmów ryzosfery występujących w warunkach skażenia gleby WWA,* III Sympozjum Naukowo – Techniczne „Biotechnologia Środowiskowa", Ustroń – Jaszowiec 1995.
3. Badura L.: *Mikroorganizmy w ekosystemach glebowych – ich występowanie i funkcje,* Postępy Mikrobiologii, tom XXIV, zeszyt 3, 1985.
4. Balicka N.: *Niektóre aspekty wzajemnego oddziaływania roślin i drobnoustrojów,* Postępy Mikrobiologii, tom XXII, zeszyt 1, 1983.
5. Maliszewska–Kordybach B., Smreczak B.: *Wpływ Zn, Pb i Cd na trwałość WWA w glebie piaszczystej,* materiały V Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowo – Technicznego „Biotechnologia Środowiskowa", Ustroń - Jaszowiec 1997.
6. Maliszewska–Kordybach B.: *Mikrobiologiczne przemiany wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w środowisku glebowym.* Postępy Mikrobiologii, tom XXVI, zeszyt 3, 1987.
7. Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z.: *Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin, - katalog,* IOŚ, Warszawa 1991.

8. Russel S.: *Metody oznaczania enzymów glebowych,* Polskie Towarzystwo Gleboznawcze - Komisja Biologii, Warszawa 1972.
9. Kosinkiewicz B., Mokrzycka M.: *Transformacja i wykorzystanie antracenu przez mikroorganizmy glebowe,* Archiwum Ochrony Środowiska, 1-2 (77-88) 1988.
10. Maliszewska-Kordybach B.: *Wpływ nawożenia organicznego na trwałość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebach,* Archiwum Ochrony Środowiska, 2 (153-162) 1992.
11. Łebkowska M.: *Wykorzystanie mikroorganizmów do biodegradacji produktów naftowych w środowisku glebowym.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 3/1996.
12. Sztompka E.: *Biodegradacja paliwa Diesla w glebie,* materiały III Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowo – Technicznego „Biotechnologia Środowiskowa", Ustroń–Jaszowiec 1995.
13. Maliszewska–Kordybach B.: *Wpływ wapnowania na trwałość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebach.* Archiwum Ochrony Środowiska, 3-4 (69-78) 1991.
14. Fudryn G., Kawala Z.: *Odnowa zanieczyszczonych gruntów metodami in situ.* Ochrona Środowiska, 2(61) 1996.
15. Lisowska K., Fijałkowska S., Długoński J.: *Mikrobiologiczna degradacja związków ropopochodnych w nieobecności i obecności metali ciężkich,* materiały V Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowo–Technicznego „Biotechnologia Środowiskowa", Ustroń-Jaszowiec 1997.
16. Maliszewska–Kordybach B.: *The presistence of pollutants in soil is related – among other factors – to their sorption. Hydrophobic Xenobiotics, e.g. highly carcinogenic and mutagenic polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), are sorbed mainly on the organic fraction of soil,* Archiwum Ochrony Środowiska, nr. 2, 183-190, 1995.
17. Smreczak B.: *Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) w układach gleba – roślina wyższa,* Roczniki Gleboznawcze, tom XLVIII, nr. 3 / 4, 37-47, Warszawa 1997.
18. Reilley K. A., Banks M. K., Schwab A. P.: *Dissipation of policyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere,* J. Environ. Qual., 25: 212-219, 1996.
19. Turek–Szytow J., Miksch K.: *Wyznaczanie zakresu optymalnego stężenia chlorku 2,3,5-trifenylotetrazolowego podczas oznaczania aktywności dehydrogenaz w glebie,* materiały V Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowo–Technicznego pt. „Biotechnologia Środowiskowa", Ustroń-Jaszowiec 1997.
20. Galas W. i wsp.: *Charakterystyka wybranych szczepów bakterii degradujących węglowodory ropy naftowej,* Biotechnologia, 1 (36), 1997.
21. Odum Eugene P.: *Podstawy ekologii,* Wydanie III, PWRiL, Warszawa 1982.

Abstract

The presence of vegetation and microorganisms enhances the removal (probably through biodegradation) of TPHs, PAHs and heavy fractions. This is most likely a result of exudation of organic substances from plant roots into the rhizosphere, which supports grow of microbial population. PAHs with three rings are removal to the highest degree in: treated soil with clover - 81,96%, treated soil with microorganisms 89,47% and treated soil with clover and microorganisms 90,11%. In cases PAHs with four, five rings and TPH in all samples was desorptions of this pollutants from soil particle. All tested PAHs have been detected in roots

of vegetation used. Adsorption of PHAs with four and more rings on roots was the highest, but translocation of this pollutants from plant roots to foliar portion were negligible.

The dehydrogenases activity was higher in samples with plants and microorganisms than control. The use of vegetation is attractive because it is inexpensive and requires little care, and could be superior to many alternative cleanup technologies.

Recenzent: Prof. dr hab. Czesława Rosik-Dulewska