

AKTYWNOŚĆ DEHYDROGENAZ JAKO WSKAŹNIK ZMIAN
ZAWARTOŚCI WWA W GLEBIE UŻYŹNIONEJ OSADEM
ŚCIEKOWYM

STANISŁAW BARAN, ELŻBIETA J. BIELIŃSKA, PATRYK OLESZCZUK,
EWA BARANOWSKA

Akademia Rolnicza w Lublinie, Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego,
20-069 Lublin, ul. Leszczyńskiego 7

Keywords: polycyclic aromatic hydrocarbons, persistent organic pollutants, sewage sludge-amended soil, dehydrogenase activity, soil quality.

DEHYDROGENASE ACTIVITY AS THE INDICATOR OF CHANGES IN THE POLYCYCLIC
AROMATIC HYDROCARBONS CONTENT IN SEWAGE SLUDGE-AMENDED SOIL

In the presented work, relations between activity of dehydrogenase and the content of polycyclic aromatic hydrocarbons in light soil fertilised with sewage sludge was studied. Sewage sludge was introduced to the soil in the following doses: 30 Mg/ha, 75 Mg/ha, 150 Mg/ha, 300 Mg/ha and 600 Mg/ha. The content of PAHs in sewage sludge-amended soil was proportional to sewage sludge dose. Soil fertilisation with sewage sludge stimulated the activity of the dehydrogenase enzymes. With passing of time, a gradual decrease in the activity of dehydrogenase was observed. The coefficients of correlation between activity of the enzyme and PAH content showed that an addition of sewage sludge (with PAH content of 5712 $\mu\text{g}/\text{kg}$) had a stimulating effect on dehydrogenase activity in doses of 75 and 150 Mg/ha.

Streszczenie

W pracy badano zależność pomiędzy aktywnością dehydrogenaz a zawartością wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebie użyźnionej osadem ściekowym. Osad ściekowy wprowadzano do gleby lekkiej w następujących dawkach: 30 Mg/ha, 75 Mg/ha, 150 Mg/ha, 300 Mg/ha oraz 600 Mg/ha. Zawartość WWA w badanym materiale była proporcjonalna do zastosowanej dawki osadu ściekowego. Użyźnienie gleby osadem ściekowym stymulowało również aktywność dehydrogenaz. Wraz z upływem czasu obserwowano stopniowy spadek jej aktywności. Wyliczone współczynniki korelacji pomiędzy aktywnością dehydrogenaz, a zawartością WWA wykazały, że dodatek osadu ściekowego (o zawartości WWA – 5712 $\mu\text{g}/\text{kg}$) miał stymulujący wpływ na aktywność dehydrogenaz przy dawkach 75 i 150 Mg/ha.

WSTĘP

Postępująca degradacja środowiska glebowego w wielu krajach świata wymaga szybkich i skutecznych kroków przeciwdziałania temu zjawisku. Szukane są nowe i tanie rozwiązania, które pozwoliłyby na poprawienie żyzności gleb oraz rekultywację terenów

zdegradowanych [5]. Od dawna jednym ze sposobów ulepszenia właściwości gleb jest zastosowanie osadów ściekowych [2, 25]. W ten sposób łączone są korzyści ekologiczne i ekonomiczne. Jednakże, jak wskazują liczne dane w literaturze przedmiotu [7, 10, 25], osady ściekowe mogą zawierać szereg zanieczyszczeń, zarówno nieorganicznych (metale ciężkie), jak też organicznych (wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, polichlorowane bifenyle, dioksyny i furany, związki fenolowe oraz pestycydy).

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) należą do trwałych zanieczyszczeń organicznych (persistent organic pollutants, POPs) [16], często obecnych w osadach ściekowych [7, 10]. WWA wykazują dużą trwałość w środowisku glebowym, jednak w glebie użyźnionej osadem ściekowym mogą ulegać pozornej (tworzenie pozostałości związanej) bądź rzeczywistej (ulatnianie, degradacja biologiczna, wymywanie, fotodegradacja) degradacji [5, 26].

Aktywność enzymów glebowych stanowi czuły wskaźnik oceny żyzności i produktywności gleb oraz umożliwia kompleksowe rozpoznanie zmian zachodzących w środowisku glebowym [2]. Testy enzymatyczne stosowane są w ocenie stopnia zanieczyszczenia gleb przez metale ciężkie [1, 8], jak również przy określaniu intensywności przebiegu procesów remediacyjnych w glebach [17].

W pracy badano zależność pomiędzy aktywnością dehydrogenaz (jako wskaźnika biodegradacji WWA), a zawartością wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebie użyźnionej osadem ściekowym.

MATERIAŁY I METODY BADAŃ

Doświadczenie założono na glebie lekkiej wytworzonej z piasku słabo gliniastego. Blok doświadczalny stanowiło sześć poletek, każde o powierzchni 15 m². Do gleby wprowadzono osad ściekowy w następujących dawkach: 30, 75, 150, 300 i 600 Mg/ha. Ilości zastosowanego osadu ustalono uwzględniając dawki nawozowe, melioracyjne oraz dawki ekstremalne. Osad wymieszano z powierzchnią warstwą gleby do głębokości 20 cm, a następnie wysadzono wiklinę (*Salix viminalis*).

W doświadczeniu wykorzystano ziemisty, prefermentowany osad ściekowy z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków, powstały z oczyszczania ścieków komunalnych (70%) i przemysłowych (30%). Charakterystykę podstawowych właściwości chemicznych materiałów zastosowanych w doświadczeniu przedstawiono w pracy [5].

Zawartość 16 WWA oznaczano na podstawie wcześniej opracowanej metodyki, optymalizując proces pod kątem wydajności ekstrakcji, oczyszczania ekstraktów, warunków rozdziału 16 WWA [3, 4, 23]. Ekstrakcję prowadzono w wannie ultradźwiękowej (Sonic-3, Polsonic), ekstrakty oczyszczano przy zastosowaniu kolumnienek C₁₈ firmy J.T. Baker-Mallinckrodt. Analizę ilościową i jakościową wykonano na chromatografii cieczowym (ThermoSeparation Product). Jako fazę ruchomą stosowano mieszaninę: 78% (v/v) acetonitrylu i 22% (v/v) wody (w warunkach izokratycznych). Do rozdziału badanych WWA wykorzystano kolumnę Spherisorb-PAH (Schambeck SFD GmbH, Niemcy). Przepływ fazy ruchomej ustalono na 1 cm³/min. Proces rozdziału prowadzono w stałej temperaturze 29°C.

Aktywność dehydrogenaz w badanych materiałach oznaczono metodą Thalmanna [28].

WYNIKI

ZAWARTOŚĆ WIELOPIERŚCIENIOWYCH WĘGLOWODORÓW AROMATYCZNYCH

Suma zawartości WWA oznaczona w zastosowanym w niniejszym doświadczeniu osadzie ściekowym wynosiła 5712 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i jest porównywalna ze średnią zawartością WWA w osadach z polskich oczyszczalniach ścieków [7]. W omawianym osadzie dominowały węglowodory 4-pierścieniowe, stanowiące 60% analizowanych WWA. Udział benzo[a]pirenu, który jest uważany za reprezentatywny dla całej grupy WWA, stanowił 10,4%, co znacznie przewyższa jego zawartość notowaną w osadach ściekowych przez innych badaczy [10, 26].

W glebie kontrolnej na początku doświadczenia zawartość WWA była na bardzo niskim poziomie. Poziom ten uległ nieznacznym zmianom podczas 17-miesięcznego okresu badań. W przypadku 12 WWA obserwowano wzrost od 15 do 172%, natomiast dla naftalenu, acenaftenu, benzo[b]fluorantenu oraz dibenz[ah]antracenu odnotowano niewielki spadek odpowiednio o: 17, 4, 17 i 18% (Tab. 1). Wzrost WWA w glebie obiektu kontrolnego był prawdopodobnie wynikiem depozycji atmosferycznej, pełniącej główną rolę w zanieczyszczeniu gleb przez WWA na obszarach o umiarkowanej antropopresji.

Melioracja osadem ściekowym spowodowała wzrost zawartości WWA w glebie, proporcjonalnie do wprowadzonej dawki osadu. Zmianie ulegał również skład grupowy WWA. Obserwowano zmniejszenie się udziału mobilnych węglowodorów 3-pierścieniowych, kosztem węglowodorów 4-pierścieniowych oraz szczególnie mutagennych i kancerogennych węglowodorów 5 i 6-pierścieniowych (Tab. 1).

Po 17 miesięcznym okresie doświadczenia wzrost zawartości badanych zanieczyszczeń w glebie zanotowano wyłącznie w obecności najniższej dawki osadu (30 Mg/ha). Ponieważ tak niska dawka osadu wpływała w nieznacznym stopniu na zawartość WWA w użyźnionej glebie, obserwowany przyrost zanieczyszczeń mógł być efektem depozycji atmosferycznej. W warunkach stosowania wyższej dawki osadu tj. 75 Mg/ha stwierdzono po 17 miesiącach wzrost zawartości fluorenu i pirenu w glebie (Tab. 1). Wprowadzenie do gleby osadu w dawkach: 150, 300 i 600 Mg/ha wpływało na spadek zawartości wszystkich WWA. Najniższą zawartością tych zanieczyszczeń cechowały się poletka wzbogacone osadem w dawce 300 Mg/ha. Zakres rozkładu/ubytku WWA na tych poletkach wahał się w granicach od 12,6% do 79% (średnio 56,1%) początkowej ich zawartości (Tab. 1).

AKTYWNOŚĆ DEHYDROGENAZ

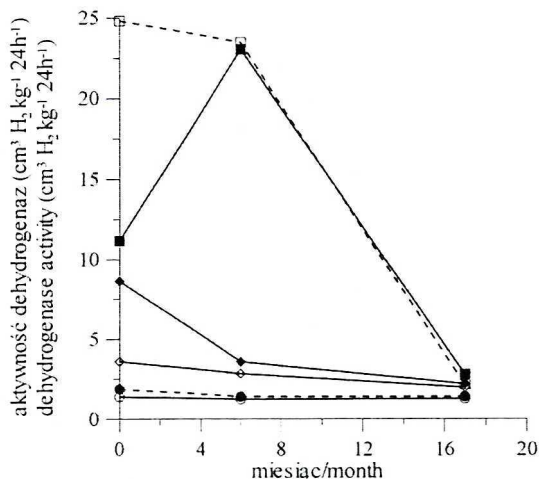
Gleba użyźniona osadem ściekowym cechowała się istotnie ($p = 0,05$) większą aktywnością dehydrogenaz niż gleba obiektu kontrolnego. Nasilenie aktywności enzymatycznej uzależnione było głównie od wielkości zastosowanej dawki osadu. W momencie założenia doświadczenia i po upływie okresu wegetacyjnego najwyższy poziom aktywności dehydrogenaz zaobserwowano w glebie użyźnionej 300 Mg/ha dawką osadu.

Wraz z upływem czasu obserwowano stopniowy spadek aktywności dehydrogenaz w glebie większości obiektów, z wyjątkiem gleby użyźnionej najmniejszą i największą dawką osadu. Intensywność zarejestrowanych zmian uzależniona była od wielkości dawki osadu (Rys. 1). Generalnie, po upływie siedemnastu miesięcy aktywność dehydrogenaz uległa wprawdzie wyraźnemu zmniejszeniu, jednak stosowanie największych dawek osadu (tj. 150, 300 i 600 Mg/ha) stymulowało ich aktywność (Rys. 1).

Tabela 1. Zmiana zawartości WWA [$\mu\text{g}/\text{kg}$] w glebie oraz glebie użyźnionej osadem ściekowym (0–600 Mg/ha – dawki osadu ściekowego)
Changes in the content of Individual PAHs in surficial soil and sewage sludge-amended soil (0–600 Mg/ha – sewage sludge dose)

WWA PAHs	0 Mg/ha		30 Mg/ha		75 Mg/ha		150 Mg/ha		300 Mg/ha		600 Mg/ha	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Na	3,0±9	2,5±12	5,5±15	3,2±11	18,5±12	13,1±9	40,1±16	10,5±6	87,8±13	13,7±8	95,0±13	41,6±9
Ace	13,0±11	14,9±14	16,0±17	16,9±8	41,1±15	33,3±6	59,4±12	53,2±7	115,0±17	71,1±8	143,8±15	128,4±9
Ac	10,6±17	10,2±12	11,2±9	10,9±9	19,0±12	16,9±7	46,0±15	24,0±9	96,0±13	32,9±6	96,0±13	64,0±8
Fl	3,6±6	4,7±8	1,1±11	5,5±4	2,6±8	7,7±11	14,9±9	5,6±14	40,6±9	7,9±11	21,5±10	15,7±6
Fen	0,8±9	1,2±7	1,9±9	1,5±6	5,1±11	4,1±16	16,1±12	7,5±11	32,3±8	11,3±9	31,5±11	19,3±6
Ant	0,1±9	0,3±11	0,2±7	0,2±7	1,1±11	0,9±12	4,6±13	1,9±7	14,4±10	3,0±14	11,9±10	5,2±12
Fluo	2,4±11	3,6±10	5,6±19	4,8±9	21,0±13	14,8±7	50,6±18	28,6±8	40,2±12	38,1±5	107,9±14	66,6±7
Pir	1,8±8	3,1±9	3,3±16	4,8±12	2,5±12	11,3±9	41,1±9	25,4±9	109,6±8	37,9±5	111,3±7	75,0±9
BaA	1,4±4	1,8±8	5,0±6	2,3±11	6,7±9	5,0±8	20,3±10	10,4±5	65,8±7	14,4±8	62,2±8	24,0±5
Ch	1,2±14	2,3±7	1,1±9	2,5±8	10,2±10	6,2±5	14,4±13	10,8±5	34,5±15	16,5±6	47,2±11	26,4±5
BbF	3,6±21	3,0±16	4,4±15	3,2±6	10,2±17	6,5±4	58,1±17	11,6±7	62,1±15	17,8±9	69,6±19	30,9±7
BkF	1,2±18	2,2±13	2,8±12	2,2±7	5,2±14	4,2±7	7,9±15	6,7±8	23,6±17	10,2±9	30,2±16	17,2±5
BaP	1,7±15	2,7±11	4,8±16	3,3±7	11,1±15	6,8±9	17,5±17	12,9±9	53,7±13	18,8±7	45,9±15	35,7±8
DahA	2,2±6	1,8±6	3,9±9	2,4±11	6,3±8	5,0±6	13,5±6	6,9±11	44,1±9	14,2±4	63,6±8	27,9±9
BghiP	0,7±10	1,9±10	2,7±8	2,6±9	8,4±9	5,1±6	10,9±8	7,5±16	28,4±9	17,2±8	31,2±10	27,3±4
Ind	2,3±11	3,6±9	4,3±7	3,4±6	7,9±12	5,7±7	13,9±10	9,1±11	34,2±10	13,0±7	34,0±8	26,9±7
16 WWA	49,6	59,8	73,8	69,8	176,9	146,5	429,3	232,7	882,3	337,9	1002,8	632,1

± - względne odchylenie standardowe (%); relative standard deviation (%); A – pierwszy termin (first term); B – drugi termin (po 17 miesiącach); second term (after 17 month). Na – naftalen, Ace – acenafitylen, Ac – acenafeten, Fl – fluoren, Fen – fenantren, Ant – antracen, Fln – fluoranten, Pyr – piren, BaA – benzo[a]antracen, Ch – chryzen, BbF – benzo[b]fluoranten, BkF – benzo[k]fluoranten, BaP – benzo[a]piren, DahA – dibenz[a,h]antracen, B(ghi)P – benzo[ghi]perylen, IP – indeno[1,2,3-cd]piren;



Rys. 1. Zmiana aktywności dehydrogenaz w glebie kontrolnej oraz glebie użyźnionej osadem ściekowym. Dawka osadu ściekowego: (○) kontrola, (●) 30 Mg/ha, (◊) 75 Mg/ha, (◆) 150 Mg/ha, (◻) 300 Mg/ha, (■) 600 Mg/ha

Changes in the activity of dehydrogenase in surficial soil and sewage sludge-amended soil. Sewage sludge dose: (○) control, (●) 30 Mg/ha, (◊) 75 Mg/ha, (◆) 150 Mg/ha, (◻) 300 Mg/ha, (■) 600 Mg/ha

W glebie obiektu kontrolnego, w przypadku większości WWA, wykazano ujemną zależność pomiędzy aktywnością dehydrogenaz a zawartością poszczególnych węglowodorów (Tab. 2). Podobne tendencje obserwowano w warunkach stosowania największej dawki osadu ściekowego (600 Mg/ha). Dodatkowo korelacje pomiędzy aktywnością dehydrogenaz i niektórymi WWA stwierdzono w glebie wzbogaconej osadem ściekowym w dawkach 30, 75 i 150 Mg/ha. W obecności najmniejszej dawki osadu (30 Mg/ha) statystycznie istotną zależność uzyskano w przypadku węglowodorów 5 i 6-pięścieniowych, co świadczy o wysokim powinowactwie tych związków do materii organicznej. Wprowadzenie do gleby osadu w dawkach większych tj. 75 i 150 Mg/ha wyraźnie wpływało na wzrost wartości współczynników korelacji pomiędzy aktywnością dehydrogenaz a zawartością poszczególnych WWA. Szczególnie dużą częstotliwość tych korelacji stwierdzono w przypadku dawki osadu 150 Mg/ha. Przy dawce tej, z wyjątkiem acenaftyłenu i dibenzo[a h]antracenu, współczynniki korelacji miały wysokie dodatnie wartości (Tab. 2). Nadal dodatnie zależności pomiędzy aktywnością dehydrogenaz i zawartością WWA w glebie – ale już nie istotne statystycznie – obserwowano w przypadku zwiększenia dawki osadu do 300 Mg/ha (Tab. 2).

DYSKUSJA

Na kształtowanie się aktywności enzymatycznej gleb ma wpływ szereg czynników. Należą do nich zarówno czynniki naturalne (np.: zmiany sezonowe, warunki geograficzne, właściwości fizykochemiczne gleb), jak i antropogeniczne (m.in. zanieczyszczenia metalami ciężkimi, związkami organicznymi, zakwaszenie gleby). Wraz z rozwojem cywilizacji przemysłowej czynniki antropogeniczne zaczęły odgrywać główną rolę w zmianach aktywności enzymatycznej gleb [12].

Tabela 2. Współczynniki korelacji pomiędzy zawartością WWA w glebie (0 Mg/ha) i glebie użyźnionej osadem ściekowym (30–600 Mg/ha) a aktywnością dehydrogenaz
 Correlation coefficients between PAHs concentration in soil (0 Mg/ha) and sewage sludge-amended soils (30–600 Mg/ha) and dehydrogenase activity

WWA PAHs	0 Mg/ha	30 Mg/ha	75 Mg/ha	150 Mg/ha	300 Mg/ha	600 Mg/ha
Na	0,837	-0,014	0,910*	0,986*	0,562	-0,178
Ace	-0,966*	-0,608	0,425	0,489	0,145	-0,655
Ac	0,916*	-0,425	0,833	0,958*	0,386	-0,450
Fl	-0,646	-0,966*	-0,753	0,997*	0,444	-0,604
Fen	-0,873	-0,250	0,900	0,867	0,429	-0,450
Ant	-0,559	-0,490	0,993*	0,954*	0,535	-0,220
Fln	-0,611	0,805	0,363	0,812	-0,339	-0,411
Pir	-0,876	-0,733	-0,719	0,738	0,383	-0,522
BaA	-0,886	0,674	0,850	0,845	0,489	-0,157
Ch	-0,958*	-0,832	0,830	0,703	0,463	-0,203
BbF	0,714	0,079	0,929*	1,000*	0,484	-0,210
BkF	-0,886	0,999*	0,382	0,667	0,430	-0,220
BaP	-0,941*	0,483	0,875	0,775	0,468	-0,601
DahA	0,665	0,994*	0,280	0,032	0,486	-0,183
BghiP	-0,733	0,572	0,747	0,837	0,227	-0,744
Ind	-0,400	0,736	0,348	0,977*	0,474	-0,575
16 WWA	-0,636	-0,347	0,628	0,924*	0,406	-0,373

* - 0,1 (n = 3)

Obserwowana w niniejszych badaniach stymulacja aktywności dehydrogenaz pod wpływem melioracji osadem ściekowym, pomimo wzrastającej wraz z dawką osadu zawartości WWA w glebie, wiązała się ze wzbogaceniem środowiska w substancje organiczne podatne na rozkład mikrobiologiczny. Badania wielu autorów [11, 12] wskazują na ścisłą zależność pomiędzy aktywnością dehydrogenaz a zawartością węgla organicznego. Substancja organiczna w decydujący sposób oddziałuje na zachowanie się zanieczyszczeń węglowodorowych w glebie. Parametrem tym limitowana jest zawartość węglowodorów w poszczególnych fazach gleby, ich mobilność, a także efektywność biodegradacji [27]. W badanym układzie doświadczalnym, w glebie kontrolnej o niskiej zawartości materii organicznej, uwidocznił się negatywny wpływ WWA na aktywność dehydrogenaz (Tab. 2). Wykazano również, że puła WWA wprowadzonego do gleby przy dawkach osadu 75 i 150 Mg/ha, nie wykazywała charakteru toksycznego w stosunku do mikroorganizmów, co potwierdzają dodatnie wysokie współczynniki korelacji w przypadku większości WWA. Wniesiona wraz z osadem ściekowym materia organiczna ograniczyła toksyczny charakter WWA poprzez ich związanie w postaci trudnodostępnych dla drobnoustrojów połączeń WWA – materia organiczna (np. w postaci pozostałości związanej). Obecne w glebie mikroorganizmy autochtoniczne, jak i te wprowadzone wraz z osadem swobodnie mogły korzystać z bogactwa składników odżywczych, a jednocześnie przeprowadzać rozkład

WWA. Materia organiczna, będąc źródłem składników energetycznych niezbędnych do funkcjonowania mikroorganizmów degradujących WWA, sorbuje zanieczyszczenia, wpływając na ograniczenie ich biodostępności [21, 24]. Badania Maliszewskiej-Kordybach [15] wykazały, że wprowadzenie do gleby zanieczyszczonej przez WWA nawozu organicznego, stymulowało w początkowym okresie rozkład tych związków. Również w innych badaniach [13, 17] odnotowano wyraźny wzrost aktywności dehydrogenaz w warunkach wprowadzenia do gleby kompostu ogrodniczego [13] lub słomy [17, 20]. Wykazano [18, 20], że na rozkład WWA korzystny wpływ wywierają składniki biogenne (azot, fosfor i potas), które w ramach prowadzonego doświadczenia zostały wraz z osadem wniesione do gleby. Ponadto obecność specyficznych substratów w środowisku zanieczyszczonym WWA powoduje wzmożenie syntezy dehydrogenaz i pozwala na szybką ocenę aktywności metabolicznej mikroflory rozwijającej się w skażonym środowisku [14]. Wzrost aktywności enzymatycznej mógł być spowodowany większym zapotrzebowaniem energetycznym żyjących mikroorganizmów, warunkującym przeżycie w zanieczyszczonej glebie w efekcie chemicznie indukowanej selekcji i adaptacji mikroorganizmów do zanieczyszczonego środowiska [29]. Badania Nowaka i wsp. [22] wykazały, że zdolność i szybkość regeneracji populacji mikroorganizmów, a tym samym zdolność do pokonywania stresów środowiskowych następowała znacznie szybciej w glebach zanieczyszczonych niż w glebach naturalnych.

Oddziaływanie WWA na aktywność metaboliczną mikroorganizmów uzależnione jest od ilości zanieczyszczeń wprowadzanych do środowiska, a także od odczynu, wilgotności, temperatury i zawartości tlenu w glebach [16, 29]. We wcześniejszych badaniach [2] wykazano, że materia organiczna pochodząca z osadu uległa wyraźnej mineralizacji w ciągu okresu doświadczenia (17 miesięcy). Należy więc sądzić, że w przypadku największych dawek osadu (300 i 600 Mg/ha) uwolnione w wyniku rozkładu materii organicznej WWA zaczęły toksycznie oddziaływać na mikroorganizmy obecne w glebie. Wskazują na to ujemne wartości współczynników korelacji pomiędzy aktywnością dehydrogenaz i zawartością WWA w glebie. Traczewska [29] podkreśla, że związki ropopochodne mogą stanowić źródło węgla i energii dla niektórych bakterii, lecz są one stopniowo uwalniane w wyniku procesów desorpcji biologicznej, stąd zanieczyszczenie gleb tymi związkami jest zanieczyszczeniem długotrwałym.

Wcześniejsze badania [6], prowadzone na tych samych obiektach, dotyczące obecności biodostępnych form WWA w glebie wykazały, że w obecności dawki osadu w wysokości 300 Mg/ha zawartość biodostępnych form WWA była o około 35% wyższa niż przy dawce 150 Mg/ha. Wyjaśnia to, dlaczego przy wyższych dawkach, mimo proporcjonalnie wyższej zawartości materii organicznej, uwidoczniał się negatywny wpływ WWA na mikroorganizmy. Należy podkreślić, że w przypadku dawki osadu 600 Mg/ha zawartość form biodostępnych WWA była niemal identyczna z zawartością tych form w glebie z dawką osadu 150 Mg/ha (gdzie obserwowano stymulujący wpływ WWA na aktywność dehydrogenaz). Przyczyną tego zjawiska mogły być obecne w osadzie inne zanieczyszczenia organiczne i nieorganiczne, zwłaszcza metale ciężkie, powodujące spadek aktywności analizowanych enzymów. W licznych pracach wykazany został hamujący wpływ metali ciężkich na aktywność dehydrogenaz [9, 11, 19].

Uzyskane wyniki należy jednak interpretować bardzo ostrożnie, ponieważ wpływ osadów ściekowych na środowisko glebowe uzależniony jest od ich składu chemicznego i zawartości poszczególnych zanieczyszczeń.

WNIOSKI

Po wprowadzeniu do gleby osadu ściekowego stwierdzono wzrost zawartości WWA w użyźnianej glebie, proporcjonalny do zastosowanej dawki osadu. Po upływie 17 miesięcy, największy spadek WWA odnotowano na poletkach z dodatkiem osadu 300 Mg/ha, co może świadczyć o wytworzonych korzystnych warunkach do ich rozkładu.

Użyźnienie gleby osadem ściekowym stymulowało aktywność dehydrogenaz. Wraz z upływem czasu obserwowano stopniowy spadek aktywności enzymatycznej, co wskazuje że WWA mogą stanowić źródło węgla i energii dla mikroorganizmów, lecz związki te są stopniowo uwalniane w wyniku procesów desorpcji biologicznej w glebie.

Wyliczone współczynniki korelacji pomiędzy aktywnością dehydrogenaz, a zawartością WWA wykazały, że dodatek osadu ściekowego (o zawartości WWA – 5712 µg/kg) miał stymulujący wpływ na aktywność dehydrogenaz przy dawkach 75 i 150 Mg/ha. W obecności największych dawek osadu (300 i 600 Mg/ha) stwierdzono ujemną liniową zależność pomiędzy aktywnością dehydrogenaz i zawartością WWA w glebie.

Uzyskane wyniki wskazują na wielokierunkowe oddziaływanie osadu ściekowego na środowisko glebowe, związane głównie z ilością wniesionych do gleby zanieczyszczeń.

Omawiane zagadnienia wymagają dalszych szczegółowych badań, uwzględniających różne typy gleb i zróżnicowany skład chemiczny stosowanych do użyźnienia gleb osadów ściekowych.

PODZIĘKOWANIA

Praca wykonana w ramach projektu badawczego KBN, Nr P06H 062 20.

LITERATURA

- [1] Baran S., E.J. Bielińska, P. Oleszczuk: *Influence of industrial contamination on the changes in the enzymatic activity of the soil*, Acta Agrophysica, **56**, 7–19 (2001).
- [2] Baran S., E.J. Bielińska, J. Wiśniewski: *Wpływ osadu ściekowego i wermikompostu z tego osadu na aktywność enzymatyczną gleby piaszczystej*, Annal. UMCS Sectio E, **18**, 145–151 (1999).
- [3] Baran S., P. Oleszczuk: *Oznaczanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebach i odpadach organicznych metodą HPLC-UV*, Acta Agrophysica, **48**, 7–16 (2001).
- [4] Baran S., P. Oleszczuk: *Chromatographic determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil, sewage sludge and sewage sludge-amended soil*, Pol. J. Environ. Stud., **11**, 609–615 (2002).
- [5] Baran S., P. Oleszczuk: *Changes in the content of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in light soil fertilised with sewage sludge*, J. Environ. Sci. Health A, **38**, 793–805 (2003).
- [6] Baran S., P. Oleszczuk: *Zawartość biodostępnych form wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebie lekkiej użyźnionej osadem ściekowym*, Archiwum Ochrony Środowiska, **3**, 77–88 (2003).
- [7] Bodzek D., B. Janoszka, C. Dobosz, L. Warzecha, M. Bodzek: *Determination of polycyclic aromatic compounds and heavy metals in sludges from biological sewage treatment plants*, J. Chromatogr., A, **774**, 177–92 (1997).
- [8] Brookes P.C.: *The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals*, Biol. Fert. Soils, **19**, 269–279 (1995).
- [9] Chander K., P.C. Brookes: *Is the dehydrogenase assay invalid as a method to estimate microbial activity in copper-contaminated soils?*, Soil Biol. Biochem., **23**, 909–915 (1991).
- [10] Frost P., R. Camenzind, A. Magert, R. Bonjour, G. Karlaganis: *Organic micropollutants in Swiss sewage sludge*, J. Chromatogr., A, **643**, 379–388 (1993).

- [11] Garcia-Gil J.C., C. Plaza, P. Soler-Rovira, A. Polo: *Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass*, Soil Biol. Biochem., **32**, 1907–1913 (2000).
- [12] Gianfreda L., J.M. Bollag: *Influence of natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil* [w:] G. Stotzky, J.M. Bollag, Eds. Soil Biochemistry, Marcel Dekker Inc., New York-Basel-Hong Kong, 123–193 (1996).
- [13] Kucharski J., E. Jastrzębska, J. Wyszowska, A. Hłasko: *Wpływ zanieczyszczenia gleby olejem napędowym i benzyną ołowową na jej aktywność enzymatyczną*, Zesz. Prob. Post. Nauk Roln., **472**, 457–464 (2000).
- [14] Leita L., M. Nobili, G. Muhlbachova, C. Mondini, L. Marchiol, G. Zerbi: *Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation*, Biol. Fert. Soils, **19**, 103–108 (1995).
- [15] Maliszewska-Kordybach B., B. Smreczak, S. Martyniuk: *Wpływ wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych na mikrobiologiczne właściwości gleb o zróżnicowanej kwasowości i zawartości substancji organicznych*, Roczn. Glebozn., **3/4**, 5–18 (2000).
- [16] Maliszewska-Kordybach B., B. Smreczak: *Fitotoksyczne oddziaływanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebach o zróżnicowanych właściwościach*, Roczn. Glebozn., **50**, 15–30 (1999).
- [17] Margesin R., G. Walder, F. Schinner: *The impact of hydrocarbon remediation (diesel oil and polycyclic aromatic hydrocarbons) on enzyme activities and microbial properties of soil*, Acta Biotechnol., **20**, 313–333 (2000).
- [18] Margesin R., A. Zimmerbauer, F. Schinner: *Monitoring of bioremediation by soil biological activities*, Chemosphere, **40**, 339–346 (2000).
- [19] Marzadori C., C. Ciavatta, D. Montecchio, C. Gessa: *Effects of lead pollution on different soil enzyme activities*, Biol. Fert. Soils, **22**, 53–58 (1996).
- [20] Morgan P., R.J. Watkinson: *Hydrocarbon degradation in soils and methods for soil biotreatment*, Cirtical Rev. Biotechnol., **8**, 34–78 (1989).
- [21] Nam K., J.Y. Kim: *Role of loosely bound humic substances and humin in the bioavailability of phenanthrene aged in soil*, Environ. Pollut., **118**, 427–433 (2002).
- [22] Nowak A., M. Hawrot, A. Dudzińska: *Badanie biodegradacji substancji ropopochodnych w glebie oraz wpływu różnych zabiegów intensyfikujących szybkość tego procesu*, Chem. Inż. Ekol., **5**, 1013–1024 (1998).
- [23] Oleszczuk P., S. Baran: *Optimization of ultrasonic extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons from sewage sludge samples*, Chem. Anal. (Warsaw), **48**, 211–221 (2003).
- [24] Ressler B.P., H. Kneifel, J. Winter: *Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons and formation of humic acid-like residues during bacterial PAH degradation*, Appl. Microbiol. Biotechnol., **53**, 85–91 (1999).
- [25] Siuta J.: *Ochrona i rekultywacja gleb*, PWRiL, Warszawa 1996.
- [26] Smith K.E.C., M. Green, G.O. Thomas, K.C. Jones: *Behavior of sewage sludge-derived PAHs on pasture*, Environ. Sci. Technol., **35**, 2141–2150 (2001).
- [27] Surygała J.: *Dobór metod oczyszczania gruntów skażonych produktami naftowymi*, Chem. Inż. Ekol., **7**, 339–355 (2000).
- [28] Thalmann A.: *Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität in Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC)*, Landwirtsch. Forsch., **21**, 249–258 (1968).
- [29] Traczewska T.M.: *Wpływ wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) na naturalną mikroflorę glebową*, Zesz. Nauk. Polit. Śląsk., **45**, 139–150 (2000).

Wpłynęło: 26 lutego 2003, zaakceptowano do druku: 25 czerwca 2003.