



Wykorzystanie kompostów z odpadów komunalnych i sorbentów handlowych do degradacji zanieczyszczeń ropopochodnych

Tomasz Ciesielczuk
Uniwersytet Opolski

Czesława Rosik-Dulewska
Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze

1. Wstęp

Obecnie w dużych ilościach wykorzystuje się produkty destylacji ropy naftowej, stosując je głównie jako materiały pędne do silników spalinowych, czy półprodukty do syntezy wielu związków wykorzystywanych w życiu codziennym. Zanieczyszczenia środowiska gruntowo-wodnego nie są tak spektakularne jak wód powierzchniowych, ale są znaczące i mają często wymiar punktowy-lokalny [31]. Do takich zanieczyszczeń dochodzi często na stacjach benzynowych, bocznicach kolejowych, stacjach przesyłowych i przeładunkowych paliw, a także w wyniku wypadków w ruchu lądowym, powodując nie tylko emisję LZO (głównie benzenu), ale także infiltrację ciekłych produktów ropopochodnych do gleb i wód [33]. Płyny eksploatacyjne (paliwa, oleje smarowe, płyny hydrauliczne i chłodnicze) wydostające się poza szczelne układy urządzeń mechanicznych stanowią nie tylko bezpośrednie zagrożenie dla środowiska, ale także dla zdrowia ludzi [4]. Zanieczyszczenia te będące wynikiem działalności gospodarczej człowieka długotrwale degradują środowisko, wywierając tym samym ujemny wpływ na pozostałe organizmy żywe, co może znacznie ograniczać bioróżnorodność na zanieczyszczonym terenie [16, 19]. Szczególnie niebezpieczne są katastrofy w ruchu lądowym oraz morskim, powodujące zanieczyszczenie znacznych rozmiarów

już nie tylko punktowe, ale i obszarowe mające negatywne oddziaływanie nie tylko na ekosystemy, ale także na procesy gospodarcze w szerokiej skali [6, 16].

W celu efektywnej eliminacji zanieczyszczeń organicznych (głównie węglowodorów, ale także alkoholi) z zanieczyszczonej gleby, szeroko rozpowszechnione jest oczyszczanie metodami mikrobiologicznymi z natlenianiem, lub przepłukiwaniem wodą z SPC, rzadziej procesami fitoremediacji. [2, 5, 9–11, 14, 17, 22, 32]. Procesy remediacji są zależne od wielu czynników wśród których decydującą rolę odgrywają między innymi warunki klimatyczne i glebowe [29]. Jednak szczególny nacisk powinien być kładziony na zapobieganie rozprzestrzenianiu się tych zanieczyszczeń, nie tylko stosując bariery hydrauliczne i fizyczne, ale także za pomocą sorbentów. Są one stosowane głównie w przypadku incydentalnych rozlewów materiałów pędnych i smarów w warsztatach mechanicznych oraz podczas akcji ratowniczych prowadzonych w czasie usuwania skutków katastrof w ruchu lądowym. Jako sorbenty wykorzystuje się najczęściej materiały syntetyczne (np. polimerowe maty sorpcyjne) lub naturalne (mineralne i organiczne). Cytowane badania prowadzono wykorzystując osady ściekowe z oczyszczalni ścieków komunalnych jako sorbent dla oleju napędowego [7]. Alternatywnym rozwiązaniem dla drogich sorbentów komercyjnych, może być zastosowanie kompostów z odpadów, które ze względu na swój skład łączą zalety sorbentów organicznych i mineralnych [12, 24]. Ponadto, są one znacznie tańsze, ograniczają masę odpadów biodegradowalnych kierowanych do składowania, a po ich wykorzystaniu istnieje możliwość ich powtórnego użycia, np. po procesie degradacji zabsorbowanych zanieczyszczeń organicznych prowadzonej na drodze rozkładu mikrobiologicznego [20, 23, 25, 26]. Zużyte sorbenty należy traktować jako odpady niebezpieczne, które powinno się unieszkodliwiać poprzez składowanie na składowiskach odpadów niebezpiecznych lub w procesach termicznych. Oba ww. sposoby unieszkodliwiania są kosztowne i często wymagają transportu zużytych sorbentów na znaczne odległości, a ponadto spalanie nadal powszechnie postrzegane jest jako rozwiązanie drogie i kontrowersyjne.

Celem badań przedstawionych w niniejszej pracy była ocena stopnia degradacji oleju napędowego na kompostach z odpadów komunalnych i sorbentach komercyjnych. Badania prowadzono w warunkach eksperymentalnych.

2. Materiał i metody

Eksperyment laboratoryjny prowadzono z wykorzystaniem sorbentów komercyjnych oraz kompostów z odpadów komunalnych. Jako sorbent komercyjny zastosowano organiczny materiał Peatsorb® (oznaczony symbolem PS), natomiast spośród sorbentów mineralnych wybrano standardowy materiał EcoDry Plus® (oznaczony jako ED) znajdujący szerokie zastosowanie w akcjach ratowniczych. Ponadto w doświadczeniu zastosowano dwa rodzaje kompostów z odpadów. Pierwszy powstał w wyniku kompostowania odpadów komunalnych zmieszanych, z zastosowaniem technologii MUT-Dano (oznaczony jako D). Drugim był kompost pochodzący z wysegregowanej (u źródła) frakcji biodegradowalnej odpadów komunalnych, z zastosowaniem technologii MUT-Herhof (Z). Eksperyment prowadzono w pojemnikach ze stali nierdzewnej o pojemności 2,5 dm³. Podstawę dolną każdego cylindra zabezpieczono siatką z tworzywa sztucznego, a tak powstałe ażurowe dno uszczelniono płukanym keramzytem o granulacji 0,5–2 cm. Objętość tak powstałego drenażu wynosiła około 200 cm³. W celu ograniczenia parowania na keramzycie ułożono około 3 cm warstwę badanych materiałów nie zanieczyszczonych olejem tj. odpowiednio kompostów oraz sorbentów komercyjnych. Następną warstwę stanowiły badane sorbenty dokładnie wymieszane z olejem napędowym (ON) w ilości 100 cm³/dm³ sorbentu. W celu ograniczenia parowania i uzyskania stabilnych warunków wilgotnościowych, wykonane złoża przykryto około 3 cm warstwą materiału niezanieczyszczonego olejem napędowym. Każdy typ sorbentu zanieczyszczonego olejem był inkubowany w warunkach symulujących jego składowanie pod zadaszeniem. Kompostom wymieszanym z olejem napędowym zapewniano zawartość wody na poziomie 35–55%, którą uzupełniano w miarę potrzeb. Natomiast sorbenty komercyjne wymieszane z olejem napędowym inkubowane były w stanie powietrznie suchym – tj. takim w jakim są dystrybuowane. Eksperyment prowadzono w czasie rzeczywistym 174 dni, w stałej temperaturze 22±1°C i całkowitym zaciemnieniu. W czasie trwania eksperymentu złoża zaolejonych sorbentów handlowych i kompostów nie były dodatkowo napowietrzane. Każdy materiał sorpcyjny badano w trzech niezależnych powtórzeniach. Parowanie oleju napędowego badano w oparciu o złoża wykonane

w identyczny sposób, jednak uzupełnione o dodatek HgCl_2 w ilości 5 g/dm^3 w celu wyeliminowania aktywności mikroorganizmów.

Podstawowe parametry badanych materiałów – sorbentów przed eksperymentem (odczyn, przewodność elektrolityczną właściwą oraz zawartość substancji organicznej) określono w oparciu o normy PN-EN. Ilość węgla organicznego oznaczono metodą Alтена, natomiast gęstość nasypową metodą wagową.

W pobieranych próbkach, analizę węglowodorów alifatycznych (n-alkanów) od oktanu do nonadekanu (oznaczonych odpowiednio symbolami kodującymi ilość atomów węgla w cząsteczce od C8 do C19) oraz (do celów porównawczych) ejkozanu i henejkozanu (C20 i C21) prowadzono w kilku etapach. Pobierano 5 niezależnych próbek pierwotnych z połowy wysokości zaolejonego złoża (a więc miejsca o najmniej korzystnych warunkach dla rozkładu) pobierano za pomocą próbника ze stali nierdzewnej, a następnie przygotowywano z nich próbkę laboratoryjną. Do analiz węglowodorów próbki ważono i suszono w temperaturze pokojowej za pomocą bezwodnego siarczanu sodowego (POCH) [3]. Do ekstrakcji badanych związków, zastosowano automatyczny ekstraktor fexIKA® firmy IKA-werke. Ekstrahentem był dichlorometan (LOBA Chemie), a sam proces ekstrakcji na gorąco prowadzono przez 5 godzin. Przed oznaczaniem otrzymane ekstrakty nie były oczyszczane. Oznaczenia badanych węglowodorów wykonano metodą chromatografii gazowej z detektorem promieniowo-jonizacyjnym FID za pomocą chromatografu VARIAN CP3800 z autosamplerem. Do oznaczeń zastosowano kolumnę kapilarną VF1-ms o długości 30 m; ID 0,53 mm oraz if $1,50 \mu\text{m}$. Dozownik chromatografu ogrzewano do 280°C , natomiast detektor FID do 300°C . Program temperaturowy pieca chromatografu: utrzymanie temperatury 90°C – 1 min., narost temperatury $7^\circ\text{C}/\text{min}$ do 230°C . Temperatura końcowa (wygrzewanie) utrzymywana była przez 3 minuty. Łączny czas analizy wynosił 24 minuty. Podczas wszystkich analiz przepływ gazu nośnego (He) przez kolumnę wynosił 3 cm^3 na minutę. Krzywe kalibracyjne wykonano w oparciu o wzorce RGO 610, NE 3613 i SFL610 firmy LGC Promochem®. Ilość oleju napędowego określono na podstawie integracji pików zbiorczych obejmujących zakres temperatur wrzenia $126\text{--}369^\circ\text{C}$. Prezentowane wyniki zawartości badanych substancji są średnią z 3 powtórzeń [8].

3. Omówienie i dyskusja wyników

Użyte do badań sorbenty różniły się pod względem składu fizycznego i chemicznego. Jednym z ważniejszych parametrów jest zawartość substancji organicznej w badanych materiałach (Tabela 1). Najwyższą ilość substancji organicznej posiadał organiczny sorbent handlowy PS, wytwarzany z torfu – niemal w 99%, a najniższą – zgodnie z oczekiwaniami sorbent ED – nieco ponad 1%. Badane komposty z odpadów komunalnych zawierały 38,9 (H) i 44,0% (D) materii organicznej, co jest wartością typową dla tego rodzaju materiałów [21].

Tabela 1. Charakterystyka sorbentów użytych do doświadczeń

Table 1. Characteristic of sorbents used in experiments

Parametr	D	H	ED	PS
Substancja organiczna [% s.m.]	43,99±3,23	38,91±1,24	1,26±0,01	98,53±0,12
TOC [% s.m.]	25,8±4,17	22,4±2,64	<0,05	96,5±0,19
pH w H ₂ O	7,34±0,05	6,85±0,01	6,41±0,03	3,82±0,02
EC [mS/cm]	3,72±0,12	4,11±0,07	0,883±0,04	0,178±0,006
Szkło i ceramika [% s.m.]	4,56	<0,01	<0,01	<0,01
Gęstość nasypowa [g/dm ³]	185,2±9,6	196,4±7,3	421,8±6,1	93,7±3,7

Odczyn badanych materiałów był zbliżony do obojętnego, poza sorbentem PS gdzie zanotowano wartość 3,8. Może to być jeden z czynników hamujących rozkład zabsorbowanych alkanów. Jakkolwiek dane producenta tego nie potwierdzają, to na podstawie oznaczonych parametrów przypuszcza się, iż sorbent handlowy PS jest mielonym torfem wysokim, którego zużycie powinno być minimalizowane z uwagi na nieodnawialny charakter surowca. W przypadku materiału D zanotowano obecność elementów nie będących kompostem, tj. stłuczki szklanej w ilości ponad 4,5% m/m.

Tabela 2. Początkowe (S) i końcowe (K) stężenia n-alkanów i całkowitej ilości węglowodorów oleju napędowego w kompostach i sorbentach komercyjnych**Table 2.** Start (S) and end (K) concentrations of analyzed n-alkanes and diesel oil total hydrocarbons content in composts and commercial sorbents

	D		H		ED		PS	
	[mg/kg s.m]							
	S	K	S	K	S	K	S	K
C8	138,53	0,186	147,89	0,278	40,99	0,525	65,072	1,151
C9	485,24	6,9678	463,92	11,81	594,63	1,192	965,81	1,459
C10	1366,5	8,8432	1278	9,237	1578,5	217,49	2652,9	329,8
C11	1860,8	36,864	1720,4	10,52	2097,7	1098,2	3343,8	1970,9
C12	2293,2	150,94	2103,8	25,76	2546,2	2070,3	4035,7	3553,0
C13	1510,4	289,71	1372,4	110,48	1647,7	1588,5	2803,7	2859,3
C14	1185,0	219,93	1067,4	103,78	1282,6	1294,4	2182,4	2298,0
C15	1129,6	467,13	1017,0	190,37	1208,7	1263,4	2071,7	2109,6
C16	706,08	287,31	634,91	133,70	754,62	764,61	1278,0	1293,2
C17	603,02	293,46	542,86	209,05	643,95	661,63	1089,1	1077,6
C18	643,14	203,77	536,62	122,41	617,23	641,55	1039,5	416,83
C19	310,54	21,634	269,10	3,085	324,17	27,00	543,68	126,49
ON	20099	10484	17628	4463	21030	16966	34822	27297

Stężenia oleju napędowego w pierwszym dniu eksperymentu (Tabela 2) były zbliżone i wynosiły od 17,6 do 21,0 g/kg s.m. Jedyne w przypadku sorbentu PS ilość oleju wynosiła 34,8 g/kg s.m. co wynikało z niewielkiej gęstości nasypowej tego materiału. Spodziewano się więc, że tak duża ilość oleju ograniczy migrację tlenu oraz że będzie ona oddziaływać toksycznie na mikroorganizmy, wyraźnie hamując rozkład zanieczyszczeń ropopochodnych. Jednak już po 22 dniach oznaczono obniżenie stężenia oleju w próbkach wszystkich sorbentów, w stosunku do ilości zanotowanych na początku eksperymentu. Największą efektywność rozkładu oleju zanotowano w przypadku kompostu H, gdzie po 22 dniach oznaczono 4,99/kg s.m. co stanowiło 28,3% stężenia początkowego. Najmniejszą efektywność degradacji w 22 dniu zanotowano dla sorbentu PS gdzie oznaczono 26,0 g/kg sm, co stanowiło ponad 74,7% stężenia początkowego oleju. Pomimo utrzymywania sorbentów komer-

cyjnych (PS i ED) w stanie powietrzno-suchym, także na tych podłożach zachodził rozkład dodanego oleju napędowego, co uwzględniając parowanie wskazuje na istniejącą aktywność mikroorganizmów nawet w warunkach silnego niedoboru wody [23, 27].

W tabeli 3 przedstawiono wyniki efektywności biodegradacji badanych n-alkanów oraz oleju napędowego. Zauważalny jest spadek zawartości węglowodorów we wszystkich zastosowanych mediach sorpcyjnych, szczególnie w kompostach. Najgorsze wyniki uzyskano dla węglowodorów C13-C18, gdzie na końcu eksperymentu zanotowano nawet wzrost ich zawartości na sorbentach komercyjnych – wartości ujemne (tabela 3). Przypuszcza się jednak, iż mogły one powstawać na drodze przemian mikrobiologicznych, tj. poprzez odszczepianie węgli terminalnych z C20 oraz C21, których degradacja w 174 dniu doświadczenia, przekraczała 99%.

Tabela 3. Efektywność biodegradacji n-alkanów i całkowitej ilości węglowodorów oleju napędowego w kompostach i sorbentach komercyjnych
Table 3. Biodegradation effectiveness of n-alkanes and diesel oil total hydrocarbons content in composts and commercial sorbents

związek	Biodegradacja [%]			
	D	H	ED	PS
C8	99,9	99,8	98,7	98,2
C9	98,6	97,4	99,8	99,8
C10	99,4	99,3	86,2	87,6
C11	98,0	99,4	47,6	41,0
C12	93,4	98,8	18,7	12,0
C13	80,8	91,9	3,59	-1,98
C14	81,4	90,3	-0,92	-5,30
C15	58,6	81,3	-4,52	-1,83
C16	59,3	74,9	-1,32	-1,19
C17	51,3	61,5	-2,74	1,06
C18	68,3	77,2	-3,94	59,9
C19	93,0	98,8	91,7	76,7
ON	47,8	76,7	19,3	21,6

Najwyższy stopień biodegradacji miał miejsce w kompoście H i wynosił 76,6%, natomiast najniższy dla sorbentu ED – 19,3%. Tak słaby efekt był najprawdopodobniej wynikiem braku wody oraz biogenów niezbędnych dla aktywności mikroorganizmów, a tym samym do rozkładu zabsorbowanych związków. W przypadku sorbentu PS, mimo znacznej powierzchni sorpcyjnej, także zanotowano niewielką redukcję zanieczyszczeń organicznych, co było nie tylko wynikiem braku wody, ale dodatkowo obniżonej aktywności mikroorganizmów spowodowanej niskim odczynem. Niespodziewanie, w przypadku kompostu D zanotowano niewielką efektywność rozkładu oleju (po 22 dniach eksperymentu pozostało 88,9% masy), słabszą nawet od efektywności stwierdzonej dla sorbentu komercyjnego ED – 83,9%. Efekt ten może być wynikiem znacznego zasolenia badanego kompostu D przekraczającego 3,7 mS/cm. Znaczną szybkość degradacji produktów ropopochodnych w pierwszych tygodniach eksperymentu potwierdzają także inni badacze [2,11]. W badaniach biodegradacji olejów smarowych, prowadzonych przez innych autorów, wg procedury OECD 302B, po 56 dniach efektywność rozkładu wynosiła 40 i 47% odpowiednio dla oleju mineralnego i oleju PAO4 wytworzonego na bazie polialfaolefin [1]. W podobnej fazie własnego doświadczenia (52 dzień) najwyższą efektywność degradacji zanotowano dla kompostu H gdzie oznaczono 4,6 g/kg sm co stanowiło 26,1% początkowej masy oleju. W tym dniu doświadczenia ponad dwukrotnie niższą efektywność rozkładu zanotowano dla kompostu D, gdzie pozostało jeszcze 62,1% masy oleju. Najniższy stopień degradacji zaobserwowano przy zastosowaniu sorbentów komercyjnych gdzie po 174 dniach inkubacji pozostało jeszcze 78,4 i 80,7% masy oleju odpowiednio dla sorbentów PS i ED. Oprócz wolniejszej degradacji zanieczyszczeń, sorbenty komercyjne są znacznie droższe niż komposty (sorbent ED – ponad 50 krotnie, PS – ponad 100 krotnie), ponadto ich wytworzenie wymaga eksploatacji zasobów nieodnawialnych (np. torfu) co jest niezgodne z zasadami trwałego i zrównoważonego rozwoju.

Biorąc pod uwagę stopień degradacji pojedynczych n-alkanów o długości łańcucha C8-C19, zaobserwowano niewielkie różnicowanie pomiędzy badanymi materiałami. Generalnie, najszybciej degradowane były alkany o krótszych łańcuchach, co potwierdzają badania prowadzone w okresie 100 dni [28].

Według danych literaturowych, znaczną efektywność rozkładu n-alkanów, w zasadniczy sposób odbiegającą od uzyskanych w niniejszej pracy wyników, osiągnięto po zastosowaniu szczepionki zawierającej wyselekcjonowane mikroorganizmy oraz pożywki. W takiej sytuacji po 10 dniach zanotowano biodegradację węglowodorów na poziomie średnio 91%. Jednak należy zwrócić uwagę na fakt, iż w tym doświadczeniu stężenia pojedynczych alifatów długołańcuchowych były stosunkowo niskie i nie przekraczały wartości 500 mg/kg sm gleby dla pojedynczego związku [9]. Podobne wyniki osiągnięto w badaniach degradacji oleju napędowego gdzie po zastosowaniu szczepionek bakteryjnych uzyskany stopień rozkładu mikrobiologicznego osiągnął 75% po 21 dniach eksperymentu [18], co jest porównywalne z własnymi wynikami badanymi uzyskanymi dla kompostu H, jednak po 174 dniach, a więc w czasie ponad 8 krotnie dłuższym. Stosunkowo niski stopień degradacji oleju w przeprowadzonym eksperymencie własnym, w stosunku do ww. wyników badań uzyskanych po zastosowaniu bioaugmentacji wskazuje na niedoskonałość proponowanej metody, w której nie wprowadzono pożywek dla mikroorganizmów oraz nie zapewniono właściwej wilgotności. Badania jednak celowo tak zaplanowano, aby wskazać na tempo procesu w warunkach jakie często mają miejsce w rzeczywistości. Ponadto stosunkowo rzadko bada się degradację związków organicznych w tak silnie zanieczyszczonych sorbentach. Zaznaczyć należy, iż degradacja węglowodorów jest procesem wieloetapowym, prowadzonym przez wielogatunkowe konsorcja mikroorganizmów, których liczebność bez wprowadzenia szczepionek może być niewystarczająca [25, 30].

Oba testowane komposty (próby D i H) po eksperymencie, zawierały mniej oleju niż sorbenty komercyjne. Komposty inkubowane w stanie wilgotnym zapewniały zatem bardziej sprzyjające warunki dla mikroorganizmów w porównaniu do suchych sorbentów handlowych.

4. Podsumowanie

Rozkład oleju napędowego zachodził w przypadku wszystkich czterech eksperymentalnie zanieczyszczonych materiałów – sorbentów. Najwyższą efektywność degradacji zanieczyszczeń ropopochodnych w 174 dniu eksperymentu uzyskano dla kompostu z wysegregowanej frakcji bio z odpadów komunalnych, wytwarzanego wg technologii

MUT-Herhof (próbki H) gdzie pozostało jedynie 8,3% początkowej masy oleju napędowego. Ponad trzykrotnie więcej węglowodorów oznaczono w przypadku kompostu z odpadów komunalnych pochodzącego z technologii MUT-Dano (próbki D), a mimo to efektywność rozkładu była wyższa od tej którą uzyskano dla sorbentów komercyjnych (próbki PS, ED). Warunki i przebieg eksperymentu pozwalają zaobserwować możliwość zastosowania kompostu jako samodzielnego sorbentu. Kompost wykorzystany jako sorbent ulega samooczyszczeniu, czego nie można obserwować w tak dużym stopniu wśród sorbentów komercyjnych. Ze względu na obowiązujące przepisy (Dz.U. 2011 Nr 230 poz. 1373) w kraju będzie wytwarzana coraz większa ilość kompostów, z których część może znaleźć zastosowanie jako tani, przyjazny środowiska sorbent. Analizując opłacalność ekonomiczną, zastosowanie kompostów z odpadów jako sorbentów jest od 50 do 100 razy tańsze, w porównaniu do badanych sorbentów komercyjnych. Przeprowadzony eksperyment wskazuje na przydatność kompostów z odpadów jako sorbentów (nawet do wielokrotnego użytku) dedykowanych dla zanieczyszczeń ropopochodnych, co także wpisuje się w realizację założeń trwałego i zrównoważonego rozwoju.

Niniejsze badania były realizowane w ramach projektu badawczego własnego MNiSW nr N N523 565038.

Literatura

1. **Beran E.:** *Experience with evaluating biodegradability of lubricating base oils.* Tribology International 41. 1212–1218 (2008).
2. **Ciesielczuk T., Krzyśko-Łupicka T.:** *The kinetics of degradation of mineral oil and diesel fuel in soil contaminated with petroleum substances after stimulation with Fyre-Zyme enzyme reagent and hydrogen peroxide.* Proceedings of Ecopole 6(2) 493–497 (2012).
3. **Ciesielczuk T., Rosik-Dulewska Cz., Górski M.:** *Degradacja oleju silnikowego na kompostach z odpadów i sorbentach komercyjnych w warunkach eksperymentalnych.* Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich 3/IV 49–58 (2012).
4. **Day M.J., Reinke R.F., Thomson J.A.M.:** *Fate and Transport of Fuel Components Below Slightly Leaking Underground Storage Tanks,* Environmental Forensics, 2, 21–28 (2001).

5. **Dzirba J.:** *Biodegradacja związków aromatycznych przez immobilizowane bakterie.* (w) *Innowacyjne Rozwiązania Rewitalizacji Terenów Zdegradowanych.* 124–135 (2010).
6. **Gawdzik B, Gawdzik J.:** *Impact of pollution with derivatives of the natural environment and methods of their removal.* *Ecological Chemistry and Engineering S* 18 3 345–357 (2011).
7. **Hupka J., Dang-Vu T., Wersocki S.:** *Badania osadu czynnego jako sorbentu oleju.* *Inżynieria Ekologiczna* 9 145–153 (2004).
8. **Jurków M.:** *Ocena wpływu kompostu na tempo biodegradacji oleju napędowego w warunkach eksperymentu laboratoryjnego.* Praca magisterska. Opole 2012.
9. **Kaczyńska A.K., Kiepuski J.:** *Rekultywacja terenów wylewiska odpadów z odwiertów wydobywczych ropy naftowej.* *Inżynieria Ekologiczna* 19 89–95 (2007).
10. **Kaszycki P., Krawczyk A., Koloczek H.:** *Stan i perspektywy biodegradacji ropopochodnych zanieczyszczeń w glebach południowej części Polski.* *Inżynieria Ekologiczna*, 7, 15–22 (2002).
11. **Kołwzan B.:** *Wykorzystanie mikroorganizmów do oczyszczania gruntów skażonych produktami naftowymi.* *Inżynieria Ekologiczna*, 7, 36–44 (2002).
12. **Kyziol-Komosińska J., Rosik-Dulewska Cz., Dzieńiszewska A., Pająk M.:** *Compost as biosorbent for removal of acid dyes from the wastewater generated by the textile industry.* *Archives of Environmental Protection*, 37, (4), 3–14 (2011).
13. **Kyziol-Komosińska J., Rosik-Dulewska Cz., Kocela A.:** *Właściwości sorpcyjne ilów neogeńskich i możliwości ich wykorzystanie do usuwania jonów metali ciężkich ze ścieków.* *Przemysł Chemiczny* 5, 501–506 (2008).
14. **Lee M., Kang H., Do W.:** *Application of nonionic surfactant-enhanced in situ flushing to a diesel contaminated site.* *Water Research*, 39, 139–146 (2005).
15. **Lin Ch., Sheu D.S., Lin T.Ch., Kao Ch.M., Grasso D.:** *Thermophilic Biodegradation of Diesel Oil in Food Waste Composting Processes without Bioaugmentation.* *Environmental Engineering Science* Volume 29, Number 2, (2012).
16. **Małachowska-Jutcz A., Miksch K.:** *Influence of used oil on some plant species.* *Archives of Environmental Protection*, 30, (2) 95–105 (2004).
17. **Małachowska-Jutcz A., Rudek J., Janosz W.:** *The effect of Ribwort (Platango lanceolata) and its mycorrhizas on the growth of microflora in soil contaminated with used engine oil.* *Archives of Environmental Protection*, 37 (1) 99–114 (2011).

18. **Piekarska K.:** *Wykorzystanie immobilizowanych mikroorganizmów do biodegradacji składników oleju napędowego*. II Kongres Inżynierii Środowiska monografia 1 891–899 (2005).
19. **Piekutin J.:** *Zanieczyszczenie wód produktami naftowymi*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13, 1905–1914 (2011).
20. **Poluszyńska J.:** *Biodegradacja wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w procesie kompostowania komunalnych osadów ściekowych*. Prace ICIMB 10 395–407 (2012).
21. **Poluszyńska J., Siemiątkowski G., Paciorkowski M.:** *Charakterystyka kompostów z odpadów w świetle obowiązujących przepisów*. Prace ICIMB 10 231–246 (2012).
22. **Przybulewska K., Wieczorek A.:** *Biodegradation of metyl izobutyl ketone (MIBK) by Fusarium solani*, Archives of Environmental Protection 35, (3), 3–10 (2009).
23. **Rosik-Dulewska Cz., Ciesielczuk T., Karwaczyńska U.:** *Rozkład wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w procesie dojrzewania kompostu*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 11, 133–142 (2009).
24. **Rosik-Dulewska Cz., Karwaczyńska U., Ciesielczuk T., Głowala K.:** *Możliwości nieprzemysłowego wykorzystania odpadów z uwzględnieniem zasad obowiązujących w ochronie środowiska*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 11, 863–874 (2009).
25. **Rosik-Dulewska Cz., Ciesielczuk T., Ramus K.:** *Changes of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) content in urban waste composting process*. Management of Pollutant Emission from Landfill and Sludge. Taylor and Francis Group, London, 85–91 (2008).
26. **Sidelko R., Seweryn K., Walendzik B.:** *Optymalizacja procesu kompostowania w warunkach rzeczywistych*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection), 13, 681–692 (2011).
27. **Siuta J.:** *Ekologiczne, technologiczne i prawne aspekty rekultywacji gruntów zanieczyszczonych produktami ropy naftowej*. Inżynieria Ekologiczna 8 7–26 (2003).
28. **Steliga T.:** *Optimization research on biodegradation of hydrocarbons pollutions in weathering soil samples from manufactured gas plant (MGP)*. Archives of Environmental Protection 34 1 51–70 (2008).
29. **van Stempvoort D., Biggar K.:** *Potential for bioremediation of petroleum hydrocarbons in groundwater under cold climate conditions: A review*, Cold Regions Science and Technology, 53, 16–41 (2008).

30. Szewczyk R., Długoński J.: *Pentachlorophenol and spent engine oil degradation by *Mucor ramosissimus**. International Biodeterioration & Biodegradation 63 123–129 (2009).
31. Zablocka-Godlewska E., Przysaś W.: *The effects of Papilionaceous plants and biopreparation on petroleum hydrocarbons degradation In aged-polluted soil*, Archives of Environmental Protection, 32, (4) 53–66 (2006).
32. Zdenkowski J., Rybka A.: *System Hydrocarbons remediates in groundwater and soil by injecting oxygen to wells to promote natural aerobic activity*, [w] Kompleksowa ocena oddziaływania lotniska wojskowego Poznań – Krzesiny na środowisko, Wrocław 1999.
33. Żak M., Koniecznyński J.: *Comparison of benzene and its alkylated derivatives profiles in car's fuels, engine exhaust gases and in air in the vicinity of communication arteries*, Archives of Environmental Protection, 34, (2), 3–12 (2008).

Degradation of Diesel Oil on Municipal Solid Waste Composts and Sorbents in Laboratory Experiment

Abstract

Most of used mineral and organic sorbents are hazardous waste and, therefore, in accordance with actual law regulations must be converted thermally or deposited in the special landfill for hazardous waste. Up to now both methods are expensive and burning methods are still watch as a controversial method. The optimal solution would be sorption materials that could be used repeatedly, without the need for costly and cumbersome landfilling. Sorbents, which due to their properties could be used repeatedly, are MSW composts generated from mixed or only organic municipal waste. In this study we have investigated the rate of degradation of motor oil on MSW waste composts from two different technologies. Comparison of degradation efficiency, was calculated in comparison to the commercial sorbents. As sorbents were used organic (Peatsorb) and mineral (EcoDryPlus) materials which are in common use and available on the market. Both commercial sorbents were different in case of pH value and amount of biogenic elements and organic matter. Composts used in experiment also were characterized with high EC value, what could be a factor of microbial activity inhibition. During the experiment the total amount of standard diesel oil available on every petrol station and individual n-alkanes with carbon chain length from C8 to C19 was determinate. For comparison additionally was determined content of C20 and C21 n-alkanes. During the experiment, there were observed more intensive oil degradation processes on

waste composts in comparison to commercial sorbents. Microflora which use n-alkanes as a carbon source, ensured quick (noted after 22 days of the experiment), reduction of the amount of hydrocarbons contamination in the samples, and thus the possibility of re-use of compost as a sorbent. The observed rapid degradation process, indicates the direction of the recovery of compost waste, used previously as a sorbent for the removal of petroleum contaminants (diesel oil). Undoubtedly, this is a cheaper way than the thermal incineration or storage.