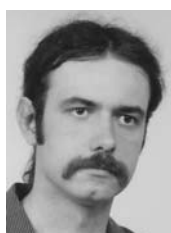


Zmienność składu fazy gazowej składowiska odpadów komunalnych w Otwocku

Dorota Porowska*, Tomasz Gruszczyński*



D. Porowska



T. Gruszczyński

Variation of gas composition within the Otwock landfill, central Poland. *Prz. Geol.*, 54: 996–1001.

S u m m a r y . The field research was conducted at a municipal landfill located in the western part of Otwock (a town in Central Poland), to investigate lateral and temporal variation of gases within the old landfill. As a product of decomposition of organic matter, the landfill passed through different stages. Each stage is characterized by production of different gases. The principal gases are methane and carbon dioxide; they are present in similar proportions, accompanied by other less abundant gases like hydrogen sulfide. Both archival and measured data indicated that the composition of biogas within the Otwock landfill varied with time. The lateral distribution of gas concentration showed significant changes in the concentration of the following gases: oxygen, carbon dioxide and hydrogen sulfide across the landfill area. The

concentration of oxygen in May 2006 was elevated about 10 times compared to archival data. However, in July 2006 lateral variability of oxygen concentration changed. A decreasing trend of oxygen concentration at high soil moisture content was observed. Measurements in May 2006 and July 2006 clearly show that the gas concentration can change dramatically within a very short period and that biodegradation processes depend strongly on changes in soil moisture content and temperature.

Key words: landfill, oxygen, carbon dioxide, methane, hydrogen sulfide

W składowisku odpadów komunalnych w fazie poeksploatacyjnej nadal zachodzą procesy mineralizacji substancji organicznych oraz wymywania substancji mineralnych. Obiekty tego typu sporadycznie są izolowane, dlatego stanowią realne zagrożenie jakości wód. Szczególnie narażone są wody gruntowe, pozostające często w bezpośrednim kontakcie ze składowanymi odpadami. Stare, nieeksploatowane składowiska wymagają opracowania ocen i prognoz ich negatywnego wpływu na środowisko wód podziemnych. Obecnie podstawowym narzędziem do sporządzania tego typu analiz jest matematyczny model transportu masy. Opracowanie takiego modelu jest zadaniem trudnym ze względu na czasową i przestrzenną zmienność parametrów fizykochemicznych odcieków ze składowisk i związane z tym problemy z prawidłowym sformułowaniem warunków brzegowych. Jednocześnie osoby opracowujące model nie dysponują zwykle danymi na temat kierunku i natężenia biodegradacji zachodzących w składowisku. Wynika to zazwyczaj z ograniczonej możliwości pomiarów składowanych odpadów. O przebiegu procesu biodegradacji można jednak wnioskować pośrednio na podstawie analizy emitowanych biogazów, powstających w wyniku fermentacji substancji organicznej. W artykule przedstawiono wstępne wyniki badań składu fazy gazowej w składowisku odpadów komunalnych w Otwocku. Wody podziemne w strefie oddziaływania tego składowiska mają podwyższone stężenie rozpuszczonego dwutlenku węgla, nawet trzykrotnie przekraczające górny poziom tła hydrogeochemicznego. Wcześniejsze badania (Gruszczyński, 2003; Małecki i in., 2006) wykazały, że stężenie dwutlenku węgla w wodach podziem-

nych charakteryzuje się dużą zmiennością w czasie. Skłoniło to autorów do podjęcia próby powiązania tej zmienności z dynamiką procesu biodegradacji odpadów organicznych i związanej z tym emisji biogazów.

Obszar badań

Składowisko odpadów komunalnych, będące obiektem badań, znajduje się w odległości 25 km na południe od Warszawy, w zachodniej części Otwocka, w dzielnicy Świdry Wielkie (ryc. 1).



Ryc. 1. Lokalizacja terenu badań
Fig. 1. Location of the study area

Jest to składowisko w fazie poeksploatacyjnej, nadpobieżne, zajmujące powierzchnię ok. 2,8 ha. Odpady składowano głównie na powierzchni holocenijskiego tarasu Wisły, częściowo wypełniając zagłębienie starorzecza. Z tego powodu w zachodniej części składowiska, podczas

*Wydział Geologii, Uniwersytet Warszawski, ul. Żwirki i Wigury 93, 02-089 Warszawa; dorotap@uw.edu.pl, tgruszcz@uw.edu.pl

wysokich stanów wód powierzchniowych, powodujących wznios zwierciadła wód gruntowych, dochodzi do lokalnych podtopień podstawy. W części wschodniej odpady złożono na powierzchni tarasu nadzalewowego (praskiego), dzięki czemu zalegają one powyżej zwierciadła wód gruntowych. Bryła składowiska jest wyniesiona ponad otaczający teren ok. 12,5 m w części południowej i ok. 5,5 m w części północnej. Odpady składowano na zawodnionych, plejstocenijskich i holoceńskich piaskach i żwirach rzecznych, miąższości ok. 40 m. Zwierciadło wód gruntowych przez przeważającą część roku występuje na głębokości 2–3 m. Wysoka amplituda wahań zwierciadła jest związana z wezbraniem wód powierzchniowych oraz z okresem wiosennych roztopów.

Składowisko jest oddalone o ok. 1000 m od koryta Wisły i ok. 300 m od koryta Świdra. Rzeki te stanowią bazę drenażu systemu krążenia wód podziemnych. Stan hydrodynamiczny warstwy wodonośnej wskazuje, że zanieczyszczenia migrują ze składowiska do wód podziemnych i trafiają do koryta Świdra. Koryto tej rzeki stanowi barierę hydrodynamiczną dla dalszej migracji zanieczyszczeń w warstwie wodonośnej. Od południa składowisko sąsiaduje z niewielkim jeziorkiem utworzonym w zagłębieniu starorzecza Wisły.

Składowanie odpadów komunalnych rozpoczęto w 1961 r. Początkowo było to tzw. dzikie składowisko, bez niezbędnych badań geologicznych, hydrogeologicznych oraz podstawowej dokumentacji technicznej (Koda i in., 1999). Po legalizacji obiekt stał się miejscem składowania stałych odpadów komunalnych z gmin: Otwock, Karczew, Józefów, Wiązowna i Celestynów. Składowano tu odpady komunalne, takie jak: odpady domowe związane z bytowaniem ludzi, odpady z obiektów użyteczności publicznej, odpady uliczne, gruz z remontów i rozbiórki budynków, odpady wielkogabarytowe, w tym meble, lodówki, pralki, telewizory itp. Eksploatację obiektu zakończono w 1991 r., a następnie w latach 1996–1998, na podstawie wykonanych projektów technicznych, przeprowadzono rekultywację.

W ramach prac rekultywacyjnych ze zdeponowanego materiału została ukształtowana bryła składowiska, którą

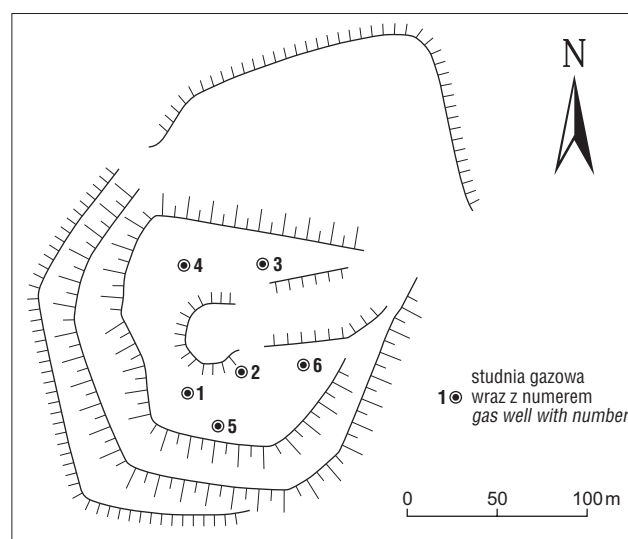


Ryc. 2. Otwór odgazowujący na składowisku Otwock. Fot. T. Gruszczyński

Fig. 2. Gas well in the Otwock landfill area

następnie pokryto 30–50 cm warstwą kompostu (z kompostowni Radiowo), a miejscami humusu. Na kolejnym etapie prac warstwa organiczna została obsiana mieszkanką traw. Dzięki temu została zahamowana (obserwowana wcześniej) wtórna emisja pyłów do atmosfery. Ponadto wokół obiektu wykonano rów opaskowy. Jakość trwających dwa lata prac rekultywacyjnych Koda i in. (1999) ocenili jako dobrą i zmierzającą do zmniejszenia negatywnego wpływu obiektu na środowisko.

Wydzielające się ze składowiska biogazy stwarzały niebezpieczeństwo erupcji metanu. W celu zminimalizowania zagrożenia na koronie składowiska wykonano 8 odwiertów służących do biernego odgazowania odpadów (ryc. 2). Aby otwory spełniały swą funkcję, powinny obejmować całą miąższość zdeponowanego materiału. Rozpoznanie przeprowadzone w 2006 r. wykazało, że 2 otwory zostały uszkodzone, zatem obecnie sprawnych jest tylko 6 (ryc. 3).



Ryc. 3. System odgazowania składowiska odpadów w Otwocku
Fig. 3. Degasation system of Otwock landfill

Badania przeprowadzone w otworach odgazowujących w 1999 r. (Koda i in., 1999) wykazały, że emisja biogazu nie jest uciążliwa dla otoczenia, po stronie zewnętrznej stwierdza się brak zapachu, natomiast przy otworach zapach jest bardzo słaby. Uwzględniając nie tylko oddziaływanie zapachowe, ale również analizę stężenia dwutlenku węgla, amoniaku, siarkowodoru i aerozolu mikrobiologicznego stwierdzono, że niekorzystny wpływ składowiska na skład powietrza jest niewielki.

Metodyka badań

Ilościowej oceny zawartości gazów powstających na składowisku dokonano na podstawie dwukrotnych pomiarów z zastosowaniem terenowego zestawu do analizy gazów firmy *Gastec Corporation Japan* oraz jednorazowych pomiarów za pomocą wielokanałowego wykrywacza gazów *Tetra* firmy *Crowcon Detection Instrument, England*. Pierwsza seria badań została wykonana 25.05.2006 r. z zastosowaniem zestawu *Gastec*, natomiast druga seria — 11.07.2006 r. z użyciem obu urządzeń.

Główne kryterium wyboru gazów stanowiła możliwość określenia zawartości związków tlenu, węgla, azotu i siarki, które w obrębie składowiska występują w formie

gazowej i wskutek wielu złożonych procesów mogą przejść do fazy rozpuszczonej w wodach podziemnych.

Za pomocą zestawu *Gastec*, w skład którego wchodzi pompa ręczna oraz komplet rurek wskaźnikowych, pomierzono zawartość 9 wybranych gazów: tlenu, dwutlenku węgla, tlenku węgla, amoniaku, tlenków azotu, dwutlenku azotu, siarkowodoru, dwutlenku siarki i węglowodorów (C_6-C_{10}).

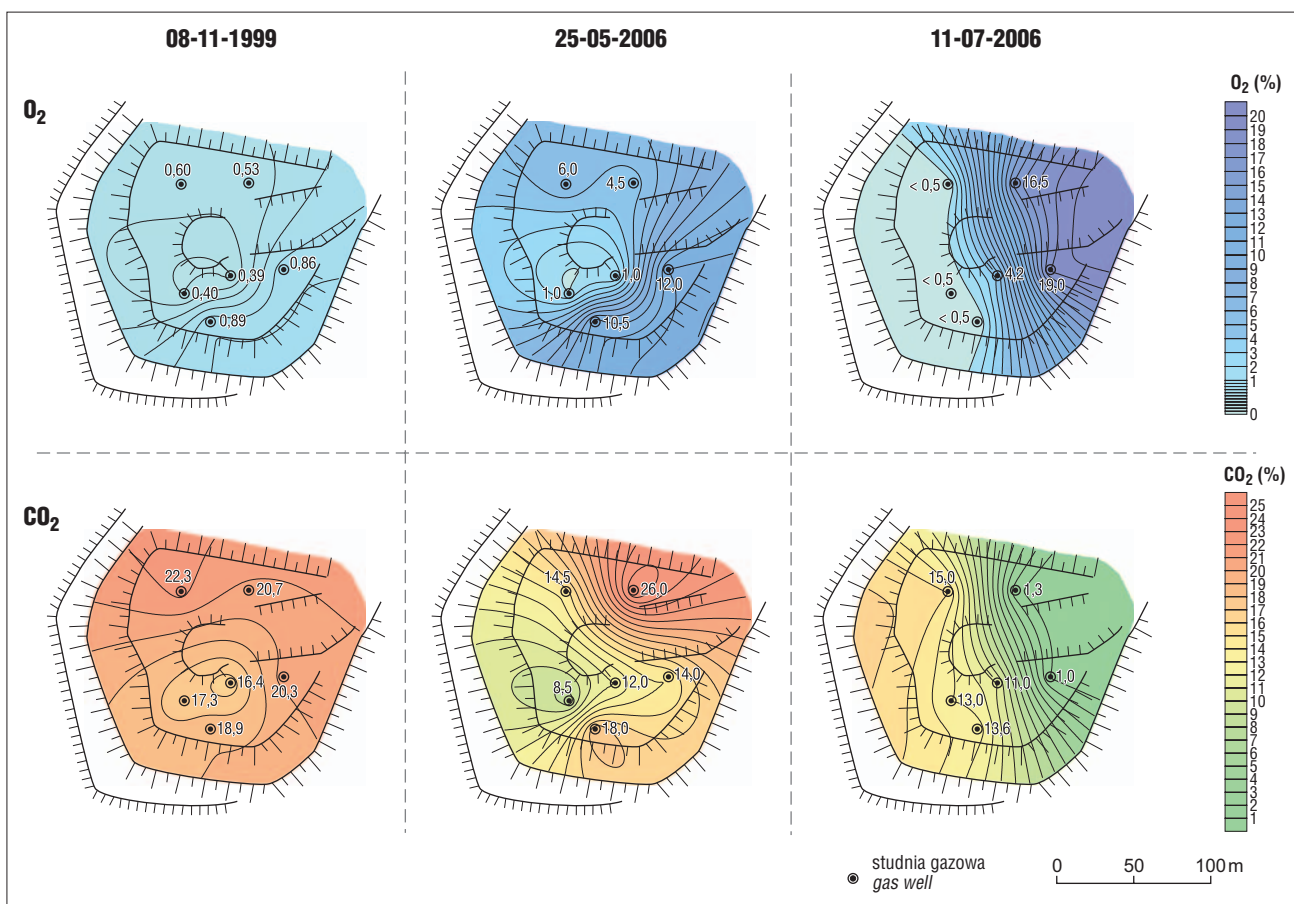
Metodę tę po raz pierwszy zastosowano w 1919 r. w USA do pomiaru koncentracji tlenku węgla w miejscach pracy (*Gastec Handbook*, 2004). Od 2004 r. jest dostępnych ponad 500 różnych rodzajów rurek wskaźnikowych służących do określania zawartości wybranych gazów w wielu zakresach pomiarowych. Rurki z wykalibrowaną skalą pozwalają na łatwy i szybki odczyt wartości. Wykrywacz gazów *Tetra* jest przenośnym miernikiem wyposażonym w pompkę elektryczną, co umożliwia natychmiastowy i jednoczesny pomiar zawartości czterech wybranych gazów. Pomiar odbywa się w sposób ciągły. Na ekranie urządzenia są wyświetlane aktualne wartości odczytów, odczyty szczytowe oraz średnie stężenia ważone. Kalibracji przyrządu, ważnej przez 6 miesięcy i potwierdzonej odpowiednim certyfikatem, dokonano 22.02.2006 r. Miernik wykorzystano do określenia zawartości metanu oraz tlenu, tlenku węgla i siarkowodoru. Jednostką pomiarową zawartości metanu jest % DGW (dolna granica wybuchowości metanu — 5% obj.), w przypadku pozostałych gazów — ppm. Oba urządzenia pomiarowe (zestaw *Gastec* i miernik *Tetra*) w przypadku tlenu, tlenku węgla i siarkowodoru wykazywały zbliżone wartości. Analizę gazów powstających na składowisku przeprowadzono w 6 otworach

odgazowujących składowisko — na głębokości 20 cm od wylotu otworu.

Wyniki badań

Do analizy zmian udziału poszczególnych gazów wchodzących w skład biogazu powstającego w składowisku Otwock wykorzystano archiwalne wyniki oznaczeń gazów z 1999 r., wykonane w 8 otworach, oraz badań własnych przeprowadzonych dwukrotnie (w maju i w lipcu 2006 r.) w 6 czynnych otworach. W celu porównania jednolitych zbiorów danych analizę rozkładu gazów przeprowadzono na podstawie wyników z 6 czynnych otworów (ryc. 3). Należy zaznaczyć, że porównywane oznaczenia z 2006 r. i wyniki archiwalne różniły się pod względem zastosowanej metodyki oznaczania gazów. W 1999 r. próbki gazu zostały pobrane metodą izolacyjną do pipet szklanych gazowych o poj. $0,5\text{ dm}^3$, następnie oznaczono zawartość gazów na chromatografie gazowym firmy *PYE 2004* (Koda i in., 1999).

Pomiary zawartości dwutlenku siarki oraz związków azotu — amoniaku, tlenku i dwutlenku azotu, przeprowadzone 25.05.2006 r., wykazały, że udział tych składników w fazie gazowej kształtuje się poniżej zakresu pomiarowego, który wynosił: SO_2 — 1,25 ppm, NH_3 — 0,5 ppm, NO — 2,5 ppm, NO_2 — 0,5 ppm. W tym samym okresie w składzie fazy gazowej stwierdzono obecność śladowych ilości tlenku węgla (0,5–7 ppm) i węglowodorów C_6-C_{10} (60–150 ppm). Gazami dominującymi były tlen, dwutlenek węgla i podrzędnie siarkowodor. Należy przyjąć, że w gazach składowiska istotny był udział metanu i azotu



Ryc. 4. Rozkład zawartości tlenu i dwutlenku węgla w fazie gazowej składowiska Otwock
Fig. 4. Diagram of the gases content: oxygen and carbon dioxide within Otwock landfill

cząsteczkowego. Druga seria pomiarowa, przeprowadzona 11.07.2006 r., dostarczyła danych na temat zawartości metanu. Górny zakres pracy urządzenia uniemożliwił dokładne określenie zawartości metanu w otworach, w których została przekroczona dolna granica wybuchowości. Zebrane dane oraz wyniki archiwalne umożliwiły autorom wstępną interpretację zmienności zawartości głównych gazów w czasie i przestrzeni.

Wyniki pomiarów wykonanych w listopadzie 1999 r. świadczyły o niskiej zawartości tlenu (pon. 1%) we wszystkich 6 otworach. Analiza przestrzennego rozkładu tlenu w tym okresie wskazuje na najniższą zawartość tego gazu w środkowej części składowiska, a najwyższą przy krawędziach (ryc. 4).

Taki rozkład jest typowy w sytuacji, w której zachodzi wymiana gazu między składowiskiem a powietrzem atmosferycznym (Nastev i in., 2001). Migrację gazów w strefach krawędziowych składowiska nadpoziomowego ułatwiają skarpy, dlatego w sąsiedztwie skarpi obserwuje się podwyższoną zawartość tlenu pochodzenia meteorycznego.

Analogiczną tendencję zaobserwowano w maju 2006 r.; zawartość tlenu w strefie przykrawędziowej lokalnie przekraczała 12%. Świadczy to o zdecydowanym zahamowaniu beztlenowych procesów biodegradacji w tej strefie i wyraźnym wzroście udziału powietrza atmosferycznego w fazie gazowej. W celu określenia trwałości tej tendencji przeprowadzono dodatkowe pomiary w lipcu 2006 r. Wyniki wykazały spadek zawartości tlenu w zachodniej części składowiska (pon. 1%) i wyraźny wzrost w części wschodniej (lokalnie ok. 19%). Świadczy to o wysokiej

zmienności, co stwarza konieczność prowadzenia analiz krótkookresowych. Zmiany zawartości tlenu w czasie są wyraźnie powiązane ze zmiennością rozkładu dwutlenku węgla.

W wyniku biodegradacji materii organicznej węgiel przechodzi do fazy gazowej, głównie w postaci dwutlenku węgla i metanu. O rozdziale węgla pomiędzy te fazy decyduje obecność tlenu. Udział dwutlenku węgla wzrasta wraz ze wzrostem zawartości tlenu. Potwierdzeniem tej zależności są przestrzenne rozkłady dwutlenku węgla, zaobserwowane w otwockim składowisku w listopadzie 1999 r. i maju 2006 r. Najwyższa zawartość tego gazu w obu okresach występowała w strefie przykrawędziowej składowiska. W lipcu 2006 r. zaobserwowano natomiast sytuację odwrotną, tzn. najwyższą zawartość dwutlenku węgla stwierdzono w otworach, w których zawartość tlenu kształtowała się poniżej granicy oznaczalności (zachodnia część składowiska).

Przestrzenny rozkład metanu w składowisku, podobnie jak rozkład dwutlenku węgla, zależał od obecności tlenu. W listopadzie 1999 r. najwyższe stężenia metanu (pow. 48%) obserwowano w otworach w środkowej części składowiska (tab. 1). W strefie przykrawędziowej zawartość ta malała do zaledwie 15–25%. Obserwowany rozkład potwierdza zatem hipotezę, że wraz ze wzrostem obecności tlenu atmosferycznego zawartość metanu maleje. Pomiar przeprowadzony w lipcu 2006 r. wykazał, że w zachodniej części składowiska zawartość metanu przekraczała dolną granicę wybuchowości (5% CH₄), podczas gdy w części wschodniej jego zawartość osiągała zaledwie 5% DGW (0,25% CH₄).

Tab. 1. Zawartość gazów w składowisku Otwock
Table 1. Contents of gases within the Otwock landfill

Nr otworu Well no.	Data Date	O ₂	CO ₂	CH ₄	N ₂	H ₂ S	NH ₃	NO	NO ₂	SO ₂	CO	Węglowodory C ₆ -C ₁₀ Hydrocarbons (C ₆ -C ₁₀)
		%	%	% lub DGW* % or LEL*	%	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
1	08.11.1999	0,40	17,33	48,62%	33,65	7,1	1	–	–	–	–	–
	25.05.2006	1	8,5	–	–	2	>0,5	13,0	>0,5	>1,25	3	100
	11.07.2006	<0,5	13	>5%DGW	–	0	–	–	–	–	–	–
2	08.11.1999	0,39	16,36	48,37%	34,88	5,8	0,15	–	–	–	–	–
	25.05.2006	1	12	–	–	4	>0,5	>2,5	>0,5	>1,25	3	150
	11.07.2006	4,2	11	>5%DGW	–	0	–	–	–	–	–	–
3	08.11.1999	0,53	20,70	32,46%	46,31	15,0	0,58	–	–	–	–	–
	25.05.2006	4,5	26	–	–	8	>0,5	>2,5	>0,5	>1,25	7	125
	11.07.2006	16,5	1,3	5%DGW	–	0	–	–	–	–	–	–
4	08.11.1999	0,60	22,25	24,16%	52,99	5,3	0,05	–	–	–	–	–
	25.05.2006	6	14,5	–	–	8	>0,5	>2,5	>0,5	>1,25	2	80
	11.07.2006	<0,5	15	>5%DGW	–	4	–	–	–	–	–	–
5	08.11.1999	0,89	18,89	20,40%	59,82	0,4	0,69	–	–	–	–	–
	25.05.2006	10,5	18	–	–	2	>0,5	>2,5	>0,5	>1,25	2	70
	11.07.2006	<0,5	13,6	>5%DGW	–	0	–	–	–	–	–	–
6	08.11.1999	0,86	20,33	15,31%	63,50	3,0	0,37	–	–	–	–	–
	25.05.2006	12	14	–	–	3	>0,5	>2,5	>0,5	>1,25	0,5	60
	11.07.2006	19	1	2%DGW	–	0	–	–	–	–	–	–

*dolna granica wybuchowości metanu (5% obj.) lower explosive limit methane (5% by vol.)

Rozkład substancji organicznej może prowadzić do powstania niewielkich ilości siarkowodoru. Zawartość tego składnika w fazie gazowej ma znaczenie podrzędne w stosunku do dwutlenku węgla i metanu. W listopadzie 1999 r. zawartość siarkowodoru w biogazie wydzielającym się ze składowiska w Otwocku mieściła się w granicach 0,4–15,0 ppm (tab. 1), najwyższą zawartość odnotowano w północnej części składowiska. Analogiczną sytuację zaobserwowano w maju 2006 r., kiedy to najwyższą zawartość siarkowodoru (8 ppm) ponownie stwierdzono w północnej części składowiska. W lipcu 2006 r. zawartość siarkowodoru w większości otworów mieściła się poniżej granicy oznaczalności. Wyjątek stanowił otwór nr 4, gdzie zawartość siarkowodoru wyniosła 4 ppm.

Dyskusja wyników

Obserwowana zmienność składu fazy gazowej w bryle składowiska wskazuje, że procesy biochemicznych przemian substancji organicznej zachodzą z różną intensywnością. Proces rozpadu biochemicznego przebiega w pięciu głównych etapach (Farquhar & Rovers, 1973; Christensen & Kjeldsen, 1989). W etapach I i V panują warunki tlenowe, natomiast w etapach II, III i IV następuje zmiana warunków na beztlenowe — z udziałem organizmów beztlenowych lub fakultatywnie beztlenowych, które katalizują biochemiczne przemiany wielkocząsteczkowych substancji organicznych (białka, tłuszcze i węglowodany) do niższych kwasów organicznych, alkoholi oraz do metanu, dwutlenku węgla i wody. Produktem fermentacji metanowej, zachodzącej w II, III i IV etapie biodegradacji, jest biogaz, którego ilość i skład zależą od rodzaju zdeponowanych odpadów, czasu ich składowania oraz warunków panujących w składowisku. Warunki sprzyjające temu procesowi na etapie metanogenezy zestawiono w tabeli 2.

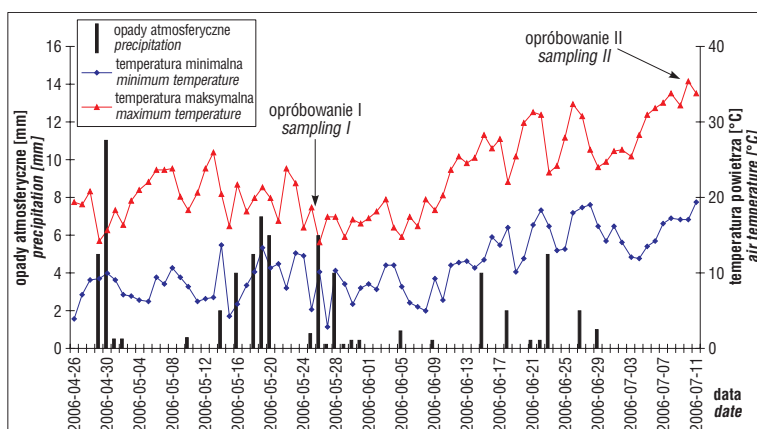
Odstępstwa od optymalnych wartości parametrów warunkujących biodegradację mogą powodować czasowe lub trwałe zahamowanie procesu. Szczególne znaczenie w przebiegu reakcji mikrobialnego rozpadu ma wilgotność. Według Christensena i Kjeldsena (1989), gdy wilgotność spada poniżej 20%, proces metanogenezy nie zachodzi. Podobny skutek ma pojawienie się tlenu, ponieważ w stężeniach tlenu większych niż 0,01 mg/dm³ następuje zahamowanie procesów życiowych metanowych bakterii zaliczanych do *Archaeobacteriales*, co może prowadzić do wzrostu stężenia kwasów organicznych i obniżenia pH środowiska (Jędrzak & Haziak, 2005). Na przebieg procesu biodegradacji w warunkach metanogenezy niekorzystnie wpływa nie tylko obecność tlenu, ale również innych akceptorów elektronów, na przykład azotanów czy siarczanów.

Obserwowana na składowisku odpadów w Otwocku zmienność składu fazy gazowej wynika z czasowego i przestrzennego zróżnicowania czynników warunkujących biochemiczne przemiany substancji organicznej. Wyniki badań prowadzonych w 2006 r. dowiodły, że zmiany natężenia i kierunku przemian są krótkookre-

Tab. 2. Optymalne warunki biodegradacji na etapie metanogenezy
Tab. 2. Optimal conditions for biodegradation at the stage of methanogenesis

Czynnik <i>Factor</i>	Wartości optymalne <i>Optimal values</i>	Dane źródłowe <i>Reference</i>
Wilgotność <i>Moisture</i>	≥ 60%	Pohland, 1980; Rees, 1980
Temperatura <i>Temperature</i>	40°C 41°C	Rees, 1980 Hartz i in., 1982
Zawartość tlenu i warunki redox <i>Oxygen content and redox condition</i>	- 200 mV - 300 mV < - 100 mV	Farquhar & Rovers, 1973 Christensen & Kjeldsen, 1989 Pohland, 1980
Odczyn pH <i>Reaction pH</i>	6–8 6,4–7,2	Ehrig, 1983 Farquhar & Rovers, 1973

sowe. Wykonane w maju 2006 r. pomiary ilości wydobywającego się ze składowiska biogazu wskazują, że wciąż jest ono środowiskiem mikrobiologicznej fermentacji substancji organicznej. Należy zakładać, że w tym czasie w składowisku panowały warunki sprzyjające rozkładowi biochemicznemu. Jednocześnie podwyższona zawartość tlenu atmosferycznego w strefie przykrawędziowej powodowała, że obserwowano podwyższoną zawartość dwutlenku węgla. W lipcu we wschodniej części składowiska zaobserwowano wzrost zawartości tlenu atmosferycznego i drastyczny spadek zawartości biogazu. Świadczy to o zahamowaniu tempa biochemicznych przemian materii organicznej. W omawianej strefie musiało zatem dojść do wyraźnego zachwiania co najmniej jednego z czynników warunkujących przebieg biodegradacji. Zdaniem autorów, przyczynił się do tego spadek wilgotności odpadów, który nastąpił na skutek długiego okresu bezopadowego i wysokiej temperatury powietrza. Dane uzyskane z Lotniskowej Stacji Meteorologicznej Warszawa Okęcie (ryc. 5.) potwierdzają, że w analizowanym okresie przy spadku ilości i częstotliwości opadów nastąpił wzrost temperatury powietrza, średnio o ok. 10°C. W połączeniu z rosnącym zapotrzebowaniem roślin na wodę musiało to prowadzić do ograniczenia infiltracji efektywnej, a w konsekwencji do spadku wilgotności zdeponowanych odpadów. Pozornym zaprzeczeniem prezentowanej hipotezy jest fakt, że procesy biodegradacji w lipcu były nadal aktywne w zachodniej części składowiska. Przejawiało się to wysoką zawartością



Ryc. 5. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w okresie 26.04–11.07.2006 r. (dane Lotniskowej Stacji Meteorologicznej Warszawa Okęcie)

Fig. 5. Temperature and precipitation during the period from 26th April – 11th July 2006 (after: www.weatheronline.co.uk — Station Warsaw Okęcie)

biogazu w otworach zlokalizowanych w tej strefie, przy jednoczesnym niemal całkowitym braku tlenu atmosferycznego. Oznacza to, że w części zachodniej poziom wilgotności odpadów nadal sprzyjał przemianom biochemicznym. Powstaje pytanie, dlaczego w tej strefie ograniczenie infiltracji efektywnej nie spowodowało spadku wilgotności? Zdaniem autorów, wyjaśnienia tej kwestii należy szukać w sposobie posadowienia składowiska. W części zachodniej odpady zostały złożone w zagłębieniu starorzecza na powierzchni tarasu zalewowego, podczas gdy w części wschodniej spoczywają one na powierzchni tarasu nadzalewowego (praskiego). W konsekwencji zwierciadło wód gruntowych w części zachodniej występuje powyżej podstawy składowiska. Dodatkowo w pierwszej połowie czerwca doszło do kulminacji fali wezbraniowej na Wiśle, co spowodowało wznios zwierciadła wód gruntowych o ponad 2 m. Podniesienie się poziomu wód gruntowych spowodowało wzrost wilgotności w zachodniej części składowiska, dzięki czemu proces metanogenezy mógł być tam nadal aktywny. W części wschodniej natomiast, zlokalizowanej na powierzchni tarasu nadzalewowego, podczas wezbrania zwierciadło wód gruntowych nie osiągnęło podstawy składowiska.

Podsumowanie

Przestrzenne i czasowe zróżnicowanie emisji biogazów na składowisku odpadów komunalnych w Otwocku zależy od wielu czynników. Materiał organiczny był depozowany na składowisku przez 30 lat i ma zróżnicowaną podatność na biodegradację. Sposób rekultywacji składowiska, polegający m.in. na przykryciu odpadów ok. 30–50 cm warstwą przepuszczalnej mieszanki kompostu z humusem (Koda i in., 1999) sprawia, że do składowiska dostarczana jest woda z opadów atmosferycznych. Jest to czynnik sprzyjający reakcjom metanogenezy. Zasilanie wodami opadowymi umożliwia migrację bakterii i dostarczanie im substancji pokarmowych, korzystnie wpływa to na ich rozwój. Zmienne natężenie infiltracji w ciągu roku sprawia, że przebieg reakcji biodegradacji może być okresowo wolniejszy.

Ze względu na sposób posadowienia składowiska istotny wpływ na wilgotność odpadów mają również wahania poziomu wód gruntowych, związane z dynamiką stanów wód powierzchniowych. Należy zakładać, że emisja biogazu ze składowiska, poza krótkookresowymi wahaniami sezonowymi, będzie spadać. Przejawem tego będzie redukcja zawartości metanu i dwutlenku węgla w fazie gazowej przy jednoczesnym wzroście udziału powietrza atmosferycznego.

Przemiany odpadów organicznych w składowisku powodują emisję biogazów. Gazy te mogą być rozpuszczone w wodach podziemnych; o ilości rozpuszczonego gazu decyduje jego ciśnienie cząstkowe w mieszaninie gazów w otoczeniu roztworu. Gazy rozpuszczone w wodzie najczęściej występują w formie obojętnych, niezdysonowanych cząsteczek. Jedynie w przypadku, gdy zachodzą reakcje chemiczne między cząsteczkami wody i gazu, gaz występuje w formie jonowej (Macioszczyk & Dobrzyński, 2002). Dzieje się tak m.in. z dwutlenkiem węgla, który z powodu dużej rozpuszczalności staje się źródłem wodorowęglanów w wodach podziemnych. Konsekwencją wzro-

stu zawartości jonów wodorowęglanowych w wodach podziemnych jest zmiana naturalnej równowagi węglanowej.

W przypadku składowiska w Otwocku czynnikiem sprzyjającym biodegradacji jest brak izolacji odpadów, ułatwiający ich przemywanie przez wody infiltracyjne. Nie bez znaczenia jest także sposób posadowienia składowiska, sprawiający, że część odpadów pozostaje w bezpośrednim kontakcie z wodami podziemnymi. W maju 2004 r. maksymalne stężenie wodorowęglanów w wodach gruntowych wokół składowiska kształtowało się na poziomie ok. 1300 mg/dm³ i przekraczało wartość lokalnego tła hydrogeochemicznego, które mieści się w przedziale od 150 do 400 mg/dm³ (Małecki i in., 2006). Najwyższe wartości stwierdzono w kierunku przepływu wód podziemnych do rzeki Świder. Wcześniejsze badania prowadzone na tym obszarze wykazały, że stężenia wodorowęglanów, podobnie jak skład fazy gazowej składowiska, są zmienne w czasie. Zmienność tę autorzy wiążą z sezonowym zróżnicowaniem czynników warunkujących przebieg procesu biodegradacji zdeponowanej substancji organicznej.

W artykule przedstawiono wstępne wyniki badań składu fazy gazowej składowiska odpadów komunalnych w Otwocku. Prace te będą kontynuowane. Ponieważ intensywność reakcji biodegradacji jest sezonowo zróżnicowana, stąd też badania zostaną powtórzone w różnych porach roku (zmiany temperatury i wilgotności) oraz uzupełnione badaniami izotopowymi węgla, umożliwiającymi określenie genyzy gazu.

Literatura

- CHRISTENSEN T.H. & KJELDSEN P. 1989 — Basic biochemical processes in landfills, sanitary landfilling: Process, technology and environmental impact, Academic Press, San Diego, CA: 29–49.
- EHRIG H.J. 1983 — Quality and quantity of sanitary landfill leachate, Waste management & research, vol 1: 53–68.
- FARQUHAR G.J. & ROVERS F.A. 1973 — Gas production during refuse decomposition, Air, Water and Soil Pollution 2 (4): 483–495.
- GASTEC HANDBOOK 2004 — Gastec Handbook — Environmental Analysis Technology — Fukaya, Ayase-shi, Kanagawa, Japan, 5-th edition.
- GRUSZCZYŃSKI T. 2003 — Modyfikacja metody dynamicznej wyznaczania współczynnika opóźnienia dla matematycznego opisu migracji substancji rozpuszczonych w wodach podziemnych, rozprawa doktorska, Arch. Wyd. Geol. UW, Warszawa, nr arch. D/344.
- HARTZ K.E., KLINK R.E. & HAM R.K. 1982 — Temperature effects: Methane generation from landfill samples, J. Env. Eng. 108: 629–638.
- JĘDRCZAK A. & HAZIAK K. 2005 — Określenie wymagań dla kompostowania i innych metod biologicznego przetwarzania odpadów, Pracownia Bad.-Projektowe, „Ekosystem”, NFOŚiGW, Zielona Góra: 1–248.
- KODA E., AUGUSTYNIAK E., PACHUTA K. & PAPROCKI P. 1999 — Ocena oddziaływania na środowisko nieczynnego wysypiska odpadów stałych w Otwocku, woj. mazowieckie – wyk. GEOTEKO, Arch. MPO, Warszawa.
- Lotniskowa Stacja Meteorologiczna Warszawa Okęcie — www.wheatheronline.co.uk
- MACIOSZCZYK A. & DOBRZYŃSKI D. 2002 — Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych, WN PWN, Warszawa.
- MAŁECKI J.J., NAWALANY M., WITCZAK S. & GRUSZCZYŃSKI T. 2006 — Wyznaczanie parametrów migracji zanieczyszczeń w ośrodku porowatym dla potrzeb badań hydrogeologicznych i ochrony środowiska — poradnik metodyczny, WG UW, MŚ, Warszawa.
- NASTEV M., THERRIEN R., LEFEBVRE R. & GELINAS P. 2001 — Gas production and migration in landfills and geological materials, J. Contaminant Hydrol., 52, s. 187–211
- POHLAND F.G. 1980 — Leachate recycle as landfill management option, J. Environ. Eng. Div., ASCE EE6: 1057–1069.
- REES J.F. 1980 — The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter, J. Chem. Tech. Biotechnol., 30: 161–175.