

POLITECHNIKA WARSZAWSKA

Wydział Inżynierii Środowiska



ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. Krystyna Lelicińska-Polak

**Dynamika właściwości sorpcyjnych
kompostów stanowiących wypełnienie
biofiltru w procesie oczyszczania gazów**

WARSZAWA

1999

628.353 : 66.074.7

Instytut Systemów Inżynierii Środowiska
Politechniki Warszawskiej

Krystyna Lelicińska-Polak

**Dynamika właściwości sorpcyjnych
kompostów stanowiących wypełnienie
biofiltru w procesie oczyszczania gazów**

Rozprawa doktorska

Promotor: Prof. dr hab. inż. Marek Nawalany

Warszawa 1999

Serdecznie dziękuję za pomoc w realizacji pracy

Profesorowi Markowi Nawalanemu

oraz

Doktorowi Krzysztofowi Skalmowskiemu

*Za stworzenie bardzo milej atmosfery pracy
dziękuję wszystkim Pracownikom Zakładu
Ochrony Środowiska Miejskiego*

Krystyna Lelicińska-Polak

*Pracę tę dedykuje
mojemu mężowi Michałowi Polakowi*

Spis Treści

str

WSTĘP	1
1. PRZEGLĄD LITERATURY	3
1.1. Metody biologicznego oczyszczania gazów.....	3
1.2. Podstawy procesu biofiltracji.....	8
1.2.1. Sorpcja.....	9
1.2.2. Biodegradacja (biochemiczny rozkład zanieczyszczeń).....	13
1.3. Materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów.....	17
1.4. Parametry materiałów wypełniających istotne dla procesu biofiltracji.....	18
1.4.1. Powierzchnia właściwa.....	21
1.4.2. Wilgotność higroskopowa i maksymalna higroskopowość.....	25
1.4.3. Pojemność sorpcyjna.....	27
1.4.4. Porowatość.....	30
1.4.5. Zasiedlenie materiału wypełniającego przez mikroorganizmy.....	32
1.4.6. Skład granulometryczny.....	35
1.4.7. Opory przepływu.....	36
1.5. Rodzaje biofiltrów.....	40
1.6. Zastosowanie biofiltrów.....	44
1.7. Efektywność pracy biofiltrów.....	49
1.8. Projektowanie i eksploatacja biofiltrów.....	53
1.9. Zagadnienie zmiany skali.....	67
2. CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA	70
2.1. Cel i zakres badań doświadczalnych.....	70
2.2. Charakterystyka biofiltrów i materiałów wypełniających wykorzystanych w badaniach doświadczalnych.....	71
2.3. Analiza podobieństwa badanych obiektów.....	76
2.4. Metodyka badań.....	81
2.4.1. Pobór i przygotowanie prób do analizy.....	81
2.4.2. Metodyka badań w zakresie właściwości sorpcyjnych wypełnienia.....	85
2.4.3. Metodyka badań w zakresie mineralizacji wypełnienia.....	86
2.4.4. Metodyka w zakresie badań dotyczących oporów przepływu powietrza przez warstwę wypełnienia biofiltru.....	87
2.4.5. Metodyka w zakresie badań biologicznych.....	87
2.4.6. Metodyka badań gazów.....	89
2.4.7. Metodyka pozostałych badań.....	90
3. WYNIKI BADAŃ	92
3.1. Wyniki badań w skali laboratoryjnej.....	92
3.1.1. Właściwości sorpcyjne kompostu.....	92
3.1.2. Proces mineralizacji.....	95
3.1.3. Wyniki badań wilgotności, temperatury i odczynu (pH) wypełnienia.....	96

3.1.4.	Skład granulometryczny kompostu.....	97
3.1.5.	Liczebność i aktywność mikroorganizmów.....	99
3.1.6.	Spadek ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie biofiltru.....	102
3.2.	Wyniki badań w skali technicznej.....	110
3.2.1.	Właściwości sorpcyjne kompostu.....	110
3.2.2.	Proces mineralizacji.....	113
3.2.3.	Wyniki badań wilgotności, temperatury i odczynu (pH) wypełnienia.....	114
3.2.4.	Skład granulometryczny kompostu.....	115
3.2.5.	Liczebność i aktywność mikroorganizmów.....	117
3.2.6.	Wyniki badań w zakresie efektywności pracy biofiltru.....	120
4.	ANALIZA I DYSKUSJA WYNIKÓW.....	125
4.1.	Parametry kompostów z odpadów komunalnych stanowiących wypełnienia biofiltrów związane z ich właściwościami sorpcyjnymi.....	125
4.2.	Dynamika właściwości sorpcyjnych kompostów z odpadów komunalnych stanowiących wypełnienie biofiltrów.....	127
4.3.	Przebieg procesu mineralizacji kompostów z odpadów komunalnych stanowiących wypełnienie biofiltrów.....	139
4.4.	Zmiany składu granulometrycznego kompostów stanowiących wypełnienia badanych biofiltrów.....	143
4.5.	Skuteczność oczyszczania gazów w biofiltrze z wypełnieniem w postaci kompostu z odpadów komunalnych.....	148
4.6.	Spadek ciśnienia gazu podczas przepływu przez warstwę kompostu z odpadów komunalnych stanowiącą wypełnienie biofiltru.....	159
5.	PODSUMOWANIE I WNIOSKI.....	170
	SPIS TABEL.....	175
	SPIS WYKRESÓW.....	177
	SPIS RYSUNKÓW.....	178
	LITERATURA.....	180
	ZAŁĄCZNIK 1	
	ZAŁĄCZNIK 2	

WSTĘP

W ciągu wielu epok potencjał biologiczny gleby i wód wystarczał w zupełności do przyjęcia i przetworzenia odpadów i ścieków. Zakopywanie odpadów, choćby tylko pod cienką warstwą gleby, zapobiegało m.in. rozprzestrzenianiu się powstałych podczas ich rozkładu uciążliwych zapachowo gazów. Uwalniane składniki były wchłaniane przez glebę i rozkładane biologicznie przez zasiedlające ją mikroorganizmy. Rozwój cywilizacyjny ostatnich stuleci ograniczył i osłabił te naturalne zdolności środowiska.

Tradycyjne metody oczyszczania gazów oparte są na procesach fizyczno-chemicznych. Biologiczne metody stanowią dla nich alternatywę lub nawet konkurencję, a ich wykorzystanie w skali technicznej wzrasta w bardzo szybkim tempie.

Biologiczne metody oczyszczania gazów w przeciwieństwie do metod fizyczno-chemicznych posiadają własność całkowitej degradacji zanieczyszczeń do postaci nieszkodliwej lub o znikomej szkodliwości. Ich zaletą jest to, że dają możliwość skutecznego oczyszczania gazów nie tworząc uciążliwych odpadów. Znika więc problem związany z przesuwaniem zanieczyszczeń w inne miejsce środowiska.

Metody biologiczne wykorzystują naturalny potencjał mikroorganizmów do rozkładu zanieczyszczeń. W porównaniu z innymi metodami posiadają zaletę usuwania wielu bardzo różnorodnych związków, nawet jeśli występują one w jednej mieszaninie gazów.

Biologiczny rozkład zanieczyszczeń jest procesem, który przebiega w przyrodzie samoistnie, a człowiek może przyczynić się do jego intensyfikacji i kontroli.

Efekty stosowania metod biologicznego oczyszczania gazów dla tych samych technologii i tych samych rodzajów zanieczyszczeń różnią się znacznie od siebie (rozdział 1.7. *Efektywność pracy biofiltrów*). Dlatego poznanie tych procesów oraz zrozumienie mechanizmów wpływających na ich przebieg powinny być według wielu autorów (*Kennes, Thalasso, 1998*) podstawowym przedmiotem badań w nadchodzących dekadach.

Wśród metod biologicznych największą popularnością cieszy się **oczyszczanie gazów w biofiltrach**. Metoda ta nosi nazwę biofiltracji (rozdział 1.1. *Metody biologicznego oczyszczania gazów*).

Większość doniesień dotyczących tego zagadnienia koncentruje się na efektach oczyszczania gazów, niewiele mówiąc o zachodzących procesach.

Podstawowymi procesami biofiltracji jest *sorpcja zanieczyszczeń* oraz ich *biochemiczny rozkład* (rozdział 1.2. *Podstawy procesu biofiltracji*). Proces biodegradacji jest stosunkowo dobrze rozpoznany. Wykorzystywany jest bowiem od szeregu lat w trakcie oczyszczania ścieków i unieszkodliwiania odpadów. Wyraźnie natomiast można dostrzec brak danych dotyczących sorpcji zanieczyszczeń w trakcie biofiltracji, a szczególnie zmian dotyczących

tego procesu w czasie eksploatacji biofiltrów. Sorpcja zanieczyszczeń przebiega w warstwie wypełnienia biofiltru. Istnieje wiele materiałów mogących spełniać rolę wypełnień (rozdział 1.3. *Materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów*). Olbrzymie znaczenie przy wyborze materiału wypełniającego odgrywają warunki lokalne, z którymi wiąże się dostępność materiału oraz jego koszty. W warunkach polskich wydaje się uzasadnione stosowanie do tego celu kompostu z odpadów komunalnych. Kompostowanie odpadów komunalnych stosowane w wielu miastach (np. Warszawie, Katowicach, Grodzisku Mazowieckim, Suwałkach, Kołobrzegu) ma na celu przede wszystkim unieszkodliwienie odpadów. Przetworzenie ich w materiał mogący znaleźć zastosowanie jako nawóz organiczny stanowi drugi ważny cel kompostowania. Kompost wytwarzany w wymienionych obiektach może być z powodzeniem stosowany również jako wypełnienie biofiltrów i to zarówno kompost uszlachetniony jak i nieuszlachetniony.

Niniejsza praca dotyczy procesu sorpcji zanieczyszczeń w trakcie biofiltracji.

Systematycznych badań w tym zakresie dotychczas nie prowadzono ani dla kompostów ani dla innych materiałów wypełniających. Koncentrując się na tym procesie w niniejszej pracy przeanalizowano zmiany parametrów wpływających na sorpcję zanieczyszczeń zachodzące w trakcie eksploatacji biofiltru.

Ze względu na uzasadnione zastosowanie kompostu z odpadów komunalnych jako materiału wypełniającego biofiltry w Polsce, celem niniejszej pracy stało się zbadanie zmienności właściwości sorpcyjnych kompostu w czasie eksploatacji biofiltru i określenie czynników mających wpływ na te zmiany.

Jako obiekt badawczy wybrano biofiltr stosowany do oczyszczania gazów pochodzących z obróbki wstępnej odpadów przed kompostowaniem w kompostowni Radiowo w Warszawie. Skład tych gazów oraz różnorodność związków w nich występujących (rozdział 3.2. *Wyniki badań w skali technicznej*, 3.2.6. *Wyniki badań w zakresie efektywności pracy biofiltru*) umożliwia wykorzystanie wniosków z niniejszej pracy również przy projektowaniu i eksploatacji biofiltrów oczyszczających gazy odlotowe pochodzące z innych źródeł (rozdział 1.6. *Zastosowanie biofiltrów*).

1. PRZEGLĄD LITERATURY

1.1. Metody biologicznego oczyszczania gazów

Biologiczne oczyszczanie gazów realizowane jest przede wszystkim za pomocą biofiltrów zwanych również filtrami biologicznymi, biopłuczek zwanych też płuczkami biologicznymi lub bioskruberami oraz złoż biologicznych (*Kennes, Thalasso, 1998; Lobo et al., 1999; Szklarczyk, 1991; Warych, 1994*). Są to trzy najpopularniejsze technologie, chociaż ostatnio proponowane są również nowe rozwiązania (*Kennes, Thalasso, 1998*). Należą do nich m.in. filtry membranowe (*Ergas et al., 1999; Fitch et al., 1998; Van Groenestijn, Hesselink, 1993; Parvatiyar et al., 1996; Reij et al., 1995; Szklarczyk, 1991*), bioreaktory z dwiema fazami ciekłymi (*ang. - two-liquid-phase system*) (*Van Groenestijn, Hesselink, 1993*) oraz bioreaktory obrotowe (*ang. biorotor reactor*) (*Buisman et al., 1990*). Rozwiązania te są przede wszystkim badane w skali laboratoryjnej (*Kennes, Thalasso, 1998*).

Trzy podstawowe technologie biologicznego oczyszczania gazów (biofiltry, biopłuczki, złoża biologiczne) stosowane są na szeroką skalę techniczną i różnią się między sobą obecnością lub brakiem materiału wypełniającego (materiału nośnego) oraz ruchomej fazy ciekłej. Podstawowe różnice przedstawia tabela 1.1.

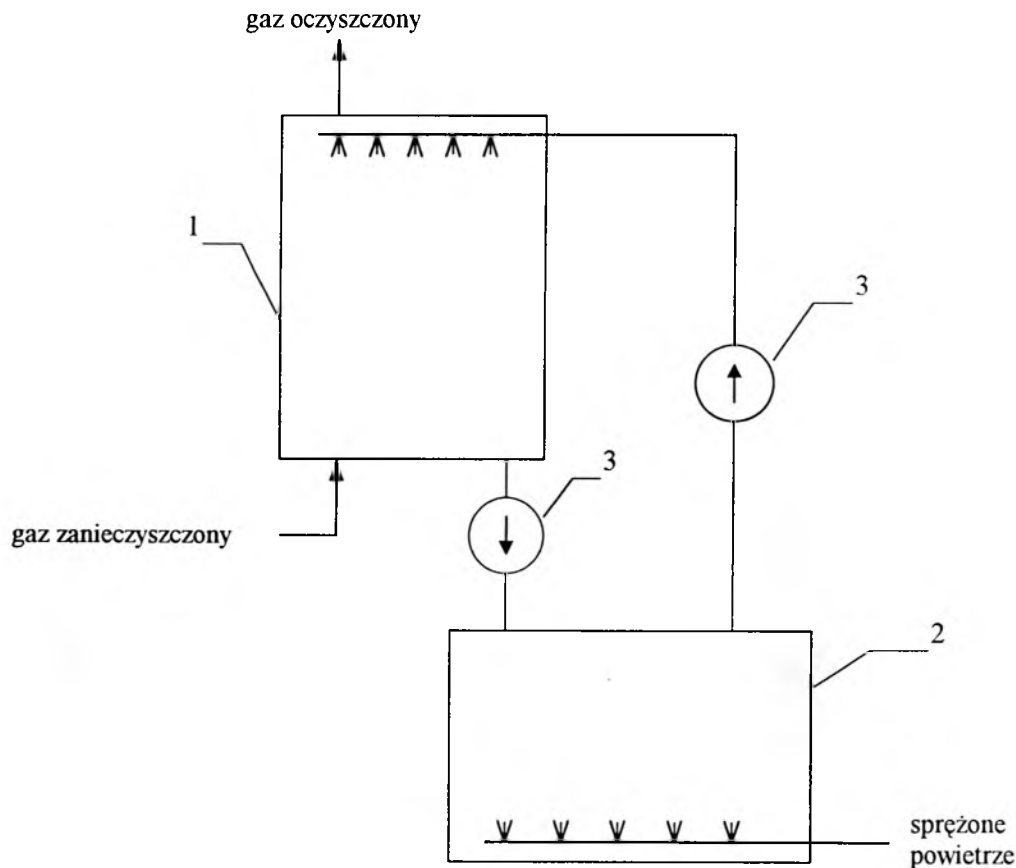
Tabela 1.1. Podstawowe różnice między trzema głównymi technologiami biologicznego oczyszczania gazów (*Kennes, Thalasso, 1998*).

Rodzaj urządzenia	Fazy ruchome	Nośnik (materiał wypełniający)	Aktywna biomasa
Biopłuczka	ciekła i gazowa	brak	rozproszona
Złoże biologiczne	ciekła i gazowa	syntetyczny	związana
Biofiltr	gazowa	naturalny organiczny/ syntetyczny	związana

Oczyszczanie gazów w biopłuczkach

Oczyszczanie gazów w biopłuczkach polega na absorpcji zanieczyszczeń w fazie wodnej, która następnie jest unieszkodliwiana biologicznie w drugim etapie procesu, w bioreaktorze fazy ciekłej (*Kennes, Thalasso, 1998*). W skład instalacji oczyszczania wchodzi więc absorber i reaktor końcowego utleniania produktów biodegradacji, zaś sorbentem jest zawiesina wodna mikroorganizmów (zwykle osad czynny). Oczyszczanie gazów odbywa

się przez sorpcję zanieczyszczeń występujących w gazach w absorberze, a regeneracja sorbentu - w napowietrzanej komorze osadu czynnego. Zregenerowany sorbent jest zawracany do absorbera, a nadmiar biomasy usuwany z układu (Warych, 1994). Schemat ideowy biopłuczki przedstawiono na rysunku 1.1.



Rys. 1.1. Schemat ideowy płuczki biologicznej: 1 - absorber, 2 - komora osadu czynnego, 3 - pompa osadu czynnego (Szklarczyk, 1991).

Technologia ta pozwala na skuteczne oczyszczanie gazów, które zawierają związki w znacznym stopniu rozpuszczalne w wodzie (Van Groenestijn, Hesselink, 1993; Kennes, Thalasso, 1998; Overcamp et al., 1993; Warych, 1994). Konieczność wysokiej rozpuszczalności jest podstawową wadą tego rozwiązania, szczególnie biorąc pod uwagę krótki czas zatrzymania gazów w absorberze. Jest to prawdopodobnie podstawowy powód, dla którego biopłuczki są mniej popularne niż biofiltry (Kennes, Thalasso, 1998). Poza tym wadą tej technologii są wysokie koszty ogólne realizacji procesu, niebezpieczeństwo niekontrolowanego rozwoju i wzrostu mikroorganizmów, a co za tym idzie nadmiernego przyrostu biomasy (Warych, 1994).

Niektórzy autorzy wyróżniają wśród biopłuczek instalacje z rozproszoną biomasą (*ang. suspended-growth bioscrubber*) oraz instalacje z warstwą stałego, nieruchomego wypełnienia, na którym rozwija się błona biologiczna (*ang. fixed-film bioscrubber*) (Warych, 1994). Jednak według większości specjalistów ten pierwszy rodzaj instalacji jest biopłuczką, a drugi - złożem biologicznym (Kennes, Thalasso, 1998; Szklarczyk, 1991). W niniejszej pracy urządzenia te zostały sklasyfikowane jako złoża biologiczne (zgodnie z tabelą 1.1.).

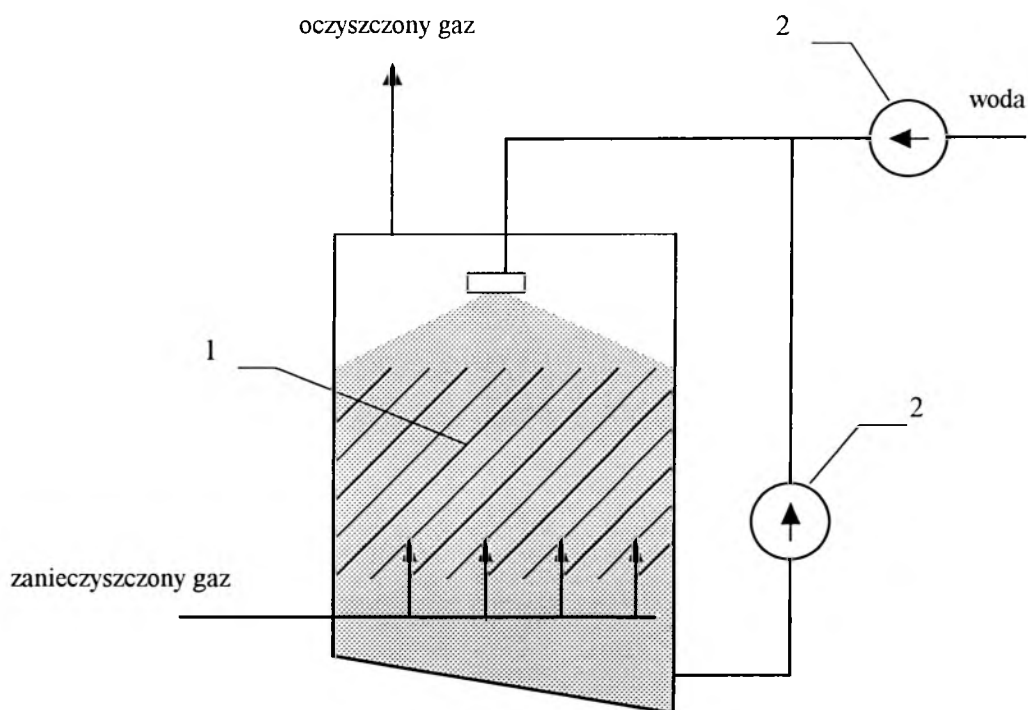
Oczyszczanie gazów w złożach biologicznych

W złożach biologicznych zanieczyszczone gazy przepływają przez syntetyczne wypełnienie zraszane wodą, spełniające rolę nośnika, na którym wzrasta błona biologiczna (aktywna biologicznie warstwa mikroorganizmów, zdolnych do rozkładu zanieczyszczeń). Przepływ fazy ciekłej powoduje, że błona jest pokryta cienką warstewką wody. Zanieczyszczenia są absorbowane w wodzie i dyfundują do błony biologicznej porastającej wypełnienie, gdzie ulegają biodegradacji. Gazy przepływają przez złożę we współprądzie lub przeciwprądzie do ruchomej fazy ciekłej, która zapewnia dopływ substancji odżywczych dla mikroorganizmów rozwijających się na syntetycznym nośniku. W złożach biologicznych konieczne jest więc, podobnie jak w przypadku płuczek biologicznych, wzbogacanie fazy ciekłej w substancje odżywcze dla mikroorganizmów. Odcieki z urządzenia mogą być recyrkulowane w połączeniu ze świeżą fazą ciekłą (Kennes, Thalasso, 1998; Szklarczyk, 1991; Warych, 1994).

Najczęściej stosowanymi i opisywanymi w literaturze nośnikami dla błony biologicznej są elementy strukturalne z tworzyw sztucznych lub ceramiki (Diks *et al.*, 1994; Pedersen, Arvin, 1995; Weber, Hortmans, 1996), bezpostaciowy celit (Kennes, Thalasso, 1998) lub węgiel aktywny (De heyder *et al.*, 1994; Weber, Hartmans, 1995). Główną częścią złoża biologicznego jest wieża ze zraszonym wypełnieniem, np. w formie rusztu, pakietów czy usypanych kształtek (Szklarczyk, 1991).

Schemat ideowy złoża biologicznego do oczyszczania gazów przedstawiono na rysunku 1.2.

Złoża biologiczne mają podobne zalety, jak biopłuczki. Charakteryzują się łatwym usuwaniem produktów reakcji, które mogą wpływać hamująco na proces, łatwą kontrolą procesu biologicznego poprzez kontrolę fazy ciekłej oraz dobrą adaptacją mikroorganizmów (Kennes, Thalasso, 1998). Podobnie jak w przypadku biopłuczek główną wadą złożów biologicznych jest konieczność wysokiej rozpuszczalności zanieczyszczeń w wodzie. Niemniej w tym przypadku ich rozpuszczalność może być nieco mniejsza (Van Groenestijn, Hesselink, 1993; Kennes, Thalasso, 1998).



Rys. 1.2. Schemat ideowy złoża biologicznego: 1 - nośnik, 2 - pompa
(*Kennes, Thalasso, 1998*).

Kolejny problem występujący podczas eksploatacji złóż biologicznych (podobnie jak biopłuczek) dotyczy nadmiernego rozwoju błony biologicznej na powierzchni nośnika, co może powodować niekorzystny wzrost oporów przepływu. Nadmierny rozwój błony biologicznej może doprowadzić do całkowitego zatkania złoża. Zarosłe nadmiernie biomasą przestrzenie utrudniają przepływ cieczy i gazów przez złożo, pogarszając sprawność procesu. Powstające złoże biomasy o zbyt dużej grubości stają się nieaktywne biologicznie ze względu na brak dostępu tlenu do ich głębszych warstw (*Kennes, Thalasso, 1998; Okkerse et al., 1999; Szklarczyk, 1991*). Problem ten może być rozwiązywany m.in. poprzez regularne przemywanie warstwy wypełnienia lub zmniejszanie ilości doprowadzanej fazy ciekłej (*Cox, Deshusses, 1999; De heyder et al., 1994; Smith et al., 1996; Thalasso et al., 1996*).

Ograniczenia w doprowadzaniu fazy ciekłej mogą jednak wpływać niekorzystnie na aktywność mikroorganizmów i powodować zmniejszenie efektywności usuwania zanieczyszczeń (*Kennes, Thalasso, 1998*). Z drugiej strony *De heyder et al. (1994)* i *Thalasso et al. (1996)* donoszą, że przy zmniejszeniu ilości doprowadzanej fazy ciekłej do minimalnego poziomu warunkującego rozwój mikroorganizmów osiągnięta jest wyższa

skuteczność oczyszczania gazów. Natężenie przepływu fazy ciekłej powinno być w każdym przypadku określane doświadczalnie.

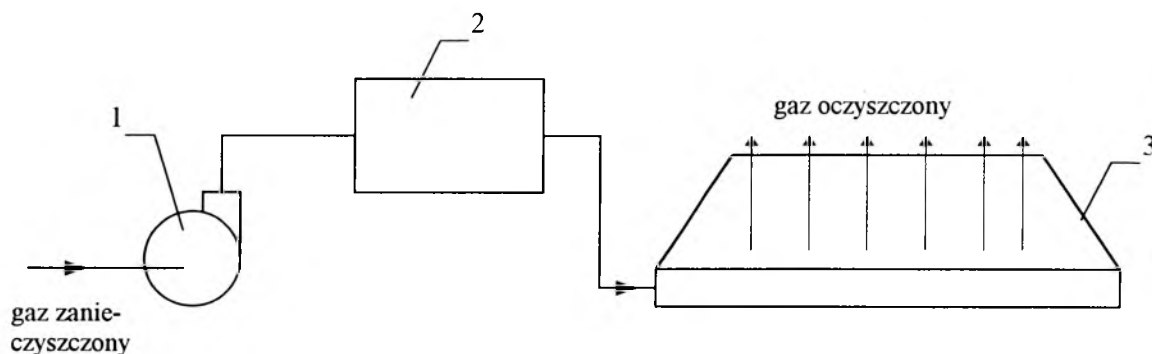
Według *Smitha (1996)* przemywanie warstwy wypełnienia dwa razy w tygodniu przez 1 godzinę jest skutecznym sposobem zapobiegania nadmiernej akumulacji biomasy. Podnosi to jednak koszty eksploatacyjne (*Kennes, Thalasso, 1998*). Nadmiernemu rozwojowi biomasy przeciwdziałają także ograniczenia w doprowadzaniu substancji odżywczych dla mikroorganizmów, głównie azotu, fosforu i soli mineralnych. Może to jednak również powodować niższą efektywność procesu (*Van Groenestijn, Hesselink, 1993; Morgenroth et al., 1996*).

Ważne jest więc znalezienie równowagi między przeciwdziałaniem nadmiernemu przyrostowi biomasy i zatykaniu urządzeń, a skutecznością usuwania zanieczyszczeń. W chwili obecnej nie można sformułować szczegółowych reguł dotyczących tego problemu, w związku z czym najkorzystniejsze warunki eksploatacji muszą być określane eksperymentalnie dla każdego przypadku z osobna. Prawdopodobnie z tego powodu złoża biologiczne są również rzadziej wykorzystywane niż biofiltry (*Kennes, Thalasso, 1998*).

Oczyszczanie gazów w biofiltrach

Głównym elementem biofiltru jest warstwa wypełniająca, którą tradycyjnie tworzy porowaty materiał organiczny zasiedlony przez mikroorganizmy, tzw. wypełnienie biofiltru (rozdział 1.3. *Materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów*). Warstwa materiału wypełniającego spełnia rolę zarówno nośnika dla aktywnej biomasy, jak i źródła substancji odżywczych. Podczas przepływu gazów przez tę warstwę zanieczyszczenia są sorbowane, a następnie rozkładane przez mikroorganizmy. Tak więc wypełnienie biofiltrów spełnia tu rolę sorbentu. Sorpcja i biodegradacja zachodzą w tym samym miejscu urządzenia, podobnie jak w złożach biologicznych, a w przeciwieństwie do biopłuczek (*Kennes, Thalasso, 1998; Szklarczyk, 1991*). Schemat ideowy biofiltru przedstawiono na rysunku 1.3.

Podstawową cechą biofiltrów, jak również różnicą w stosunku do biopłuczek i złoż biologicznych, jest brak ruchomej fazy ciekłej (tabela 1.1). W związku z tym biofiltry mogą być stosowane do usuwania z gazów również związków, które są słabo rozpuszczalne w wodzie (*Van Groenestijn, Hesselink, 1993; Kennes, Thalasso, 1998; Lason, Winer, 1991; Warych, 1994*). Prawdopodobnie jest to przyczyną najbardziej powszechnego stosowania tej technologii do biologicznego oczyszczania gazów (*Kennes, Thalasso, 1998*). Poza tym biofiltry w porównaniu z biopłuczkami i złożami biologicznymi są prostsze w budowie, a więc charakteryzują się niższymi kosztami inwestycyjnymi. Tańsza jest również ich



Rys. 1.3. Schemat ideowy biofiltru, 1 - wentylator, 2 - urządzenie do wstępnej obróbki gazów, 3 - warstwa materiału wypełniającego (Szklarczyk, 1991).

eksploatacja (Leson, Winer, 1991; Warych, 1994) (rozdział 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*). Do zalet biofiltrów należy także większa różnorodność mikroorganizmów występujących w materiale wypełniającym, w porównaniu do złóż biologicznych i biopłuczek, głównie obecność grzybów i promieniowców rozkładających związki trudno biodegradowalne oraz wytwarzających witaminy, które są koenzymami enzymów komórkowych wytwarzanych przez bakterie. Zastosowanie materiałów wypełniających, zawierających związki biogenne niezbędne do prawidłowego rozwoju mikroorganizmów zazwyczaj eliminuje konieczność ich wzbogacania i obniża koszty eksploatacyjne.

Rozwiązania różnych rodzajów biofiltrów przedstawiono w rozdziale 1.5. niniejszej pracy (*Rodzaje biofiltrów*).

1.2. Podstawy procesu biofiltracji

Biologiczne oczyszczanie gazów opiera się na dwóch głównych procesach, jakimi są **sorpcja** zanieczyszczeń i **biochemiczny rozkład** pochłoniętych zanieczyszczeń. W wyniku sorpcji zanieczyszczeń następuje oczyszczanie gazów, a rezultatem biochemicznego rozkładu jest oczyszczanie sorbentu. W zasadzie podczas oczyszczania gazów te dwa procesy przebiegają równolegle, mimo że na poziomie molekularnym następują po sobie z zachowaniem powyższej kolejności. Jest to układ, w którym zachodzi samo regeneracja wypełnienia. Utlenianie zasorbowanych zanieczyszczeń regeneruje zdolność sorpcyjną warstwy wypełnienia (Warych, 1994). Sprawia to, że technologia ta jest uznawana za technologię, która nie tworzy uciążliwych dla środowiska odpadów (Szklarczyk, 1991).

1.2.1. Sorpcja

W chemii fizycznej pojęcie sorpcji obejmuje dwa zjawiska: *absorpcję* i *adsorpcję*. W gleboznawstwie zgodnie z podziałem Giedroicia wyróżnia się sorpcję mechaniczną, fizyczną, wymienną, chemiczną i biologiczną (Święcicki, 1981). Zjawiska z nią związane nazywane są zjawiskami sorpcyjnymi. Istotny wpływ na zjawiska sorpcyjne w glebach wywiera silnie zdyspergowana koloidalna faza stała, zwana sorpcyjnym kompleksem glebowym (Dobrzański, 1995).

Podczas powolnego przepływu gazów przez warstwę wypełnienia biofiltru zanieczyszczenia są sorbowane i dzięki temu przebywają dłużej w materiale wypełniającym niż gaz nośny. W biologicznym oczyszczaniu gazów (w procesie biofiltracji) na sorpcję zanieczyszczeń składa się kilka zjawisk, jakimi są:

Adsorpcja

Chemia fizyczna definiuje adsorpcję jako pochłanianie gazów, par, cząstek niezdysonowanych, jak też jonów z roztworów jedynie na powierzchni adsorbentu (Dobrzański, 1995). W pierwszym etapie procesu adsorpcji składnik gazowy jest wiązany na powierzchni zewnętrznej adsorbentu. Dalszym etapem jest dyfuzja w porach do powierzchni wewnętrznej i adsorpcja na tej powierzchni. Gdy cząsteczki gazu są adsorbowane stosunkowo małymi siłami, rzędu sił van der Waalsa, to proces nazywa się **adsorpcją fizyczną**. Gdy siły wiązania cząsteczek gazu na powierzchni adsorbentu są zbliżone do sił wiązania chemicznego, proces jest określany jako **adsorpcja chemiczna** lub chemisorpcja (Warych, 1994).

W inżynierii chemicznej adsorpcję określa się jako pochłanianie zanieczyszczeń gazowych przez stały adsorbent (sorbent). Należy ona do podstawowych procesów oczyszczania gazów. Polega na zatrzymywaniu składników płynu na powierzchni zewnętrznej i wewnętrznej (w porach) ciała stałego zwanego adsorbentem (sorbentem). Metodą tą można usuwać z gazu wiele zanieczyszczeń, zwłaszcza substancje organiczne.

Jednym z najstarszych i powszechnie stosowanych adsorbentów jest węgiel znany jako węgiel aktywowany, węgiel aktywny oraz węgiel aktywny-drzewny. Najliczniejszą klasę sorbentów tlenkowych stanowią adsorbenty krzemowe, takie jak silikażel, ziemia Fullera, diatomit, zeolity syntetyczne, sita molekularne. Stosowane są również tlenki glinu, adsorbenty glinowo-krzemowe i inne (Warych, 1994).

Absorpcja

W chemii fizycznej absorpcja jest definiowana jako pochłanianie gazów i par oraz cząstek niezdysocjowanych, jak też jonów z roztworów przez całą masę absorbentu (*Dobrzański, 1995*).

W inżynierii chemicznej absorpcję określa się jako dyfuzyjne przenoszenie cząsteczek gazu do cieczy wywołane gradientem stężeń w obu fazach. Zasadnicze etapy absorpcji to: przenoszenie składnika do powierzchni cieczy, rozpuszczenie w warstwie granicznej na powierzchni cieczy, przenoszenie składnika zaabsorbowanego w głąb cieczy.

Absorpcja należy również, podobnie jak adsorpcja, do podstawowych procesów oczyszczania gazów. Absorbentami mogą być: woda, roztwory soli, kwasów, zasad o właściwościach utleniających lub redukujących (*Warych, 1994*).

Sorpcja mechaniczna

Zjawisko sorpcji mechanicznej polega na mechanicznym zatrzymywaniu cząstek zanieczyszczeń w drobnych porach materiału.

Sorpcja mechaniczna gleb zależy od ich składu mechanicznego, jak również od struktury i wymiarów przestworów kapilarnych (*Święcicki, 1981*). Można ją porównać z działaniem sącza, który zatrzymuje mechanicznie stałe cząstki zawieszony w wodzie. Podobnie i gleba w swoich porach może zatrzymywać mechanicznie zawiesiny wypłukiwane z warstw wierzchnich. Wielkość sorpcji mechanicznej zależy od składu granulometrycznego, budowy i miąższości gleb. Im więcej frakcji drobnych zawiera gleba, tym silniej sorbuje mechanicznie (*Dobrzański, 1995*).

Sorpcja fizyczna (powierzchniowa)

W chemii fizycznej znane jest pojęcie adsorpcji fizycznej (patrz *Adsorpcja*). W gleboznawstwie sorpcja fizyczna określana jest jako zdolność fazy stałej materiału do zatrzymywania na swojej powierzchni gazów, par, zawiesin, cząstek zanieczyszczeń. Ten rodzaj sorpcji zwiększa się wraz z rozdrobnieniem materiału (*Święcicki, 1981*). Wiąże się ona ze zjawiskiem zagęszczania na powierzchni silnie zdyspergowanych ciał stałych molekuł innych ciał, znajdujących się w ośrodku płynnym lub gazowym otaczającym dane ciało. W odróżnieniu od sorpcji wymiennej, podczas której zatrzymywane są jony, sorpcja fizyczna powoduje zatrzymywanie przez gleby całych molekuł np. pary wodnej, dwutlenku węgla, tlenu, amoniaku oraz niektórych bakterii. Z tym rodzajem sorpcji jest związane powstawanie wody higroskopowej w glebie, zagęszczanie się roztworów wokół fazy stałej gleby oraz koagulacja koloidów. Ponieważ sorpcja fizyczna jest zjawiskiem powierzchniowym, o jej wielkości decyduje wielkość powierzchni właściwej gleb.

Dominującą rolę w sorpcji fizycznej spełniają koloidy glebowe, szczególnie z grupy minerałów ilastych (glinokrzemianowe) odznaczające się powierzchnią wewnętrzną (*Dobrzański, 1995*).

Sorpcja wymienna

Sorpcja wymienna jest bardzo istotnym zjawiskiem opisywanym w gleboznawstwie. Jest ona uwarunkowana przede wszystkim reakcją wymiany między jonami znajdującymi się w kompleksie sorpcyjnym gleb a jonami występującymi w roztworach glebowych. Elektryczny ładunek przeważającej większości koloidów glebowych decyduje o tym, że w glebach występuje przede wszystkim sorpcja wymienna kationów. Podczas reakcji wymiany ustala się między ilością kationów wymiennych, występujących w kompleksie sorpcyjnym, a ilością kationów zawartych w roztworze, stan dynamicznej równowagi. Jeżeli roztwór glebowy zostanie wzbogacony w jakiś kation (np. wskutek nawożenia), to określona ilość tego kationu wejdzie do kompleksu sorpcyjnego gleby (*Dobrzański, 1995; Świącicki, 1981*).

Sorpcja wymienna jonów w glebie może zachodzić również bez udziału roztworu glebowego. Występuje to wówczas, gdy dwie cząstki koloidalne zbliżą się do siebie na tyle, że zasorbowane przez nie kationy znajdą się w sferach oddziaływania tych cząstek. Wówczas jony z jednej cząstki koloidalnej mogą przemieszczać się bezpośrednio do drugiej. Ten typ wymiany nosi nazwę wymiany kontaktowej.

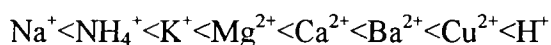
Najczęściej spotykanymi kationami wymiennymi w glebach są: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ , H^+ , Al^{3+} . Pięć pierwszych nosi nazwę kationów o charakterze zasadowym, natomiast kationy wodoru i glinu nadają glebom charakter kwaśny (*Dobrzański, 1995*).

Sorpcja wymienna jest uzależniona od następujących czynników: odczynu (pH) środowiska, rodzaju sorbentu, stanu ilościowego różnych koloidów organicznych i koloidów z grupy minerałów ilastych, rodzaju kationu, rodzaju towarzyszącego anionu, stężenia kationu w roztworze, temperatury (*Dobrzański, 1995; Świącicki, 1981*). Rodzaj sorbentu, wielkość jego powierzchni sorpcyjnej i wielkość ładunku decydują o energii wiązania i ilości wiązanych jonów. Największą zdolnością sorpcyjną odznacza się próchnica oraz wermikulit i montmorylonit, a najmniejszą wykazują uwodnione tlenki żelaza i glinu, kaolinit oraz haloizyt (*Dobrzański, 1995*). O pojemności wymiennej gleby stanowią zarówno frakcja gliny, jak i frakcja huminowa. Jednak w przeliczeniu na jednostkę wagi organiczny kompleks wymienny ma wielokrotnie większą pojemność wymienną niż frakcja nieorganiczna (*Piper, 1957*) (rozdział 1.4.3. *Pojemność sorpcyjna*).

Wraz ze wzrostem wartościowości kationów wzrasta ich zdolność wymienna, czyli energia wejścia do kompleksu sorpcyjnego gleb. Giedrojc przytacza uszeregowanie kationów pod względem energii wejścia do kompleksu sorpcyjnego gleb (*Dobrzański, 1995*):



Natomiast do kompleksu sorpcyjnego torfów poszczególne kationy wchodzą według następującego szeregu (*Maksimow, 1959*):



Temperatura zwiększa szybkość reakcji jonów wymiennych, ale prawdopodobnie obniża wielkość sorpcji.

Szybkość reakcji wymiany zależy głównie od struktury sorbentu. W kaolinicie zachodzą one szybko na powierzchni minerału. W montmorylonicie natomiast po szybkiej wymianie powierzchniowej następuje powolniejszy proces dyfuzji roztworu w głąb cząstki minerału, gdzie zachodzi dodatkowa sorpcja międzywarstwowa. W wapnowanych glebach kwaśnych ustalanie się równowagi może trwać nawet kilka dni (*Dobrzański, 1995*).

Sorpcja biologiczna

Sorpcja biologiczna polega na pochłanianiu jonów i cząstek bezpośrednio przez mikroorganizmy, a w glebach również przez rośliny wyższe (*Dobrzański, 1995; Świącicki, 1981*). Pobierają one przede wszystkim takie jony, które są niezbędne do ich życia i rozwoju. Można więc mówić w pewnym sensie o sorpcji selektywnej. Ten rodzaj sorpcji jest bardzo skomplikowany, obejmuje zjawiska dotyczące sorpcji zarówno fizycznej, chemicznej jak i wymiennej. Znaczna część pochłanianych biologicznie jonów jest zużytkowana na budowę komórek i procesy życiowe mikroorganizmów. Po ich obumarciu zawarte w nich jony i sole ulegają desorpcji (*Świącicki, 1981*).

Sorpcja chemiczna

W chemii fizycznej znane jest pojęcie adsorpcji chemicznej lub chemisorpcji (patrz *Adsorpcja*). W gleboznawstwie sorpcja chemiczna oznacza powstawanie w glebie nierozpuszczalnych związków wskutek reakcji chemicznych. Sorpcja ta ma szczególne znaczenie w przypadku anionów kwasu fosforowego, gdyż w glebie wytrącane są nierozpuszczalne fosforany żelaza, glinu i wapnia (*Dobrzański, 1995*).

Istnieją doniesienia, że w biologicznym oczyszczaniu gazów odlotowych sorpcja zanieczyszczeń sprowadza się w zasadzie do ich absorpcji w wodzie (*Szklarczyk, 1991*). Wydaje się to słuszne w przypadku biologicznego oczyszczania gazów przy zastosowaniu biopłuczek oraz złóż biologicznych. W przypadku natomiast filtrów biologicznych udział

poszczególnych zjawisk nie jest dokładnie rozpoznany, ale znaczenie ma w tym przypadku nie tylko absorpcja w wodzie otaczającej cząstki wypełnienia, ale również pozostałe wymienione zjawiska (*Van Groenestijn, Hesselink, 1993; Kennes, Thalasso, 1998*) (rozdział 1.1. *Metody biologicznego oczyszczania gazów*).

Materiały stosowane jako wypełnienie biofiltrów (kompost, torf i inne, rozdział 1.3. *Materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów*) można z powodzeniem porównać do utworów glebowych. Jak już wspomniano, zgodnie z podziałem Giedroicia w gleboznawstwie wyróżniane są następujące rodzaje sorpcji: mechaniczna, fizyczna, wymienna, chemiczna i biologiczna (*Święcicki, 1981*). Potwierdza to tezę, że w procesie biofiltracji nie można pomijać znaczenia tych zjawisk.

1.2.2. Biodegradacja (biochemiczny rozkład zanieczyszczeń)

Biodegradacja zanieczyszczeń zatrzymanych w warstwie wypełnienia biofiltru jest drugim, po sorpcji, zasadniczym procesem biofiltracji. Przebiega ona tak, jak w naturze, w glebach, w trakcie procesu kompostowania odpadów, w trakcie tlenowego procesu oczyszczania ścieków, a także biologicznego utleniania osadów ściekowych. Sztucznie stworzone przez człowieka warunki mają jedynie zintensyfikować ten proces i umożliwić jego kontrolę (*Szklarczyk, 1991; Warych, 1994*).

Najczęściej stosowane wypełnienia biofiltrów takie, jak kompost, ziemia urodzajna, torf, mieszanina tych materiałów z wiórami drzewnymi, wrzosem, korą i inne (rozdział 1.3. *Materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów*) zawierają, w odróżnieniu od sorbentów mineralnych, populacje mikroorganizmów, zdolnych do utleniania przede wszystkim związków organicznych (*Warych, 1994*), ale również nieorganicznych (*Kennes, Thalasso, 1998; Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991*).

Działalność mikroorganizmów nie ogranicza się jednak jedynie do biodegradacji zanieczyszczeń. Rozkładowi podlega również sam materiał wypełniający, gdyż przeważnie jest to materiał organiczny (*Szklarczyk, 1991*).

W procesach rozkładu substancji organicznej wyróżnia się dwa zasadnicze kierunki:

- Rozkład połączony z wytworzeniem prostych związków mineralnych, takich jak: CO_2 , H_2O , NH_3 oraz jonów SO_4^{2-} , HPO_4^{2-} , NO_3^- itp. Zjawisko to nosi nazwę procesu **mineralizacji substancji organicznej**.
- Rozkład połączony z wytworzeniem swoistych związków próchnicznych. Proces ten nosi nazwę **humifikacji substancji organicznej**.

Związki organiczne albo ulegają całkowitemu rozkładowi - mineralizacji, albo przekształceniu w próchnicę, czyli humifikacji. Przyjmuje się ogólnie, że około 75% do 80% substancji organicznych ulega procesom mineralizacji, natomiast reszta przekształca się w swoiste substancje próchnicze (*Dobrzański, 1995; Świącicki, 1981*).

W procesie **mineralizacji** pod wpływem mikrobiologicznego rozkładu organiczne składniki zostają stopniowo przekształcone w związki nieorganiczne. W zależności od warunków wodno-powietrznych w procesie mineralizacji wyróżniamy **butwienie** i **gnicie** (*Dobrzański, 1995*). Zarówno butwienie jak i gnicie przebiega pod wpływem działania mikroorganizmów, które powodują między innymi hydrolizę i rozkład białek, amonifikację, nityfikację, denityfikację oraz enzymatyczny rozkład węglowodanów, ciał pektynowych itd. (*Świącicki, 1981*). Butwienie jest procesem aerobowym o charakterze egzotermicznym. Rozkład substancji organicznych przebiega przy dostępie tlenu, dając produkty pełnego utlenienia: CO_2 , H_2O , jony SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NO_3^- itd. Gnicie jest natomiast procesem anaerobowym. Brak tlenu może być spowodowany nie tylko ich nadmiernym uwilgoceniem i słabą przewodnością materiału, ale również intensywnym rozwojem aerobowych mikroorganizmów, zużywających zbyt szybko tlen i stwarzających przez to pośrednio warunki anaerobowe. Przy gniciu obok produktów pełnego utlenienia wytwarzają się w większych ilościach takie związki, jak metan, siarkowodór, indol, skatol itd. W czasie tego procesu nie obserwuje się wzrostu temperatur w rozkładających się substancjach organicznych. W strukturalnych glebach procesy beztlenowe przebiegają wewnątrz agregatów, a tlenowe na powierzchni tych agregatów. Im większa zawartość ligniny, tym wolniej przebiega proces mineralizacji substancji organicznej przez mikroorganizmy. Do typowych w/w procesów należy mineralizacja organicznych związków azotu, fosforu i siarki. Mikroorganizmy powodując mineralizację związków organicznych zmniejszają ich zawartość w środowisku. Niektóre pierwiastki niezbędne dla życia są asymilowane przez liczne gatunki tylko w formie mineralnej, stąd czasami proces mineralizacji nazywany jest „regeneracją” składników pokarmowych (*Dobrzański, 1995; Świącicki, 1981*).

Natomiast proces **humifikacji** związków organicznych jest bardziej złożony, niż proces mineralizacji (*Dobrzański, 1995*). Humifikacja jest to proces biochemiczny rozkładu i syntezy uwarunkowany działalnością mikroorganizmów, przyczyniający się do powstawania próchnicy (*Świącicki, 1981*). Przebieg procesu humifikacji zależy zarówno od rodzaju i ilości substancji organicznych podlegających przemianom chemicznym i biologicznym oraz mikroorganizmów biorących w nich udział, jak również od czynników abiotycznych sprzyjających przebiegowi tych procesów, takich jak: minerały ilaste, związki metali amfoterycznych (Mn, Fe, Al) oraz wolne rodniki pochodzenia nieorganicznego ($\cdot\text{OH}$, $\cdot\text{O}^2$, $\cdot\text{OOH}$) i organicznego ($\text{RO}\cdot$, $\text{ROO}\cdot$). Rola mikroorganizmów w w/w procesie

polega na: rozkładzie związków organicznych z wytworzeniem szkieletów węglowych, stanowiących substraty wyjściowe w biosyntezie substancji humusowych; produkcji biomasy, która po autolizie stanowi także substrat w biosyntezie w/w związków; katalizie enzymatycznej procesów biosyntezy. W procesie humifikacji bierze udział wielogatunkowa mikroflora glebowa (bakterie właściwe, promieniowce, grzyby), a także mezo i mikrofauna (roztocza, skociogonki, krocionogi, pierścienice, larwy owadów). Tak wielogatunkowy skład biocenoz glebowych warunkuje zachodzenie wieloenzymatycznych reakcji biochemicznych niezbędnych do wytworzenia substancji humusowych. Humifikacja stanowi unikalny w środowisku proces biologiczny z tak wydatnym udziałem organizmów zwierzęcych. Rola mezo i mikrofauny polega nie tylko na rozluźnieniu i rozdrobnieniu substancji organicznych stanowiących substraty wyjściowe w biosyntezie, ale także na ich rozkładzie przez mikroorganizmy bytujące w ich przewodzie pokarmowym. Substratami dla procesów, w wyniku których powstają szkielety węglowe włączane w biosyntezę humusu są różne związki organiczne. Stanowią je ligniny (prekursor polifenoli), garbniki (prekursor kwasu galusowego oraz katechiny), wielocukry (prekursor kwasów uronowych). Ważnymi prekursorami substancji próchnicznych są także aminokwasy aromatyczne (fenyloalanina, tyrozyna, tryptofan) i barwniki wytwarzane przez liczne bakterie (*Azotobacter*, *Pseudomonas*, *Sarcina*, *Corynebacterium*, *Arthrobacter*), grzyby (*Penicillium*, *Aspergillus*, *Fusarium*, *Helminthosporium*, *Cladosporium*, *Alternaria*) oraz promieniowce (*Streptomyces*), a także antybiotyki o strukturze aromatycznej (pochodne benzochinonów i antrachinonu) syntetyzowane przez grzyby z rodzajów *Penicillium*, *Aspergillus*, *Fusarium* i promieniowce z rodzaju *Streptomyces*. Spośród związków azotowych, substratami w biosyntezie humusu są sole amonowe, aminokwasy, amidy, a także białka i ich pochodne. W początkowych etapach rozkładu resztek roślinnych, z których następnie powstają substancje humusowe, biorą udział bakterie niesporujące, głównie z rodzaju *Pseudomonas* oraz grzyby mikroskopowe. W dalszych przemianach uczestniczą bakterie sporujące i promieniowce, głównie z grupy *Nocardia*, z których najpierw rozwija się rodzaj *Yerscovia*, a następnie *Rhodococcus* sp. (Gabińska-Loniewska, Żubrowska-Sudoł, 1999).

Do procesów biochemicznych zachodzących w glebach (procesy biogeochemiczne), w kompostach, w materiale wypełniającym biofiltr należy również **immobilizacja** (unieruchamianie). Proces ten polega na przemianie nieorganicznych związków w złożone połączenia organiczne w wyniku pobrania pierwiastka przez mikroorganizmy i wbudowania go w skład protoplazmy swoich komórek (Dobrzański, 1995).

Biologiczne oczyszczanie gazów metodą biofiltracji może być stosowane w przypadku zanieczyszczeń, które podlegają biodegradacji. Rozkład zanieczyszczeń jest prowadzony przez mikroorganizmy znajdujące się w materiale wypełniającym biofiltr. Zanieczyszczenia

zawarte w gazie są sorbowane na powierzchni wypełnienia i rozkładane przez mikroorganizmy (*VDI-Richtlinien, 1991*). Wielka różnorodność mikroorganizmów oraz ich zdolności adaptacji do rozkładu związków nie występujących w naturze sprawia, że zdecydowana większość zanieczyszczeń organicznych unoszonych przez gazy odlotowe może być rozkładana biologicznie. Natomiast głównymi zanieczyszczeniami nieorganicznymi usuwanymi z gazów odlotowych na drodze biologicznej są amoniak i siarkowodór (*Szklarczyk, 1991*) (rozdział 1.6. *Zastosowanie biofiltrów*).

Wykaz głównych rodzajów mikroorganizmów biodegradowujących związki organiczne mogące występować w gazach odlotowych przedstawiono w tabeli 1.2.

Podatność różnych związków organicznych na biodegradację zestawiono w tabeli 1.10 w rozdziale 1.6. *Zastosowanie biofiltrów*.

Tabela 1.2. Główne rodzaje mikroorganizmów rozkładających związki organiczne mogące występować w gazach odlotowych (*Warych, 1994*).

Związek	Mikroorganizmy
Aceton	Pseudomonas, Rhodococcus
Alkany	Acinetobacter, Pseudomonas
Alkohole	Rhodococcus, Amycolata, Pseudomonas
Anilina	Pseudomonas, Aspergillus, Nocardia
Węglowodory aromatyczne	Pseudomonas, Acinetobacter, Rhodococcus
Benzoesan	Arthobacter, Acinetobacter
Octan butylu	Pseudomonas
Cykloheksan	Acinetobacter
Dichloroetan	Xanthobacter
Dichlorometan	Hyphomicrobium
Dimetyloformamid	Nitrobacter, Nitrosomonas
Glikol etylenowy	Xanthobacter
Formaldehyd	Pseudomonas, Mycoplana
Fluorofenol	Acinetobacter
Merkaptoetanol	Pseudomonas
Metyloketon	Pseudomonas
Metylmerkaptofenol	Nocardia
Naftalen	Pseudomonas
Aldehyd propionowy	Pseudomonas, Rhodococcus
Pochodne siarkowe typu: metanotiol, siarczek metylu itp.	Thiobacillus, Pseudomonas, Mucor, Penicillium, Aspergillus, Streptomyces, Trichoderma
Tiofenol	Bacillus, Thiotrix tenuis

1.3. Materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów

Zasadniczym elementem filtru biologicznego jest warstwa materiału wypełniającego zwana również wypełnieniem biofiltru lub materiałem filtracyjnym. To właśnie dzięki zastosowaniu odpowiedniego materiału wypełniającego możliwy jest zarówno proces sorpcji jak i biodegradacji, a więc proces biofiltracji.

Znane jest stosowanie jako materiał wypełniający biofiltr kompostu (*Kennes, Thalasso, 1998; Kulig, 1994; Syrek, 1995; Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994*), w tym kompostu z odpadów komunalnych, kory, odpadów drzewnych (*Kozłowska, 1996; Kulig, 1994; Morgenroth et al., 1996; Szklarczyk, 1991*), liści (*Warych, 1994*), tzw. odpadów zielonych (*Devinsky, Hodge, 1995*), przefermentowanych osadów ściekowych (*Fitch et al., 1998; Morgenroth et al., 1996; Szklarczyk, 1986; Tang et al., 1996*) lub z innych materiałów pochodzenia organicznego (*VDI-Richtlinien, 1991*). Jako materiał wypełniający stosowana jest również żyzna gleba o spulchnionej strukturze (*Hodge et al., 1991; Kennes, Thalasso, 1998; Kozłowska, 1996; Kulig, 1994; Szklarczyk, 1991; Warych, 1994*), torf (*Kennes, Thalasso, 1998; Kozłowska, 1996; Kulig, 1994; Van Langenhove et al., 1986; Syrek, 1995; Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994; Zilli et al., 1996*), kompost torfowy (*Kulig, 1994*), mieszanina torfu i gałęzi świerkowych, mieszanina torfu z gałęziami świerkowymi i wrzosem, mieszanina torfu i wrzosu (w stosunku np. 1:1), mieszanina kory i kompostu (np. warstwowo w stosunku 9/1 bądź po wymieszaniu), wrzos, kora (*Kozłowska, 1996; Kulig, 1994; VDI-Richtlinien, 1991*), mieszanina torfu lub kompostu z korą drzew czy chrustem (*Don, 1985; Kozłowska, 1996; Szklarczyk, 1991*). Wymienione materiały organiczne okazały się dobrymi wypełnieniami filtrów biologicznych. W ostatnich latach stopniowo wzrasta stosowanie również materiałów nieorganicznych i syntetycznych (*Kennes, Thalasso, 1998*). Należy do nich perlit (*Ergas et al., 1994, 1995; Shareefdeen, 1994*), piana poliuretanowa (*Shareefdeen, 1994*), szklane kulki (*Zill et al., 1996*), polistyren (kulki polistyrenowe) (*Deshusses et al., 1995; Kulig, 1994*), lawa (*VDI-Richtlinien, 1991*), ziemia okrzemkowa (*Hodge, 1991*), głównie jako dodatki do wypełnienia. Ich podstawowym zadaniem jest ograniczenie oporów przepływu (*Kennes, Thalasso, 1998; VDI-Richtlinien, 1991*).

W jednym z pierwszych biofiltrów jako materiał wypełniający użyto glebę (*Szklarczyk, 1991*).

Zapewnienie właściwego składu jakościowego materiału wypełniającego biofiltr umożliwia wydłużenie okresu jego pracy, po którym konieczne staje się zastosowanie zabiegów pielęgnacyjnych. Odpowiedni dobór składu tego materiału ma również wpływ na zmniejszenie oporów przepływu gazu, zwiększenie trwałości warstwy wypełnienia,



zwiększenie wartości dopuszczalnych obciążeń i poprawę efektywności pracy instalacji (Kozłowska, 1996; Szklarczyk, 1991). Np. dodatek niedużych ilości węgla aktywnego powoduje zauważalne zwiększenie skuteczności oczyszczania, a węglanu wapnia - ustabilizowanie odczynu materiału wypełniającego (Kennes, Thalasso, 1998; Szklarczyk, 1991) (rozdział 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*).

1.4. Parametry materiałów wypełniających istotne dla procesu biofiltracji

Wybierając materiały, które mają być zastosowane jako wypełnienia biofiltrów należy uwzględnić takie ich właściwości, jak (Kennes, Thalasso, 1998; Kulig, 1994; Szklarczyk, 1991; Szklarczyk, Czermarmazowicz, 1996; VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994):

- powierzchnia właściwa,
- pojemność sorpcyjna,
- maksymalna higroskopowość (związana z powierzchnią właściwą),
- porowatość,
- struktura,
- charakterystyka uziarnienia (determinująca powierzchnię właściwą, pojemność sorpcyjną i opory przepływu fazy gazowej),
- gęstość zasiedlenia przez mikroorganizmy,
- zawartość substancji odżywczych (warunkująca rozwój i aktywność biochemiczną mikroorganizmów),
- zawartość próchnicy (mająca wpływ zarówno na zawartość substancji odżywczych i liczebność mikroorganizmów, jak i pojemność sorpcyjną materiału),
- opory przepływu gazu przez materiał (związane z porowatością i charakterystyką uziarnienia materiału oraz z kosztami inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi instalacji),
- zdolność zatrzymywania wody,
- buforowość,
- zapach własny,
- trwałość (stopień rozkładu materiału),
- niezbędne zabiegi pielęgnacyjne,
- dostępność materiału i jego koszt.

Duża powierzchnia właściwa materiału jest jednym z czynników warunkujących jego właściwości sorpcyjne. Ma również wpływ na proces biodegradacji, gdyż daje w efekcie dużą powierzchnię dla wzrostu mikroorganizmów. Duża pojemność sorpcyjna umożliwia

efektywną sorpcję zanieczyszczeń w warstwie wypełnienia biofiltru. Odpowiednio duża porowatość materiału zapewnia mały spadek ciśnienia gazu przepływającego przez biofiltr, mniejsze zużycie energii w trakcie eksploatacji, dobre odwadnianie i napowietrzanie warstwy wypełnienia. Struktura porów i rozkład rozmiarów ziaren muszą zapewnić dużą aktywność powierzchniową przy niskim spadku ciśnienia gazu. Regularna, równa struktura materiału wypełniającego umożliwia równomierny przepływ gazów i małe opory. Duża zawartość substancji organicznych daje w efekcie dużą ilość substancji odżywczych dla mikroorganizmów, zwiększa gęstość zasiedlenia przez mikroorganizmy materiału wypełniającego, a w związku z tym wydłuża okres jego użytkowania (*Kennes, Thalasso, 1998; Poradnik..., 1999; VDI-Richtlinien, 1991*). Materiał wypełniający, który stwarza korzystne warunki środowiskowe dla mikroorganizmów, tym samym umożliwia uzyskanie dużej szybkości biodegradacji w procesie biofiltracji (*Warych, 1994*). Aktywność materiału wypełniającego (odnosząca się zarówno do biodegradacji, jak i sorpcji) (*Poradnik..., 1999*) decyduje o wielkości powierzchni biofiltru oraz grubości jego warstwy wypełnienia. Ma to bezpośredni wpływ na koszty inwestycyjne i eksploatacyjne instalacji (*Rutkowski, 1996*). Niskie opory przepływu gazu przez warstwę wypełnienia przyczyniają się do prawidłowej eksploatacji biofiltru (brak wydmuchiwanie materiału) oraz obniżają jego koszty inwestycyjne i eksploatacyjne. Dobra retencja wody w materiale wypełniającym umożliwia utrzymanie odpowiedniego poziomu wilgotności. Brak ekstremalnych wahań odczynu materiału zapewnia dobrą buforowość w stosunku do wahań pH gazów. Nieznaczny specyficzny zapach materiału wypełniającego (brak nieprzyjemnego zapachu) umożliwia nie tylko oczyszczanie gazu, ale również jego dezodoryzację. Niski stopień rozkładu materiału daje w efekcie dłuższą trwałość użytkową (sporadyczne uzupełnianie materiału wypełniającego). Zagęszczanie warstwy wypełnienia z czasem powinno być minimalne (*Kennes, Thalasso, 1998; Kulig, 1994; VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994*).

Porowatość materiału wypełniającego może wynosić od 20 do 80% w zależności od rodzaju materiału i jego stanu (*VDI-Richtlinien, 1991*). Wypełnienia w postaci ziemi urodzajnej mają porowatość 40÷50%, powierzchnię właściwą 1÷100 m²/g. Porowatość kompostu wynosi według *Kuliga i Skalmowskiego (1996)* 63÷76%, a według *Warycha (1994)* - 50÷80% i ma on podobną powierzchnię właściwą do ziemi urodzajnej. Często wymaga się, aby świeży (surowy) materiał wypełniający miał odczyn (pH) 7÷8, objętość porów powyżej 90%, a średnicę d₅₀ ziarna większą niż 4 mm (*Warych, 1994*).

Syrek (1995) podaje niektóre właściwości torfu, kompostu oraz kompostu z kory. Za najbardziej wilgotny uznaje kompost z kory (ok. 70%), pozostałe 46÷48%. Za najbardziej porowaty - torf - 92%, pozostałe ok. 77%. Najmniejszy opór przy przepływie gazu w zależności od obciążenia objętościowego stawia biofiltr torfowy, nieco większy kora,

natomiast opory przepływu dla filtru kompostowego rosną gwałtownie wraz ze wzrostem obciążenia objętościowego (rozdział 1.4.7. *Opory przepływu gazu przez materiał wypełniający*). Interesującą właściwością torfu jest zdolność wymiany kationów w ilości 140 milirównoważników (me)/100 g (Syrek, 1995).

Według niektórych autorów (Kennes, Thalasso, 1998) gleba charakteryzuje się większą buforowością niż kompost, który z kolei ma większą buforowość niż kora (Smet et al., 1996). Torf odznacza się zwykle niskim odczynem (pH) ($3 \div 4$) i małą buforowością (Kennes, Thalasso, 1998), w związku z czym właściwe przygotowanie tego materiału wypełniającego może być koniecznym warunkiem wysokiej efektywności biofiltracji (rozdział 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*).

W odróżnieniu od sorbentów mineralnych, materiały wymienione w rozdziale 1.3 (*Materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów*) zawierają mikroorganizmy zdolne do utleniania przede wszystkim związków organicznych. Aby zapewnić im odpowiednie warunki życiowe, konieczna jest obecność w środowisku wodnym takich pierwiastków jak węgiel, azot, fosfor, siarka, wapń, magnez, żelazo i innych pierwiastków śladowych. Stosunek pierwiastków C:N:P w materiale wypełniającym powinien wynosić według Warycha (1994) 100:5:1, a według VDI-Richtlinien (1991) 200:10:1. Weckhuisen et al. (1993) oraz Smet et al. (1996) podają, że C/N dla kompostów zwykle wynosi $10 \div 18$, dla torfu 11,5 (Kennes, Thalasso, 1998), a dla kory drzewnej 119 (Smet et al., 1996). Natomiast kompost wytwarzany w Polsce z odpadów komunalnych powinien zawierać według BN-89/9103-09 minimum 20% s.m. substancji organicznych (20% s.m. dla klasy III kompostu, 30% s.m. dla klasy II i 40% s.m. dla klasy I), minimum 8% s.m. węgla organicznego (8% s.m. dla klasy III, 13% s.m. dla klasy II i 18% s.m. dla klasy I), minimum 0,3% s.m. azotu organicznego (0,3% s.m. dla klasy III, 0,6% s.m. dla klasy II i 0,8% s.m. dla klasy I), minimum 0,3% s.m. fosforu (0,3% s.m. dla klasy III, 0,4% s.m. dla klasy II i 0,6% s.m. dla klasy I).

Należy jednak pamiętać, że związki organiczne zawarte w materiałach naturalnych stanowiących wypełnienia biofiltrów są także rozkładane przez mikroorganizmy w czasie pracy instalacji. W związku z tym w trakcie eksploatacji biofiltrów zarówno ich struktura, jak i własności mogą ulegać zmianom. Zmiany struktury materiału wypełniającego wywołuje również sam przepływ mediów, gazu oraz wody (podczas deszczów oraz sztucznego nawilżania) (Szklarczyk, 1991).

1.4.1. Powierzchnia właściwa

Materiały stosowane jako wypełnienie biofiltrów (kompost, ziemia urodzajna, torf, często w mieszaninie ze żwirem, korą, liśćmi drzew i inne) podobnie jak masa glebowa składają się z fazy stałej, ciekłej i gazowej. Faza ciekła i gazowa wypełniają pory nie zajęte przez fazę stałą. Faza stała składa się z substancji mineralnych, organicznych oraz organiczno-mineralnych. Materiały te tworzą układy dyspersyjne (*Dobrzański, 1995; Świącicki, 1981*). Układ monodispersyjny jest to taki układ, którego cząstki fazy rozproszonej mają jednakowe wymiary, natomiast w układzie polidispersyjnym cząstki są różnych wymiarów. Układy polidispersyjne tworzą m.in. gleby, jak również komposty i torfy.

Stopień rozdrobnienia układu dyspersyjnego charakteryzuje **powierzchnia właściwa** (*Świącicki, 1981*). Stanowi ona ważną charakterystykę stopnia dyspersji cząstek (*Rewut, 1980*). Wraz z rozdrobnieniem cząstek glebowych bądź materiałów wypełniających biofiltry wzrasta powierzchnia właściwa fazy rozproszonej oraz aktywność i zdolność wchodzenia w reakcję z molekułami i jonami znajdującymi się w roztworze (*Świącicki, 1981*). Powierzchnia właściwa jest więc ściśle związana z sorpcją fizyczną czyli powierzchniową. Wraz ze wzrostem powierzchni właściwej wzrasta sorpcja powierzchniowa (rozdział 1.2.1. *Sorpcja*).

Rozwinięta powierzchnia właściwa jest ważną właściwością gleb, a także materiałów służących jako wypełnienia biofiltrów. Z powierzchnią właściwą związane są najważniejsze ich właściwości fizyczne, chemiczne, fizyczno-chemiczne i biologiczne. Na przykład od stopnia dyspersji zależy zdolność do adsorpcji składników pokarmowych (w glebach), gazów, pary wodnej oraz zatrzymywania pewnych ilości wody w stanie wolnym (*Rewut, 1980*).

Powierzchnia właściwa jest określana jako sumaryczna powierzchnia cząstek w gramie materiału [m^2/g] (*Rewut, 1980; Ciborowski, 1965*) lub jako całkowita powierzchnia 1 cm^3 fazy rozproszonej ($D = \frac{A}{V}$, gdzie: D - powierzchnia właściwa [cm^{-1}], A - całkowita powierzchnia fazy rozproszonej [cm^2], V - objętość fazy rozproszonej [cm^3]) (*Świącicki, 1981*).

Według *Ciborowskiego (1965)* dla materiałów o jednakowych ziarnach powierzchnia właściwa wynosi:

$$F = \frac{6 \cdot n}{\rho \cdot L} \quad [\text{m}^2/\text{kg}] \quad (1.1)$$

gdzie: ρ - gęstość materiału [kg/m^3],

L - wymiar liniowy ziarna (krawędzi, średnicy) [m],

n - współczynnik, będący stosunkiem powierzchni właściwej danego materiału do powierzchni właściwej tego samego materiału, ale składającego się z jednakowych kul; maleje on do $n = 1$ przy zmniejszaniu wielkości ziarna materiału rozdrabnianego, wskutek wzrostu stopnia regularności ziaren; wartości współczynnika n można wyznaczyć doświadczalnie.

W przypadku materiału o różnych wielkościach ziaren, można go przesiać na szereg frakcji i dla każdej frakcji określić przeciętną wielkość ziarna L_i . Powierzchnia właściwa wynosi wówczas (Ciborowski, 1965):

$$F = \frac{6}{\rho} \sum \frac{n_i \cdot x_i}{L_i} \quad [\text{m}^2/\text{kg}] \quad (1.2)$$

gdzie: L_i - przeciętna wielkość ziarna danej frakcji [m],

ρ - gęstość materiału [kg/m^3],

x_i - ułamki masowe kolejnych frakcji,

n_i - współczynniki, zależne w tym przypadku od wielkości ziarna L_i .

Należy przy tym pamiętać, że w zależności od budowy minerałów danego materiału, czy struktury cząstek elementarnych trzeba brać pod uwagę powierzchnię właściwą zewnętrzną, wewnętrzną i sumaryczną. Jeśli mamy do czynienia z dobrze zaokrąglonymi cząstkami kwarcu, granitu lub odłamkami innych skał, to możemy uwzględnić tylko zewnętrzną powierzchnię właściwą. Natomiast w minerałach ilastych o strukturze warstwowej należy uwzględnić zarówno zewnętrzną, jak i wewnętrzną powierzchnię właściwą (Rewut, 1980). Powierzchnie właściwe piasków określone różnymi metodami przedstawiono w tabeli 1.3.

Tabela 1.3. Powierzchnie właściwe piasków określone różnymi metodami (Rewut, 1980).

Sorbent	S_r (cm^2/g)	S_a (cm^2/g)	S_a/S_r
Piasek kwarcowy: 0,45-0,5 mm	60,5	90,1	1,49
0,25-0,1 mm	131,4	198,7	1,51

Przytoczone dane, przedstawiające powierzchnię właściwą piasków oznaczoną geometrycznie (S_r) i metodą sorpcji pary wodnej (S_a) wykazują zadowalającą zbieżność. W tym wypadku niczego innego nie można było oczekiwać, ponieważ obiekt badań nie ma powierzchni wewnętrznej. Dlatego wszystkie metody powinny dawać mniej więcej jednakowe wyniki (Rewut, 1980).

Powierzchnia wewnętrzna występuje m.in. w próchnicy oraz we wtórnych minerałach ilastych, w przestrzeniach międzypakietowych. Powierzchnia zbiorowa montmorylonitu wynosi $800 \text{ m}^2/\text{g}$, a kaolinitu $80 \text{ m}^2/\text{g}$ (Święcicki, 1981). Natomiast powierzchnia właściwa węgla aktywnego (jednego z najstarszych i najpospolitszych sorbentów) przy sferycznym kształcie cząstek waha się w zakresie $1000\div 1300 \text{ m}^2/\text{g}$ (Warych, 1994). Przykłady wartości powierzchni właściwej różnych gleb przedstawiono w tabeli 1.4, a niektórych materiałów wypełniających biofiltry - w rozdziale 1.4. *Parametry materiałów wypełniających istotne dla procesu biofiltracji.*

Tabela 1.4. Przykłady powierzchni właściwej niektórych składników glebowych oraz gleb.

Gleba/Składniki glebowe	Powierzchnia właściwa [m ² /g]	Metoda oznaczania	Literatura
gleba kasztanowa wytworzona z piasku gliniastego	6	ozn. metodą adsorpcji azotu w niskiej temperaturze	<i>Rewut, 1980</i>
gleba kasztanowa wytworzona z piasku gliniastego	64	ozn. metodą glikoetylenową	<i>Rewut, 1980</i>
gleba kasztanowa wytworzona z pyłu ilastego	35	ozn. metodą adsorpcji azotu w niskiej temperaturze	<i>Rewut, 1980</i>
gleba darniowo-bielicowa wytworzona z pyłu ilastego	8,4	ozn. metodą adsorpcji azotu w niskiej temperaturze	<i>Rewut, 1980</i>
gleba brunatna i płowa wytworzona z piasków	3,5 ÷ 67,2	ozn. metodą adsorpcji pary wodnej	<i>Dobrzański, 1995</i>
gleba brunatna i płowa wytworzona z utworów pyłowych	24 ÷ 117,3	ozn. metodą adsorpcji pary wodnej	<i>Dobrzański, 1995</i>
gleba brunatna i płowa wytworzona z glin i ilów	22,3 ÷ 269	ozn. metodą adsorpcji pary wodnej	<i>Dobrzański, 1995</i>
gleba gliniasta	22	ozn. na podstawie obliczeń geometrycznych	<i>Rewut, 1980</i>
rędziny	16,5 ÷ 166,7	ozn. metodą adsorpcji pary wodnej	<i>Dobrzański, 1995</i>
mady i czarne ziemie	31,3 ÷ 276,1	ozn. metodą adsorpcji pary wodnej	<i>Dobrzański, 1995</i>
czarnoziemy	10 ÷ 50	ozn. metodą adsorpcji azotu w niskiej temperaturze	<i>Rewut, 1980</i>
bentonit	43	ozn. metodą adsorpcji azotu w niskiej temperaturze	<i>Rewut, 1980</i>
montmorylonit	700 ÷ 800	ozn. metodą adsorpcji pary wodnej	<i>Dobrzański, 1995</i>
illit	100 ÷ 175	ozn. metodą adsorpcji pary wodnej	<i>Dobrzański, 1995</i>
kaolinit	10 ÷ 30	ozn. metodą adsorpcji pary wodnej	<i>Dobrzański, 1995</i>

1.4.2. Wilgotność higroskopowa i maksymalna higroskopowość

Wilgotność higroskopowa i maksymalna higroskopowość są terminami stosowanymi przede wszystkim w gleboznawstwie. Ze względu na to, że wartość maksymalnej higroskopowości można wykorzystać do oszacowania powierzchni właściwej, a materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów można porównać do utworów glebowych, w niniejszej pracy postanowiono omówić to zagadnienie.

Zależnie od rodzaju i wielkości sił działających na wodę w utworach glebowych można wyróżnić kilka jej postaci (form). Do głównych należą: woda w postaci pary wodnej, woda molekularna (woda higroskopowa, woda błonkowata), woda kapilarna (woda kapilarna właściwa, woda kapilarna przywierająca/zawieszona), woda wolna (woda infiltracyjna/przesiākająca, woda gruntowo-glebową). Oprócz tej klasyfikacji istnieje wiele innych, różniących się kryteriami lub szczegółowością podziału. W niektórych z nich wodę kapilarną zalicza się do wody wolnej, w innych wyróżnia się jako odrębne postacie wodę chemiczną, wodę krystalizacyjną czy też wodę w stanie stałym. Głównym czynnikiem różnicującym ilościowy udział poszczególnych postaci wody jest skład granulometryczny.

W obrębie tworzącej się wokół cząsteczek glebowych warstewki wody molekularnej można wydzielić dwie strefy różniące się przede wszystkim wielkością sił wiązania, strefę wody higroskopowej i strefę wody błonkowej.

Woda higroskopowa jest to woda tworząca na powierzchni cząstek glebowych powłokę bezpośrednio do nich przylegającą. Woda ta może pochodzić z pary wodnej, powietrza glebowego bądź atmosferycznego (Dobrzański, 1995). Duże znaczenie przy sorpcji cząsteczek wody z otaczającej atmosfery ma wilgotność względna powietrza. Im mniejszy

jest stosunek $\frac{P}{P_0}$ (wilgotność względna powietrza (W_w) wyrażana wzorem

$W_w = \frac{P}{P_0} \times 100\%$, gdzie P_0 - ilość pary potrzebnej do całkowitego wysycenia powietrza, P

- ilość pary zawartej w powietrzu), tym więcej cząsteczek wody pochłania gleba. Ponadto na wielkość adsorpcji wody wpływa temperatura powietrza. Przy danej wilgotności względnej wielkość sorpcji znajduje się w odwrotnej zależności od temperatury powietrza: im wyższa jest temperatura powietrza, tym mniej wody adsorbuje gleba, i odwrotnie. Tak więc adsorbowana przez daną glebę ilość pary znajduje się w dynamicznej równowadze z otaczającym powietrzem. Zmiana temperatury i wilgotności względnej powietrza prowadzi do sorpcji przez glebę nowych ilości pary wodnej lub też ich desorpcji do otaczającej atmosfery. Wynika stąd, że próbki gleby nie można całkowicie wysuszyć w powietrzu. Zawsze bowiem pozostanie w glebie pewna ilość wody odpowiadająca danej temperaturze i

wilgotności powietrza. Ilość wody sorbowanej przez glebę przy danej temperaturze i wilgotności powietrza, wyrażoną w %, nazywa się wilgotnością higroskopową gleby, a wodę taką - wodą higroskopową (Rewut, 1980).

Wilgotność higroskopową oznacza się symbolem W_h lub WH i wyraża się w procentach w stosunku do masy absolutnie suchej gleby. Wilgotność higroskopowa jest wielkością zmienną i dlatego ilekroć się ją oznacza, należy podać, w jakich warunkach hydrotermicznych pobrano próbkę gleby do analizy (Rewut, 1980).

W odróżnieniu od wilgotności higroskopowej, która jest wielkością zmienną, istnieje jeszcze **maksymalna higroskopowość** (M_h) (Dobrzański, 1995; Rewut, 1980) zwana też maksymalną wilgotnością higroskopową (W_{hm} , WHM, W_{hmax}) (Rewut, 1980) lub pojemnością higroskopową (Dobrzański, 1995; Świącicki, 1981). Jest to wielkość ustalona empirycznie przez Mitscherlicha. M_h (W_{hm}) jest wielkością bardziej stałą niż W_h , ponieważ określa się ją przy stałych warunkach zewnętrznych. Przez maksymalną higroskopowość przyjęto rozumieć tę ilość wody, którą gleba pochłania z atmosfery wysyczonej parą wodną, czyli przy $\frac{P}{P_0} = 100\%$ (Rewut, 1980) lub jak podają inni autorzy (Dobrzański, 1995;

Świącicki, 1981) przy nasyceniu powietrza glebowego $\frac{P}{P_0} = 0,94$.

Jej wielkość waha się w bardzo szerokich granicach (tabela 1.5).

Jeśli oznaczanie M_h prowadzi się w jednakowej temperaturze, to można mieć pewność, że jej wielkość zależy wyłącznie od stopnia dyspersji próbki gleby, czyli od jej powierzchni właściwej. Im większy stopień dyspersji gleby, tym większa jej powierzchnia właściwa i tym większa M_h . Tak więc M_h stanowi swego rodzaju charakterystykę stopnia dyspersji gleb. Obszerny materiał doświadczalny wskazuje na to, że wszędzie, gdzie na podstawie składu mechanicznego, zawartości materii organicznej oraz pojemności wymiennej w stosunku do kationów można oczekiwać większej powierzchni właściwej gleby, M_h jest również znacznie większa (Rewut, 1980).

Na podstawie maksymalnej higroskopowości M_h są obliczane: ciepło zwilżania gleb, powierzchnia właściwa gleb oraz woda fizjologicznie nieużyteczna dla roślin. Powierzchnię właściwą gleb według Zunkera (Świącicki, 1981) przedstawia wzór:

$$U = 160 M_h(1 + 0,0016 M_h^3) \quad (1.3)$$

Tabela 1.5. Przykłady wartości maksymalnej higroskopowości.

Rodzaj utworu	Maksymalna higroskopowość w_{hmax} [%]	Literatura
Montmorylonit	30÷39	<i>Dobrzański, 1995</i>
	27÷42,5	<i>Święcicki, 1981</i>
Hydromiki	2,5÷7	<i>Dobrzański, 1995; Święcicki, 1981</i>
Kaolinit	2,2÷3,9	<i>Dobrzański, 1995</i>
	40,5÷3,9	<i>Święcicki, 1981</i>
Piasek luźny	0,1÷3	<i>Dobrzański, 1995</i>
Piasek słabo gliniasty	0,6÷1,3	<i>Dobrzański, 1995</i>
Piasek gliniasty lekki	1÷1,8	<i>Dobrzański, 1995</i>
Gлина lekka	2,2÷3,2	<i>Dobrzański, 1995</i>
Gлина średnia	4,7÷5,1	<i>Dobrzański, 1995</i>
Gлина ciężka	6,2÷7	<i>Dobrzański, 1995</i>
Gлина	12,54	<i>Rewut, 1980</i>
Pył ilasty	5	<i>Dobrzański, 1995</i>
	2,53	<i>Rewut, 1980</i>
Czarnoziem	14,6	<i>Rewut, 1980</i>
	6,19	<i>Święcicki, 1981</i>
Czerwonoziem	14,04	<i>Rewut, 1980</i>
Torf niski	46,13	<i>Święcicki, 1981</i>
Gytie	22÷24	<i>Dobrzański, 1995</i>
Less	4,18	<i>Rewut, 1980</i>
Bielica	2,48	<i>Święcicki, 1981</i>
	1,62	<i>Rewut, 1980</i>

1.4.3. Pojemność sorpcyjna

Z własnościami sorpcyjnymi materiału wiąże się jego pojemność sorpcyjna. Wszystkie czynniki, które powodują pochłanianie cząstek bądź też jonów z fazy ciekłej i gazowej nazywane są w gleboznawstwie sorpcyjnym kompleksem glebowym (*Święcicki, 1981*). Sorpcyjny kompleks glebowy jest to silnie zdyspergowana koloidalna faza stała decydująca o zjawiskach sorpcyjnych zachodzących w glebach (*Dobrzański, 1995*). Są to przede wszystkim koloidy organiczne (próchnica, białko glebowe, celuloza, lignina), mineralne (minerały ilaste - krystaliczne minerały glinokrzemianowe grupy montmorylonitu, kaolinitu, illitu; koloidalne wodorotlenki żelaza i glinu; grupa uwodnionych mik; koloidalna krzemionka; koloidalny fosforan trójwapniowy; koloidalny węgiel wapnia; koloidalne

związki manganu) oraz organiczno-mineralne (np. kompleksy ilasto-próchnicze) (Dobrzański, 1995; Święcicki, 1981).

Sorbenty wchodzące w skład kompleksu sorpcyjnego decydują o powierzchni zewnętrznej i o aktywnej powierzchni wewnętrznej. Wyróżnia się sorbenty o strukturze permutoidalnej, wykazującej dużą sorpcyjną powierzchnię wewnętrzną, o strukturze średnio zbitej (uwodnione miki) oraz o strukturze zbitej (kaolinit), który wykazuje małą sorpcyjną powierzchnię wewnętrzną (Święcicki, 1981).

Pojemność sorpcyjna (T) gleb w stosunku do kationów jest to sumaryczna liczba wszystkich kationów, łącznie z jonami wodorowymi H^+ i glinowymi Al^{3+} , które mogą być zasorbowane przez 100 g gleby:

$$T = S + H \quad (1.4)$$

gdzie: S - suma kationów metali o charakterze zasadowym,

H - kwasowość hydrolityczna.

Pojemność sorpcyjna jest zwykle wyrażana w milirównoważnikach na 100 g gleby [me/100 g] lub (ostatnio coraz częściej) w [cmol(+)/kg] (Białousz, Skłodowski, 1982; Dobrzański, 1995; Ostrowska et al., 1991; Siuta, 1995; Święcicki, 1981).

Niektóre właściwości kompleksu sorpcyjnego różnych typów i podtypów gleb przedstawiono w tabeli 1.6.

W glebach bardzo kwaśnych znaczną część pojemności sorpcyjnej wypełniają jony H^+ (Al^{3+}). W glebach niekwaśnych i słabo kwaśnych kompleks sorpcyjny nasycony jest dwu- i jednowartościowymi kationami metalicznymi, o których mówi się potocznie, że mają charakter zasadowy. W ten sposób przeciwstawia się je kationom H^+ stanowiącym o kwasowości środowiska (Siuta, 1995). Pojemność sorpcyjna w większości przypadków wzrasta wraz ze wzrostem odczynu (pH) (Dobrzański, 1995).

Dodatni wpływ substancji próchnicznej na pojemność sorpcyjną zaznacza się wyraźnie zarówno przy porównywaniu różnych gleb, jak i poziomów próchnicznych z bezpróchnicznymi w tej samej glebie (Siuta, 1995).

Tabela 1.6. Niektóre właściwości kompleksu sorpcyjnego różnych typów i podtypów gleb (poziomy próchnicze) (*Bialousz, Skłodowski, 1982*).

Typ i podtyp gleby	me/100 g gleby			
	H	S	T	V [%]
Gleba bielkowa próchniczno-żelazista (leśna)	5,92	0,13	6,05	2,1
Gleba rdzawa bielkowa (leśna)	9,39	0,90	10,29	8,7
Gleba rdzawa właściwa (leśna)	5,92	2,48	8,40	29,4
Gleba płowa właściwa (orna)	2,68	1,35	4,03	33,5
Gleba brunatna wylugowana (orna)	1,78	1,98	3,76	52,7
Gleba brunatna właściwa (orna)	1,55	10,87	12,42	87,5
Gleba opadowo-glejowa (orna)	2,25	1,48	3,73	39,7
Czarna ziemia właściwa (orna)	0,90	5,50	6,40	85,9
Czarnoziem leśno-stepowy słabo zdegradowany (orna)	2,89	16,08	18,97	84,8
Rędzina właściwa (orna)	0,00	17,70	17,70	100,0

V - stopień nasycenia kompleksu sorpcyjnego jonami metali o charakterze zasadowym

Wahania pojemności sorpcyjnej gleb ornych w Polsce są bardzo duże. Wartości najniższe - charakterystyczne dla najłagodniejszych gleb piaskowych - wynoszą 1÷3 milirównoważników. Gleby piaskowe uznawane jako nadające się do użytkowania rolniczego sorbuja 3÷6 milirównoważników kationów. Dotyczy to jednak tylko poziomu ornopróchniczego. Gleby piaskowe gliniaste mają wyższą pojemność sorpcyjną. Jest ona jednak ciągle większa w poziomie ornopróchnicznym niż w poziomach podpróchnicznych. Wartości średnie wynoszą 5÷8 milirównoważników na 100 g gleby. Gleby średnio zwarte i ciężkie, pochłaniają przeciętnie 20÷30 milirównoważników, ale wielkości maksymalne przekraczają 40 milirównoważników (*Siuta, 1995*). Natomiast pojemność sorpcyjna torfów jest na ogół bardzo wysoka. Ogólną pojemność sorpcyjną kilku typów torfów oraz ilość zasorbowanych przez nie jonów wodorowych przedstawiono w tabeli 1.7.

Pojemność sorpcyjna torfów niewątpliwie uzależniona jest w dużym stopniu od zawartości substancji humusowych oraz udziału w nich poszczególnych frakcji, głównie kwasów huminowych i fulwowych. Różne torfy odznaczają się różną pojemnością sorpcyjną i różną wielkością kompleksu sorpcyjnego. Najmniejsza jest pojemność sorpcyjna torfów wysokich, następnie - przejściowych, a największa cechuje torfy niskie (*Maksimow, 1959*).

Tabela 1.7. Ogólna pojemność sorpcyjna torfów (Maksimow, 1959).

Gatunek torfu	Zasorbowane jony H ⁺	Ogólna pojemność sorpcyjna
	w milirównoważnikach na 100 g a.s.m. torfu	
Sfagowany, słabo rozłożony	93	114
Sfagowany rozłożony	129	153
Wełniankowo-sfagowany	111	136
Trzcinowy	140	142
Turzyc.-traw.	118	140
Szuwarowy	81	94

1.4.4. Porowatość

Masa materiałów stanowiących wypełnienie biofiltrów podobnie, jak masa glebowa składa się z fazy stałej, ciekłej i gazowej. Faza ciekła oraz gazowa wypełniają pory - przestrzenie nie zajęte przez fazę stałą (Święcicki, 1981).

W gleboznawstwie **porowatość ogólna** zwana też porowatością gleby jest to całkowita objętość przestrzeni (przestworów, porów) między cząstkami fazy stałej gleby, wypełnionej powietrzem lub wodą. Ilościowo określa się ją **współczynnikiem porowatości n**, zwanym również porowatością. Jest to stosunek objętości przestworów w glebie V_p do objętości całej gleby V :

$$n = \frac{V_p}{V} = 1 - \frac{\rho_{os}}{\rho} \quad [\%] \quad (1.5)$$

gdzie:

V_p - objętość przestrzeni wolnych, $V_p = V_w + V_a$ (V_w - objętość przestrzeni zajętych przez wodę, V_a - objętość przestrzeni zajętych przez powietrze), [m³]

V - całkowita objętość gleby, $V = V_s + V_p$ (V_s - objętość fazy stałej gleby), [m³]

ρ - gęstość gleby (właściwa, rzeczywista) - określana jako stosunek masy fazy stałej gleby (próbka sucha) do objętości zajmowanej przez tę fazę [g/cm³],

ρ_{os} - gęstość objętościowa gleby suchej (pozorna) - określana jako stosunek masy fazy stałej gleby (próbka sucha) do całkowitej objętości próbki [g/cm³].

Natomiast **wskaznik porowatości** ε (e_p) jest to stosunek objętości przestworów w glebie do objętości fazy stałej gleby:

$$\varepsilon = \frac{V_p}{V_s} = \frac{\rho}{\rho_{os}} - 1 \quad [\%] \quad (1.6)$$

$$\varepsilon = \frac{n}{1-n} \quad (1.7)$$

(oznaczenia, jak we wzorze (1.5)).

Porowatość wyraża się w procentach lub jako ułamek dziesiętny (*Dobrzański, 1995; Święcicki, 1981*).

Przykłady porowatości różnych utworów glebowych podano w tabeli 1.8.

Tabela 1.8. Średnia porowatość różnych utworów glebowych.

Utwór glebowy	Porowatość ogólna [%]	Literatura
Piasek luźny	37,7	<i>Dobrzański, 1995</i>
Piasek słabo gliniasty	33,7	<i>Dobrzański, 1995</i>
Piasek gliniasty lekki	36,9	<i>Dobrzański, 1995</i>
Piasek gliniasty mocny	36,8	<i>Dobrzański, 1995</i>
Gлина lekka	40,7	<i>Dobrzański, 1995</i>
Gлина średnia	41,7	<i>Dobrzański, 1995</i>
Pył zwykły	46,6	<i>Dobrzański, 1995</i>
Pył ilasty	47,9	<i>Dobrzański, 1995</i>
Il	50,6	<i>Dobrzański, 1995</i>
Gleba darniowa zbielicowana	43÷54	<i>Maksimow, 1959</i>
Gлина ciężka	48÷56	<i>Maksimow, 1959</i>
Torf turzycowo-łąkowy	70÷83	<i>Maksimow, 1959</i>
Torf brzoźowo-łąkowy	81÷89	<i>Maksimow, 1959</i>
Torf turzycowo-hypnowy	88÷92	<i>Maksimow, 1959</i>

Syrek (1995) podaje, że porowatość torfu wynosi około 92%, a kompostu około 77%. Według *Warycha (1994)* ziemia urodzajna stosowana jako wypełnienie biofiltrów ma porowatość 40÷50%, a kompost - 50÷80%. *Kulig i Skalmowski (1996)* donoszą natomiast o porowatości kompostu z odpadów komunalnych, powstałego w kompostowni Radiowo w Warszawie, w zakresie 63÷76% (rozdział 1.4. *Parametry materiałów wypełniających istotne dla procesu biofiltracji*).

Porowatość zależy od wielu czynników. Można je dla uproszczenia ująć w dwie umowne grupy. Jedną z nich, niekiedy nazywaną grupą czynników wewnętrznych, związana jest z właściwościami tworzywa mineralnego i organicznego materiału, a więc ze składem granulometrycznym, stopniem obtoczenia ziaren, rodzajem minerałów ilastych, ilością i rodzajem próchnicy, stopniem wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami, składem kationów wymiennych tego kompleksu, rodzajem i trwałością struktury, układem gruzełków i cząstek (pory mogą znajdować się nie tylko pomiędzy gruzełkami, ale i w samych gruzełkach, wskutek czego ogólna porowatość znacznie się zwiększa). Drugą grupę stanowią tzw. czynniki zewnętrzne, do których zaliczane się warunki meteorologiczne, ilość i skład jakościowy mikro i makro flory i fauny, a także rodzaj zastosowanych zabiegów nawozowych i użyźniających (Dobrzański, 1995; Świącicki, 1981).

Porowatość materiału wypełniającego biofiltr będzie większa przy ścianach niż w środkowej jego części. Duże znaczenie ma szorstkość ziaren wypełnienia. Im bardziej szorstka jest ich powierzchnia (przy tej samej wielkości i kształcie), tym większa będzie porowatość, gdyż większe tarcie zapobiega najciaśniejszemu ułożeniu. Wreszcie porowatość wypełnień składających się z ziaren o różnej wielkości będzie mniejsza od porowatości wypełnienia z elementów jednakowych, co jest spowodowane możliwością zapełniania szczelin między dużymi ziarnami przez ziarna małe (Ciborowski, 1955).

Porowatość warunkuje stosunki powietrzno-wodne materiału. Dzięki porowatości może do niego wnikać powietrze, ciepło, woda, a w przypadku gleb również korzenie roślin i organizmy glebowe. Porowatość wpływa więc zdecydowanie na przebieg procesów fizyczno-chemicznych, biologicznych oraz wietrzeniowych (Świącicki, 1981).

1.4.5. Zasiedlenie materiału wypełniającego przez mikroorganizmy

Biodegradacja w procesie biofiltracji jest możliwa dzięki obecności mikroorganizmów w warstwie wypełnienia biofiltrów. Mikroorganizmy są wrażliwe na wiele czynników środowiska, które wpływają na ich aktywność w rozkładaniu zanieczyszczeń (Szklarczyk, 1991). O bytowaniu i rozwoju mikroorganizmów decyduje m.in. zawartość substancji organicznej i składników mineralnych (dostępność pokarmu), skład mechaniczny materiału, odczyn, temperatura, wilgotność, promieniowanie (Szklarczyk, 1991; Świącicki, 1981).

Wskutek niedostatku lub braku pokarmu następuje hamowanie rozwoju mikroorganizmów (Szklarczyk, 1991).

Skład mechaniczny decyduje głównie o stopniu nawilgotnienia, natlenienia oraz temperaturze materiału będącego środowiskiem życia mikroorganizmów.

W środowisku obojętnym lub słabo kwaśnym lepiej rozwijają się bakterie niż grzyby. Optymalny zakres odczynu (pH) dla większości bakterii mieści się w granicach $7 \div 7,5$, jednak mogą żyć również w zakresie $6 \div 8,5$. Bardzo niekorzystne są natomiast wartości poniżej 4 i powyżej 11. Częste i gwałtowne zmiany odczynu (pH) mają bardzo negatywny wpływ na aktywność bakterii (Szklarczyk, 1991). Przy odczynie kwaśnym materiału rozwijają się grzyby, zwłaszcza niektóre gatunki pleśni (Święcicki, 1981). Utrzymanie odpowiedniego odczynu materiału wypełniającego biofiltr ma więc istotne znaczenie. Umożliwiający to czynności podano w rozdziale 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*.

Promieniowanie o długości fal $200 \div 400$ nm, a szczególnie promieniowanie ultrafioletowe o $\lambda = 273$ nm, wpływa ujemnie na mikroorganizmy, niszcząc nie tylko ich formy wegetatywne, ale również przetrwalniki i zarodniki. Światło rozproszone wywiera na nie słaby wpływ (Szklarczyk, 1991; Święcicki, 1981).

Poszczególne gatunki bakterii mogą się rozwijać w określonym, swoistym zakresie temperatur. Poniżej temperatury minimalnej zanika aktywność bakterii. Temperatury wyższe od maksymalnej mogą wywoływać nie tylko zanik aktywności, lecz także ich obumieranie. Jednak zakres temperatur optymalnych, w którym bakterie wykazują swoją największą aktywność, jest stosunkowo duży. Zmiany temperatury wywołują natomiast procesy adaptacyjne polegające na rozwoju biocenozy najlepiej przystosowanej do aktualnych warunków cieplnych (Szklarczyk, 1991). Czynności umożliwiające utrzymanie odpowiedniej temperatury w trakcie biofiltracji podano w rozdziale 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*.

Mikroorganizmy mogą bytować tylko przy pewnym określonym uwilgotnieniu materiału. Zdolność do przeżycia w warunkach suszy mają bakterie i grzyby wytwarzające formy przetrwalnikowe. W glebach nadmierne uwilgotnienie wywiera większy wpływ hamujący na działalność mikrobiologiczną niż zbyt mała wilgotność (Rewut, 1980). Wartości optymalnej wilgotności oraz czynności umożliwiające jej utrzymanie w trakcie biofiltracji podano w rozdziale 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*.

Większość materiałów służących jako wypełnienia biofiltrów, takich jak ziemia urodzajna, kompost, torf i inne (rozdział 1.3. *Materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów*) zawiera populacje mikroorganizmów - głównie bakterii i grzybów - zdolnych do rozkładu zanieczyszczeń występujących w gazach.

Zaszczepianie wypełnień biofiltrów mikroorganizmami zwykle nie jest konieczne, ponieważ same szybko rozwijają się w materiale wypełniającym i przez wytwarzanie enzymów adaptacyjnych przystosowują się do rozkładu zanieczyszczeń występujących w gazach. W niektórych jednak przypadkach (omówionych w rozdziale 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*) zaszczepianie warstwy wypełnienia wyselekcjonowanymi szczepami mikroorganizmów może być wskazane (Kennes, Thalasso, 1998; VDI-Richtlinien, 1991). Wówczas stosuje się zazwyczaj kultury bakteryjne wyizolowane z osadów ściekowych, gleby lub kompostów, np. z rodzajów *Pseudomonas*, *Arthrobacter* i *Xanthomonas*. Ma to szczególne znaczenie przy usuwaniu z gazów związków trudno rozkładalnych na drodze biologicznej, np. węglowodorów takich, jak ksylen, styren, dichlorometan oraz 1,2-dichloroetan (Kennes, Thalasso, 1998). Szczepy bakteryjne wprowadzane do warstwy wypełnienia biofiltrów lub zidentyfikowane jako dominujące przedstawiono w tabeli 1.9.

Tabela 1.9. Bakterie wprowadzane do warstwy wypełnienia biofiltrów lub zidentyfikowane jako dominujące (Diks et al., 1994; Ergas et al., 1994, 1995; Kennes, Thalasso, 1998; Sly et al., 1993; Zilli et al., 1996).

Związek występujący w gazach poddawanych biofiltracji	Kultury bakteryjne
Aceton	Rhodococcus sp., Corynebacterium rubruni
Butanol	Pseudomonas fluorescens, Rhodococcus sp., Corynebacterium rubrum, Micrococcus luteus, Arthrobacter sp.
Dichlorometan	Pseudomonas putida
Dichlorometan	Hyphomicrobium sp.
1,2-Dichloroetan	Methylosinus trichosporium
Siarkowódór	Thiobacillus sp.
Izopropanol	Pseudomonas fluorescens, Rhodococcus sp.
Metan	Methylomonas fodinarum
Metanol	Pseudomonas fluorescens
Fenol	Pseudomonas putida
Trichloroetan	Methylosinus trichosporium

Według *Van Groenestijna i Hesselinka (1993)* intensywność biodegradacji zanieczyszczeń w procesie biofiltracji może być kontrolowana poprzez pomiar wydzielanego CO₂ w procesie rozkładu związków organicznych z zastosowaniem glukozy jako dodatkowego substratu oddechowego, określenie aktywności dehydrogenazowej mikroorganizmów oraz liczby mikroorganizmów w materiale wypełniającym.

1.4.6. Skład granulometryczny

Większość utworów glebowych różni się stopniem dyspersji, czyli zawiera cząstki o dużej rozpiętości średnic (*Rewut, 1980*). Dotyczy to również materiałów stosowanych jako wypełnienia biofiltrów. Poszczególne cząstki różnią się nie tylko wymiarami, ale i innymi właściwościami. W miarę zmniejszania się średnicy cząstek gleby wzrastają m.in. zawartość próchnicy, pojemność wymienna i maksymalna higroskopowość. Wraz ze wzrostem ich stopnia dyspersji, a więc i powierzchni właściwej, zwiększa się pojemność sorpcyjna, zdolność zatrzymywania substancji organicznych, składników pokarmowych, cząstek wody (*Rewut, 1980*). Ponieważ właściwości materiałów oraz zachodzące w nich procesy fizyczne, fizyczno-chemiczne i biologiczne są w znacznym stopniu zależne od rozdrobnienia fazy stałej, znajomość zawartości cząstek o określonych wymiarach ma dla jego charakterystyki duże znaczenie. Wymiary ziaren, z których zbudowana jest faza stała gleby są jednym z ważnych kryteriów klasyfikacji utworów glebowych (*Dobrzański, 1995*). Cząstki glebowe zgrupowane według określonych rozmiarów ich średnic określane są jako frakcje mechaniczne (*Święcicki, 1981*). Pomiarów ich wielkości i ilości mogą być wykonywane różnymi sposobami. Nazywa się je analizą składu granulometrycznego (mechanicznego gleby) lub składu ziarnowego, względnie analizą uziarnienia (*Dobrzański, 1995; Rewut, 1980*).

Do najprostszych metod mechanicznej analizy gleb zalicza się analizę sitową (*Rewut, 1980*). Polega ona na przesianiu określonej masy materiału przez komplet sit. Wyniki mogą być podawane w postaci procentu (ułamka) masy frakcji zatrzymanej na danym sicie (tzw. krzywa różniczkowa) lub w postaci ogólnego procentu (ułamka) materiału nie przechodzącego przez oczka danego sita, a więc zatrzymanego również przez sita o oczkach większych (tzw. krzywa całkowita). Materiał przechodzący przez najdrobniejsze sito jest określany mianem frakcji pozasitowej (*Ciborowski, 1965*). Masę cząstek odpowiadających danemu zakresowi rozmiarów wyrazić można jako ułamek frakcyjny lub skumulowany (sumaryczny). Jeżeli n_i odpowiada masie cząstek w i -tej frakcji, a $\sum n_i$ całkowitej masie cząstek wszystkich rozmiarów, to ułamek frakcyjny cząstek tych rozmiarów wynosi:

$$f_i = \frac{n_i}{\sum n_i} \quad (1.8)$$

Suma ułamków frakcyjnych $\sum f_i = 1$.

Wartość skumulowana natomiast równa jest:

$$F_j = \sum_{i=1}^j f_i \quad (1.9)$$

Wartość skumulowana, która odnosi się do cząstek o rozmiarach mniejszych niż największy rozmiar w j-tym przedziale nazywa się mniejszym przedziałem skumulowanym. Rozpatrując rozmiary większe mówi się natomiast o większym przedziale skumulowanym (*Warych, 1994*). Przedstawienie wyników w postaci krzywej uziarnienia ma dużo zalet, gdyż z takiego wykresu można odczytać np. zawartość frakcji nie określonych bezpośrednio w trakcie pomiarów (*Dobrzański, 1995*).

Do opisu zbiorowiska cząstek stosuje się również rozmiar pojedynczej cząstki reprezentującej właściwości typowe dla danego zakresu. Może to być m.in. mediana (d_{50}) dzieląca próbkę na dwie równe części określone przez masę cząstek (*Warych, 1994*) bądź średnica zastępcza ziaren (*Ciborowski, 1965*) zwana również przeciętną średnicą cząstek (*Warych, 1994*). Pojęcie średnicy zastępczej zostało wprowadzone ze względu na trudności w charakteryzowaniu rzeczywistych kształtów i wymiarów cząstek glebowych. Średnicami zastępczymi w pewnym sensie są również wymiary oczek sit (*Dobrzański, 1995*).

Podczas przesiewania drobnoziarnistego materiału, dla frakcji zatrzymanej między sitami o krawędziach oczek a_1 i a_2 , można określić przeciętne ziarno tej frakcji jako średnią geometryczną (*Ciborowski, 1965*):

$$d_z = \sqrt{a_1 \cdot a_2} \quad (1.10)$$

Jeżeli ułamki masowe poszczególnych frakcji o średnicach ziaren d_1, d_2, d_3, \dots , wynoszą f_1, f_2, f_3, \dots , wówczas przeciętna wielkość ziarna dla całej mieszaniny d_z (d_p) może być określona w następujący sposób (*Ciborowski, 1965; Warych, 1994*):

$$d_z = \sum f_i d_i \quad (1.11)$$

1.4.7. Opory przepływu

Jednym z ważniejszych zagadnień w procesie biofiltracji są opory przepływu.

Podstawowym elementem biofiltru jest jego wypełnienie, występujące zwykle w postaci organicznego, porowatego materiału. W trakcie przepuszczania gazów przez wypełnienie niekorzystnym zjawiskiem są opory przepływu. Dąży się do ich zminimalizowania, ponieważ mają decydujący wpływ na koszty inwestycyjne i eksploatacyjne, a także na sam przebieg procesu biofiltracji (*Don, 1985; Kennes, Thalasso, 1998; Kulig, 1994; Syrek,*

1995; Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994). Zagadnienie oporów przepływu przez warstwy sypkie i porowate omawia szeroko Ciborowski (1955).

W biofiltrach fazą ruchomą jest faza gazowa, co różni je od biołuczek i złoż biologicznych, gdzie fazami ruchomymi jest zarówno faza gazowa, jak i cieka (rozdział 1.1. *Metody biologicznego oczyszczania gazów*). W trakcie eksploatacji biofiltrów prowadzi się często nawilżanie ich warstw wypełnienia. Nie zachodzi jednak w tym wypadku stały przepływ fazy ciekłej. W biofiltrach jest ona związana przede wszystkim na powierzchni materiału wypełniającego (Kennes, Thalasso, 1998).

Poniżej przeanalizowano (za Ciborowskim, 1955) przepływ przez warstwę suchego materiału sypkiego (ziarna, bryłki, kulki, pierścienie) tylko jednej fazy - fazy gazowej. Przepływ przez wymieniony układ można rozbić na szereg strumyków utworzonych między elementami materiału sypkiego (wypełnienia). Opór przepływu przez kanaliki na całej wysokości wypełnienia H wyrazić można na podstawie równania Darcy-Weisbacha:

$$\frac{\Delta P}{\gamma} = \lambda_z \cdot \frac{H}{D_z} \cdot \frac{u_z^2}{2g} \quad (1.12)$$

gdzie: ΔP - spadek ciśnienia przy przepływie (opór) [Pa],

γ - ciężar właściwy płynu [N/m^3],

D_z - średnica zastępcza kanalików [m],

u_z - prędkość liniowa przepływu w kanalikach [m/s],

λ_z - współczynnik oporów, który jest funkcją liczby Reynoldsa [-],

H - wysokość warstwy wypełnienia [m].

Zarówno prędkość w kanaliku u_z , jak i jego średnica D_z w praktyce są wielkościami nieuchwytnymi. Określić natomiast można prędkość liniową płynu u , odniesioną do pustego aparatu (równą prędkości pod wypełnieniem lub nad wypełnieniem) oraz średnicę zastępczą ziarna d_z . Poza tym uwzględniając porowatość materiału ε (rozdział 1.4.4. *Porowatość*), czynnik kształtu ziarna φ (dla kuli $\varphi = 1$, dla innych kształtów $\varphi > 1$) oraz zmodyfikowaną

liczbę Reynoldsa ($Re = \frac{u \cdot d_z \cdot \gamma}{\mu \cdot g}$) (1.13) ostatecznie opory przepływu przez materiał

porowaty można wyrazić w postaci wzoru podobnego do równania Darcy-Weisbacha:

$$\frac{\Delta P}{\gamma} = \lambda \cdot \frac{H}{d_z} \cdot \frac{u^2}{2g} \left[\frac{(1-\varepsilon)^{3-n}}{\varepsilon^3} \cdot \varphi^{3-n} \right] \quad (1.14)$$

gdzie: u - prędkość płynu [m/s],

d_z - średnica zastępcza ziaren wypełnienia [m],

ε - porowatość wypełnienia [-],

φ - czynnik kształtu ziaren [-],
(pozostałe oznaczenia jak we wzorze (1.12)).

Opory przepływu laminarnego, dla którego

$$\lambda = \frac{400}{\text{Re}} \quad (1.15)$$

określa równanie:

$$\Delta P = 200 \cdot \frac{\mu \cdot H \cdot u}{d_z^2} \left[\frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \cdot \varphi^2 \right] \quad (1.16)$$

gdzie: μ - lepkość dynamiczna płynu $\left[\frac{\text{kg}}{\text{m} \cdot \text{s}} \right]$,

(pozostałe oznaczenia jak we wzorach (1.12) i (1.14)).

Widać więc, że w rozpatrywanym układzie (dla przepływu laminarnego) opory przepływu są proporcjonalne do prędkości przepływu i lepkości płynu. Równanie (1.16) ilustruje również wpływ kształtu i wielkości ziaren.

W równaniu oporów (1.14) występuje średnica zastępcza ziarna. Jeżeli materiał sypki składa się z frakcji o różnych średnicach zastępczych d_1, d_2, d_3, \dots , wtedy (Ciborowski, 1955):

$$d_z = x_1 \cdot d_1 + x_2 \cdot d_2 + x_3 \cdot d_3 + \dots = \sum_{n=1}^n x_n d_n \quad (1.17)$$

gdzie: d_z - średnica zastępcza mieszaniny,

x_1, x_2, x_3 - udziały wagowe kolejnych frakcji, czyli stosunki ciężaru danej frakcji do ciężaru mieszaniny.

Okazuje się, że opory uzyskane przy pomocy tak określonej średnicy zastępczej wypełnienia (według (1.16)) wykazują zgodność z doświadczeniem. W przypadku materiałów bardzo drobnych, np. piasku, kolejne frakcje otrzymuje się metodą analizy sitowej (rozdział 1.4.6. *Skład granulometryczny*).

Porowatość wypełnienia ε może być określona doświadczalnie. Zależy ona od kształtu elementów wypełnienia, szorstkości ich powierzchni, składu oraz sposobu ułożenia (Ciborowski, 19..) (rozdział 1.4.4. *Porowatość*).

W pracy (Palica et al., 1997) przy badaniu oporów przepływu dla trzech wypełnień: rozdrobnionej kory z drzew, zużytego podłoża uprawy pieczarek i słomy pszenicznej zastosowano równanie oporu według Żaworonkowa (Palica et al., 1997), który

wprowadza do zależności na ΔP porowatość ε oraz, zależnie od zakresu przepływu, proponuje indywidualne funkcje na współczynnik oporów λ :

$$\Delta P = \frac{2 \cdot \lambda}{\varepsilon^2} \cdot u^2 \cdot \frac{\gamma}{g} \cdot \frac{H}{d_z} \quad (1.18)$$

(oznaczenia jak we wzorach (1.12) i (1.14)).

Dla przepływu laminarnego:

$$\lambda = \frac{100}{Re_z} \quad (1.19)$$

gdzie: Re_z - liczba Reynoldsa według Żaworonkowa ($Re_z = \frac{u \cdot d_z \cdot \gamma}{g \cdot \varepsilon \cdot \mu}$) (1.20) (Palica et al., 1997).

W istniejących instalacjach biofiltrów opory przepływu zwykle określone są metodami pomiarowymi. *VDI-Richtlinien (1991)* opór przepływu gazu przez biofiltr nazywa oporem właściwym i definiuje jako różnicę ciśnień między gazem surowym i oczyszczonym przy danym obciążeniu powierzchniowym biofiltru, w odniesieniu do wysokości warstwy materiału wypełniającego.

Opory przepływu przez wypełnienie biofiltru zależą od natężenia przepływu gazów, wysokości i rodzaju zastosowanego materiału wypełniającego oraz jego wilgotności (Kennes, Thalasso, 1998; Szklarczyk, 1991; *VDI-Richtlinien, 1991*). Według Kennesa i Thalasso (1998) należy unikać wysokich warstw wypełnienia oraz bardzo dużych natężeń przepływu gazów (rozdział 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*).

Według Van Langenhovena et al. (1986) oraz Ottengrafa i Van der Oevera (1983) w przypadku wypełnień organicznych gleba powoduje najwyższe opory przepływu, a maleją one kolejno przy zastosowaniu kompostu, torfu, kory drzewnej. Również Syrek (1995) podaje, że wypełnienia torfowe powodują mniejsze opory przepływu niż kompostowe (przy takich samych obciążeniach powierzchniowych i wysokościach warstw materiałów wypełniających).

Jednym z ważniejszych czynników wpływających na spadek ciśnienia gazu w biofiltrze jest skład granulometryczny materiału wypełniającego. Drobne ziarna wypełnienia mogą powodować wielokrotnie większy opór przepływu (nawet 10-krotnie) w porównaniu z tym samym rodzajem materiału, ale o grubszej frakcji (Don, 1985; Yang, Allen, 1994 b).

Wilgotność materiału wypełniającego ma tu również decydujące znaczenie. Jej wzrost może powodować wzrost oporów przepływu nawet do 100% (Van Langenhove et al., 1986).

Odpowiedni dobór materiału wypełniającego oraz właściwie prowadzona eksploatacja jest więc sposobem na ograniczenie oporów przepływu gazów w trakcie biofiltracji (*Kennes, Thalasso, 1998*).

Wartości oporów przepływu w istniejących, eksploatowanych biofiltrach przedstawiono w rozdziale 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów* oraz w tabeli 1.14.

1.5. Rodzaje biofiltrów

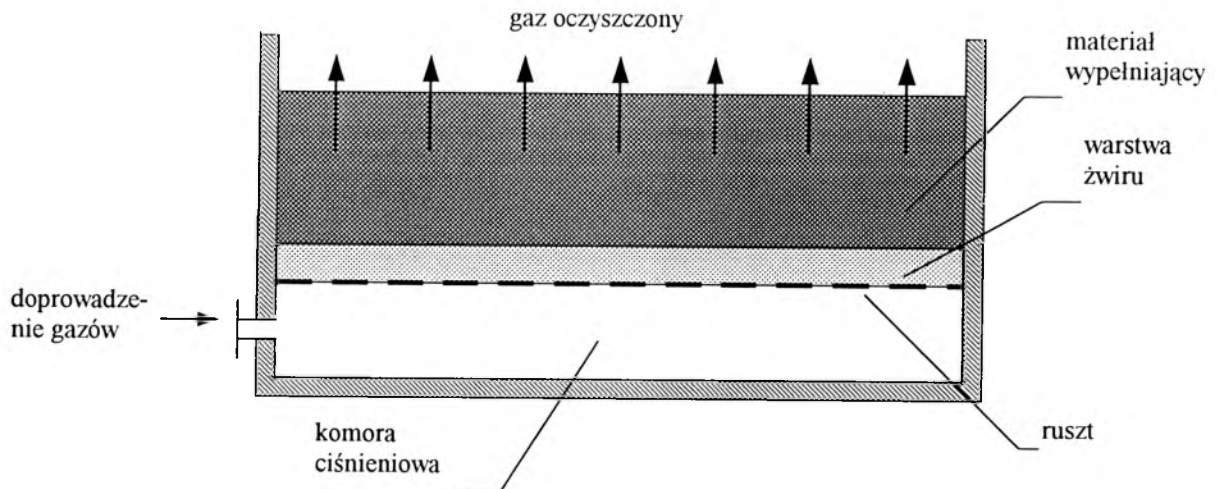
Rodzaje filtrów biologicznych można kategoryzować ze względu na rodzaj zastosowanego materiału wypełniającego oraz ze względu na ich cechy konstrukcyjne.

Podstawowym elementem biofiltru jest warstwa wypełnienia, w której zachodzi sorpcja zanieczyszczeń oraz ich biodegradacja. W zależności od rodzaju zastosowanego wypełnienia wyróżnia się biofiltry kompostowe, torfowe, glebowe i inne (*Kennes, Thalasso, 1998; Kulig, 1994; Prokop, Bohn, 1985; Syrek, 1995; Szklarczyk, 1991*) (rozdział 1.3. *Materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów*). *Bohn (1975)* biofiltry glebowe i kompostowe nazywa filtrami gruntowymi - *ang. earth filters*.

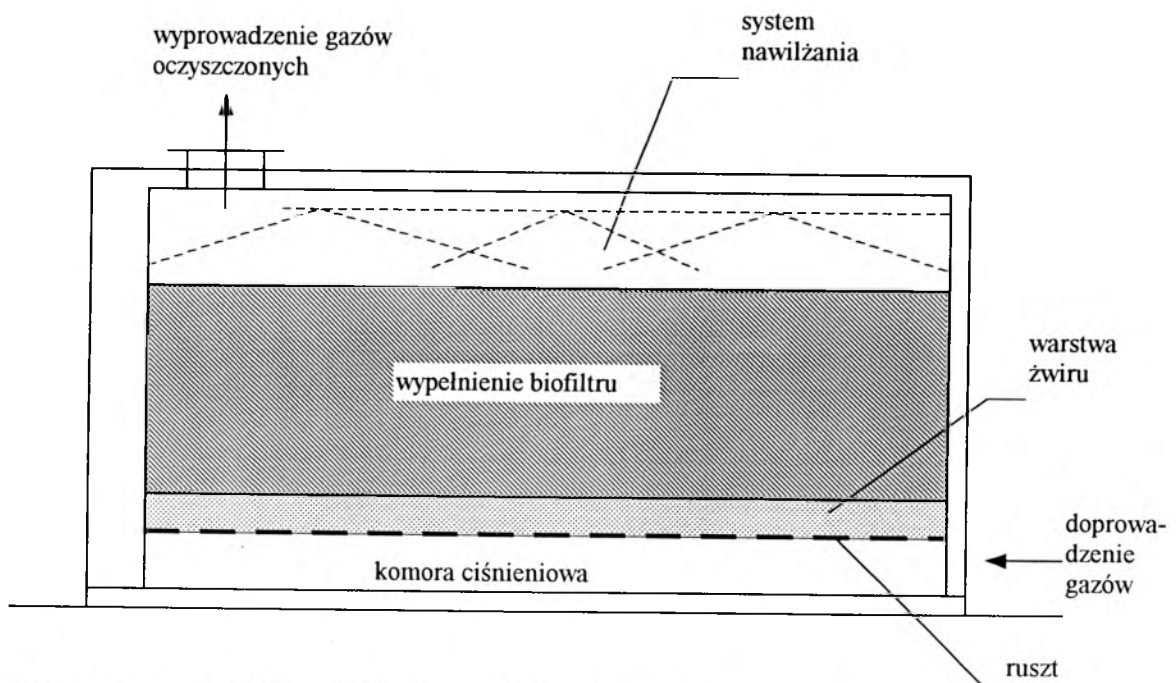
Większość doniesień pochodzących z początku lat 80-tych dotyczy biofiltrów, których warstwa wypełnienia składa się wyłącznie z naturalnych materiałów organicznych. Natomiast w obecnej dekadzie stopniowo wzrasta stosowanie również materiałów nieorganicznych i syntetycznych. Stanowią one dodatki do wypełnienia biofiltrów (*Devinsky, Hodge, 1995; Kennes, Thalasso, 1998; Kulig, 1994; Shareefdeen et al., 1993; Smith et al., 1996*) lub elementy, na których usypywana jest warstwa materiału filtracyjnego (*Szklarczyk, 1991*) (rozdział 1.3. *Materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów*).

W zależności od cech konstrukcyjnych wyróżnia się filtry biologiczne otwarte (rys. 1.4) oraz zamknięte (rys. 1.5). W biofiltrach zamkniętych warstwa wypełnienia jest zadaszona, a gaz po oczyszczeniu odprowadzany jest na zewnątrz poprzez specjalny komin. Istnieje wówczas znacznie większa możliwość sterowania bilansem wodnym. Wadą biofiltrów otwartych jest właśnie brak kontroli nad czynnikami atmosferycznymi (*Kulig, 1994; Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991*).

Istnieją także rozwiązania biofiltrów różniące się sposobem posadowienia warstwy wypełnienia i rozprowadzania gazów. Materiał wypełniający zwykle umieszczany jest na warstwie żwiru. Do rozprowadzania gazu stosowane mogą być perforowane przewody (rys. 1.6a) bądź kanały (rys. 1.6b). Warstwa żwirowa zapobiega zatykaniu się otworów oraz wymywaniu materiału wypełniającego.

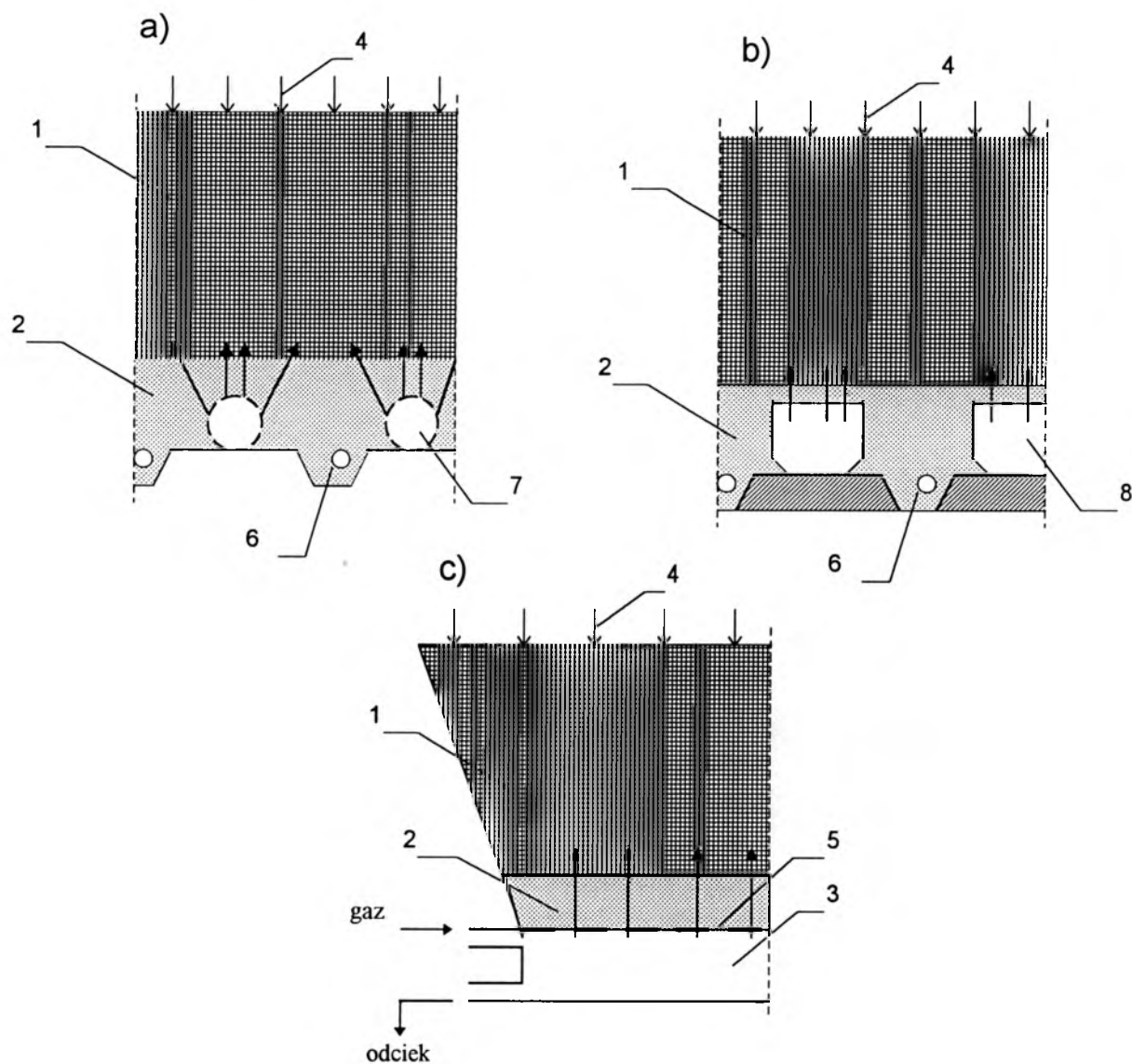


Rys.1.4. Schemat biofiltru otwartego z komorą ciśnieniową.



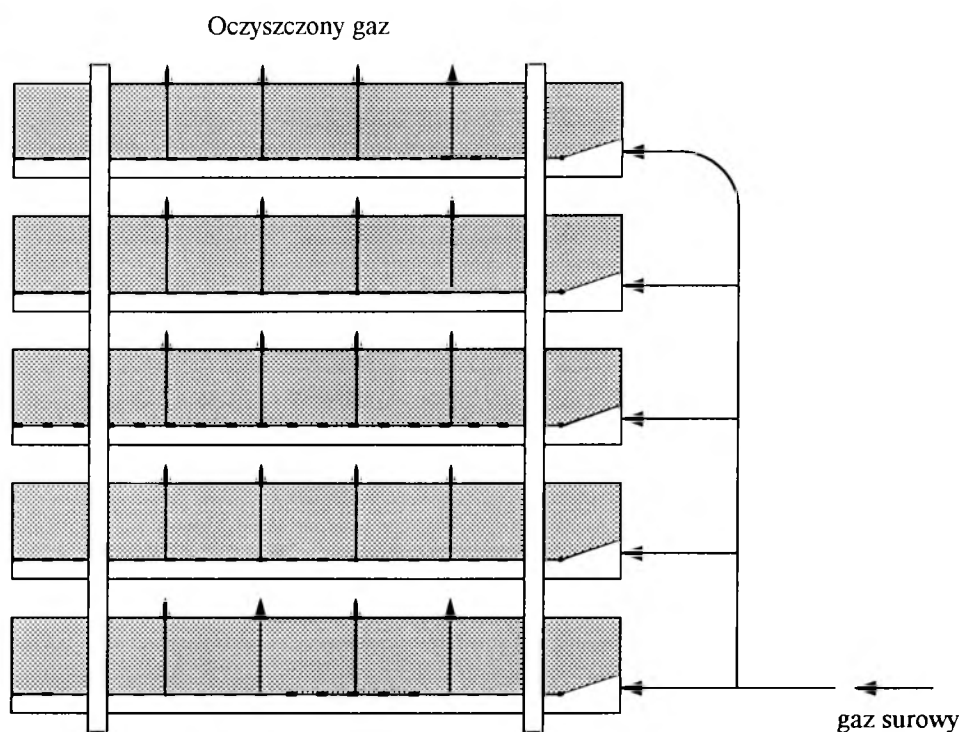
Rys.1.5. Schemat biofiltru zamkniętego z komorą ciśnieniową.

Dobre rozprowadzanie gazów może być również uzyskane dzięki komorze ciśnieniowej (buforowej) pod warstwą wypełnienia (rys.1.6c). Może ona jednocześnie służyć do łagodzenia ewentualnych wahań ciśnienia, stężenia lub temperatury gazów. Materiał wypełniający zwykle spoczywa wówczas na ruszcie, często na warstwie żwirowej, dzięki której otwory rusztu są zabezpieczone przed zatykaniem.



Rys.1.6. Konstrukcje biofiltrów: 1-materiał wypełniający, 2-warstwa żwiru, 3-komora ciśnieniowa, 4-zraszanie, 5-ruszt, 6-drenaż, 7-perforowane przewody, 8-kanaly ze szczelinami (Szklarczyk, 1991).

W zależności od cech konstrukcyjnych wyróżnia się również biofiltry jednopoziomowe (rys.1.4. i 1.5.) i wielopoziomowe (rys.1.7.). Ze względu na małe prędkości przepływu gazów przez warstwę wypełnienia, filtry biologiczne jednopoziomowe zajmują zazwyczaj stosunkowo duże powierzchnie (choć uzależnione to jest przede wszystkim od ilości gazów poddawanych biofiltracji). Biofiltry wielopoziomowe umożliwiają rozwiązanie tego problemu. Składają się one z elementów modułowych i mogą być łatwo rozbudowywane (Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991).



Rys.1.7. Schemat biofiltru wielopoziomowego.

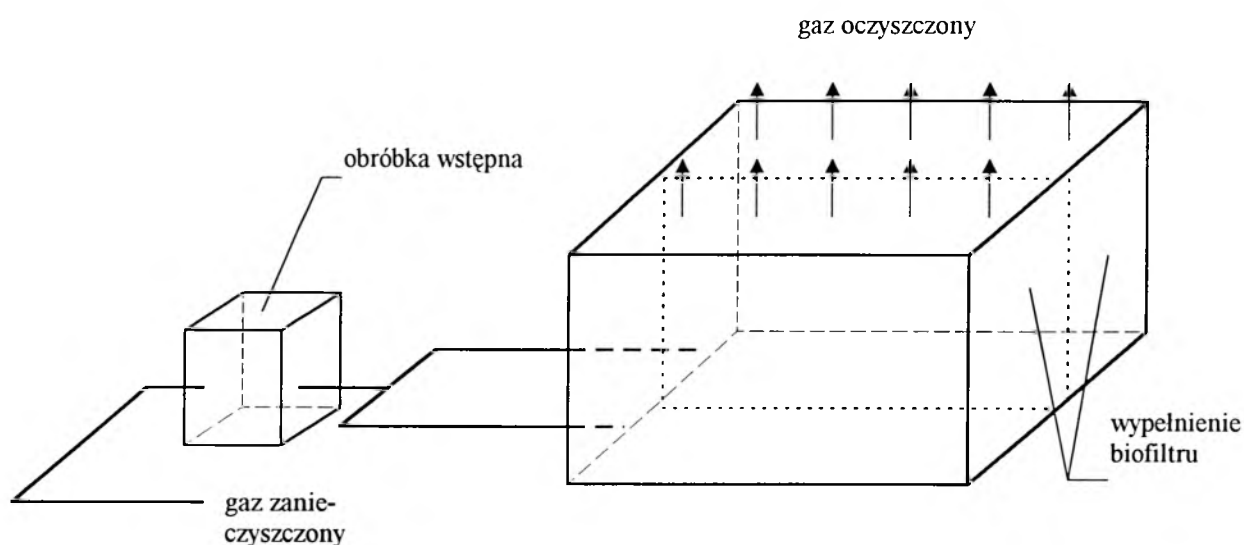
Gdy dostępna jest odpowiednia powierzchnia terenu buduje się zazwyczaj biofiltry jednopoziomowe (*VDI-Richtlinien, 1991*). Zaleca się natomiast (szczególnie przy dużych natężeniach przepływu gazu), aby podzielone były one na kilka oddzielnych sekcji - biofiltry modułowe/kompaktowe (*Don, 1985; VDI-Richtlinien, 1991*) zwane niekiedy również bioboxami (*Kozłowska, 1996*). Przez każdą sekcję przepływa zwykle taki sam strumień gazów. Schemat biofiltru modułowego przedstawiono na rys.1.8.

W celu zaoszczędzenia powierzchni możliwe jest instalowanie biofiltrów jednopoziomowych w taki sposób, że przestrzeń pod nimi wykorzystywana jest do innych celów (np. jako magazyny, pomieszczenia produkcyjne, garaże itp.) (*VDI-Richtlinien, 1991*).

Wśród różnych rozwiązań filtrów biologicznych należy wymienić również biofiltry przewoźne przeznaczone do rozpoznawania możliwości zastosowania biofiltracji w odniesieniu do konkretnych gazów odlotowych (*Rutkowski, 1996*).

Filtry biologiczne najnowszej generacji są to urządzenia zamknięte, w których następuje automatyczne sterowanie parametrów związanych z charakterystyką gazów oraz materiału wypełniającego (m.in. wilgotności, temperatury, odczynu) (*Kulig, 1994*). Jednak poza

takimi rozwiązaniami istnieje wiele biofiltrów otwartych, które znakomicie spełniają swoją rolę (Kennes, Thalasso, 1998; Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991).



Rys. 1.8. Schemat biofiltru modułowego.

1.6. Zastosowanie biofiltrów

Biofiltracja może być stosowana w przypadku gazów zawierających zanieczyszczenia podlegające biodegradacji. Jest ona szczególnie przydatna w sytuacji, gdy gazy zawierają nie więcej niż $2 \div 5 \text{ g zanieczyszczeń/m}^3$ (Kennes, Thalasso, 1998; Kulig, 1994; Leson, Winer, 1991; Warych, 1994).

Biologiczne oczyszczanie gazów na drodze biofiltracji uznaje się za najodpowiedniejszą i najbardziej efektywną metodę dla niskich stężeń zanieczyszczeń o dużej uciążliwości zapachowej. Usuwanie tych niskich stężeń jest trudne i kosztowne przy stosowaniu innych sposobów oczyszczania (Bohn, 1975; Don, 1985; Kennes, Thalasso, 1998; Kulig, 1994).

Początkowym celem biofiltracji było usuwanie zapachów (dezodoryzacja) (Kennes, Thalasso, 1998; Kozłowska, 1996; Leson, Winer, 1991). Po raz pierwszy metoda ta została zastosowana w celu usuwania zapachów z gazów pochodzących z oczyszczalni ścieków w Long Beach w Kaliforni w 1953r. (Kozłowska, 1996). W Europie filtr ziemny (glebowy) zastosowano po raz pierwszy do oczyszczania powietrza wylotowego z kompostowni odpadów komunalnych w Genewie w 1964r.

Jednak metody biologicznego oczyszczania gazów zostały opisane już w 1934r (złoże biologiczne) (Kozłowska, 1996). W 1941r udzielono w Niemczech patentu na instalację, która według obecnych kryteriów może być uznana za płuczkę biologiczną (Szklarczyk, 1991).

W oparciu o prace badawczo-wdrożeniowe udało się rozszerzyć zastosowanie technologii biofiltracji na wiele dziedzin działalności przemysłowej i komunalnej oraz wykorzystać ją do usuwania z gazów bardzo różnorodnych związków (Kozłowska, 1996; Syrek, 1995).

Biofiltry mogą być stosowane do usuwania zarówno lotnych związków organicznych, jak i nieorganicznych. Wśród związków nieorganicznych najczęściej usuwanymi na drodze biofiltracji są siarkowodór, dwutlenek siarki, siarczki metylu, amoniak, tlenki azotu (Kennes, Thalasso, 1998; Smet et al., 1996; Syrek, 1995; Yang, Allen, 1994 a). Emisje lotnych związków organicznych oczyszczanych tą metodą charakteryzują się większą różnorodnością. Najczęściej są to alkohole, ketony, alkany (nasycone węglowodory acykliczne), pochodne benzenu, chlorowcopochodne, zanieczyszczenia alifatyczne i aromatyczne, aldehydy, kwasy organiczne, aminy, glikole, octan etylu, octan butylu, izobutanol, fenol. Lista zanieczyszczeń, które są efektywnie usuwane na drodze biofiltracji szybko wzrasta (dzięki rozwojowi metod selekcjonowania wyspecjalizowanych grup mikroorganizmów) i obecnie zawiera również pewne związki, które dotychczas uznawano za niepodlegające biodegradacji (Acuna et al, 1999; Kennes, Thalasso, 1998; Kozłowska, 1996; Szklarczyk, 1991).

Podatność na biodegradację różnych związków, mogących występować w gazach odlotowych przedstawiono w tabeli 1.10.

Biofiltry są najodpowiedniejszym rozwiązaniem spośród biologicznych metod oczyszczania gazów stosowanych do usuwania zanieczyszczeń również słabo rozpuszczalnych w wodzie (Kennes, Thalasso, 1998; Szklarczyk, 1991) (rozdział 1.1. *Metody biologicznego oczyszczania gazów*).

Zakres zastosowań filtrów biologicznych jest bardzo szeroki. Ilustruje to tabela 1.11. Ze względu na to, że niniejsza praca dotyczy procesu biofiltracji gazów pochodzących z kompostowni odpadów, w tabeli 1.12 przedstawiono skład gazów odlotowych z tego rodzaju obiektu, powstających w różnych fazach biotermicznego przerobu odpadów (Wieczorek, 1998).

Tabela 1.10. Podatność różnych związków organicznych na biodegradację (VDI-Richtlinien, 1991).

Związki organiczne	Stopień biodegradacji	Związki organiczne	Stopień biodegradacji
Węglowodory alifatyczne:		estry kwasów organicznych	+
metan	(+)	octan etylu	+
pentan	(+)	fenole	+
heksan	+	Związki zawierające siarkę:	
cykloheksan	(+)	tioetery (siarczki)	+
Węglowodory aromatyczne:		siarczki dimetylu	+
benzen	++	związki heterocykliczne	+
toluen	++	tiofen	+
ksylen	++	merkaptany	+
styren	(+)	merkaptan metylowy	+
Związki zawierające tlen:		disiarczek węgla	+
alkohole	++	Związki zawierające azot:	
metanol	++	amidy	+
butanol	++	aminy	++
etery	(+)	trimetyloamina	++
tetrahydrofuran	++	związki heterocykliczne	+
eter dietylowy	(+)	pirydyna	+
dioksan	(+)	pochodne nitrowe	(+)
aldehydy	++	nityle	+
formaldehyd	++	acetonitryl	+
acetaldehyd	++	izonitryle	+
ketony	+	Halogenopochodne węglowodorów	
aceton	+	dichlorometan	(+)
kwasy organiczne	++	chlorofenole	+

Oznaczenia: ++ bardzo dobra, + dobra, (+) słaba

Tabela 1.11: Obszar zastosowań biofiltracji i rodzaje zanieczyszczeń występujących w gazach (VDI-Richtlinien, 1991).

Źródło gazów	Zapach	Związki organiczne						Związki nieorganiczne	
		węglowodory alifatyczne	węglowodory aromatyczne	zawierające tlen	zawierające siarkę	zawierające azot	chlorowco-pochodne	H ₂ S	NH ₃
Przetwórnictwo starych olejów	X	X			X				
Wytwórnictwo przypraw	X								
Suszenie drożdży	X			X					
Fabryki mączki z krwi zwierzęcej	X			X	X			X	X
Suszenie szczeciny	X			X	X				X
Smażalnie ryb	X			X	X			X	
Składy odpadów	X			X	X			X	
Przetwórnictwo pierza	X			X	X				X
Topialnie tłuszczów	X			X	X			X	X
Fabryki mączki rybnej	X			X	X			X	X
Produkcja żelatyny	X		X	X					
Odelewnie	X	X		X					X
Palarnie kawy	X			X	X				
Palarnie kakao	X			X	X				
Oczyszczalnie ścieków komunalnych	X	X		X	X			X	X
Oczyszczalnie ścieków przemysłowych	X	X		X	X			X	X
Suszenie osadów ściekowych	X	X		X	X			X	X
Produkcja klejów	X			X					
Przetwórnictwo kości	X			X	X			X	X
Kompostownie	X			X	X			X	X
Suszenie odchodów zwierzęcych	X	X		X	X			X	X
Przetwórnictwo tworzyw sztucznych	X	X		X	X			X	X
Laktarnie	X	X		X					
Hodowla robaków	X			X	X			X	X
Przerób odpadów	X	X		X	X				
Przerób olejów i tłuszczów technicznych	X	X		X	X			X	
Wytwórnictwo poliestrów				X	X				
Wędzarnie	X	X		X	X				
Wytwórnictwo okładzin ciemnych	X			X	X				X
Ubojnie	X			X	X				X
Wytwórnictwo tytoniowych	X			X	X				X
Składy paliw	X	X		X					X
Hodowla zwierząt	X			X	X			X	X
Przetwórnictwo odpadów zwierzęcych	X			X	X			X	X

Tabela 1.12. Skład jakościowy gazów emitowanych z kompostowni w różnych fazach procesu (*Wieczorek, 1998*).

Składnik	Faza kwaśna	Faza termofilna	Faza chłodzenia
Aldehydy	acetaldehyd		
Alkohole	etanol		
	1-propanol		
	2-metylo-1-propanol		
	3-metylo-1-butanol		
	octan metylu		
Estry kwasów karboksylowych	octan etylu		
	octan propylu		
	octan 2-metylo-propylu		
	propionian etylu		
	maślan etylu		
Ketony	2-propanon	2-propanon	
	2-butanon	2-butanon	
	3-hydroksy-2-butanon		
Siarczki	siarczek dimetylu	merkaptan metylu	siarczek dimetylu
		siarczek dimetylu	disiarczek dimetylu
		disiarczek dimetylu	
Terpeny	limonen	limonen	limonen
	α -pinen	α -pinen	
	β -pinen	β -pinen	
Amoniak	-	+	+

Biofiltry mogą być również z powodzeniem wykorzystywane, jako końcowy etap oczyszczania gazów (po zastosowaniu innych metod) w celu usunięcia niskich stężeń zanieczyszczeń (*Bohn, 1975; Kennes, Thalasso, 1998*). Istnieje także możliwość ich stosowania w połączeniu z technologiami rekultywacji gleb (*Fitch et al., 1998; Kennes, Thalasso, 1998*).

Biofiltracja nie jest natomiast wskazana, gdy gazy zawierają zanieczyszczenia, które nie podlegają biodegradacji, zawartość zanieczyszczeń przekracza $2 \div 5 \text{ g/m}^3$, a skład bądź ilość gazów znacznie zmienia się w czasie (*Kulig, 1994*). W porównaniu z metodami fizyczno-chemicznymi biologiczne metody oczyszczania gazów przyczyniają się do całkowitej degradacji zanieczyszczeń do postaci nieszkodliwej lub o znikomej uciążliwości. Z tego powodu metody biologiczne, do których należy biofiltracja, nie są odpowiednie do oczyszczania gazów charakteryzujących się wysoką koncentracją związków, szczególnie jeśli mogłyby być one odzyskiwane (*Kennes, Thalasso, 1998*).

1.7. Efektywność pracy biofiltrów

Biologiczne oczyszczanie gazów, do którego należy biofiltracja, uznaje się za metodę skuteczną w przypadku oczyszczania gazów zawierających zanieczyszczenia podlegające biodegradacji.

Większość lotnych substancji organicznych, wchodzących w skład oczyszczanych gazów ma zapach, który najczęściej bywa odbierany jako nieprzyjemny lub nawet odrażający. Niekiedy nie toksyczność, ale właśnie złowonne oddziaływanie emisji bywa główną przyczyną uciążliwości dla otoczenia. Pomiar stężenia zanieczyszczeń może być wtedy sprawą drugorzędną w porównaniu z ilościowym ujęciem odorotwórczego charakteru gazów (*Szklarczyk, 1991*).

Ponieważ biofiltracja służy zarówno oczyszczaniu gazów jak i ich dezodoryzacji, jej efektywność może być określana albo na podstawie usuwania zanieczyszczeń, albo usuwania zapachów, bądź w oparciu o jedno i drugie (*VDI-Richtlinien, 1991*).

Według *VDI-Richtlinien (1991)* efektywność (sprawność, skuteczność) biofiltracji określana jest jako różnica stężenia zanieczyszczeń w gazach surowych (przed biofiltrem) i w gazach oczyszczonych (po biofiltrze) w stosunku do stężenia zanieczyszczeń w gazach przed biofiltrem.

$$\eta = \frac{C_1 - C_2}{C_1} \cdot 100\% \quad (1.21)$$

gdzie: C_1 , C_2 - udział masowy jednego bądź kilku związków w gazach odpowiednio przed i za biofiltrem.

Jeśli skuteczność procesu biofiltracji określana jest nie w oparciu o stężenie zanieczyszczeń, ale na podstawie usuwania zapachów, wówczas do powyższego wzoru wprowadza się wartości stężenia zapachu odpowiednio przed i za biofiltrem. Efektywność biofiltracji określaną w ten sposób *VDI-Richtlinien (1991)* nazywana sprawnością techniczną bądź wskaźnikiem usuwania zapachów.

Każdy materiał służący jako wypełnienie biofiltru ma swój charakterystyczny zapach, a charakterystyka zapachu (pachnie jak....) i rodzaj zapachu (skala przyjemny/nieprzyjemny) oczyszczonego gazu może się zmieniać w trakcie eksploatacji biofiltru. W związku z powyższym według *VDI-Richtlinien (1991)* nie ma możliwości określania efektywności biofiltracji jedynie w oparciu o jego sprawność techniczną. Może być to jedynie parametr pomocniczy przy określaniu efektywności biofiltracji. Poza tym wskaźnik usuwania zapachów nie tłumaczy ich zmian jakościowych, które są spowodowane oczyszczaniem gazów (zmianą ich składu), a także zapachami powstającymi w samej instalacji

oczyszczania. Na ogół stwierdza się, że biofiltr spełnia swoją rolę dezodorującą, jeśli typowy zapach gazu nieoczyszczonego jest już niezauważalny w gazie oczyszczonym oraz jeśli gaz oczyszczony, który posiada np. zapach materiału wypełniającego nie wykazuje ani zapachu o znacznej intensywności ani nie wywołuje nieprzyjemnych wrażeń (*VDI-Richtlinien, 1991*).

Gazy poddawane biologicznemu oczyszczaniu metodą biofiltracji zawierają niejednokrotnie wiele zanieczyszczeń należących do różnorodnych grup związków chemicznych, charakteryzujących się odmiennymi właściwościami fizyczno-chemicznymi (rozdział 1.6. *Zastosowanie biofiltrów*). Sprawia to, że analiza mająca na celu ocenę efektywności biofiltracji wymaga specyficznego podejścia (*Szklarczyk, 1991*).

Aby wybrać metodę pomiaru i sposób poboru prób w celu określenia efektywności biofiltracji należy ustalić, czy skuteczność pracy biofiltru ma być oceniana na podstawie usuwania zanieczyszczeń czy zapachów (według *VDI-Richtlinien (1991)* stopień usuwania zapachów czyli sprawność techniczna biofiltru może być jedynie parametrem pomocniczym przy określaniu efektywności biofiltracji).

Dla dokładnego określenia składu złożonych mieszanin można posłużyć się metodą chromatografii gazowej, z zastosowaniem bardzo czułych detektorów oraz z jednoczesnym wykorzystaniem spektrometru masowego do identyfikacji związków. Jest to jednak sposób bardzo kosztowny i pracochłonny. Ponadto uzyskane wartości stężeń, niejednokrotnie kilkudziesięciu składników mieszaniny, mogą być trudne do interpretacji. Praktyczne zastosowanie znalazły metody uproszczone, oparte na oznaczaniu wybranej substancji reprezentatywnej lub określające stopień zanieczyszczenia gazów jednym, ogólnym wskaźnikiem. Za ogólny wskaźnik zanieczyszczenia gazów można uznać np. sumaryczną zawartość węgla organicznego. Z kolei zanieczyszczenie wiodące to taki składnik mieszaniny emitowanych gazów, który ma główny wpływ na toksyczność lub innego rodzaju uciążliwość emitowanych gazów, jego udział w mieszaninie jest znaczący i może być oznaczany prostym sposobem, który nie jest zakłócany przez pozostałe składniki (*Szklarczyk, 1991*).

Efektywność biofiltracji zależy m.in. od rodzaju i stężenia zanieczyszczeń występujących w gazie surowym, składu jakościowego, liczebności i aktywności biochemicznej mikroorganizmów znajdujących się w wypełnieniu biofiltru, temperatury, wilgotności gazu i materiału wypełniającego, odczynu, czasu kontaktu gazu z warstwą wypełnienia, intensywności procesów transportu substratów (zanieczyszczeń) z fazy gazowej do zewnętrznej i wewnętrznej powierzchni wypełnienia oraz od obciążenia powierzchniowego biofiltru (*VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994*).

Bardzo ważnym czynnikiem warunkującym dobre efekty procesu biofiltracji jest właściwy dobór materiału wypełniającego biofiltr (*Rutkowski, 1996*). Składniki gazu są sorbowane w warstwie wypełnienia, a następnie rozkładane przez mikroorganizmy (*Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994*). W aktywnej biowarstewce otaczającej ziarna wypełnienia wskutek działania mikroorganizmów zachodzi biodegradacja zanieczyszczeń z wytworzeniem związków mineralnych, głównie CO₂, H₂O oraz synteza biomasy (*Warych, 1994*). Aby utrzymać odpowiednią efektywność procesu biofiltracji konieczne jest więc użycie materiałów, które mogą dostarczać mikroorganizmom odpowiednich substancji odżywczych (*VDI-Richtlinien, 1991*).

Obecność wilgoci w warstwie wypełnienia sprzyja procesowi utleniania mikrobiologicznego i decyduje w dużym stopniu o efektywności biofiltracji (*Warych, 1994*).

Czas kontaktu gazów z warstwą wypełnienia jest uzależniony m.in. od ilości i stopnia podatności na rozkład biologiczny zanieczyszczeń występujących w gazach. Na przykład w celu usunięcia ok. 90% alkoholi i aldehydów może on wynosić od 30 s do kilku minut, a przy usuwaniu trichloroetyleny może dochodzić do 150 minut (*Warych, 1994*).

Przekroczenie granicznej wartości obciążenia powierzchniowego, różnej dla różnych materiałów wypełniających i różnych zanieczyszczeń występujących w gazach, powoduje spadek efektywności oczyszczania (*Don, 1985*).

Efektywność biofiltracji kształtuje się zwykle, w zależności od rodzaju pracujących instalacji i rodzaju zanieczyszczeń, w przedziale od 80 do 100%, chociaż można odnotować również niższe sprawności - rzędu 50 ÷ 80%.

Syrek (1995) podaje przykłady efektywności biofiltracji przy usuwaniu różnych związków z gazów, co zestawiono w tabeli 1.13. Przykłady efektywności biofiltracji dla różnych zanieczyszczeń i różnych instalacji przedstawiono również w tabeli 1.14, w rozdziale 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*.

Według *Dona (1985)* biofiltr kompostowy zmieszany z korą efektywnie usuwa NH₃ z gazów o zawartości nie przekraczającej 50 mg/m³. Powyżej tej wartości następuje silne obniżenie sprawności oczyszczania. Przy stężeniu amoniaku 5 mg NH₃/m³ efektywność usuwania w biofiltrze wypełnionym korą i kompostem była znacznie lepsza niż w biofiltrze wypełnionym torfem i wrzosem.

Kozłowska (1996) podaje, że skuteczność usuwania węgla organicznego w gazach po biofiltrze kompostowym (z odpadów komunalnych) wahała się od 92,2 do 96,4%. Obciążenie powierzchniowe wynosiło 60 ÷ 80 m³/m²·h, wysokość warstwy wypełnienia 1 m, stężenie wejściowe zanieczyszczeń 45 ÷ 230 mg C_{org}/m³, a ich stężenie wyjściowe 3,5 ÷ 8,3 mg C_{org}/m³.

Tabela 1.13. Efektywność biofiltracji w instalacjach o różnym wypełnieniu, w zależności od rodzaju zanieczyszczeń występujących w gazach odlotowych (Syrek, 1995).

Związki/rodzaj gazów	Efektywność biofiltracji	Uwagi
propan	90%	biofiltr glebowy, stężenie początkowe 250 mg/m ³
węglowodory poliaromatyczne, propan, izobutan	95%	biofiltr glebowy
tlenek węgla	90%	biofiltr glebowy
organiczne związki siarki, aldehydy, aminy, kwasy organiczne	99,9%	biofiltr glebowy, czas kontaktu gazów z warstwą wypełnienia 3 minuty
kwasy organiczne, aldehydy	99%	biofiltr torfowy z wrzosem
kwasy organiczne, aldehydy	99%	biofiltr torfowy z korą
formaldehyd	95%	biofiltr kompostowy z wrzosem
amoniak, etyloaminy, ketony, organiczne związki siarki	50 ÷ 99%	biofiltr torfowy z wrzosem
amoniak, etyloaminy, ketony, organiczne związki siarki	50 ÷ 99%	biofiltr torfowy z korą
amoniak, aldehydy, dwasy tłuszczowe, organiczne związki azotu i siarki, węglowodory	95%	biofiltr torfowy z chrustem, czas kontaktu gazów z warstwą wypełnienia 12 ÷ 15 s
amoniak	95%	biofiltr kompostowy, obciążenie powierzchniowe $Q_p = 100 \div 500 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
amoniak	90%	biofiltr kompostowy z korą, obciążenie powierzchniowe $Q_p = 400 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
alkohole	99%	biofiltr kompostowy, obciążenie objętościowe $Q_v = 150 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$
fenol	98,9%	biofiltr torfowy z wrzosem, czas kontaktu gazów z warstwą wypełnienia 12 ÷ 50 s, początkowa zawartość fenolu 24 mg/m ³
siarkowodór	100%	biofiltr wypełniony osadem czynnym z oczyszczalni ścieków, $Q_p = 10 \div 50 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$, początkowa zawartość H ₂ S 200 ÷ 2500 ppm; efektywność biofiltracji wynosiła 100% przez ok. 30 dni, ale wraz ze spadkiem wartości pH poniżej 6 gwałtownie malała
siarkowodór, tlenek siarki	97%	biofiltr glebowy
siarkowodór	99%	biofiltr wypełniony kompostem z odpadów, początkowe stężenie H ₂ S 1800 ÷ 2200 mg/m ³
siarkowodór	99%	biofiltr wypełniony kompostem z kory, początkowe stężenie H ₂ S 1800 ÷ 2200 mg/m ³
siarkowodór	96%	biofiltr torfowy, początkowe stężenie H ₂ S 1800 ÷ 2200 mg/m ³
gazy pochodzące z rzeźni	96%	biofiltr kompostowy, czas kontaktu gazów z warstwą wypełnienia 24 ÷ 26 s, początkowe stężenie zanieczyszczeń 230 mgC/m ³
gazy pochodzące z kompostowni odpadów komunalnych	92%	biofiltr kompostowy, czas kontaktu gazów z warstwą wypełnienia 17 ÷ 25 s, początkowe stężenie zanieczyszczeń 45 mgC/m ³

Według *Warycha (1994)* efektywność usuwania węgla organicznego na drodze biofiltracji wynosi zwykle 50-94%, a zapachów 82-94%. Skuteczność usuwania typowych zanieczyszczeń organicznych waha się w granicach od 10 do 100 g/m³·h (*Leson, Winer, 1991; Warych, 1994*), przy czym stężenie ich na wlocie nie powinno przekraczać 2 ÷ 5 g/m³. Związki inne niż te występujące normalnie w środowisku są trudniejsze do usuwania (biodegradacji) (*Warych, 1994*).

Biologiczne oczyszczanie gazów na drodze biofiltracji uznaje się za najodpowiedniejszą i najbardziej efektywną metodę dla niskich stężeń zanieczyszczeń o dużej uciążliwości zapachowej (*Bohn, 1975; Kulig, 1994*). Wraz z powstawaniem nowych biofiltrów proces biologicznego oczyszczania gazów jest coraz lepiej poznawany i w związku z tym może być udoskonalany i coraz szerzej stosowany (*Kozłowska, 1996*).

Wartości parametrów umożliwiające uzyskanie wysokiej efektywności biofiltracji oraz metody ich utrzymania na odpowiednim poziomie podano w rozdziale 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*.

Ponieważ niniejsza praca dotyczy biofiltracji w filtrze kompostowym gazów powstających w kompostowni odpadów, ważnym zagadnieniem jest emisja mikroorganizmów z biofiltru. Wskutek napowietrzania odpadów (podczas ich obróbki wstępnej) lub przyzm kompostowych część bakterii i innych mikroorganizmów jest unoszona w formie aerozoli wraz z powietrzem (*Wieczorek, 1998*). Z pracy (*Wieczorek, 1998*) wynika jednak, że biofiltracja takich gazów w filtrze kompostowym powoduje również ich uwolnienie z bakterii, głównie Gram-ujemnych oraz grzybów. Wnioskiem z w/w pracy jest to, że oczyszczanie w biofiltrach gazów emitowanych z kompostowni jest niezbędne nie tylko ze względu na konieczność eliminacji ich uciążliwości zapachowej, ale również dlatego, że uwalnia je od bakterii Gram-ujemnych i grzybów.

1.8. Projektowanie i eksploatacja biofiltrów

Punktem wyjścia w projektowaniu biofiltrów jest wybór materiału wypełniającego (rozdział 1.3. *Materiały stosowane jako wypełnienie biofiltrów*), wybór konstrukcji biofiltru (rozdział 1.5. *Rodzaje biofiltrów*) oraz wyznaczenie parametrów jego pracy dla określonego rodzaju gazów i spodziewanego efektu biofiltracji (*Szklarczyk, 1991*).

Do podstawowych parametrów charakteryzujących pracę biofiltru należą: obciążenie powierzchniowe, obciążenie objętościowe, obciążenie masowe, wysokość warstwy wypełnienia, czas kontaktu gazu z tą warstwą. Istotna jest również znajomość spadku

ciśnienia gazu podczas przepływu przez wypełnienie biofiltru (*Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991*).

Obciążenie powierzchniowe (zwane również objętościowym obciążeniem powierzchni) (w $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$) jest to dopuszczalna objętość gazu przepływająca przez jednostkową powierzchnię biofiltru w jednostce czasu. Inaczej można to wyrazić jako prędkość przepływu gazów przez warstwę wypełnienia (w m/s), przy której można uzyskać założony stopień oczyszczania gazów.

Obciążenie objętościowe (w $\text{m}^3/\text{m}^3\cdot\text{h}$) jest definiowane jako objętość przepływającego gazu w odniesieniu do objętości biofiltru w jednostce czasu.

Natomiast obciążenie masowe zwane również właściwym (w $\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{s}$) stanowi masę zanieczyszczeń, jaka może być pochłonięta w jednostkowej objętości materiału wypełniającego w jednostce czasu. Gdy gazy są poddawane dezodoryzacji, wtedy jednostki masy mogą być zastąpione przez jednostki zapachu LJZ (*ang. odour units OU*) (*Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991*).

Wymienione wielkości są ze sobą powiązane i powinny być dobierane doświadczalnie. Ich znajomość pozwala na określenie wymiarów biofiltru (*Szklarczyk, 1991*). Decydują one o wielkości jego powierzchni oraz o grubości warstwy wypełnienia. Mają więc bezpośredni wpływ na koszty inwestycyjne i eksploatacyjne instalacji. Dlatego niezbędny jest właściwy dobór tych parametrów. Są one związane przede wszystkim z rodzajem materiału wypełniającego i z rodzajem pochłanianych przez niego zanieczyszczeń (*Rutkowski, 1996*).

Obciążenia objętościowe pracujących biofiltrów wynoszą od 5 do 580 $\text{m}^3/\text{m}^3\cdot\text{h}$ (*VDI-Richtlinien, 1991*).

Częściej jednak dla scharakteryzowania biofiltrów podaje się ich obciążenia powierzchniowe. Zwykle znajdują się one w przedziale od 5 do 300 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (*VDI-Richtlinien, 1991*), chociaż mogą również dochodzić do 500 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (*Warych, 1994*). Według *Szklarczyka (1991)* stosowane prędkości przepływu gazów mieszczą się w granicach $0,0056 \div 0,14$ m/s , co odpowiada obciążeniu powierzchniowemu $20 \div 500$ $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$.

Zwiększanie obciążenia powierzchniowego jest jednak ograniczone. Powyżej granicznej wartości, różnej dla różnych materiałów wypełniających biofiltr i różnych zanieczyszczeń występujących w gazach, efektywność oczyszczania zwykle maleje (*Don, 1985*).

Opory przepływu gazu przez warstwę wypełnienia pracujących biofiltrów wynoszą zwykle od 1,2 do 12,5 hPa (*VDI-Richtlinien, 1991*). Spadek ciśnienia wynika m.in. z prędkości gazu i dlatego może on ograniczać wartość obciążenia powierzchniowego biofiltru (*Warych, 1994*).

Poza tym opory przepływu zależą od rodzaju materiału wypełniającego oraz jego wilgotności (rozdział 1.4.7. *Opory przepływu gazu przez materiał wypełniający*).

Jednak w wielu sytuacjach obciążenia powierzchniowe tak wysokie jak $500 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ mogą być stosowane z dobrym efektem oczyszczania i niskim spadkiem ciśnienia (*Don, 1985*).

Dla biofiltru kompostowego z korą po rocznym okresie jego pracy, przy obciążeniu powierzchniowym $300 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ i przy wysokości warstwy wypełnienia $h=1 \text{ m}$ spadek ciśnienia nie był większy niż $4,5 \text{ hPa}$ ($45 \text{ mm H}_2\text{O}$) (*Don, 1985*).

W pracy (*Rutkowski, 1996*) opisano przewoźny biofiltr z wypełnieniem kompostowym służący do przeprowadzania testów biofiltracji, na którym spadek ciśnienia wynosi $3 \div 20 \text{ hPa}$ (wysokość warstwy wypełnienia 1 m , prędkość przepływu gazu $0,001 \div 0,12 \text{ m/s}$).

Kozłowska (1996) podaje wartości spadku ciśnienia na biofiltrze, gdzie wypełnieniem był kompost z odpadów komunalnych w przedziale $16 \div 18 \text{ hPa}$ przy obciążeniu powierzchniowym $60 \div 80 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ i wysokości warstwy wypełnienia 1 m .

Znane są jednak również instalacje, w których spadek ciśnienia gazu przepływając przez warstwę wypełnienia wynosi 100 hPa (1000 mm słupa wody) przy obciążeniu powierzchniowym biofiltru $500 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (efektywność stale przekraczała 98%) (*Don, 1985*).

Zmniejszanie spadku ciśnienia poprzez znaczne ograniczanie wysokości warstwy wypełnienia np. do 20 cm nie jest wskazane z powodu zbyt krótkiego czasu kontaktu gazu z materiałem wypełniającym, a w związku z tym ucieczki gazu przez biofiltr bez oczyszczania (*Don, 1985*).

Postęp w zakresie systemów biofiltracyjnych pozwala jednak zwykle powiązać ze sobą wysoką efektywność procesu z dużym obciążeniem powierzchniowym biofiltrów (około $100 \div 500 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$) i małymi spadkami ciśnienia ($< 5 \text{ hPa/m}$) (*Kulig, 1994*).

Według *Kennesa i Thalasso (1998)* należy jednak unikać projektowania biofiltrów dla bardzo dużych natężeń przepływu gazów oraz z wysokimi warstwami wypełnienia właśnie ze względu na opory przepływu.

Czas kontaktu gazów z warstwą wypełnienia w pracujących biofiltrach waha się zwykle w przedziale od $6,2$ do 720 s (*VDI-Richtlinien, 1991*). Czas ten np. w celu usunięcia ok. 90% alkoholi i aldehydów może wynosić od 30 s do kilku min, a przy usuwaniu trichloroetyleny może dochodzić do 150 min (*Warych, 1994*). Przy oczyszczaniu gazów zawierających fenole, węglowodory, związki siarki, $1,2$ -dichlorometan i metanol (pochodzących z wytwórni elementów metalowych) na biofiltrze torfowym z wrzosem czas ich kontaktu z warstwą wypełnienia wynosił od 12 do 50 s . Czas kontaktu z wypełnieniem biofiltru kompostowego w przypadku gazów pochodzących z rzeźni równy był natomiast

od 24 do 36 s, gazów z kompostowni odpadów komunalnych od 17 do 25 s, a dla gazów zawierających H_2S od 11,41 do 73 s (Syrek, 1995).

Bohn (1975) zaleca, aby czas kontaktu gazów zawierających zanieczyszczenia organiczne z wypełnieniem biofiltrów kompostowych wynosił 30 s, a w przypadku biofiltrów glebowych minimum 1 min (ze względu na mniejszą gęstość zasiedlenia przez mikroorganizmy), szczególnie gdy w gazach występują zanieczyszczenia nieorganiczne, SO_2 i NO_x .

Wysokość warstwy wypełnienia w pracujących biofiltrach wynosi zwykle od 0,5 do 1,6 m. Minimalna wysokość warstwy materiału wypełniającego specyficzna do rodzaju materiału, powinna zapewnić stały przepływ gazu, odpowiednio długi czas kontaktu z wypełnieniem oraz uniemożliwić powstawanie perforacji (przebić). W biofiltrach jednowarstwowych zalecana jest przynajmniej 0,5-metrowa wysokość złoża (VDI-Richtlinien, 1991).

W przypadku wysokich warstw wypełnienia można spodziewać się problemów związanych z zagęszczaniem się (osiadaniem) materiału wypełniającego. Istnieją jednak doniesienia o biofiltrach z 3,6-metrową warstwą wypełnienia pracujących bez żadnych istotnych problemów (Kennes, Thalasso, 1998).

Wybór materiału wypełniającego oraz wysokość jego warstwy wpływa na spadek ciśnienia w złożu biofiltru, a więc i na koszty inwestycyjne i eksploatacyjne (VDI-Richtlinien, 1991).

Powierzchnie pracujących biofiltrów wynoszą zwykle od 10 m^2 (dla instalacji pilotowych od 2 m^2) do ok. 1000 m^2 (VDI-Richtlinien, 1991). Warych (1994) podaje przeciętną powierzchnię biofiltrów $10 \div 200\text{ m}^2$. Wielkość powierzchni zależy głównie od ilości gazów, które mają być poddane biofiltracji oraz rodzaju i stężenia zanieczyszczeń w gazie (VDI-Richtlinien, 1991).

Jedną z zalet biofiltrów jest ich stosunkowo prosta i tania **eksploatacja**. Wymaga ona jednak przestrzegania pewnych reguł, dotyczących przede wszystkim kontroli wilgotności materiału wypełniającego, jego odczynu, temperatury i zawartość substancji odżywczych oraz temperatury i wilgotności gazów (Kozłowska, 1996; VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994).

Wilgotność materiału wypełniającego

Obecność wilgoci w warstwie biofiltru sprzyja procesowi utleniania mikrobiologicznego, jest podstawowym warunkiem zapewniającym optymalną aktywność mikroorganizmów (Kennes, Thalasso, 1998) i decyduje w dużym stopniu o sprawności oczyszczania gazu (VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994).

Według *Dona (1985)* wilgotność wypełnienia i wysokość jego warstwy to najistotniejsze parametry dla utrzymania właściwej pracy biofiltru. Z doświadczeń holenderskiego TNO wynika również, że ponad 50% problemów wiąże się z wilgotnością materiału wypełniającego, która nie powinna być ani zbyt wysoka ani zbyt niska (*Kozłowska, 1996*).

Według *VDI-Richtlinien (1991)* wilgotność powinna być utrzymana w przedziale 30 ÷ 60% w zależności od rodzaju materiału. Według *Dona (1985)* i *Kuliga (1994)* wilgotność materiału powinna mieścić się w zakresie 25 ÷ 50%. W pracy (*Bohn, 1975*) podano optymalną wilgotność wypełnienia dla biofiltrów kompostowych w przedziale 20 ÷ 40%, a dla glebowych 10 ÷ 20%. Wilgotność w zakresie 10 ÷ 20% dla biofiltrów glebowych potwierdza (*Kennes, Thalasso, 1998*), natomiast dla kompostowych i torfowych podaje ją w przedziale 30 ÷ 80%. Natomiast według *Warycha (1994)* optymalna wilgotność warstwy odpowiada 40 ÷ 60%.

Urządzenia nawilżające muszą zapewnić utrzymanie wilgotności we wskazanym przedziale w każdym punkcie warstwy wypełnienia (*VDI-Richtlinien, 1991*).

Zbyt duże nasycenie wodą materiału wypełniającego przyczynia się do powstawania warunków beztlenowych, stref stagnacji z ograniczoną dyfuzją (*Ottengraf, Van der Oever, 1983*), zmniejszenia efektywności biofiltracji (*Bohn, 1975*), wzrostu oporów przepływu i zwiększenia wymagań energetycznych (*Bohn, 1975; Van Langenhove et al., 1986*).

Zbyt niska zawartość wody powoduje natomiast pękanie złoża i spadek aktywności mikrobiologicznej (*Bohn, 1975*).

Nadmiar wody musi być usuwany, co powinno być uwzględnione w konstrukcji biofiltru (*VDI-Richtlinien, 1991*).

Aby zapobiec wysychaniu wypełnienia zaleca się zraszanie materiału oraz nawilżanie gazów przed wejściem do instalacji (*Don, 1985; Kennes, Thalasso, 1998; Kulig, 1994; VDI-Richtlinien, 1991*). Zraszanie powierzchni biofiltru bez nawilżania gazów może być niewystarczające i może doprowadzić do wysychania materiału wypełniającego, a w konsekwencji do niewłaściwej pracy urządzenia (*VDI-Richtlinien, 1991*).

Zraszanie warstwy wypełnienia powinno być prowadzone poprzez rozpylanie kropelek wody o średnicy mniejszej niż 1 mm (*Kulig, 1994*). *Kennes i Thalasso (1998)* również podkreślają konieczność wytwarzania małych kropelek wody w celu właściwego, jednolitego zraszania wypełnienia oraz ograniczenia wpływu nawilżania na strukturę materiału wypełniającego. *Thalasso et al. (1996)* podaje nawet średnicę 40 μm jako właściwą dla kropelek wody i wymienia rodzaje rozpylaczy umożliwiających uzyskanie takiej mgły wodnej.

Aby uniknąć uszkodzenia struktury materiału wypełniającego maksymalne obciążenie wodne powinno wynosić w przybliżeniu $20 \div 30 \text{ dm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ (Kulig, 1994). Według Van Groenestijna i Hesselinka (1993) zraszanie warstwy wypełnienia może powodować wymywanie substancji odżywczych. W związku z tym powinno być prowadzone w sposób kontrolowany.

Wilgotność oczyszczanych gazów

Większość autorów podaje, że gazy powinny być nawilżone do stanu nasycenia (Don, 1985; Kulig, 1994; VDI-Richtlinien, 1991). Według Van Groenestijna i Hesselinka (1993) oraz Warycha (1994) nasycenie gazów przed biofiltrem powinno wynosić 95%, a zdaniem Rutkowskiego (1996) - powyżej 96%.

Odczyn materiału wypełniającego

Świeży (surowy) materiał warstwy wypełnienia powinien według Warycha (1994) mieć odczyn (pH) w zakresie $7 \div 8$, a według Van Groenestijna i Hesselinka (1993) $6 \div 9$. W szczególnych przypadkach może zaistnieć konieczność regulacji jego odczynu w trakcie eksploatacji biofiltru. Wskutek utleniania zredukowanych związków azotu i siarki oraz chlorowcopochodnych powstają kwasy mogące wpływać hamująco na biofiltrację (Warych, 1994). Niekorzystne działanie powstających kwasów ma miejsce szczególnie podczas przeciążenia biofiltru (Devinny, Hodge, 1995). Mogą one być neutralizowane albo alkalicznością materiału wypełniającego, albo poprzez dodatek węglanu wapnia (Bohn, 1975; Leson, Winer, 1991; Ottengraf, Oever, 1983; Syrek, 1995; VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994), dolomitu (VDI-Richtlinien, 1991), sproszkowanych muszli ostryg (Ergas et al., 1994, 1995; Morgenroth et al., 1996), $\text{Ca}(\text{OH})_2$, NaHPO_4 , NaHCO_3 (Tang et al., 1996), NaOH (Zilli et al., 1996). Związki te mogą być mieszane z materiałem wypełniającym w trakcie jego przygotowywania (przed rozpoczęciem eksploatacji) lub rozpylane na powierzchni warstwy wypełnienia w trakcie eksploatacji biofiltru (Kennes, Thalasso, 1998).

W niektórych przypadkach skład oczyszczanych gazów może mieć efekt neutralizujący. Takie zjawisko zaobserwowano podczas biofiltracji gazów, w których obecność amoniaku była neutralizowana przez siarczany powstające w trakcie biodegradacji (Kennes, Thalasso, 1998).

Wraz ze spadkiem odczynu materiału wypełniającego często obniża się efektywność biofiltracji (Kennes, Thalasso, 1998). W instalacji pilotowej służącej do usuwania H_2S z powietrza efektywność biofiltracji wynosiła 100% przez ok. 30 dni, ale wraz ze spadkiem

odczynu (pH) poniżej 6 gwałtownie malała. Poprawę uzyskano po dodaniu CaCO_3 ((*Syrek, 1995*) za *Kowalem*). Niektórzy autorzy twierdzą, że możliwe jest uzyskanie wysokiej efektywności biofiltracji również przy odczynie kwaśnym, głównie dzięki rozwojowi grzybów (*Van Groenestijn, Hesselink, 1993; Kennes, Thalasso, 1998*).

Temperatura materiału wypełniającego

Temperatura w warstwie wypełnienia jest związana z działalnością mikroorganizmów oraz z temperaturą oczyszczanego gazu (*Bohn, 1975; Kennes and Thalasso, 1998; Warych, 1994*). Według *Van Groenestijna i Hesselinka (1993)* optymalny zakres temperatur wynosi $20 \div 40^{\circ}$. Według *Warycha (1994)* temperatura warstwy wypełnienia biofiltru powinna znajdować się w przedziale $37 \div 40^{\circ}\text{C}$. Górna graniczna temperatura wynosi 55°C , a powyżej 65°C aktywność biologiczna warstwy drastycznie spada. Zbyt niskie temperatury również obniżają aktywność mikroorganizmów, lecz wzrasta przy tym zdolność sorpcji. Według *Bohna (1975)* temperatura w warstwie wypełnienia nie powinna przekraczać 50°C . Inni autorzy sugerują temperaturę 35°C , przy której szybkość procesów biochemicznych większości mikroorganizmów ulega znacznemu zwiększeniu. Wyższe temperatury powodują obniżenie adsorpcji fizycznej.

Kennes i Thalasso (1998) podają również przykłady eksploatacji biofiltrów przy temperaturze wypełnienia w zakresie $10 \div 20^{\circ}\text{C}$, a nawet 2°C . Podkreśla, że chwilowy spadek aktywności mikrobiologicznej nie musi oznaczać zmniejszenia sprawności procesu biofiltracji (sorpcja nadal zachodzi). Biofiltracja może nie być zahamowana nawet przy chwilowym spadku temperatury wypełnienia poniżej 0°C (*Kennes, Thalasso, 1998*). Jak dotąd dolnej granicy w zakresie temperatur ujemnych nie określono (*Warych, 1994*).

Zwykle jednak temperatura gazów i działalność mikroorganizmów ogrzewają materiał wypełniający do temperatury pozwalającej na prowadzenie właściwej eksploatacji biofiltrów nawet w okresach zimnych.

Zbyt wysoka temperatura może być obniżana poprzez wstępne schładzanie gazów, poprzez wstrzykiwanie wody do warstwy wypełnienia (chłodzenie wodą) lub poprzez zwilżanie jego powierzchni (*Bohn, 1975*).

Temperatura oczyszczanych gazów

Temperatura gazów nie powinna przekraczać 60°C . Zalecany zakres temperatur waha się w granicach między minimum ponad temp. zamarzania wody a maksimum 40°C (*Don, 1985; Van Groenestijn, Hesselink, 1993; Kulig, 1994; VDI-Richtlinien, 1991*).

Zawartość substancji odżywczych w materiale wypełniającym

Odpowiednia zawartość substancji organicznej w materiale wypełniającym jest niezbędna dla zapewnienia właściwej liczby i aktywności mikroorganizmów. Według *Warycha (1994)* zawartość materiału organicznego w warstwie wypełnienia powinna wynosić powyżej 55%. Biofiltry glebowe zawierają zwykle 1 ÷ 5% masowo aktywnego humusu pokrywającego powierzchnię ziaren, a kompostowe 50 ÷ 80% masowo wilgotnej substancji organicznej.

W wielu przypadkach dostępna jest w organicznym materiale filtracyjnym odpowiednia liczba wysoko aktywnych biochemicznie mikroorganizmów. Jednak przy zastosowaniu wypełnienia mineralnego lub syntetycznego niezbędne jest dodawanie substancji odżywczych (np. fosforu i azotu) albo wzbogacenie go w mikroorganizmy. Dotyczy to również sytuacji, gdy wymagana jest wyższa efektywność biofiltracji, gdy biofiltracji poddawana jest specyficzna mieszanina gazów (np. zawierających rozpuszczalniki) lub gdy niezbędna jest reaktywacja hodowli mikroorganizmów po przedłużającej się przerwie w działaniu (*Kennes, Thalasso, 1998; Morgenroth et al., 1996; Syrek, 1995; Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991*). C:N:P powinny być w proporcjach 200:10:1 (*Don, 1985; VDI-Richtlinien, 1991*).

Biofiltr z warstwą wypełnienia złożonego z kory i kompostu, wzbogaconą mikroorganizmami rozkładającymi związki siarki, opisany został w pracy (*Syrek, 1995*). Zastosowano go do usuwania z gazów H₂S i CS₂ osiągając odpowiednio 87% i 60% skuteczność biofiltracji. Biofiltr kompostowy wzbogacony mikroorganizmami stosowano również do oczyszczania gazów z przemysłu farmaceutycznego.

Oczyszczanie gazów zawierających aldehydy prowadzono z kolei w biofiltrze zaszczipionym osadem czynnym zaadaptowanym do rozkładu w/w związków (w celu wzbogacenia materiału wypełniającego biofiltr w mikroorganizmy zdolne do ich rozkładu). Efektywność biofiltracji wyraźnie wzrosła w porównaniu ze skutecznością procesu prowadzonego bez doszczepiania osadem czynnym. Zachęcające wyniki tych badań były przyczyną podjęcia w Holandii prac nad selekcją z osadów ściekowych szczepów rozkładających związki występujące w gazach odlotowych i następnie wykorzystywania ich do zaszczipiania biofiltrów (*Don, 1985*). Wykaz mikroorganizmów wprowadzanych do warstwy wypełnienia lub zidentyfikowanych jako dominujące w biocenozie biofiltrów podano w tabeli 1.9 w rozdziale 1.4.5. *Zasiedlenie materiału wypełniającego przez mikroorganizmy*.

Jednak według *VDI-Richtlinien (1991)* dodawanie substancji odżywczych dla mikroorganizmów zwykle nie jest konieczne nawet w przypadku długiego okresu przestoju

instalacji, tak długo dopóki te substancje dostępne są w materiale wypełniającym. Podczas długiego przestoju zaleca się okresowe doprowadzanie powietrza do biofiltru (wymuszone napowietrzanie). Natomiast według *Szklarczyka (1991)* pomimo tego, że składniki mineralne niezbędne do rozwoju mikroorganizmów są z natury zawarte w materiale wypełniającym, to dodatkowe doszczepianie nimi wypełnienia biofiltru wydłuża czas jego eksploatacji.

W celu poprawy efektywności biofiltracji warstwa wypełnienia może składać się nie tylko z materiału organicznego (kompost, torf i inne), ale także może zawierać materiał obojętny (tzw. „materiał inertny”). Szczegółowe informacje znajdują się w rozdziale 1.3. *Materiały stosowane jako wypełnienie biofiltrów*.

Prowadzenie właściwej eksploatacji biofiltrów wymaga ciągłego monitorowania instalacji (*Kozłowska, 1996; VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994*).

Przykłady istniejących filtrów biologicznych oraz ich charakterystykę przedstawiono w tabeli 1.14.

Gazy do biofiltru doprowadzane są przewodami za pomocą wentylatora. Jego wydajność i wysokość podnoszenia muszą być tak dobrane, aby zapewnić przepływ przez warstwę materiału wypełniającego, nawet jeśli jest on zagęszczony, co powoduje zwiększenie oporów. Wszystkie przewody doprowadzające muszą być gładkie i mieć duże średnice w celu zmniejszenia do minimum spadku ciśnienia (*VDI-Richtlinien, 1991*).

Przed wejściem do biofiltru gazy powinny być poddane obróbce wstępnej, w skład której może wchodzić odpylanie (w celu uniknięcia odkładania się osadów w warstwie wypełnienia i zatykania biofiltru), chłodzenie (do 40°C), nawilżanie (do punktu nasycenia), ewentualnie adsorpcja na węglu aktywnym (*Kulig, 1994*). W zależności od charakteru gazu możliwe jest połączenie nawilżania i odpylania w jednym urządzeniu (w płuczce wodnej). W razie potrzeby zwykły proces suchego odpylania może być wprowadzony przed zastosowaniem płuczki wodnej (*VDI-Richtlinien, 1991*).

Każdy nadmiar wody (np. skropliny, wodę przepływającą gazy, ewentualnie odcieki z biofiltru) musi być usuwany zgodnie z obowiązującymi zasadami lub gromadzony i ponownie stosowany do nawilżania gazu bądź warstwy wypełnienia (*Don, 1985; VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994*).

System drenazowy muszą posiadać przede wszystkim biofiltry otwarte zlokalizowane na otwartym terenie (*Bohn, 1975; Don, 1985*).

Tabela 1.14. Przykłady istniejących instalacji do biofiltracji (VDL-Richtlinien, 1991).

Źródło gazów	Rodzaj materiału wypełniającego	pH materiału wypełniającego	Wilgotność materiału wypełniającego [%]	Powierzchnia biofiltru [m ²]	Wysokość warstwy wypełnienia [m]	Obciążenie powierzchniowe biofiltru [m ³ /m ² ·h]	Spadek ciśnienia gazu na biofiltrze [hPa]	Temperatura gazów [°C]	Efektywność biofiltracji [%]
Suszenie drożdży piwnych	wrzos/ torf	n. b.	n. b.	400	1	50	<1,5	30÷35	lotne związki organiczne 70 węgiel organiczny 87 związki organiczne zawierające azot 81 suma aldehydów 99 suma kwasów organicznych 63 amoniak 91
Przemysł chemiczny (instalacja pilotowa)	kora/ kompost	<4	65	13	1	225	4	25÷30	siarkowodor 88 dwusiarczek węgla 57
Produkcja uszczelek	kompost z odpadów	7,2	60	130	1	38	12	21	zapach 95
Zakłady koncentratów spożywczych	kora/ kompost	5,5	65	13	1	115	2	25	zapach 90 do 93
Przetwórstwo rybne	wrzos	n. b.	n. b.	45	1	167	<1,5	35	lotne związki organiczne 94 węgiel organiczny 97 związki organiczne zawierające azot 100 suma aldehydów 100 suma kwasów organicznych 100 amoniak 68
Przemysł mięsny	kora/ kompost	6,5	65	100	0,5	200	5	30	zapach 95
Kompostowanie	kora	7	50	300	0,8	120	10	20÷30	zapach 92
Produkcja mączki	wrzos/ torf	n. b.	n. b.	550	1	165	<12,5	20÷35	lotne związki organiczne 85 węgiel organiczny 92 związki organiczne zawierające azot 100 suma aldehydów 99 amoniak 97

n. b. - nie badano

Tabela 1.14. c.d.

Źródło gazów	Rodzaj materiału wypełniającego	pH materiału wypełniającego	Wilgotność materiału wypełniającego [%]	Powierzchnia biofiltru [m ²]	Wysokość warstwy wypełnienia [m]	Obciążenie powierzchni biofiltru [m ³ /m ² ·h]	Spadek ciśnienia gazu na biofiltrze [hPa]	Temperatura gazów [°C]	Efektywność biofiltracji [%]
Produkcja żelatyny	wzros/ torf	n. b.	n. b.	2x200	1	175	<1,5	20÷30	węgiel organiczny suma aldehydów amoniak
Odlewnie	wzros/ torf			300	1	140			węgiel ogólny benzen
Produkcja żywicy	kompost z odpadów komunalnych	7÷8	58	85	1	50	n. b.	n. b.	zapach
Palarnie kakao	kompost z odpadów	7,5÷8	50	45	1	91	6	28÷38	zapach
Kompostowanie osadów ściekowych	torf/ wzros	7	60	1150	1	85	6	20	zapach
Przetwórstwo kości	wzros/ torf	n. b.	n. b.	150	1	147	<1,5	20÷30	lotne związki organiczne węgiel organiczny związki organiczne zawierające azot suma aldehydów amoniak
Kompostowanie	kompost z odpadów	7,5	55	350	1,6	65,6	n. b.	27	węgiel ogólny
Suszenie odchodów	wzros	n. b.	n. b.	200	1	100	<1,5	35	lotne związki organiczne węgiel organiczny związki organiczne zawierające azot suma aldehydów suma kwasów organicznych amoniak zapach

n. b. - nie badano

Tabela 1.14. c.d.

Źródło gazów	Rodzaj materiału wypełniającego	pH materiału wypełniającego	Wilgotność materiału wypełniającego [%]	Powierzchnia biofiltru [m ²]	Wysokość warstwy wypełnienia [m]	Obciążenie powierzchniowe biofiltru [m ³ /m ² ·h]	Spadek ciśnienia gazu na biofiltrze [hPa]	Temperatura gazów [°C]	Efektywność biofiltracji [%]
Produkcja olejów smarów do celów technicznych	kompost z odpadów	7÷8	50	60	1	25	n.b.		zapach węgiel ogólny 99 81
Olejania (zakład produkcji olejów)	wrzos/ torf	n.b.	n.b.	250	1	120	<1,5	20÷35	lotne związki organiczne węgiel organiczny suma aldehydów suma kwasów organicznych amoniak 23 21 100 35 100
Wędzarnia (ryb)	kora	n.b.	98	56	1	180	2	28	węgiel organiczny związki organiczne zawierające azot suma aldehydów suma kwasów organicznych amoniak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne zapach 85 31 76 100 79 57 90
Rzeźnia	kora	n.b.	n.b.	625	1	160	<1,5	20÷30	lotne związki organiczne węgiel organiczny związki organiczne zawierające azot suma aldehydów suma kwasów organicznych amoniak 40 92 100 94 100 99
Zakłady tłuszczowe	wrzos/ torf	n.b.	n.b.	1000	1	120	<1,5	20÷30	węgiel organiczny związki organiczne zawierające azot suma aldehydów suma kwasów organicznych amoniak 89 92 83 86 96

n.b. - nie badano

Zaleca się, szczególnie w przypadku dużych instalacji i przy ciągłej ich eksploatacji, aby gaz był rozdzielany i kierowany do kilku (oddzielnych) sekcji biofiltru. Wówczas, gdy jedna sekcja jest zepsuta bądź wymaga przeglądu mogą pracować pozostałe z chwilowym większym obciążeniem (biofiltry modułowe/kompaktowe) (*Don, 1985; VDI-Richtlinien, 1991*) (rozdział 1.5. *Rodzaje biofiltrów*).

Zabiegi pielęgnacyjne dotyczące materiału wypełniającego

W ramach eksploatacji biofiltru konieczne jest prowadzenie zabiegów pielęgnacyjnych dotyczących jego warstwy wypełnienia.

Materiał wypełniający w stanie wilgotnym, co jest niezbędne do prawidłowego przebiegu procesu biofiltracji, ma zwykle tendencję do zbrylania się. Wskazane jest więc okresowe przemieszanie warstwy. Okresowe wzruszanie (rozluźnianie) materiału może być również konieczne z powodu przesuszania wypełnienia oraz powstawania kanałów i perforacji, przez które gaz surowy może częściowo uchodzić (*VDI-Richtlinien, 1991; Warych, 1994*). Należy pamiętać, że materiały organiczne, które są najczęściej stosowane jako wypełnienia biofiltrów, w czasie pracy instalacji same są także rozkładane przez mikroorganizmy. W związku z tym w trakcie eksploatacji biofiltrów zarówno ich struktura, jak i właściwości mogą ulegać zmianom. Zmiany struktury warstwy materiału wypełniającego wywołuje również sam przepływ mediów - gazu oraz wody (podczas deszczów oraz sztucznego nawilżania). Wskutek tego mogą powstawać w warstwie wypełnienia kanaliki zmniejszające kontakt gazów z materiałem wypełniającym, a także odizolowane strefy beztlenowe niweczące efekty oczyszczania. Środkiem zaradczym w takiej sytuacji może być również spulchnianie materiału filtracyjnego (*Szklarczyk, 1991*).

Ponieważ materiał organiczny może zmniejszać swoją objętość poprzez rozkład i osiadanie, w takim przypadku należy w trakcie eksploatacji uzupełniać jego niedobory (*VDI-Richtlinien, 1991*). Według *Bohna (1975)* wypełnienie biofiltrów glebowych nie ulega rozkładowi i osiadaniu w takim stopniu jak kompost. Zdaniem autora pracy kompost stanowiący wypełnienie biofiltru powinien być uzupełniany w trakcie eksploatacji co 3 ÷ 6 miesięcy. Natomiast wypełnienie biofiltru glebowego prawie w ogóle nie wymaga tych uzupełnień.

W trakcie eksploatacji biofiltru należy usuwać wszelką roślinność z jego wypełnienia, aby korzenie nie niszczyły struktury materiału i nie przyczyniały się do powstawania kanałów, przez które gaz mógłby uciekać bez oczyszczenia (*VDI-Richtlinien, 1991*). Według *Bohna (1975)* rozwój roślinności występuje na wypełnieniu biofiltrów glebowych, natomiast

zwykle nie ma to miejsca w przypadku biofiltrów kompostowych, przez co te ostatnie są bardziej narażone na erozję wietrzną.

Postępowanie z „zużyтым” materiałem wypełniającym

Wszelkie stosowane zabiegi pielęgnacyjne są jednak skuteczne tylko do pewnego czasu, po którego upływie materiał wypełniający wyraźnie zmniejsza swoją aktywność i musi być wymieniony na nowy. Trwałość materiałów filtracyjnych wynosi zwykle kilka lat (Szkłarczyk, 1991). Według Warycha (1994) zdolność eksploatacyjna kompostu stosowanego jako wypełnienie biofiltrów waha się od 1 do 5 lat. Według Kuliga (1994) dla poszczególnych generacji biofiltrów okres eksploatacji materiału wypełniającego wynosi około $10 \div 50$ miesięcy.

Zużyty materiał pochodzenia organicznego może na ogół być spożytkowany do użyzniania gleby (np. w ogrodnictwie) lub wykorzystywany w kompostowni. Jednak jeśli istnieje podejrzenie, że zawiera on szkodliwe substancje, wówczas po przeprowadzeniu odpowiednich badań powinien zostać unieszkodliwiony (VDI-Richtlinien, 1991). Może być wywożony na wysypisko lub spalany (Kulig, 1994; VDI-Richtlinien, 1991). W przypadku wypełnienia składającego się również z kuleczek polistyrenowych czy innych dodatków mineralnych bądź syntetycznych (rozdział 1.3. *Materiały stosowane jako wypełnienie biofiltrów*), po usunięciu materiału wypełniającego można je wydzielić np. poprzez przesiewanie (Kulig, 1994).

Biofiltrację uznaje się za metodę oczyszczania gazów konkurencyjną w stosunku do innych m.in. pod względem **kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych** (Kennes, Thalasso, 1998; Kulig, 1994; Szkłarczyk, 1991).

Kennes i Thalasso (1998) podają następującą kolejność różnych metod oczyszczania gazów (od najdroższych do najtańszych): spalanie, dopalanie katalityczne, absorpcja, adsorpcja, oczyszczanie w biopłuczkach, chemiczna neutralizacja, biofiltracja.

W skład nakładów inwestycyjnych dotyczących biofiltracji wchodzi przede wszystkim koszty instalacji (dystrybucji gazu, obróbki wstępnej, nawilżania, konstrukcji biofiltru), aparatury kontrolno-pomiarowej, materiału wypełniającego (Kulig, 1994).

Według Lesona i Winera (1991) koszt inwestycyjny biofiltru ziemnego wynosi około $14 \div 18$ USD/m³·h. Van Groenestijn i Hesselink (1993) nakłady kapitałowe podają w przeliczeniu na 1 m³ oczyszczanych gazów i godzinę oraz na 1 m³ biofiltru. Kształtują się one odpowiednio w przedziale $7 \div 31$ Hfl/m³·h (co odpowiada ok. $3,8 \div 16,7$ USD/m³·h) oraz $600 \div 8000$ Hfl/m³ biofiltru (co odpowiada ok. $322 \div 4300$ USD/m³ biofiltru).

Kulig (1994) podaje cenę 1 m³ materiału wypełniającego w granicach 100 ÷ 300 USD. W Polsce natomiast cena 1 t kompostu uszlachetnionego wynosi 25 PLN, a nieuszlachetnionego - 20 PLN (według informacji uzyskanych z kompostowni Radiowo w Warszawie), co odpowiada ok. 15 PLN i 18,75 PLN/m³ kompostu.

Koszty eksploatacyjne biofiltracji są z kolei związane przede wszystkim z zużyciem mocy na pokonanie oporów przepływu gazu (*Bohn, 1975*). *Kennes i Thalasso (1998)* określają je na poziomie 0,3 ÷ 2,5 USD/1000 m³ gazu poddawanemu oczyszczaniu. Potwierdzają to *Van Groenestijn i Hesselink (1993)* (0,45 ÷ 5 Hfl/1000 m³, co odpowiada ok. 0,24 ÷ 2,8 USD/1000 m³). *Kulig (1994)* podaje zakres kosztów eksploatacyjnych 0,25 ÷ 1,25 USD/1000 m³. W przypadku najnowszych generacji biofiltrów (sterowanych komputerowo) mogą one wzrosnąć do 5 USD/1000 m³.

Dla porównania koszty oczyszczania gazów metodami fizyczno-chemicznymi wahają się od 3 do 10 USD/1000 m³ (*Kennes, Thalasso, 1998*).

1.9. Zagadnienie zmiany skali

W zagadnieniu zmiany skali znajduje zastosowanie teoria podobieństwa zjawisk. Przyjmuje się (*Bretsznajder, 1956*), że zjawiska podobne są jakościowo jednakowe, natomiast różnią się ilościowo - skalą zjawiska. Przez zastosowanie ogólnych metod teorii podobieństwa ustala się własności wspólne dla zjawisk danej grupy. Te własności wspólne opisywane są przy pomocy tzw. kryteriów podobieństwa. Grupę zjawisk podobnych charakteryzuje jedno lub kilka kryteriów podobieństwa, a przy ich pomocy można opisać związki między wielkościami fizycznymi danej grupy zjawisk. Wartości kryteriów podobieństwa zjawisk podobnych są jednakowe. Zastosowanie teorii podobieństwa daje wskazówki, jakie warunki podobieństwa modelu i obiektu w dużej skali muszą być zachowane.

Zgodnie z (*Bretsznajder, 1956*), jeśli zachowana jest proporcjonalność wymiarów geometrycznych (a, b, c, d, e) badanych obiektów (układów), wówczas można napisać:

$$\frac{a'}{a''} = \frac{b'}{b''} = \frac{c'}{c''} = \frac{d'}{d''} = \frac{e'}{e''} = C, \quad (1.22)$$

gdzie a', b', c', d', e' - wymiary geometryczne jednego obiektu,

a'', b'', c'', d'', e'' - wymiary geometryczne drugiego obiektu.

Stosunki wymiarów geometrycznych (liczb mianowanych wyrażonych w jednostkach długości) są przedstawione w postaci liczby niemianowanej C, zwanej stałą podobieństwa.

Dla każdego z obiektów, dla których zachowana jest proporcjonalność wymiarów geometrycznych można ułożyć równania:

$$\frac{a'}{m_0'} = \frac{a''}{m_0''} = i_1; \quad \frac{b'}{m_0'} = \frac{b''}{m_0''} = i_2; \quad \frac{c'}{m_0'} = \frac{c''}{m_0''} = i_3; \quad \frac{d'}{m_0'} = \frac{d''}{m_0''} = i_4; \quad \frac{e'}{m_0'} = \frac{e''}{m_0''} = i_5 \quad (1.23)$$

Wielkości niemianowane $i_1, i_2, i_3 \dots$ noszą nazwę inwariantów. Otrzymuje się je dzieląc poszczególne wymiary danego obiektu przez długość dowolnego odcinka m_0' , który został obrany za tzw. jednostkę skali. Dla drugiego obiektu podobnego inwarianty otrzymuje się w sposób analogiczny, tzn. dzieląc jego wymiary przez długość m_0'' , stanowiącą jednostkę skali drugiego obiektu. Inwarianty odpowiednich wymiarów obiektów podobnych są sobie równe.

Znane są przypadki układów geometrycznych, kiedy z jednego układu można otrzymać drugi przez zastosowanie nierównomiernej deformacji, tzn. zmieniając wymiary deformowanego układu w kierunkach poszczególnych osi współrzędnych w niejednakowym stosunku. Wówczas:

$$\frac{x'}{x''} = \frac{a_1'}{a_1''} = \frac{a_2'}{a_2''} = \dots = C_x \quad (1.24)$$

$$\frac{y'}{y''} = \frac{b_1'}{b_1''} = \frac{b_2'}{b_2''} = \dots = C_y \quad (1.25)$$

$$\frac{z'}{z''} = \frac{c_1'}{c_1''} = \frac{c_2'}{c_2''} = \dots = C_z \quad (1.26)$$

gdzie: a_1', a_2' - wymiary obiektu pierwszego w kierunku osi X,
 a_1'', a_2'' - wymiary obiektu drugiego w kierunku osi X,
 b_1', b_2' - wymiary obiektu pierwszego w kierunku osi Y,
 b_1'', b_2'' - wymiary obiektu drugiego w kierunku osi Y,
 c_1', c_2' - wymiary obiektu pierwszego w kierunku osi Z,
 c_1'', c_2'' - wymiary obiektu drugiego w kierunku osi Z.

W przypadku, gdy $C_x \neq C_y \neq C_z$ mówi się nie o podobieństwie, lecz o pokrewieństwie układów, a wielkości C_x, C_y, C_z nazywają się współczynnikami pokrewieństwa (stałymi pokrewieństwa).

Znajomość związków między układami pokrewnymi jest bardzo ważna w przypadku rozwiązywania zagadnień zmiany skali, gdyż prawie zawsze odbywa się ona nie według zasad podobieństwa, lecz pokrewieństwa zjawisk.

Postępując w sposób opisany na przykładzie pokrewieństwa geometrycznego układów (*Bretsznajder, 1956*) można określić współczynniki (stałe) pokrewieństwa dowolnych wielkości fizycznych. Następnie, obierając odpowiednie wielkości fizyczne jako jednostki skali - określić odpowiednie inwarianty. Wówczas bezwymiarowe współrzędne, rozmiary geometryczne oraz bezwymiarowe zmienne wielkości fizyczne dla obu układów będą odpowiednio równe sobie. W ten sposób można dokonać nierównomiernej deformacji jednego układu sprowadzającej go do pokrycia się z drugim układem pokrewnym.

Warunkiem podobieństwa zjawisk fizycznych jest zachowanie podobieństwa wielkości, od których zależy przebieg rozpatrywanych zjawisk. Ściśle mówiąc, układy takie są układami pokrewnymi, tzn. charakteryzuje je równość odpowiednich stałych pokrewieństwa (współczynników pokrewieństwa).

Dla zjawisk podobnych wartości bezwymiarowych wyrażeń złożonych z wielkości fizycznych, od których zależy ich przebieg, są jednakowe. Te bezwymiarowe wyrażenia nazywają się kryteriami podobieństwa. Istnieje kilka sposobów postępowania, pozwalających określić postać kryteriów podobieństwa, np. tzw. sposób wyboru jednostki skal oraz metoda porównania stałych podobieństwa (ściślej - współczynników pokrewieństwa). Z przekształcenia kryterium podobieństwa otrzymuje się iloczyn stałych podobieństwa (współczynników pokrewieństwa) nazywany wskaźnikiem podobieństwa. Wskaźniki podobieństwa zjawisk podobnych są równe jedności.

2. CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

2.1. Cel i zakres badań doświadczalnych

Celem niniejszej pracy było zbadanie zmian właściwości sorpcyjnych kompostu z odpadów komunalnych będącego wypełnieniem biofiltru oraz powiązanie tych zmian z procesem mineralizacji wypełnienia i skutecznością oczyszczania gazów pochodzących z obróbki wstępnej odpadów przed kompostowaniem. Celem pracy była również analiza wybranych właściwości i parametrów materiału wypełniającego mających wpływ na przebieg biofiltracji. Wyniki badań doświadczalnych oraz ich analiza stanowią podstawę praktycznych wniosków dotyczących eksploatacji biofiltrów, pozwalających kontrolować i usprawnić przebieg procesu.

Doświadczenia prowadzone były w *skali laboratoryjnej* na dwóch instalacjach modelowych oraz w *skali technicznej*.

Zakres pracy obejmował:

- wykonanie badań kompostu dotyczących jego właściwości sorpcyjnych - pojemność sorpcyjna w stosunku do kationów wymiennych, powierzchnia właściwa, maksymalna higroskopowość, skład granulometryczny (*skala laboratoryjna - biofiltr I i skala techniczna*),
- wykonanie badań dotyczących przebiegu procesu mineralizacji kompostu - zawartość ogólnej substancji organicznej i węgla organicznego (*skala laboratoryjna - biofiltr I i skala techniczna*),
- pomiar wilgotności, temperatury oraz odczynu (pH) wypełnienia (*skala laboratoryjna - biofiltr I i skala techniczna*),
- wykonanie badań w zakresie liczebności i aktywności mikroorganizmów (*skala laboratoryjna - biofiltr I i skala techniczna*),
- określenie stopnia oczyszczania gazów pochodzących z obróbki wstępnej odpadów komunalnych przy zastosowaniu biofiltru kompostowego (*skala techniczna*),
- badanie oporów przepływu gazów przez wypełnienie biofiltru (kompost o różnym uziarnieniu) w zależności od obciążenia powierzchniowego i wilgotności materiału wypełniającego (*skala laboratoryjna - biofiltr II*).

2.2. Charakterystyka biofiltrów i materiałów wypełniających wykorzystanych w badaniach doświadczalnych

Skala laboratoryjna

Obiektem badań w skali laboratoryjnej były dwa modele biofiltrów wykonane w formie prostopadłościanów z komorą buforową, wyposażone w ruszty, na których usypano materiał wypełniający. Przez biofiltry przepuszczane było powietrze z pomieszczenia za pomocą pomp firmy Akwatech, typu SPP-200GJ-H i SPP-80GJ-L. Powietrze przed wejściem do biofiltrów nawilżano w płuczkach wodnych. Jego natężenie przepływu mierzono rotametrami.

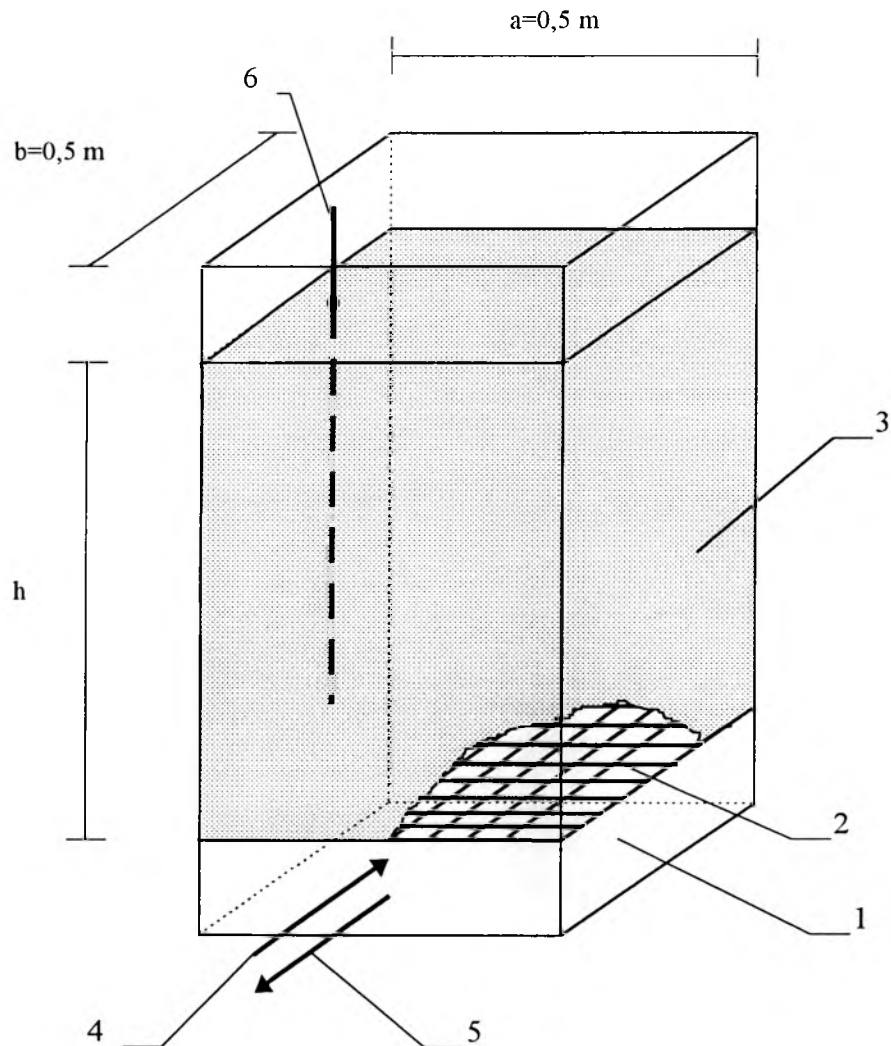
Biofiltr laboratoryjny oznaczony umownie I (o polu przekroju poprzecznego $F = 0,5 \text{ m} \times 0,5 \text{ m} = 0,25 \text{ m}^2$) wykonano jako biofiltr otwarty. Biofiltr oznaczony umownie II (o polu przekroju poprzecznego $F = 0,25 \text{ m} \times 0,25 \text{ m} = 0,0625 \text{ m}^2$) wykorzystywano zarówno jako biofiltr otwarty, jak i zamknięty. W obu przypadkach w konstrukcji modeli uwzględniono odbiór odcieków.

Jako materiał wypełniający zastosowano kompost z odpadów komunalnych, pochodzący z kompostowni Radiowo w Warszawie. Biofiltr I wypełniono kompostem nieuszlachetnionym, po 9 tygodniach kompostowania w przyzmacach. W biofiltrze II zastosowano dwa rodzaje kompostów - nieuszlachetniony (frakcja $\leq 25 \text{ mm}$) oraz uszlachetniony (po obróbce końcowej, frakcja $\leq 15 \text{ mm}$). Wysokość warstwy wypełnienia w obu biofiltrach badanych w skali laboratoryjnej wynosiła w momencie rozpoczęcia doświadczenia 1,4 m, co odpowiadało miąższości materiału wypełniającego w biofiltrze eksploatowanym w skali technicznej.

Natężenie przepływu powietrza przez biofiltr I dobrano tak, aby obciążenie powierzchniowe odpowiadało obciążeniu powierzchniowemu biofiltru badanego w skali technicznej ($40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$). Utrzymywano je na poziomie $10 \text{ m}^3/\text{h}$. Ponieważ biofiltr II służył do badań oporów przepływu, natężenie przepływu powietrza było zmieniane, w celu uzyskania obciążeń powierzchniowych w zakresie $40 \div 160 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Wynosiło ono $2,5 \div 10 \text{ m}^3/\text{h}$.

Schematy obu układów badawczych przedstawiono na rysunkach 2.1 i 2.2.

Rys.2.1. Schemat biofiltru laboratoryjnego I



1 - obudowa biofiltru

2 - ruszt z siatką

3 - kompost z odpadów komunalnych

4 - doprowadzenie powietrza

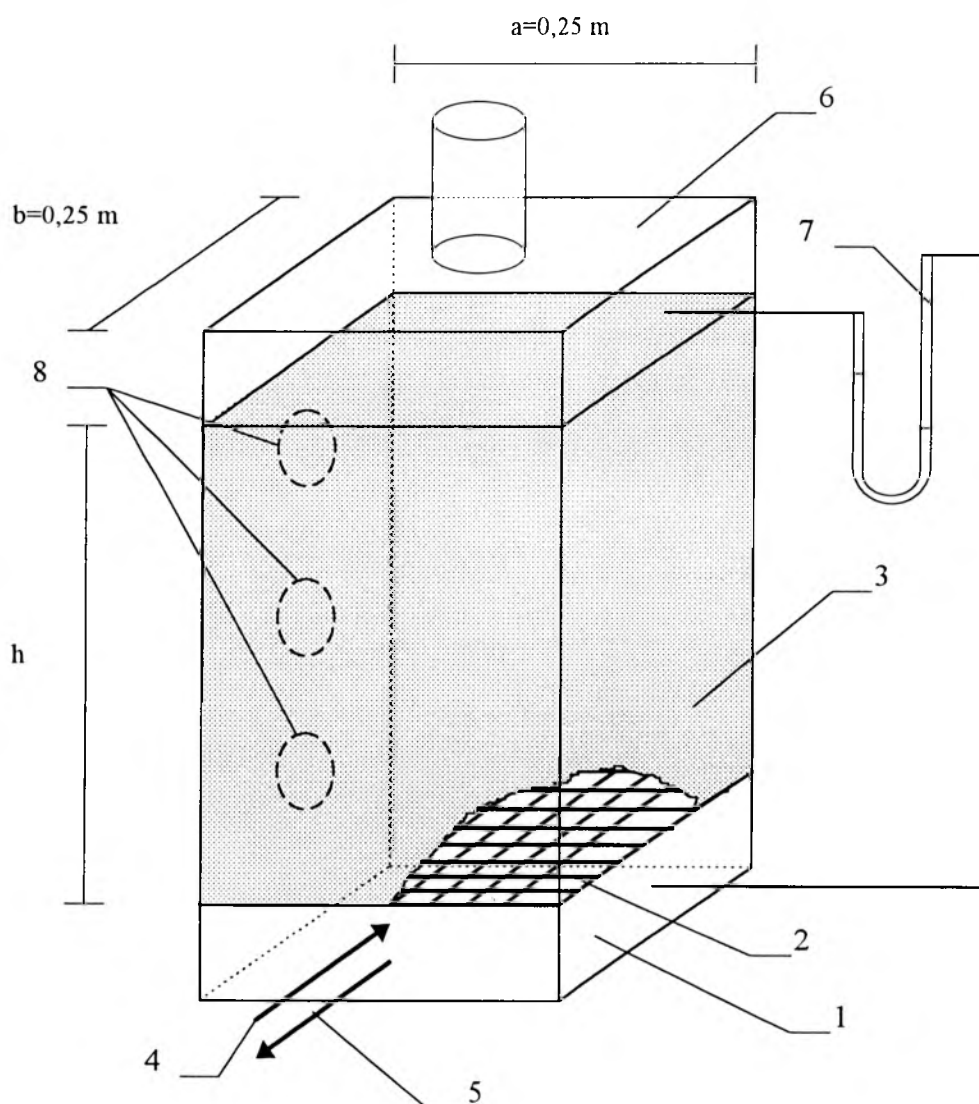
5 - odbiór odcieków

6 - czujnik temperatury

h - początkowa wysokość warstwy wypełnienia, $h = 1,4 \text{ m}$

F - pole przekroju poprzecznego, $F = a \times b = 0,25 \text{ m}^2$

Rys.2.2. Schemat biofiltru laboratoryjnego II



- 1 - obudowa biofiltru
- 2 - ruszt z siatką
- 3 - kompost z odpadów komunalnych
- 4 - doprowadzenie powietrza
- 5 - odbiór odcieków
- 6 - płyta zamykająca biofiltr z kominem wylotowym (z możliwością demontażu)
- 7 - układ do pomiaru oporów przepływu
- 8 - szczelnie zamknięte otwory w ścianie bocznej do poboru prób kompostu i opróżniania biofiltru

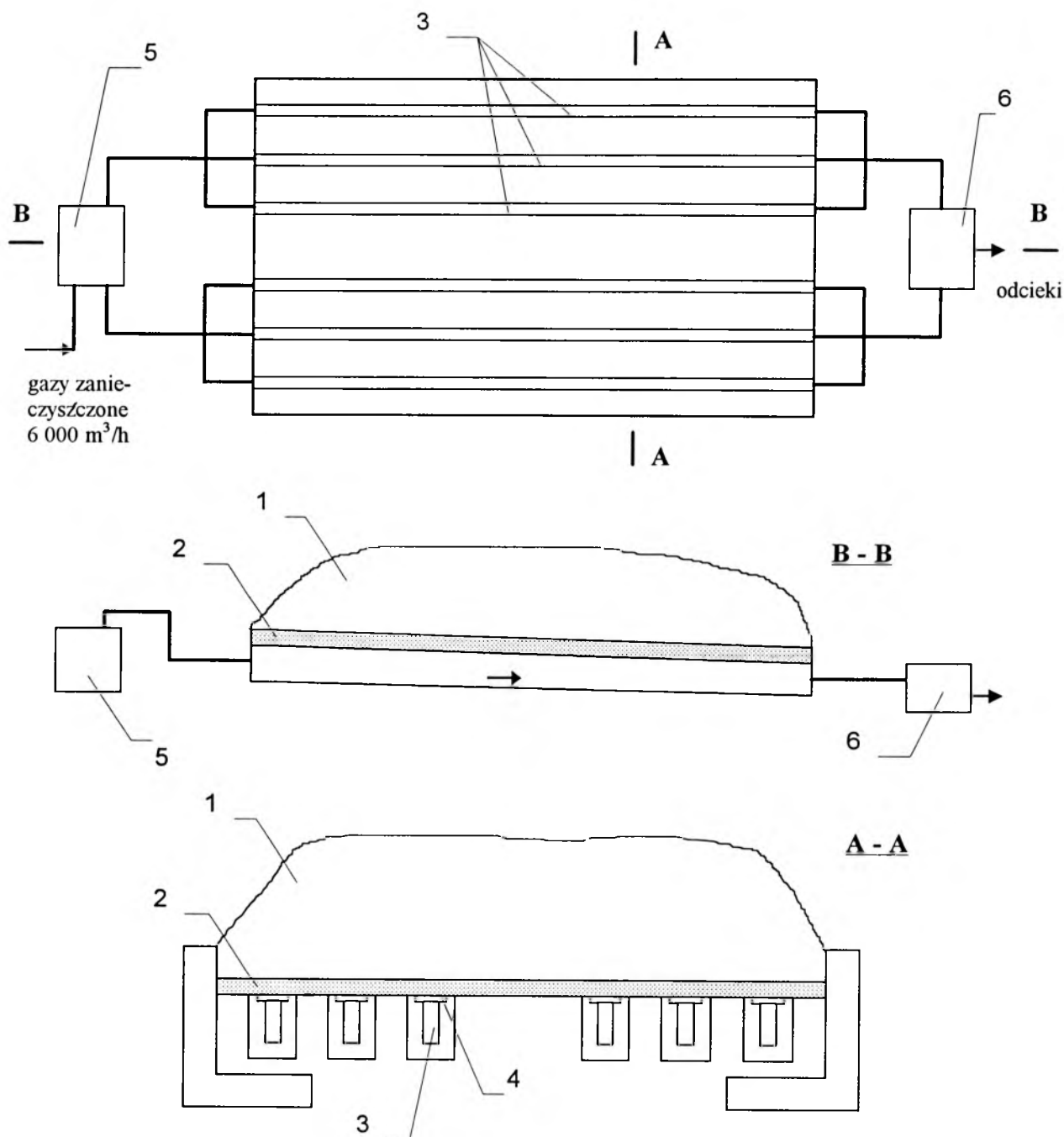
h - początkowa wysokość warstwy wypełnienia, $h = 1,4 \text{ m}$

F - pole przekroju poprzecznego, $F = a \times b = 0,0625 \text{ m}^2$

Skala techniczna

Obiektem badań w skali technicznej był biofiltr na terenie kompostowni odpadów komunalnych Radiowo w Warszawie. Jest to biofiltr otwarty o powierzchni $F = 5 \text{ m} \times 30 \text{ m} = 150 \text{ m}^2$ służący do oczyszczania gazów pochodzących ze wstępnej obróbki odpadów. Przez biofiltr przepuszczane są gazy w ilości około $6000 \text{ m}^3/\text{h}$ bez wstępnego nawilżania. Obciążenie powierzchniowe wynosi $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. W chwili rozpoczęcia doświadczenia wypełnienie biofiltru (kompost nieuszlachetniony po 9 tygodniach kompostowania) zostało wymienione i usypane na wysokość około 1,4 m. Schemat biofiltru badanego w skali technicznej przedstawiono na rysunku 2.3.

Rys.2.3. Schemat biofiltru do oczyszczania gazów pochodzących z obróbki wstępnej odpadów komunalnych przed kompostowaniem w kompostowni Radiowo.



1. - warstwa wypełnienia biofiltru (kompost nieuszlachetniony z odpadów komunalnych)
2. - warstwa żwiru (ok. 20 cm)
3. - koryto (rynna wentylacyjna)
4. - ruszt
5. - komora rozdzielcza
6. - studzienka odwadniająca

Powierzchnia biofiltru $F=150 \text{ m}^2$

Wysokość warstwy wypełnienia $h \approx 1,4 \text{ m}$

2.3. Analiza podobieństwa badanych obiektów

Na rysunku 2.4 przedstawiono podstawowe wielkości geometryczne opisujące układy (obiekty) badane w skali laboratoryjnej (biofiltr laboratoryjny I) i technicznej. Kropkami oznaczono miejsca poboru prób kompostu. Wymiary h_L , h_t oraz h_{rL} , h_{rt} oznaczają odpowiednio wysokość warstwy wypełnienia i wysokość umiejscowienia rusztu w biofiltrze (w skali laboratoryjnej i technicznej).

Analiza zależności geometrycznych wykazuje:

$$C_x = \frac{a_t}{a_L} = \frac{x_{t1}}{x_{L1}} = \frac{x_{t2}}{x_{L2}} = \frac{5}{0,5} = \frac{2}{0,2} = \frac{3}{0,3} = 10 = C_a \quad (2.1)$$

$$C_y = \frac{b_t}{b_L} = \frac{y_{t1}}{y_{L1}} = \frac{y_{t2}}{y_{L2}} = \frac{y_{t3}}{y_{L3}} = \frac{30}{0,5} = \frac{6}{0,1} = \frac{18}{0,3} = \frac{6}{0,1} = 60 = C_b \quad (2.2)$$

$$C_z = \frac{h_t}{h_L} = \frac{h_{rt}}{h_{rL}} = \frac{1,4}{1,4} = \frac{0,2}{0,2} = 1 = C_h \quad (2.3)$$

Ponieważ $C_a \neq C_b \neq C_h$, więc omawiane układy są układami pokrewnymi geometrycznie, a $C_a = 10$, $C_b = 60$, $C_h = 1$ są współczynnikami pokrewieństwa (rozdział 1.9. *Zagadnienie zmiany skali*).

Przyjmując jako jednostki skal:

$$a_{t0} = x_{t1} = 2 \text{ m}, a_{L0} = x_{L1} = 0,2 \text{ m};$$

$$b_{t0} = y_{t1} = 6 \text{ m}, b_{L0} = y_{L1} = 0,1 \text{ m};$$

$$h_{t0} = h_{rt} = 0,2 \text{ m}, h_{L0} = h_{rL} = 0,2 \text{ m}.$$

inwarianty odpowiednich wielkości będą równe:

$$\text{inwariant boku a:} \quad A = \frac{a_t}{x_{t1}} = \frac{a_L}{x_{L1}} = \frac{5}{2} = \frac{0,5}{0,2} = 2,5 \quad (2.4)$$

$$\text{inwariant boku b:} \quad B = \frac{b_t}{y_{t1}} = \frac{b_L}{y_{L1}} = \frac{30}{6} = \frac{0,5}{0,1} = 5 \quad (2.5)$$

$$\text{inwariant wysokości warstwy wypełnienia h:} \quad H = \frac{h_t}{h_{rt}} = \frac{h_L}{h_{rL}} = \frac{1,4}{0,2} = \frac{1,4}{0,2} = 7 \quad (2.6)$$

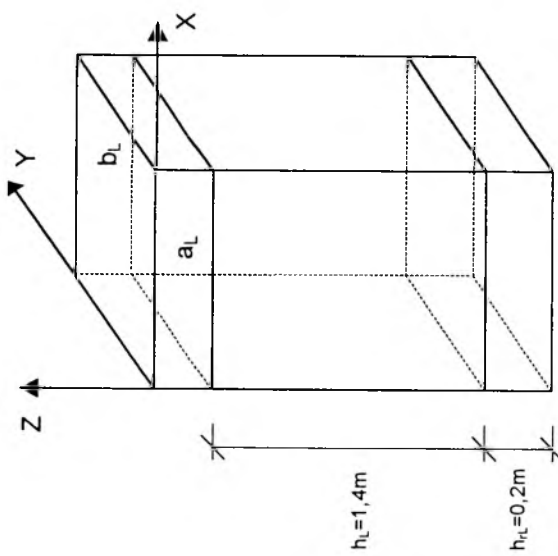
Natężenie przepływu gazu przez biofiltr badany w skali technicznej wynosi $Q_t = 6000 \text{ m}^3/\text{h}$.

W skali laboratoryjnej przyjęto natomiast dla biofiltru I $Q_L = 10 \text{ m}^3/\text{h}$. Odpowiedni współczynnik pokrewieństwa równy jest:

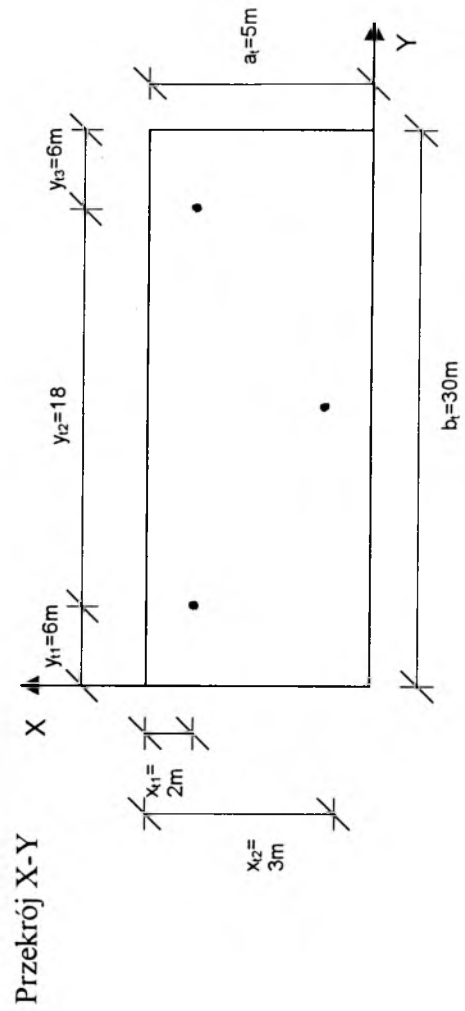
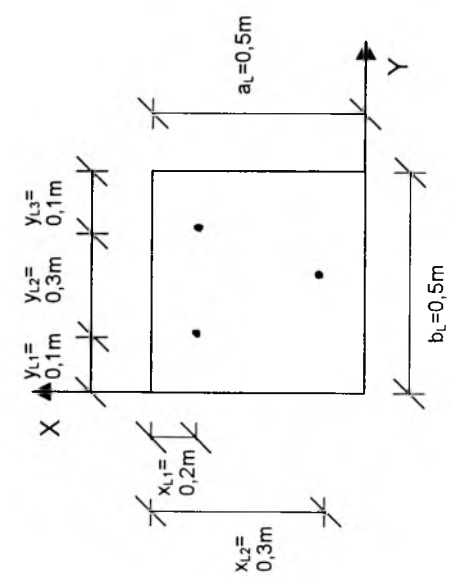
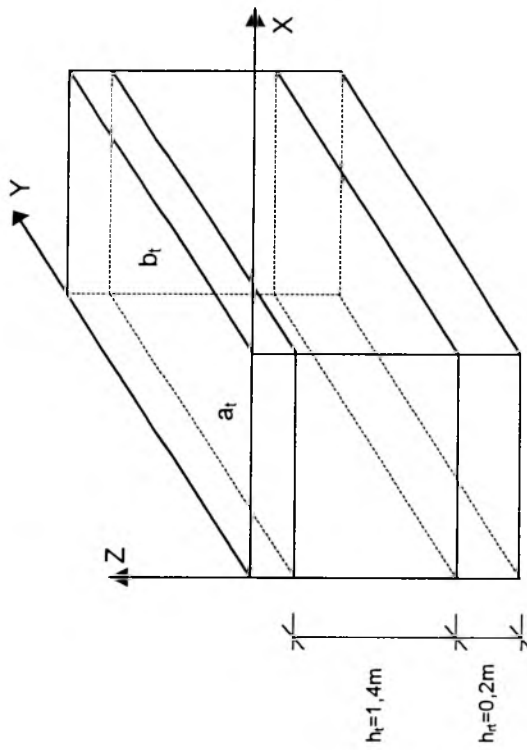
$$C_q = \frac{Q_t}{Q_L} = \frac{6000}{10} = 600 \quad (2.7)$$

Rys.2.4. Analiza podobieństwa geometrycznego biofiltrów badanych w skali laboratoryjnej i technicznej.

Skala laboratoryjna (biofiltr laboratoryjny I)



Skala techniczna



Obciążenie objętościowe biofiltru zarówno w skali technicznej, jak i laboratoryjnej wynosi $Q_{vt} = Q_{vL} = 28,6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Współczynnik pokrewieństwa równy jest zatem:

$$C_{qv} = \frac{Q_{qvt}}{Q_{qvL}} = 1 \quad (2.8)$$

Wśród sposobów postępowania, pozwalających określić postać kryteriów podobieństwa jest tzw. sposób wyboru jednostek skal (*Bretsznajder, 1956*) (rozdział 1.9. *Zagadnienie zmiany skali*). Jednym z podstawowych parametrów charakteryzujących pracę biofiltru jest jego

obciążenie objętościowe $Q_v = \frac{Q}{V} = \frac{Q}{a \cdot b \cdot h}$ (*Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991*)

(rozdział 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*). Obierając jako jednostki skal Q_{v0} , Q_0 , a_0 , b_0 , h_0 , wielkości występujące w zależności opisującej obciążenie objętościowe biofiltru można wyrazić przez odpowiednie inwarianty JQ_v , JQ , A , B , H (rozdział 1.9.

Zagadnienie zmiany skali):

$$Q_v = Q_{v0} \cdot Jq_v, \quad Q = Q_0 \cdot JQ, \quad a = a_0 \cdot A, \quad b = b_0 \cdot B, \quad h = h_0 \cdot H \quad (2.9)$$

Po przekształceniu równania podstawowego otrzymuje się:

$$Q_{v0} \cdot JQ_v = \frac{Q_0}{a_0 \cdot b_0 \cdot h_0} \cdot \frac{JQ}{A \cdot B \cdot H} \quad (2.10)$$

$$\frac{Q_{v0} \cdot a_0 \cdot b_0 \cdot h_0}{Q_0} = \frac{JQ}{JQ_v \cdot A \cdot B \cdot H} \quad (2.11)$$

Dla dwóch układów można napisać:

$$\frac{Q_{v0}' \cdot a_0' \cdot b_0' \cdot h_0'}{Q_0'} = \frac{JQ'}{JQ_v' \cdot A' \cdot B' \cdot H'} \quad (2.12)$$

$$\frac{Q_{v0}'' \cdot a_0'' \cdot b_0'' \cdot h_0''}{Q_0''} = \frac{JQ''}{JQ_v'' \cdot A'' \cdot B'' \cdot H''} \quad (2.13)$$

Przy założeniu, że omawiane układy są podobne, ich inwarianty muszą być odpowiednio równe sobie (*Bretsznajder, 1956*) (rozdział 1.9. *Zagadnienie zmiany skali*):

$$JQ_v' = JQ_v'' = Jq_v; \quad JQ' = JQ'' = JQ; \quad A' = A'' = A, \quad B' = B'' = B, \quad H' = H'' = H$$

Zatem po uwzględnieniu powyższego otrzymuje się:

$$\frac{Q_{v0} \cdot a_0 \cdot b_0 \cdot h_0}{Q_0} = \frac{JQ}{JQ_v \cdot A \cdot B \cdot H} \quad (2.14)$$

$$\frac{Q_{v0}'' \cdot a_0'' \cdot b_0'' \cdot h_0''}{Q_0''} = \frac{JQ}{JQ_v \cdot A \cdot B \cdot H} \quad (2.15)$$

W związku z tym można napisać:

$$\frac{Q_{v0} \cdot a_0 \cdot b_0 \cdot h_0}{Q_0} = \frac{Q_{v0}'' \cdot a_0'' \cdot b_0'' \cdot h_0''}{Q_0''} = \frac{Q_v \cdot a \cdot b \cdot h}{Q} = \text{idem} \quad (2.16)$$

Otrzymane wyrażenie $\frac{Q_v \cdot a \cdot b \cdot h}{Q} = \text{idem}$ jest bezwymiarowym kryterium podobieństwa badanych układów. Dla całej grupy podobnych biofiltrów to kryterium podobieństwa będzie miało tę samą wartość.

Przyjmując powyższe kryterium podobieństwa, dla omawianych układów badanych w skali technicznej i laboratoryjnej otrzymuje się:

$$\frac{Q_{vt} \cdot a_t \cdot b_t \cdot h_t}{Q_t} = \frac{Q_{vL} \cdot a_L \cdot b_L \cdot h_L}{Q_L}, \quad (2.17)$$

a po przekształceniu:

$$\frac{Q_{vt}}{Q_{vL}} \cdot \frac{a_t}{a_L} \cdot \frac{b_t}{b_L} \cdot \frac{h_t}{h_L} \cdot \frac{Q_L}{Q_t} = 1 \quad (2.18)$$

Podstawiając odpowiednie współczynniki pokrewieństwa ($\frac{a_t}{a_L} = C_a$, $\frac{b_t}{b_L} = C_b$, $\frac{h_t}{h_L} = C_h$,

$\frac{Q_t}{Q_L} = C_Q$, $\frac{Q_{vt}}{Q_{vL}} = C_{Qv}$) uzyskuje się:

$$\frac{C_{Qv} \cdot C_a \cdot C_b \cdot C_h}{C_Q} = 1 \quad (2.19)$$

Taki iloczyn współczynników pokrewieństwa nazywa się wskaźnikiem podobieństwa (*Bretznajder, 1956*) (rozdział 1.9. *Zagadnienie zmiany skali*). Spełnione jest zatem twierdzenie podobieństwa, że wskaźnik podobieństwa zjawisk podobnych jest równy jedności. W związku z tym omawiane układy, dla których kryterium podobieństwa jest wyrażenie $\frac{Q_v \cdot a \cdot b \cdot h}{Q}$ są układami podobnymi.

Dla układu - biofiltr w skali technicznej/biofiltr laboratoryjny I stałe podobieństwa wynoszą $C_a = 10$, $C_b = 60$, $C_h = 1$, $C_{Qv} = 1$, $C_Q = 600$, a wskaźnik podobieństwa

$$\frac{C_{Qv} \cdot C_a \cdot C_b \cdot C_h}{C_Q} = \frac{1 \cdot 10 \cdot 60 \cdot 1}{600} = 1. \quad (2.20)$$

Analogicznie dla układu - biofiltr w skali technicznej/biofiltr laboratoryjny II stałe pokrewieństwa wynoszą $C_a = 20$, $C_b = 120$, $C_h = 1$, $C_{Qv} = 1$, $C_Q = 2400$, a wskaźnik podobieństwa

$$\frac{C_{Qv} \cdot C_a \cdot C_b \cdot C_h}{C_Q} = \frac{1 \cdot 20 \cdot 120 \cdot 1}{2400} = 1. \quad (2.21)$$

W związku z powyższym dobór wartości dla biofiltrów laboratoryjnych I i II (rozdział 2.2. *Charakterystyka biofiltrów i materiałów wypełniających wykorzystanych w badaniach doświadczalnych*) odpowiednio dotyczących:

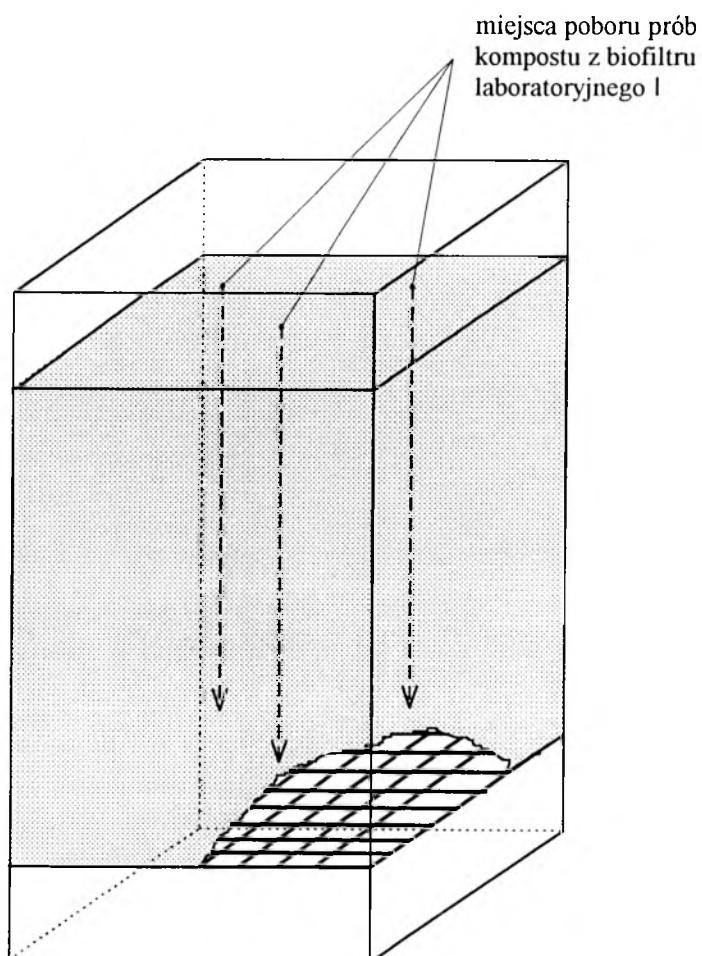
- natężenia przepływu powietrza - $10 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ oraz $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$,
 - wysokości warstwy wypełnienia - 1,4 m,
 - wymiarów przekroju poprzecznego (a x b) - 0,5 x 0,5 m oraz 0,25 x 0,25 m,
- pozwoił na zmniejszenie skali z zachowaniem podobieństwa (pokrewieństwa) badanych modeli z instalacją w skali technicznej.

2.4. Metodyka badań

2.4.1. Pobór i przygotowanie prób do analizy

Pobór prób kompostu w skali laboratoryjnej

Kompost z biofiltru I pobierano za pomocą próbnika w trzech miejscach jego przekroju poprzecznego, z całej wysokości warstwy wypełnienia (rys. 2.5), a następnie uśredniano.

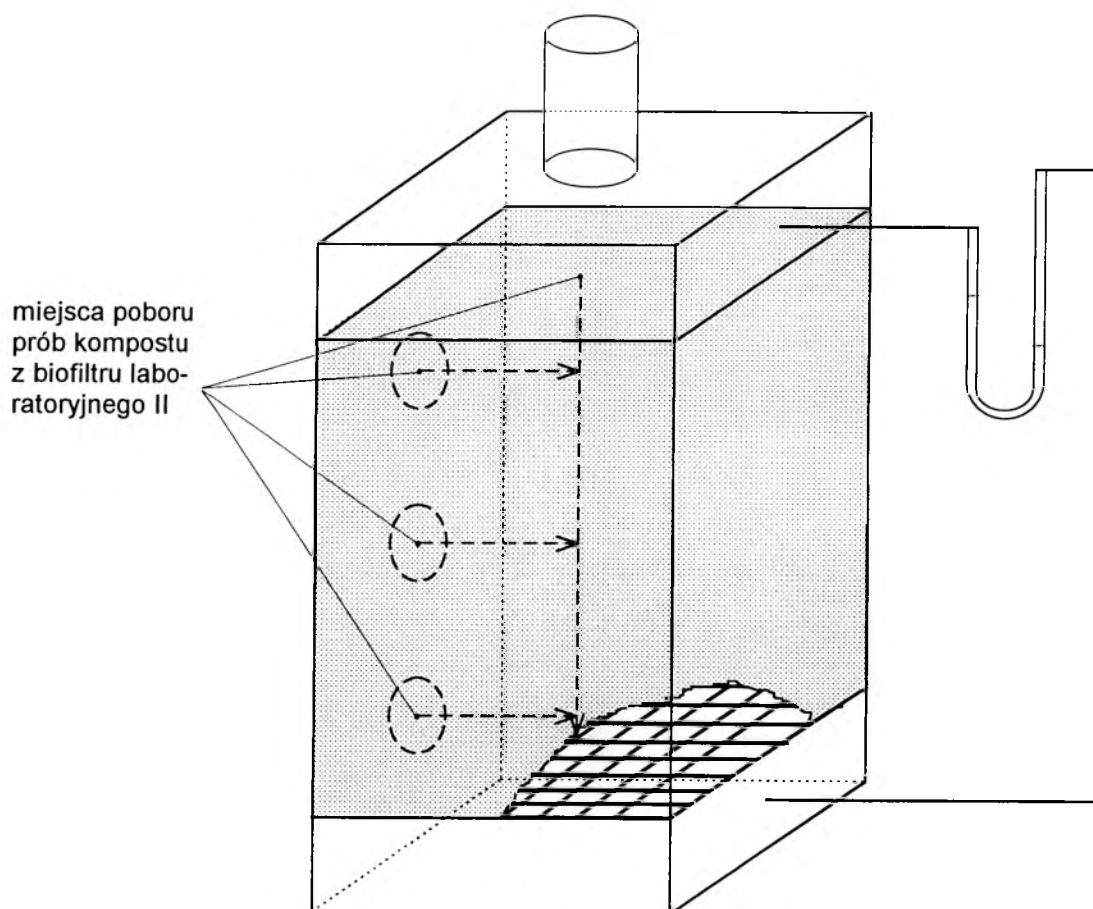


Rys.2.5. Miejsca poboru próbek kompostu z biofiltru laboratoryjnego I.

Kompost z biofiltru II pobierano w dwojaki sposób:

- w środku przekroju poprzecznego, z całej wysokości warstwy wypełnienia,
- z trzech otworów w ścianie bocznej biofiltru (rys. 2.6.).

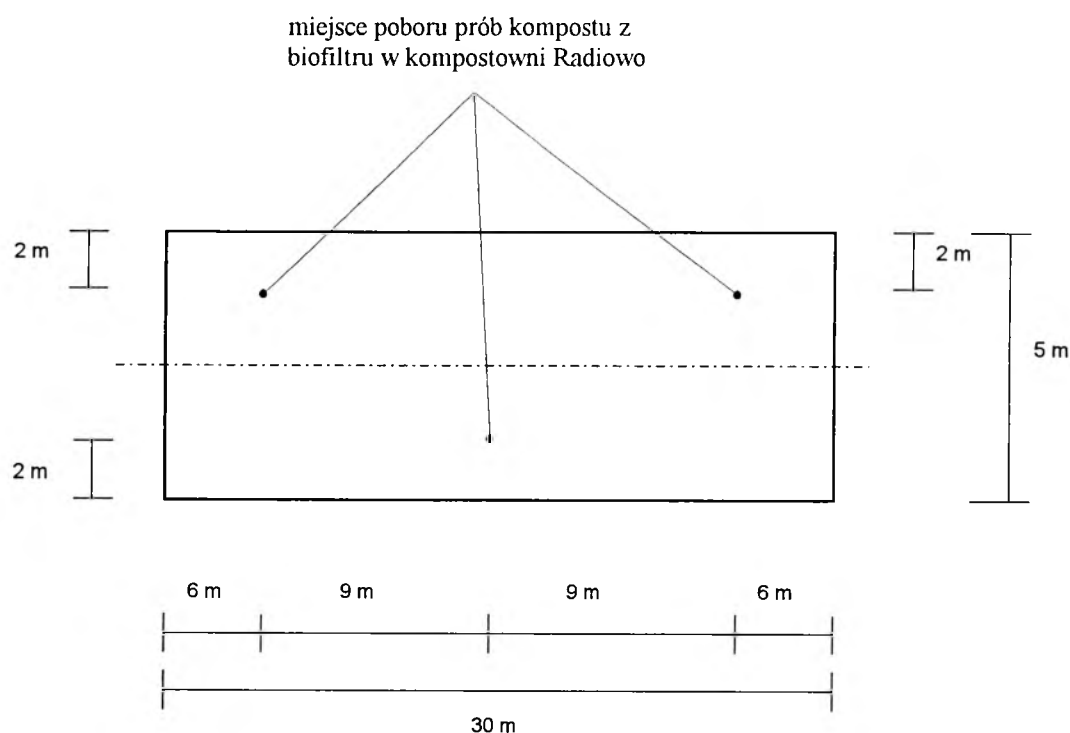
Próby uśredniano.



Rys.2.6. Miejsca poboru prób kompostu z biofiltru laboratoryjnego II.

Pobór prób kompostu w skali technicznej

Kompost do analiz pobierano za pomocą próbnika, podobnie jak w przypadku biofiltru laboratoryjnego I, w trzech miejscach przekroju poprzecznego, z całej wysokości warstwy wypełnienia (rys. 2.7), a następnie uśredniano.



Rys.2.7. Przekrój poprzeczny przez warstwę wypełnienia biofiltru w kompostowni Radiowo wraz z miejscem poboru prób kompostu.

W każdym przypadku (skala laboratoryjna i techniczna) próby kompostu były pobierane i uśredniane zgodnie z procedurami zawartymi w literaturze przedmiotowej (*BN-84/9103-01*; *Rudolf et al., 1967*)

Przygotowanie prób kompostu do analiz

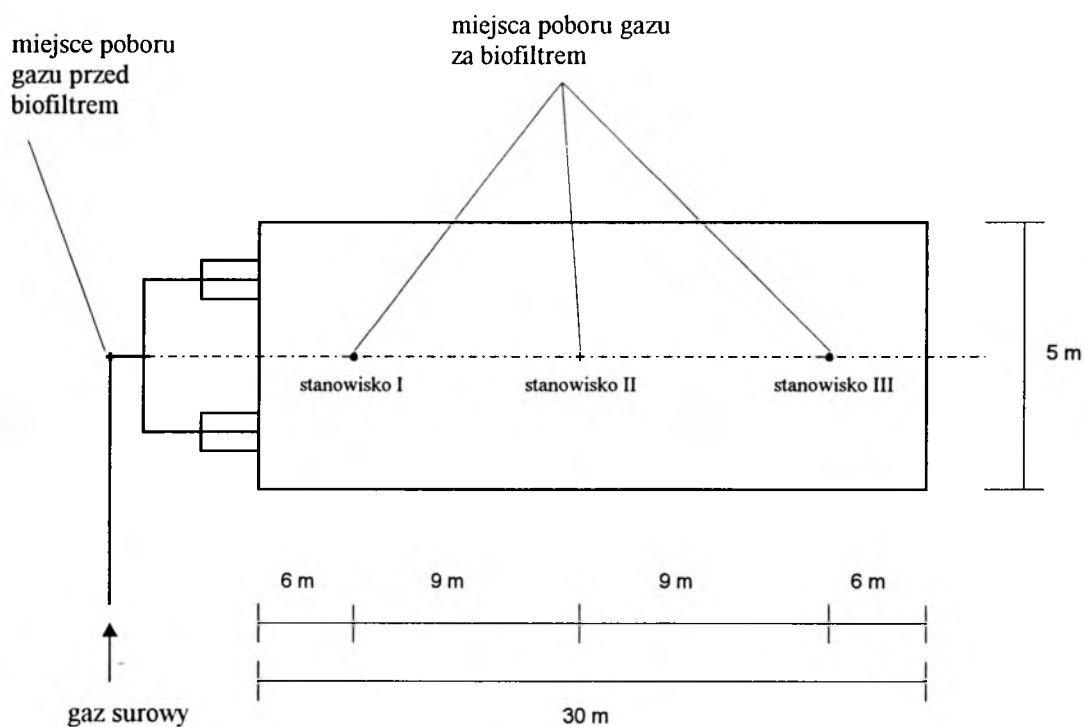
Kompost przygotowywano do dalszych analiz w postaci prób suchych oraz powietrznie suchych. W celu uzyskania próby suchej kompost suszono w temperaturze 105°C (w suszarce laboratoryjnej firmy Promed, typu KBC G-100/250), a następnie poddawano rozdrabnianiu w laboratoryjnych młynkach kulowych. Rozdrabnianie prowadzono tak długo, aż całość materiału przeszła przez sito o prześwicie oczek $0,5\text{ mm}$ (*BN-84/9103-01*; *Rudolf et al., 1967*).

W celu uzyskania próby powietrznie suchej kompost był wstępnie suszony w temperaturze pokojowej (około 3 dni), a następnie przesiewany przez sito o oczkach 1 mm . Pozostałość na sicie rozdrabniano w laboratoryjnym młynku kulowym do frakcji $< 1\text{ mm}$ (*Ostrowska et al., 1991*; *Piper, 1957*; *PrPN-ISO11464*; *Rudolf et al., 1967*).

Przygotowanie prób kompostu do badań mikrobiologicznych i enzymatycznych przedstawiono w rozdziale 2.4.5. *Metodyka w zakresie badań biologicznych*.

Pobór prób gazu w skali technicznej

Próby gazu pobierano przed biofiltrem (z komory rozdzielczej) oraz w trzech miejscach za biofiltrem (rys. 2.8). Do poboru prób gazu surowego stosowano króciec wprowadzany do przewodu doprowadzającego, a do poboru gazu oczyszczonego - układ lejków na statywach ustawionych na powierzchni warstwy wypełnienia. Próby pobierano za pomocą aspiratora firmy Aparatura Pomiarowa Ochrony Środowiska, typu 2 MAGP-24. Szczegółowy opis przedstawiono w rozdziale 2.4.6. (*Metodyka badań gazów*).



Rys.2.8. Przekrój poprzeczny przez warstwę wypełnienia filtru biologicznego w kompostowni Radiowo wraz z miejscem poboru prób gazu przed i za biofiltrem.

2.4.2. Metodyka badań w zakresie właściwości sorpcyjnych wypełnienia

Powierzchnię właściwą kompostu oznaczano metodą sorpcji błękitu metylenowego według *PN-88/B-04481*. Do analiz stosowano około 9 gramowe próby powietrznie suchego kompostu. Wyniki będące średnią arytmetyczną trzech równoległych oznaczeń, których różnica wartości nie przekraczała 25% wartości średniej, podawano w [m^2/g s.m.].

Powierzchnię właściwą kompostu obliczano również na podstawie jego maksymalnej higroskopowości, według zależności (1.3) (rozdział 1.4.2. *Wilgotność higroskopowa i maksymalna higroskopowość*).

Maksymalną higroskopowość kompostu analizowano według metody Mitscherlicha (*Rewut, 1980; Skorupski, 1997*) (metodyka glebowa), polegającej na oznaczaniu M_h nad 10%-owym roztworem kwasu siarkowego w eksykatorze próżniowym. Do analiz wykorzystywano około 9 gramowe próby powietrznie suchego kompostu. Wyniki będące średnią arytmetyczną trzech równoległych oznaczeń, różniących się między sobą nie więcej niż o 0,5%, podawano w [%s.m.].

Pojemność sorpcyjną kompostu w stosunku do kationów wymiennych (T) oznaczano według metodyki glebowej (*Białousz i Skłodowski, 1982; Dobrzański i Uziak, 1972; Ostrowska et al., 1991*) jako sumę kwasowości hydrolitycznej H_h i sumy kationów wymiennych o charakterze zasadowym S. Kwasowość hydrolityczną oznaczano metodą Kappena (*Białousz i Skłodowski, 1982; Dobrzański i Uziak, 1972; Ostrowska et al., 1991*). 60 g powietrznie suchego kompostu zalewano 150 ml 1N $Ca(CH_3COO)_2$ o pH 8,2 i wstrząsano przez 1 godzinę z prędkością obrotową około 30 obrotów/minutę (w wytrząsarce uniwersalnej firmy Promed, typu WU-4). Tak przygotowaną próbę pozostawiano na około 24 godziny, a następnie sączono. 50 ml przesączu miareczkowano 0,1 N roztworem NaOH wobec fenoloftaleiny do pH 8,2. Wyniki będące średnią arytmetyczną trzech równoległych oznaczeń, różniących się między sobą nie więcej niż o 0,5%, podawano w [me/100 g s.m.].

Sumę kationów wymiennych oznaczano metodą Kappena (*Białousz i Skłodowski, 1982; Dobrzański i Uziak, 1972; Ostrowska et al., 1991*) przyjmując jednak, zgodnie z procedurami zawartymi w literaturze przedmiotowej (*Dobrzański i Uziak, 1972; Piper, 1957*), szerszy stosunek kompostu do roztworu HCl niż w metodzie tradycyjnej. 5 g powietrznie suchego kompostu zalewano 100 ml 0,1 N roztworem HCl i wstrząsano przez 1 godzinę z prędkością obrotową około 30 obrotów/minutę (w wytrząsarce uniwersalnej firmy Promed, typu WU-4). Po około 24 godzinach próbę poddawano sączeniu, po czym 50 ml przesączu miareczkowano 0,1 N NaOH wobec wskaźnika Tashiro

do pH 4,4. Wyniki, będące średnią arytmetyczną trzech równoległych oznaczeń, różniących się między sobą nie więcej niż o 0,5%, obliczano w [me/100 g s.m.].

Ze względu na występowanie w kompoście węglanów, w celu określenia sumy kationów wymiennych, ilość węglanów odejmowano od wartości uzyskanej metodą Kappena (*Maciak i Liwski; 1996; Piper, 1957*). Z uwagi na pożądaną jak największą dokładność, do oznaczania węglanów dla poprawki na sumę kationów wymiennych zaleca się, według danych literaturowych (*Piper, 1957*), stosowanie metody Hutchinsona i MacLannana. Węglany oznaczano i przeliczano jako węglan wapnia. Ich rozkład prowadzono w próżni rozcieńczonym zimnym kwasem solnym (100 ml stężonego kwasu solnego rozcieńczano do 2 litrów) zawierającym chlorek żelazawy (w celu uniknięcia wytwarzania się dwutlenku węgla przy dekarboksylacji substancji organicznych). Wywiązujący się dwutlenek węgla pochłaniano w mianowanym wodorotlenku sodu (0,1 N NaOH). Zaabsorbowany dwutlenek węgla strącano jako węglan baru przez dodanie nadmiaru chlorku baru, a pozostałą zasadę miareczkowano kwasem solnym (0,1 N HCl) wobec fenoloftaleiny. Do analiz wykorzystywano około 2 gramowe próby powietrznie suchego kompostu. Ilość węglanów obecnych w kompoście, wyrażoną jako węglan wapnia w [%CaCO₃], będącą średnią arytmetyczną trzech równoległych oznaczeń, różniących się między sobą nie więcej niż o 1%, przeliczano na [me/100 g s.m.]. Pojemność sorpcyjną kompostu w stosunku do kationów wymiennych podawano w [me/100 g s.m.].

Zastosowana w niniejszej pracy metoda oznaczania pojemności sorpcyjnej nie miała na celu określenie wartości bezwzględnych. Ma ona natomiast znaczenie porównawcze i umożliwia obserwacje zmian właściwości sorpcyjnych kompostu.

2.4.3. Metodyka badań w zakresie mineralizacji wypełnienia

Zawartość węgla organicznego w kompoście oznaczano metodą Tiurina zgodnie z (*PN-91/Z-15005; Rudolf et al., 1967*). Metoda polega na utlenianiu substancji organicznych na gorąco przy użyciu dwuchromianu potasowego w nadmiarze, w środowisku kwaśnym z zastosowaniem siarczanu srebra jako katalizatora. Nadmiar dwuchromianu miareczkuje się roztworem soli Mohra wobec ferroiny jako wskaźnika. Do oznaczeń stosowano około 0,05 g próby suche kompostu. Wyniki, będące średnią arytmetyczną trzech równoległych analiz różniących się między sobą nie więcej niż o 0,5%, podawano w procentach w stosunku do suchej masy.

Zawartość substancji organicznych w kompoście oznaczano wagowo (na wadze analitycznej WA-32 firmy Zakłady Mechaniki Precyzyjnej, typu PRLTA13) jako straty przy

prażeniu w temperaturze 550°C zgodnie z (BN-88/9103-07; Rudolf et al., 1967). Do analiz stosowano około 2 g próby suche kompostu. Zawartość substancji organicznych, jako średnia arytmetyczna trzech równoległych analiz różniących się między sobą nie więcej niż o 0,1%, podawano w procentach w stosunku do suchej masy.

2.4.4. Metodyka w zakresie badań dotyczących oporów przepływu powietrza przez warstwę wypełnienia biofiltru

Zgodnie z doniesieniami literaturowymi (Kawalec-Pietrenko et al., 1998; Palica et al., 1997; VDI-Richtlinien, 1991) opory przepływu określano jako spadek ciśnienia gazu podczas przepływu przez warstwę materiału wypełniającego przy danej jego prędkości (obciążeniu powierzchniowym biofiltru) (rozdział 1.4.7. *Opory przepływu gazu przez materiał wypełniający*). Do pomiaru spadku ciśnienia zastosowano manometr różnicowy (U-rurkę). Schemat układu przedstawiono na rysunku 2.2 w rozdziale 2.2. *Charakterystyka biofiltrów i materiałów wypełniających wykorzystanych w badaniach doświadczalnych*.

2.4.5. Metodyka w zakresie badań biologicznych

Badania mikrobiologiczne

Przygotowanie prób kompostu oraz badania mikrobiologiczne prowadzono zgodnie z (Grabińska-Loniewska, 1996; Kańska et al., 1979) dla rozcieńczeń w zakresie $10^{-1} \div 10^{-7}$ cm³. Początkowe rozcieńczenia prób kompostu (10^{-1} cm³) uzyskiwano poprzez zawieszenie 100 g badanej próby w 900 cm³ wody buforowanej i wytrząsaniu przez 40-minut.

Ogólną liczbę bakterii saprofitycznych oznaczano metodą płytkową Kocha na podłożu agarowym (MPA) stosując posiew głębinowy. Inkubację bakterii prowadzono w temperaturze 26°C w ciągu 48 godzin. Wyniki podawano jako liczbę komórek w 1 g s.m. kompostu.

Liczbę bakterii sporowych oznaczano na podłożu agarowym (MPA), po uprzednim ogrzewaniu zawiesiny kompostu w temperaturze 80°C przez 15 minut (w celu usunięcia niesporowej flory bakteryjnej). Wyniki podawano jako liczbę komórek w 1 g s.m. kompostu.

Ogólną liczbę promieniowców oznaczano metodą płytkową Kocha na podłożu wybiórczym wg Pochona stosując posiew powierzchniowy. Inkubację prowadzono w temperaturze 26°C w ciągu 7 i 14 dni. Wyniki podawano jako liczbę promieniowców w 1 g s.m. kompostu.

Oznaczenia ogólnej liczby grzybów prowadzono metodą płytkową Kocha na podłożu wybiórczym Martina stosując posiew powierzchniowy. Inkubację prowadzono w temperaturze 26°C w ciągu 7 dni. Wyniki podawano jako ogólną liczbę pleśni i drożdży w 1 g s.m. kompostu.

Oznaczenia bakterii coli typu kałowego (*Escherichia coli*) prowadzono metodą fermentacyjną probówkową. W badaniach wstępnych wykonywano posiewy rozcieńczonych prób kompostu na podłożu Kesslera-Swenartona. Inkubację prowadzono w temperaturze 37°C ciągu 24 ÷ 48 godzin. Materiał z dodatnich i wątpliwych hodowli z badania wstępnego poddawano badaniu potwierdzającemu na podłożu z zielenią brylantową oraz na wodzie peptonowej z tryptofanem. Inkubację prowadzono w temperaturze 44°C ± 0,5°C w ciągu 24 ÷ 48 godzin. Wyniki podawano jako miano *E.coli*.

Oznaczenie miana bakterii *Clostridium perfringens* wykonywano stosując posiewy w probówkach, zalewając 1 cm³ próby podłożem siarczynowo-żelazowym wg Wilson-Blair'a. Upřednio ogrzewano kolejne rozcieńczenia prób kompostu w temperaturze 80°C w ciągu 15 minut w celu wyeliminowania mikroflory niesporowej. Inkubację prowadzono w temperaturze 37°C w ciągu 18 ÷ 24 godzin. Wyniki podawano jako miano bakterii *Clostridium perfringens*.

Wszystkie badania mikrobiologiczne prowadzono w dwóch równoległych powtórzeniach.

Badania enzymatyczne

Oznaczenie aktywności dehydrogenazowej mikroorganizmów w wodnym wyciągu z masy kompostowej prowadzono metodą testu TTC. Próby kompostu o masie około 10 g zawieszano w 90 cm³ jałowej wody (rozcieńczenie 10⁻¹) i wytrząsano w wytrząsarce z płaszczem wodnym, firmy Elpan, typu 537, przy amplitudzie 4, w czasie 2 godzin. Następnie próby kompostu odwirowywano przy 2500 obrotów/ minutę w czasie 5 minut w celu uzyskania wyciągu biomasy mikroorganizmów z masy kompostowej. Aktywność enzymatyczną mikroorganizmów oznaczano w próbach po upředniej sonifikacji w dezintegratorze ultradźwiękowym firmy Techpan, typu UD-11, w czasie 10 min, przy zachowaniu temperatury + 4°C. Badania aktywności dehydrogenazowej prowadzono metodą testu TTC zgodnie z PN-82/C-04616.08., wprowadzając jednak modyfikację w odniesieniu do czasu inkubacji prób i sposobu podawania wyniku końcowego. Zastosowano, według zaleceń *Harrisa i Bircha (1992)* oraz *Maćkowiaka (1985)*,

24 godzinny czas inkubacji prób z odczynnikiem TTC, a ilość wytworzonego trójfenyloformazanu (TF) odnoszono do ilości białka w analizowanej próbce. Ilość białka (jako zawartość biomasy mikroorganizmów) oznaczano metodą Lowry'ego z odczynnikiem miedziowym (*Brzeski, Kaning, 1968*).

Badania enzymatyczne prowadzono w dwóch równoległych powtórzeniach.

Badania mikrobiologiczne i enzymatyczne kompostu wykonano w Zakładzie Biologii Sanitarnej Instytutu Systemów Inżynierii Środowiska P.W.

2.4.6. Metodyka badań gazów

Stopień zanieczyszczenia gazów badano stosując metodykę zaadaptowaną z analityki wodno-ściekowej sumarycznego oznaczenia utleniających chemicznie substancji organicznych - utlenialność. Metoda polega na oznaczeniu zużycia tlenu niezbędnego do utlenienia substancji organicznych wydzielonych z powietrza drogą absorpcji w wodzie. Gazy przepuszczano przez płuczki z wodą destylowaną, a następnie zaabsorbowane substancje poddawano utlenianiu na gorąco roztworem nadmanganianu potasu w środowisku kwaśnym. W metodzie tej (*Skorupski, 1997*) oznaczeniu podlegają zawarte w powietrzu substancje ulegające rozpuszczeniu w wodzie w warunkach pomiaru oraz dające się utleniać roztworem nadmanganianu potasu w umownych warunkach pH, stężenia kwasu zakwaszającego, temperatury ogrzewania i stężenia roztworu utleniacza. Absorpcji i utlenianiu ulegają głównie niższe kwasy tłuszczowe, niższe aminy, siarkowodór, niższe merkaptany alifatyczne, niższe aldehydy. Zgodnie z literaturą przedmiotu (*Skorupski, 1997*) metoda ta jest zalecana do określania sprawności biofiltrów oraz oceny konieczności wymiany materiału wypełniającego.

Próby gazów (pojedyncza próba) pobierano za pomocą aspiratora firmy Aparatura Pomiarowa Ochrony Środowiska, typu 2 MAG-24 do dwóch połączonych szeregowo płuczek Drechsła zawierających po 50 ml wody destylowanej. 30 litrów gazów przepuszczano z prędkością 1 l/minutę. W zawartości płuczek oraz w próbce „ślepej” oznaczano utlenialność (*Skorupski, 1997; Struszyński, 1954*). Wyniki, będące średnią arytmetyczną trzech równoległych analiz różniących się między sobą nie więcej niż o 0,5%, podawano w postaci zużycia tlenu w mg/m³ gazów ([O₂/m³]).

Oznaczenia zawartości poszczególnych związków lub grup związków chemicznych w gazach wykonało Uczelniane Laboratorium Badań Środowiskowych Politechniki Warszawskiej następującymi metodami:

- aldehydy (metoda grupowa na aldehydy) - wg PN-75/Z-04045.03
- formaldehyd - wg PN-76/Z04045
- kwas mrówkowy - wg PN-88/Z-04196/02
- kwas octowy - wg PN-71/Z-04061/03
- alkohol etylowy - wg PN-85/Z-04140/02
- alkohol n-butyłowy - wg PN-86/Z04155/02
- amoniak - wg PN-71/Z-04041
- alkohol etylowy - wg PN-85/Z-04140/02
- alkohol n-butyłowy - wg PN-86/Z04155/02

Identyfikację oraz oznaczenia ilościowe alkoholi alifatycznych wykonano metodą chromatografii gazowej (chromatografy MEGA 5300 i VEGA 6000, detektory FID i ECD, kolumny kapilarne DB-5 i 10% FFAP na WAW DMCS). Pozostałe metodyki zastosowane przez Uczelnianego Laboratorium Badań Środowiskowych Politechniki Warszawskiej przy analizie składu gazów oraz ich oznaczalność podano w załączniku 1 niniejszej pracy.

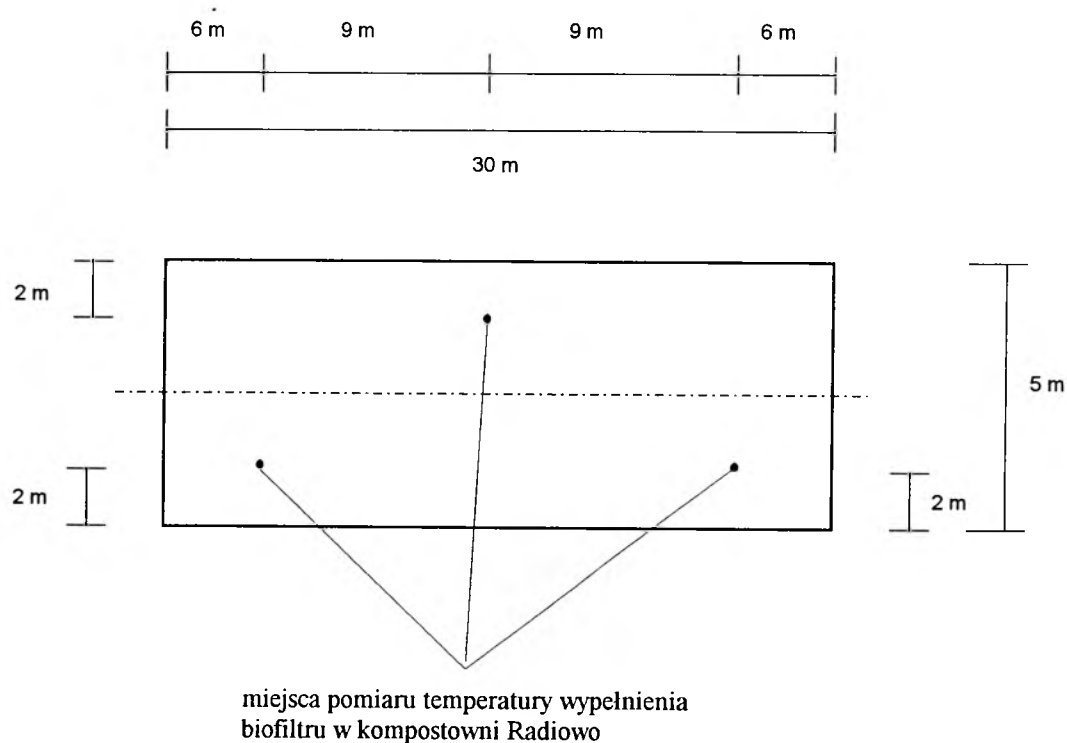
2.4.7. Metodyka pozostałych badań

Wilgotność kompostu oznaczano poprzez suszenie w suszarce laboratoryjnej firmy Promed, typu KBC G-100/250, w temperaturze 105⁰C do uzyskania stałej masy. Zawartość wody obliczano z różnicy mas (na wadze technicznej WS-23 firmy Zakłady Mechaniki Precyzyjnej, typu PRLT,) przed i po suszeniu zgodnie z (BN-88/9103-07; Rudolf et al., 1967). Wyniki podawano w [%].

Odczyn materiału wypełniającego biofiltr oznaczano metodą elektrometryczną jako stężenie jonów wodorowych pH(H₂O) w zawiesinie kompostu w roztworze wodnym. Zgodnie z procedurami zawartymi w literaturze przedmiotowej (Ostrowska et al., 1991; PrPN-ISO10390) 5 g powietrznie suchego kompostu zalewano 50 ml wody destylowanej i pozostawiano do następnego dnia (około 24 godziny), kiedy to dokonywano pomiaru odczynu na pH-metrze firmy Mera-Elwro, typu N5122, przy użyciu elektrody zespolonej firmy Hydromed, typu ERH-111.

Temperaturę kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru mierzono za pomocą czujnika temperatury TP-03 z elektronicznym miernikiem firmy Czaki Thermo-Product, typu EMT-06. W biofiltrze laboratoryjnym I czujnik temperatury wprowadzony był na stałe w warstwę wypełnienia na głębokość około 60 cm nad rusztem (rys.2.1). W biofiltrze w kompostowni

Radiowo pomiaru temperatury dokonywano w trzech miejscach wypełnienia, na głębokości (podobnie jak w skali laboratoryjnej) około 60 cm nad rusztem (rys.2.9). Temperaturę odczytywano po około 2 godzinach od umieszczenia czujnika w materiale wypełniającym. Przedstawione w niniejszej pracy wyniki są średnią arytmetyczną tych trzech pomiarów.



Rys.2.9. Przekrój poprzeczny przez warstwę wypełnienia biofiltru w kompostowni Radiowo wraz z miejscem pomiaru temperatury materiału wypełniającego.

Skład granulometryczny materiału wypełniającego oznaczano według *PN-88/B-04481*. Powietrznie suchy kompost przesiewano przez sита (zestaw sit laboratoryjnych, wytrząsarka do sit firmy Merazet, typu Thyr-2) o wielkości oczek: 25, 10, 2, 1, 0,5, 0,25, 0,10, 0,071 mm, a następnie poszczególne frakcje ważono na wadze laboratoryjnej (waga analityczna WA-32 firmy Zakłady Mechaniki Precyzyjnej, typu PRLTA13). Zawartość poszczególnych frakcji obliczano w [%].

3. WYNIKI BADAŃ

3.1. Wyniki badań w skali laboratoryjnej

Badania biofiltru I prowadzono przez 15 miesięcy (od 11.06.1996r do 25.09.1997r) pobierając w tym okresie 12 prób kompostu. Próby do analizy pobierano co 11 do 78 dni. Badania oporów przepływu (w biofiltrze II) prowadzono przez 6 miesięcy, od 18.02.1997r do 22.04.1997r, gdy wypełnieniem był kompost uszlachetniony oraz od 13.05.1998r do 16.09.1998r, gdy jako materiał wypełniający zastosowano kompost nieuszlachetniony.

3.1.1. Właściwości sorpcyjne kompostu

W trakcie badań biofiltru I odnotowano wzrost wszystkich analizowanych parametrów związanych z właściwościami sorpcyjnymi kompostu (powierzchni właściwej, maksymalnej higroskopowości i pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych). Powierzchnia właściwa oznaczana na podstawie sorpcji błękitu metylenowego oraz w oparciu o maksymalną higroskopowość (według zależności $U = 160 M_h(1 + 0,0016 M_h^3)$, rozdział 1.4.2. *Wilgotność higroskopowa i maksymalna higroskopowość*) zwiększyła się ponad 2-krotnie, odpowiednio od 3,5 m²/ g s.m. do 8,3 m²/ g s.m. i od 10,9 m²/ g s.m. do 21,0 m²/ g s.m. Maksymalna higroskopowość wzrosła od 6,8 do 13,1 % s.m., a pojemność sorpcyjna - od 39,7 do 64,5 me/100 g s.m. Najbardziej intensywny wzrost wszystkich w/w parametrów nastąpił w ciągu pierwszych 74 dni cyklu badawczego. Powierzchnia właściwa zwiększyła się w tym okresie o około 63%, podczas gdy w ciągu następnych 397 dni (od 74 do 471 dnia) już jedynie o 46% (przy jej oznaczaniu na podstawie sorpcji błękitu metylenowego) i 18% (przy obliczaniu w oparciu o maksymalną higroskopowość). Maksymalna higroskopowość wzrosła w ciągu pierwszych 74 dni o około 63%, natomiast w dalszym okresie badawczym - o 18%. Wzrost pojemności sorpcyjnej w ciągu pierwszych 74 dni odnotowano na poziomie około 44%, a w ciągu ostatnich 397 dni - 13%. Wyniki badań pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej oraz maksymalnej higroskopowości kompostu przedstawiono w tabelach 3.1 i 3.2.

Tabela 3.1. Zmiany powierzchni właściwej, maksymalnej higroskopowości i pojemności sorpcyjnej kompostu w stosunku do kationów wymiennych w trakcie badań biofiltru laboratoryjnego.

Nr próby	Data poboru próby	Doby	Pojemność sorpcyjna [me/100 g s.m.]	Powierzchnia właściwa (ozn. na podst. sorpcji błękitu metylenowego) [m ² /g s.m.]	Powierzchnia właściwa (obl. w oparciu o maksymalną higroskopowość) [m ² /g s.m.]	Maksymalna higroskopowość [% s.m.]
1	11.06.96	1	39,7	3,5	10,9	6,8
2	22.06.96	12	42,8	3,7	11,7	7,3
3	06.07.96	26	48,2	4,8	14,7	9,2
4	31.07.96	51	53,8	5,5	17,0	10,6
5	23.08.96	74	57,1	5,7	17,8	11,1
6	25.09.96	107	57,4	5,7	18,3	11,4
7	26.11.96	169	57,7	5,7	19,2	12,0
8	13.02.97	247	58,6	6,2	19,6	12,2
9	07.04.97	300	62,6	6,8	19,6	12,2
10	11.06.97	365	63,1	6,9	20,0	12,5
11	19.08.97	434	62,6	7,9	20,2	12,6
12	25.09.97	471	64,5	8,3	21,0	13,1

Tabela 3.2. Wyniki badań pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego.

Nr próby	Data poboru próby	Doby	Kwasowość hydroliczna H_h [me/100 g s.m.]	Suma kationów wymiennych wraz z węglanami [me/100 g s.m.]	Suma kationów wymiennych S [me/100 g s.m.]	Pojemność sorpcyjna $T=H_h+S$ [me/100 g s.m.]
1.	11.06.96	1	2,58	167,0	37,1	39,7
2.	22.06.96	12	2,31	170,4	40,5	42,8
3.	06.07.96	26	1,88	176,2	46,3	48,2
4.	31.07.96	51	1,29	182,4	52,5	53,8
5.	23.08.96	74	1,23	185,8	55,9	57,1
6.	25.09.96	107	1,25	186,0	56,1	57,4
7.	26.11.96	169	1,00	186,6	56,7	57,7
8.	13.02.97	247	0,88	187,6	57,7	58,6
9.	07.04.97	300	0,88	191,6	61,7	62,6
10.	11.06.97	365	1,00	192,0	62,1	63,1
11.	19.08.97	434	0,94	191,6	61,7	62,6
12.	25.09.97	471	0,81	193,6	63,7	64,5

Uwaga: Zawartość węglanów we wszystkich próbach wynosiła 6,5% $CaCO_3$, co odpowiada 129,9 me/100 g s.m.

3.1.2. Proces mineralizacji

Proces mineralizacji materiału wypełniającego przebiegał w ciągu całego okresu badawczego biofiltru laboratoryjnego. Początkowa zawartość ogólnej substancji organicznej zmniejszyła się o 6,4% s.m., od wartości 35,7% s.m. do 29,3 % s.m. Jednocześnie zawartość węgla organicznego spadła z 17,1% s.m. na 14,7% s.m. (o 2,4% s.m.). Najbardziej intensywny przebieg procesu mineralizacji nastąpił w ciągu pierwszych 107 dni. W tym okresie odnotowano spadek zawartości substancji organicznej o 4,2% s.m., a węgla organicznego o 2,1% s.m. Dalsza mineralizacja kompostu była już bardzo powolna. Wyniki badań przedstawiono w tabeli 3.3.

Tabela 3.3. Zmiany zawartości ogólnej substancji organicznej i węgla organicznego w wypełnieniu biofiltru laboratoryjnego.

Nr próby	Data poboru próby	Doby	Zawartość węgla organicznego [% s.m.]	Zawartość ogólnej substancji organicznej [% s.m.]
1	11.06.96	1	17,1	35,7
2	22.06.96	12	16,8	35,4
3	06.07.96	26	15,6	34,0
4	31.07.96	51	15,5	33,9
5	23.08.96	74	15,2	32,5
6	25.09.96	107	15,0	31,5
7	26.11.96	169	14,9	31,4
8	13.02.97	247	14,9	31,0
9	07.04.97	300	14,9	29,6
10	11.06.97	365	14,7	29,5
11	19.08.97	434	14,7	29,3
12	25.09.97	471	14,7	29,3

3.1.3. Wyniki badań wilgotności, temperatury i odczynu (pH) wypełnienia

Wilgotność kompostu utrzymywała się w przedziale od 17,2% do 26,2%, co odpowiada dolnym wartościom z zakresu wilgotności materiału wypełniającego zalecanych w trakcie eksploatacji biofiltrów (*Bohn, 1975; Don, 1985; Kulig, 1994*).

Temperatura w warstwie wypełnienia wynosiła od 21,0°C do 34,8°C, co jest zgodne z wartościami optymalnymi (*Bohn, 1975; Van Groenestijn and Hesselink, 1993*).

Odczyn (pH) badanych prób kompostu kształtował się na zbliżonym poziomie, t.j. od 7,6 do 8,2, co odpowiada zaleceniom literaturowym (*Van Groenestijn and Hesselink, 1993; Warych, 1994*). Wyniki zestawiono w tabeli 3.4.

Tabela 3.4. Wyniki badań wilgotności, temperatury i odczynu wypełnienia biofiltru laboratoryjnego.

Nr próby	Data poboru próby	Doby	Wilgotność wypełnienia [%]	Temperatura wypełnienia [°C]	Odczyn (pH) wypełnienia
1	11.06.96	1	22,9	34,8	8,2
2	22.06.96	12	22,5	28,3	8,1
3	06.07.96	26	19,3	30,3	8,1
4	31.07.96	51	17,2	27,5	7,7
5	23.08.96	74	18,0	29,1	7,7
6	25.09.96	107	23,3	21,7	7,8
7	26.11.96	169	23,3	22,2	8,0
8	13.02.97	247	25,9	22,2	8,2
9	07.04.97	300	24,9	24,7	7,9
10	11.06.97	365	26,2	27,6	7,7
11	19.08.97	434	21,0	29,0	7,6
12	25.09.97	471	24,5	21,0	7,7

3.1.4. Skład granulometryczny kompostu

Badania zmian składu granulometrycznego prowadzono dla kompostu nieuszlachetnionego stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego I. Uziarnienie oznaczano w czterech próbach: 1, 7, 9 i 11. W trakcie cyklu badawczego zaobserwowano wzrost udziałów masowych frakcji < 1 mm przy zmniejszeniu zawartości frakcji ≥ 1 mm. Najbardziej wzrósł w kompoście udział frakcji $0,1 \div 0,25$ mm i $0,25 \div 0,5$ mm (o 8,5% każdej), a największy spadek zawartości odnotowano dla frakcji $2 \div 10$ mm (o 9,6%) oraz $10 \div 25$ mm (o 9,3%). Początkowy udział masowy frakcji większej niż 25 mm wynosił 1,5% (próba 1), a po 434 dniach (próba 11) w kompoście występowały już jedynie frakcje < 25 mm.

Największy wzrost zawartości frakcji < 1 mm zaobserwowano w ciągu pierwszych 196 dni (między próbą 1 i 7) z wyjątkiem frakcji $0,5 \div 1$ mm. Wyniki analizy frakcyjnej wypełnienia biofiltru laboratoryjnego przedstawiono na wykresie 3.1 oraz w tabeli 3.5.

Wykres 3.1. Zmiana składu granulometrycznego kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego.

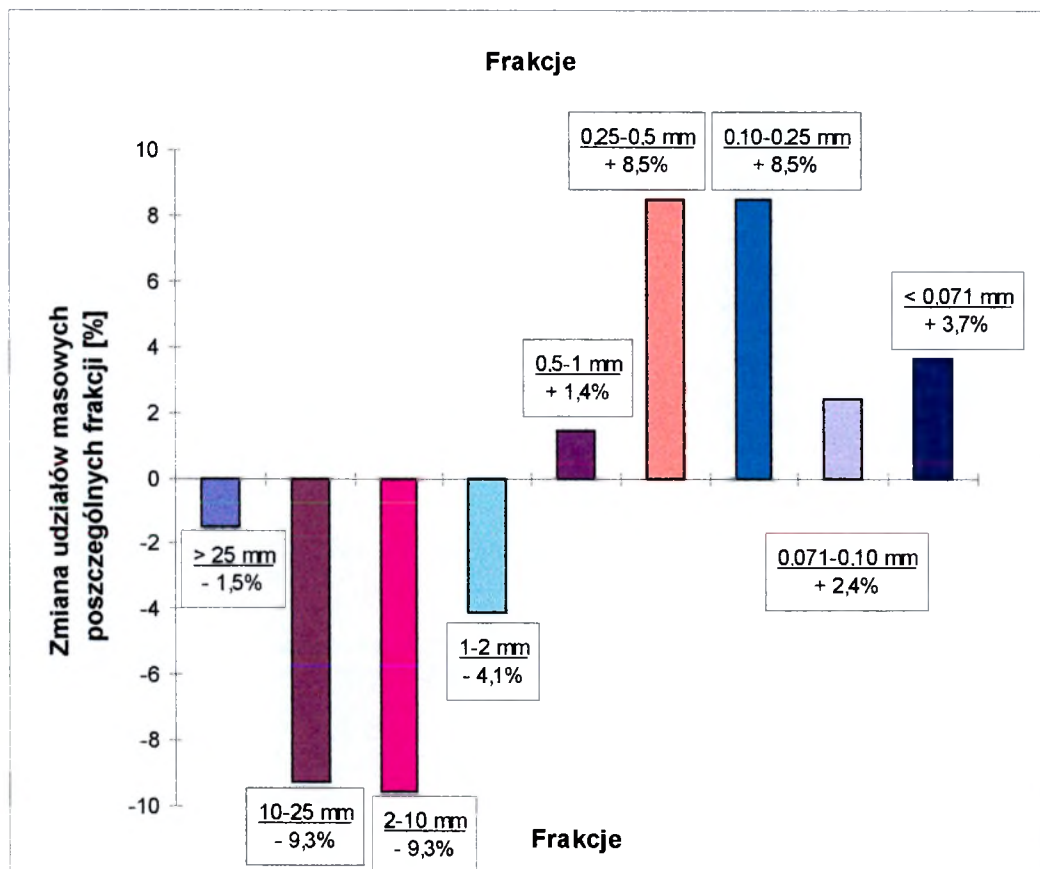


Tabela 3.5. Wyniki badań składu granulometrycznego wypełnienia biofiltru laboratoryjnego.

Nr próby	1		7		9		11	
	96-06-11		26-11-96		07-04-97		19-08-97	
Doby	1		169		300		434	
Wymiary oczek sita [mm]	Zawartość frakcji [%]	Suma zawartości frakcji [%]	Zawartość frakcji [%]	Suma zawartości frakcji [%]	Zawartość frakcji [%]	Suma zawartości frakcji [%]	Zawartość frakcji [%]	Suma zawartości frakcji [%]
25	1,5	1,5	0,9	0,9	0,9	0,9	0,0	0,0
10	24,9	26,4	23,4	24,3	14,2	15,1	15,6	15,6
2,0	31,6	58,0	25,5	49,8	24,5	39,6	22,0	37,6
1,0	16,5	74,5	13,2	63,0	14,2	53,8	12,4	50,0
0,5	13,7	88,2	12,4	75,4	15,5	69,3	15,1	65,1
0,25	8,8	97,0	13,1	88,5	16,7	86,0	17,3	83,4
0,10	2,3	99,3	7,5	96,0	9,5	95,5	10,8	93,2
0,071	0,4	99,7	1,7	97,7	2,0	97,5	2,8	96,0
frakcje < 0,071 mm	0,3	100,0	2,3	100,0	2,5	100,0	4,0	100,0

3.1.5. Liczebność i aktywność mikroorganizmów

Badania dotyczące liczebności mikroorganizmów występujących w wypełnieniu biofiltru laboratoryjnego I (bakterii saprofitycznych, bakterii sporowych, promieniowców i grzybów) oraz ich aktywności ogólnej dehydrogenazowej prowadzono od 247 do 526 dnia eksploatacji biofiltru, t.j. od 13.02.1997r do 19.11.1997r (6 prób).

Z danych załączonych w tabelach 3.6, 3.7 i 3.8 wynika, że podczas prowadzonych badań zaobserwować można 2 podokresy różniące się liczebnością i aktywnością enzymatyczną mikroorganizmów biorących udział w mineralizacji związków organicznych występujących w wypełnieniu biofiltru. Pierwszy podokres trwający od 247 do 365 dnia eksploatacji biofiltru charakteryzował się dużą liczebnością bakterii saprofitycznych w zakresie $66\,600 \times 10^4$ do $18\,010 \times 10^4$ komórek/g s.m. kompostu, promieniowców - $3\,800 \times 10^4$ do 800×10^4 komórek/g s.m. oraz grzybów strzępkowych (pleśni) - $6\,744 \times 10^4$ do 637×10^4 komórek/g s.m. (tabele 3.6. i 3.7). Okres ten cechowała także duża aktywność enzymatyczna mikroorganizmów określana testem TTC, która w obecności glukozy jako substratu oddechowego utrzymywała się w zakresie 7,79 do 9,86 μ moli TF/kg białka-s (tabela 3.8).

W okresie od 434 do 526 dnia eksploatacji biofiltru nastąpił spadek liczebności oraz aktywności biochemicznej mikroorganizmów w masie kompostowej. Liczba bakterii saprofitycznych była w zakresie $10\,100 \times 10^4$ do 500×10^4 komórek/g s.m., promieniowców - 80×10^4 do 130×10^4 komórek/g s.m., a grzybów strzępkowych - 15×10^4 do 41×10^4 komórek/g s.m. (tabele 3.6 i 3.7). Aktywność dehydrogenaz w obecności glukozy utrzymywała się w zakresie 1,61 do 2,31 μ moli TF/kg białka-s (tabela 3.8).

W całym okresie prowadzenia badań biologicznych udział bakterii sporowych w ogólnej ilości bakterii saprofitycznych był na ogół zbliżony i stanowił $2,0 \div 4,6\%$. W mikoflorze tylko okresowo pojawiały się grzyby drożdżopodobne w ilościach nie większych niż 9×10^4 komórek/g s.m. kompostu.

Tabela 3.6. Liczebność bakterii saprofitycznych i sporowych w wypełnieniu biofiltru laboratoryjnego I.

Oznaczenie	Data i nr próby					
	97-02-13 próba 8	97-04-07 próba 9	97-06-11 próba 10	97-08-19 próba 11	97-09-25 próba 12	97-11-19 próba 13
	Doby					
	247	300	365	434	471	526
Liczba bakterii saprofitycznych ($\times 10^4$) w 1 g s.m.kompostu	18 010	66 600	43 400	10 100	800	500
Liczba bakterii sporowych ($\times 10^4$) w 1g s.m. kompostu	810	2797	1 600	460	27	10
% bakterii sporowych w stosunku do bakterii saprofitycznych	4,5	4,2	3,7	4,6	3,4	2,0

Tabela 3.7. Liczebność grzybów i promieniowców w wypełnieniu biofiltru laboratoryjnego I.

Oznaczenie	Data i nr próby					
	97-02-13 próba 8	97-04-07 próba 9	97-06-11 próba 10	97-08-19 próba 11	97-09-25 próba 12	97-11-19 próba 13
	Doby					
	247	300	365	434	471	526
Liczba promieniowców ($\times 10^4$) w 1 g s. m. kompostu	3 800	5 380	800	n.b.	80	130
Liczba grzybów ($\times 10^4$) w 1 g s.m. kompostu:						
pleśni	6 744	639	637	15	41	18
drożdży	n.w.	7	n.w.	n.w.	9	n.w.

n.b. - nie badano

n.w. - nie wykryto

Tabela 3.8. Aktywność ogólna dehydrogenazowa kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego I.

Aktywność ogólna dehydrogenazowa	Data i nr próby					
	97-02-13 próba 8	97-04-07 próba 9	97-06-11 próba 10	97-08-19 próba 11	97-09-25 próba 12	97-11-19 próba 13
	Doby					
	247	300	365	434	471	526
próby endogennej [$\mu\text{mol TF/kg białka} \cdot \text{s}$]	3,62	2,02	1,31	0,53	0,85	0,87
próby z glukozą [$\mu\text{mol TF/kg białka} \cdot \text{s}$]	7,79	8,47	9,86	1,90	2,31	1,61

Badania prób kompostu pod względem sanitarnym wykazały, że miano bakterii *E.coli* kształtowało się od 1 do 10^{-3} , przy czym największy stopień zanieczyszczenia bakteriami typu kałowego stwierdzono w próbie 10 (po 365 dniach prowadzenia doświadczenia).

W odniesieniu do bakterii przetrwalnikujących - *Clostridium perfringens* - miano tego wskaźnika w okresie badawczym od 365 do 526 dnia utrzymywało się na stałym poziomie i wynosiło 10^{-1} . Zatem stan sanitarny wypełnienia biofiltru pod względem zawartości *Cl.perfringens* i *E.coli* spełniał wymagania zalecane dla kompostów z odpadów miejskich podane w *BN-89/9103-09* (Unieszkodliwianie odpadów miejskich. Kompost z odpadów miejskich). Wyniki badań kompostu pod względem sanitarnym przedstawiono w tabeli 3.9.

Tabela 3.9. Wyniki badań kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego I pod względem sanitarnym.

Miano	Data i nr próby					
	97-02-13 próba 8	97-04-07 próba 9	97-06-11 próba 10	97-08-19 próba 11	97-09-25 próba 12	97-11-19 próba 13
	Doby					
	247	300	365	434	471	526
bakterii <i>E.coli</i>	n.b.	10^{-2}	10^{-3}	10^{-2}	1	10^{-2}
<i>Clostridium perfringens</i>	n.b.	n.b.	10^{-1}	10^{-1}	10^{-1}	10^{-1}

n.b. - nie badano

3.1.6. Spadek ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie biofiltru

Do badań spadku ciśnienia powietrza przy przepływie przez warstwę materiału wypełniającego użyto biofiltru laboratoryjny II z dwoma rodzajami wypełnień: kompostem uszlachetnionym oraz nieuszlachetnionym z odpadów komunalnych.

Wyniki badań spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci kompostu uszlachetnionego

Badania z wykorzystaniem wypełnienia w postaci kompostu uszlachetnionego trwały 2 miesiące (od 18.02.1997r do 22.04.1997r). Odczytów dokonywano średnio co kilka dni. Rejestrowano zmiany spadku ciśnienia powietrza dla biofiltru pracującego z obciążeniem powierzchniowym $40 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$, przy jednoczesnym oznaczaniu wilgotności wypełnienia. Na początku cyklu badawczego (w ciągu pierwszych 10 dni) spadek ciśnienia wzrósł od 11,0 mm H₂O do 19,0 mm H₂O (wilgotność kompostu - 39,8%). W tym okresie następowało intensywne osiadanie warstwy wypełnienia, a jej wysokość obniżyła się o około 6 cm. Począwszy od 22 dnia prowadzenia doświadczenia spadek ciśnienia utrzymywał się w przedziale $6,5 \div 14,0$ mm H₂O, przy wilgotności kompostu w zakresie 17,9% ÷ 34,0%. W ciągu 42 dni (od 22 do 64 dnia) wysokość warstwy wypełnienia obniżyła się o około 8 cm. Uzyskane wartości zestawiono w tabelach 3.10 i 3.11. Wartości spadku ciśnienia podano w mm H₂O oraz przeliczono na hPa (1 mm H₂O = 0,09806 hPa).

Tabela 3.10. Spadek ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci uszlachetnionego kompostu z odpadów komunalnych przy obciążeniu powierzchniowym biofiltru $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

Data	Doby	Wysokość warstwy wypełnienia [cm]	Wilgotność wypełnienia [%]	Spadek ciśnienia			
				[mm H ₂ O]	[hPa]		
18.02.97	1	140,0	39,8	11,0	1,1		
	2	137,5		15,0	1,5		
	3	137,0		16,0	1,6		
	4	136,0		18,0	1,8		
	5	135,6		18,0	1,8		
	6	135,2		18,5	1,8		
	7	134,5		19,0	1,9		
	9	133,9		19,0	1,9		
	27.02.97	10		133,9	39,8	19,0	1,9
11.03.97	22	130,8	32,5	11,0	1,1		
	23	130,8		14,0	1,4		
	24	130,2		14,0	1,4		
	25	130,2		13,0	1,3		
	28	130,2		13,0	1,3		
	29	129,9		12,5	1,2		
	30	129,9		12,5	1,2		
	31	129,5		12,0	1,2		
	32	129,5		12,0	1,2		
	22.03.97	33		129,2	34,0	11,5	1,1
		35		128,6		11,5	1,1
36		128,6	11,5	1,1			
37		128,2	11,5	1,1			
38		128,2	11,5	1,1			
39		128,0	11,5	1,1			
01.04.97		43	127,7	32,4		11,0	1,1
	44	127,7	11,0		1,1		
	45	127,7	11,0		1,1		
	46	127,2	10,5		1,0		
05.04.97	47	126,8	29,2	10,0	1,0		
	48	126,6		9,5	0,9		
	49	126,2		8,0	0,8		
	50	126,2		8,0	0,8		
	51	125,9		7,0	0,7		
	52	125,9		7,0	0,7		
	53	125,4		7,0	0,7		
	56	125,1		17,9	6,5	0,6	
57	125,1	6,5	0,6				
58	124,7	7,0	0,7				
59	124,6	7,5	0,7				
18.04.97	60	124,6	22,6	8,0	0,8		
	61	124,3		8,0	0,8		
	63	123,5		9,0	0,9		
22.04.97	64	123,0	27,1	9,5	0,9		

Tabela 3.11. Zależność spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci kompostu uszlachetnionego z odpadów komunalnych od jego wilgotności przy obciążeniu powierzchniowym biofiltru $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

Wilgotność wypełnienia [%]	Spadek ciśnienia	
	[mm H ₂ O]	[hPa]
39,8	11,0	1,1
39,8	19,0	1,9
34,0	11,5	1,1
32,5	11,0	1,1
32,4	11,0	1,1
29,2	10,0	1,0
27,1	9,5	0,9
22,6	8,0	0,8
17,9	6,5	0,6

Wyniki badań spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci kompostu nieuszlachetnionego

Badania spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci kompostu nieuszlachetnionego prowadzono przez 4 miesiące (od 13.05.1998r do 16.09.1998r) wykonując odczyty średnio co kilka dni. W tym przypadku, podobnie jak dla kompostu uszlachetnionego, rejestrowano również zmiany spadku ciśnienia powietrza przy obciążeniu powierzchniowym $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ wraz z jednoczesnym oznaczaniem wilgotności wypełnienia. Poza tym dodatkowo obserwowano zmiany oporów przepływu w zależności od zmian obciążenia powierzchniowego biofiltru w zakresie od 40 do $160 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Na początku cyklu badawczego (w ciągu pierwszych 16 dni) spadek ciśnienia na biofiltrze wzrósł od 5,5 mm H₂O do 7,5 mm H₂O (wilgotność kompostu - 41,4 ÷ 42,6%). W tym okresie następowało intensywne osiadanie warstwy wypełnienia, a jej wysokość obniżyła się o około 13 cm. Począwszy od 24 dnia prowadzenia doświadczenia spadek ciśnienia powietrza utrzymywał się w przedziale 4,5 ÷ 8,5 mm H₂O, przy wilgotności kompostu w

zakresie 20,1% ÷ 38,3%. W ciągu 103 dni (od 24 do 127 dnia) wysokość warstwy wypełnienia obniżyła się o około 15 cm. Spadek ciśnienia przy obciążeniu powierzchniowym biofiltru 40 m³/m²·h wahał się od 4,5 mm H₂O do 8,5 mm H₂O, a przy obciążeniu 160 m³/m²·h - od 20,5 mm H₂O do 24,5 mm H₂O. Wzrost oporów przepływu przy stopniowym zwiększaniu obciążenia powierzchniowego o 8 i 16 m³/m²·h wyniósł od 0,5 mm H₂O do 3,5 mm H₂O. Wyniki badań zestawiono w tabelach 3.12 ÷ 3.14. Wartości spadku ciśnienia podano w mm H₂O oraz przeliczono na hPa (1 mm H₂O = 0,09806 hPa).

Tabela 3.12. Zależność spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci kompostu nieuszlachetnionego z odpadów komunalnych od jego wilgotności przy obciążeniu powierzchniowym biofiltru 40 m³/m²·h.

Wilgotność wypełnienia [%]	Spadek ciśnienia	
	[mm H ₂ O]	[hPa]
42,6	5,5	0,5
41,4	7,5	0,7
38,3	8,5	0,8
29,7	6,5	0,6
29,5	6,5	0,6
28,8	6,5	0,6
24,6	5,5	0,5
20,1	4,5	0,4

Tabela 3.13. Spadek ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci nieuszlachetnionego kompostu z odpadów komunalnych przy obciążeniu powierzchniowym biofiltru $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

Data	Doby	Wysokość warstwy wypełnienia [cm]	Wilgotność wypełnienia [%]	Spadek ciśnienia	
				[mm H ₂ O]	[hPa]
13.05.98	1	140,0	42,6	5,5	0,5
	2	138,1		5,5	0,5
	3	134,6		6,0	0,6
	6	132,4		6,5	0,6
	8	130,9		6,5	0,6
	9	130,5		6,5	0,6
	10	130,0		6,0	0,6
	15	128,0		6,5	0,6
28.05.98	16	127,3	41,4	7,5	0,7
	17	126,9		7,5	0,7
	21	124,9		7,0	0,7
5.06.98	24	123,9	29,7	6,5	0,6
	28	121,7		6,0	0,6
18.06.98	37	119,2	28,8	6,5	0,6
	42	118,7		5,0	0,5
	43	118,7		5,0	0,5
	45	117,7		5,0	0,5
	49	117,2		5,0	0,5
	50	117,2		5,5	0,5
7.07.98	56	116,9	24,6	5,5	0,5
18.08.98	98	108,9	38,3	8,5	0,8
	99	108,9		8,0	0,8
	101	108,9		7,5	0,7
	105	108,9		7,0	0,7
26.08.98	106	108,9	29,5	6,5	0,6
9.09.98	120	108,9	20,1	4,5	0,4
	127	108,9		6,5	0,6

Tabela 3.14. Zależność spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci kompostu nieuszlachetnionego z odpadów komunalnych od obciążenia powierzchniowego biofiltru.

A. Spadek ciśnienia powietrza wyrażony w [mm H₂O]

Obciążenie powierzchniowe biofiltru [m ³ /m ² ·h]	Spadek ciśnienia [mm H ₂ O]															
	nr próby															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
40	6,5	6,0	6,5	5,0	5,0	5,0	5,5	5,5	8,5	8,0	7,5	7,0	6,5	4,5	6,5	6,5
48	7,0	6,5	7,0	6,0	5,5	5,5	6,0	6,0	9,0	8,5	8,0	7,5	7,5	5,5	7,0	7,0
56	7,5	7,0	7,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	9,5	9,0	8,5	8,0	8,0	6,0	7,5	7,5
64	8,5	8,0	8,5	8,0	8,0	7,5	8,0	8,0	10,5	10,0	9,5	9,0	9,0	7,5	9,0	9,0
72	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	8,5	9,0	9,0	11,0	10,5	10,5	10,0	10,0	8,5	10,5	10,5
80	10,5	10,5	10,5	10,0	10,5	10,5	10,5	10,5	12,5	12,0	11,5	11,5	11,5	10,0	12,0	12,0
96	12,5	11,0	12,5	12,5	12,5	12,0	13,0	13,0	14,5	14,0	14,0	13,5	13,5	12,5	14,0	14,0
112	15,5	12,5	14,0	14,5	14,0	14,5	14,5	14,5	16,0	15,5	15,5	15,0	15,0	14,5	15,5	15,5
128	18,0	16,0	16,5	17,0	16,5	16,0	16,5	16,5	18,0	17,5	17,5	17,5	17,5	17,0	18,0	18,0
144	21,0	19,0	18,0	18,5	18,0	17,5	18,0	18,5	19,5	19,5	19,5	19,5	19,5	19,0	21,0	21,0
160	24,5	21,5	21,0	21,0	20,5	20,5	20,5	21,0	22,0	22,0	23,0	23,0	23,0	22,5	24,0	24,0

UWAGA: Wilgotność kompostu: 20,1% ÷ 38,3%.

Tabela 3.14. c.d.

B. Spadek ciśnienia powietrza wyrażony w [hPa]

Obciążenie powierzchniowe biofiltru	Opory przepływu															
	[hPa]															
	nr próby															
[m ³ /m ² xh]	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
40	0,6	0,6	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,8	0,8	0,7	0,7	0,6	0,4	0,6
48	0,7	0,6	0,7	0,6	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,9	0,8	0,8	0,7	0,7	0,5	0,7
56	0,7	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,9	0,9	0,8	0,8	0,8	0,6	0,7
64	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,7	0,8	0,8	0,8	1,0	1,0	0,9	0,9	0,9	0,7	0,9
72	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,8	0,9	0,9	0,9	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	1,0
80	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,2	1,2	1,1	1,1	1,1	1,0	1,2
96	1,2	1,1	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,3	1,3	1,4	1,4	1,4	1,3	1,3	1,2	1,4
112	1,5	1,2	1,4	1,4	1,4	1,4	1,5	1,4	1,4	1,6	1,5	1,5	1,5	1,5	1,4	1,5
128	1,8	1,6	1,6	1,7	1,6	1,6	1,7	1,6	1,6	1,8	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,8
144	2,1	1,9	1,8	1,8	1,8	1,7	1,9	1,8	1,8	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	2,1
160	2,4	2,1	2,1	2,1	2,0	2,0	2,1	2,0	2,1	2,2	2,2	2,3	2,3	2,3	2,2	2,4

UWAGA: Wilgotność kompostu: 20,1% ÷ 38,3%.

Wyniki składu granulometrycznego kompostów uszlachetnionego i nieuszlachetnionego z odpadów komunalnych, zastosowanych jako wypełnienia biofiltru przy badaniach spadku ciśnienia przedstawiono w tabeli 3.15.

Tabela 3.15. Wyniki analizy frakcyjnej kompostów zastosowanych jako wypełnienia biofiltru przy badaniach spadku ciśnienia.

Wymiary oczek sita [mm]	Kompost nieuszlachetniony	Kompost uszlachetniony
	Zawartość frakcji [%]	Zawartość frakcji [%]
25	0,9	0,0
10	23,4	15,6
2,0	25,5	22,0
1,0	13,2	12,4
0,5	12,4	15,1
0,25	13,1	17,3
0,10	7,5	10,8
0,071	1,7	2,8
frakcje < 0,071 mm	2,3	4,0

3.2. Wyniki badań w skali technicznej

Badania biofiltru w kompostowni Radiowo prowadzono przez 15 miesięcy (od 20.08.1996r do 18.11.1997r) pobierając w tym okresie 13 prób kompostu (co 14 do 72 dni) oraz 16 prób gazu przepuszczanego przez biofiltr.

3.2.1. Właściwości sorpcyjne kompostu

W trakcie cyklu badawczego odnotowano wzrost wszystkich analizowanych parametrów związanych z właściwościami sorpcyjnymi kompostu (powierzchni właściwej, maksymalnej higroskopowości i pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych). Powierzchnia właściwa oznaczana na podstawie sorpcji błękitu metylenowego oraz w oparciu o maksymalną higroskopowość (według zależności $U = 160 M_h(1 + 0,0016 M_h^3)$, rozdział 1.4.2. *Wilgotność higroskopowa i maksymalna higroskopowość*) zwiększyła się około 2-krotnie, odpowiednio od 3,9 m²/ g s.m. do 7,8 m²/ g s.m. i od 13,0 m²/ g s.m. do 22,5 m²/ g s.m. Maksymalna higroskopowość wzrosła od 8,1 do 14,0 %s.m., a pojemność sorpcyjna - od 52,5 do 73,3 me/100 g s.m. Najbardziej intensywny wzrost wszystkich w/w parametrów nastąpił w ciągu pierwszych 72 dni prowadzenia doświadczenia. Powierzchnia właściwa zwiększyła się w tym okresie o około 46% (przy jej oznaczaniu na podstawie sorpcji błękitu metylenowego) i 41% (przy obliczaniu w oparciu o maksymalną higroskopowość), podczas gdy w ciągu następnych 304 dni eksploatacji biofiltru (od 72 do 376 dnia) już jedynie o odpowiednio 37% i 23%. Maksymalna higroskopowość wzrosła w ciągu pierwszych 72 dni o około 41%, natomiast w dalszym okresie badawczym - o 23%. Wzrost pojemności sorpcyjnej w ciągu pierwszych 72 dni odnotowano na poziomie około 34%, a w ciągu ostatnich 304 dni - 5%. Wyniki badań pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej oraz maksymalnej higroskopowości przedstawiono w tabelach 3.16 i 3.17.

Tabela 3.16. Zmiany powierzchni właściwej, maksymalnej higroskopowości i pojemności sorpcyjnej kompostu w stosunku do kationów wymiennych w trakcie badań biofiltru na terenie kompostowni Radiowo.

Nr próby	Data poboru próby	Doby	Pojemność sorpcyjna [me/100 g s.m.]	Powierzchnia właściwa (ozn. na podst. sorpcji błękitu metylenowego) [m ² /g s.m.]	Powierzchnia właściwa (obl. w oparciu o maksymalną higroskopowość) [m ² /g s.m.]	Maksymalna higroskopowość [% s.m.]
R1	20.08.96	1	52,5	3,9	13,0	8,1
R2	03.09.96	15	52,9	4,1	13,8	8,6
R3	17.09.96	29	63,0	4,9	16,3	10,2
R4	08.10.96	50	65,4	5,4	17,6	11,0
R5	30.10.96	72	70,0	5,7	18,3	11,4
R6	08.01.97	112	67,3	5,3	17,9	11,2
R7	18.02.97	152	69,7	5,5	17,6	11,0
R8	03.04.97	196	68,9	5,4	18,3	11,4
R9	13.05.97	236	70,3	5,9	18,4	11,5
R10	10.06.97	264	70,1	5,9	18,7	11,7
R11	21.08.97	336	72,3	7,0	20,4	12,7
R12	30.09.97	376	73,3	7,8	22,5	14,0

Tabela 3.17. Wyniki badań pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru na terenie kompostowni Radiowo.

Nr próby	Data poboru próby	Kwasowość hydrolytyczna H_h [me/100 g s.m.]	Suma kationów wymiennych wraz z węglanami [me/100 g s.m.]	Suma kationów wymiennych S [me/100 g s.m.]	Pojemność sorpcyjna $T=H_h+S$ [me/100 g s.m.]
R1	20.08.96	2,20	176,2	50,3	52,5
R2	03.09.96	2,03	176,8	50,9	52,9
R3	17.09.96	1,75	187,2	61,3	63,0
R4	08.10.96	1,74	189,6	63,7	65,4
R5	30.10.96	1,72	194,2	68,3	70,0
R6	08.01.97	2,40	190,8	64,9	67,3
R7	18.02.97	1,60	194,0	68,1	69,7
R8	03.04.97	2,62	192,2	66,3	68,9
R9	13.05.97	2,00	194,2	68,3	70,3
R10	10.06.97	1,81	194,2	68,3	70,1
R11	21.08.97	1,37	196,8	70,9	72,3
R12	30.09.97	1,37	197,8	71,9	73,3

Uwaga: Zawartość węglanów we wszystkich próbach wynosiła 6,3%CaCO₃, co odpowiada 125,9 me/100 g s.m.

3.2.2. Proces mineralizacji

Proces mineralizacji wypełnienia przebiegał w ciągu całego okresu badawczego biofiltru w kompostowni Radiowo. Początkowa zawartość ogólnej substancji organicznej zmniejszyła się o 6,8% s.m., od wartości 49,6% s.m. do 42,8 % s.m. Jednocześnie zawartość węgla organicznego spadła z 21,8% s.m. na 18,6% s.m. (o 3,2% s.m.). Najbardziej intensywny przebieg procesu mineralizacji nastąpił w ciągu pierwszych 72 dni. W tym okresie odnotowano spadek zawartości substancji organicznej o 5,8% s.m., a węgla organicznego o 2,8% s.m. Dalszy przebieg mineralizacji kompostu był już bardzo powolny. Wyniki badań przedstawiono w tabeli 3.18.

Tabela 3.18. Zmiany zawartości ogólnej substancji organicznej i węgla organicznego w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo.

Nr próby	Data poboru próby	Doby	Zawartość węgla organicznego [% s.m.]	Zawartość substancji organicznej [% s.m.]
R1	20.08.96	1	21,8	49,6
R2	03.09.96	15	20,5	48,0
R3	17.09.96	29	20,2	47,7
R4	08.10.96	50	19,6	44,9
R5	30.10.96	72	19,0	43,8
R6	08.01.97	112	19,0	43,8
R7	18.02.97	152	19,0	43,7
R8	03.04.97	196	18,9	43,7
R9	13.05.97	236	18,8	43,2
R10	10.06.97	264	18,7	43,0
R11	21.08.97	336	18,6	42,8
R12	30.09.97	376	18,6	42,8

3.2.3. Wyniki badań wilgotności, temperatury i odczynu (pH) wypełnienia

Wilgotność kompostu utrzymywała się w przedziale od 21,2% do 37,3%, co odpowiada dolnym wartościom z zakresu wilgotności materiału wypełniającego zalecanych w trakcie eksploatacji biofiltrów (*Bohn, 1975; Don, 1985; Kulig, 1994*). Jedynie 112 dnia eksploatacji (próba R6 - 8.01.97r) wilgotność wypełnienia była niższa od wartości zalecanych i wynosiła 8,5%.

Temperatura w warstwie wypełnienia, poza 112 dniem badań (próba R6), wynosiła od 20,0°C do 41,2°C, co jest zgodne z wartościami optymalnymi (*Bohn, 1975; Van Groenestijn and Hesselink, 1993*). W próbie R6 odnotowano temperaturę na poziomie 14,7°C.

Odczyn (pH) badanych prób kompostu kształtował się na zbliżonym poziomie, t.j. od 7,3 do 7,9, co odpowiada zaleceniom literaturowym (*Van Groenestijn and Hesselink, 1993; Warych, 1994*). Wyniki zestawiono w tabeli 3.19.

Tabela 3.19. Wyniki badań wilgotności, temperatury i odczynu wypełnienia biofiltru na terenie kompostowni Radiowo.

Nr próby	Data poboru próby	Doby	Wilgotność wypełnienia [%]	Temperatura wypełnienia [°C]	Odczyn (pH) wypełnienia
R1	20.08.96	1	21,1	32,7	7,5
R2	03.09.96	15	37,3	34,8	7,5
R3	17.09.96	29	35,9	41,2	7,6
R4	08.10.96	50	29,0	27,8	7,6
R5	30.10.96	72	23,6	25,7	7,6
R6	08.01.97	112	8,5	14,7	7,3
R7	18.02.97	152	21,4	15,2	7,9
R8	03.04.97	196	22,7	35,2	7,3
R9	13.05.97	236	21,2	20,0	7,6
R10	10.06.97	264	23,9	25,2	7,5
R11	21.08.97	336	31,8	33,0	7,7
R12	30.09.97	376	36,8	25,4	7,6

3.2.4. Skład granulometryczny kompostu

Skład granulometryczny wypełnienia biofiltru eksploatowanego w skali technicznej oznaczano w trzech próbach: R1, R8 i R11. W trakcie cyklu badawczego zaobserwowano wzrost udziału frakcji $2 \div 25$ mm (o 7,9%) oraz frakcji mniejszej niż 0,25 mm (o 2,4%). Spośród frakcji $< 0,25$ mm najbardziej wzrosła zawartość ziaren $0,1 \div 0,25$ mm - o 1,2% i ziaren najdrobniejszych ($< 0,071$ mm) - o 1%. Ich największy wzrost zaobserwowano w ciągu pierwszych 196 dni (między próbą R1 i R8). Jednocześnie w trakcie cyklu badawczego odnotowano spadek udziału frakcji $0,25 \div 2$ mm (o 10,1%) oraz frakcji ≥ 25 mm (o 0,2%). Wyniki analizy frakcyjnej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w Radiowie przedstawiono na wykresie 3.2 oraz w tabeli 3.20.

Wykres 3.2. Zmiana składu granulometrycznego kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo.

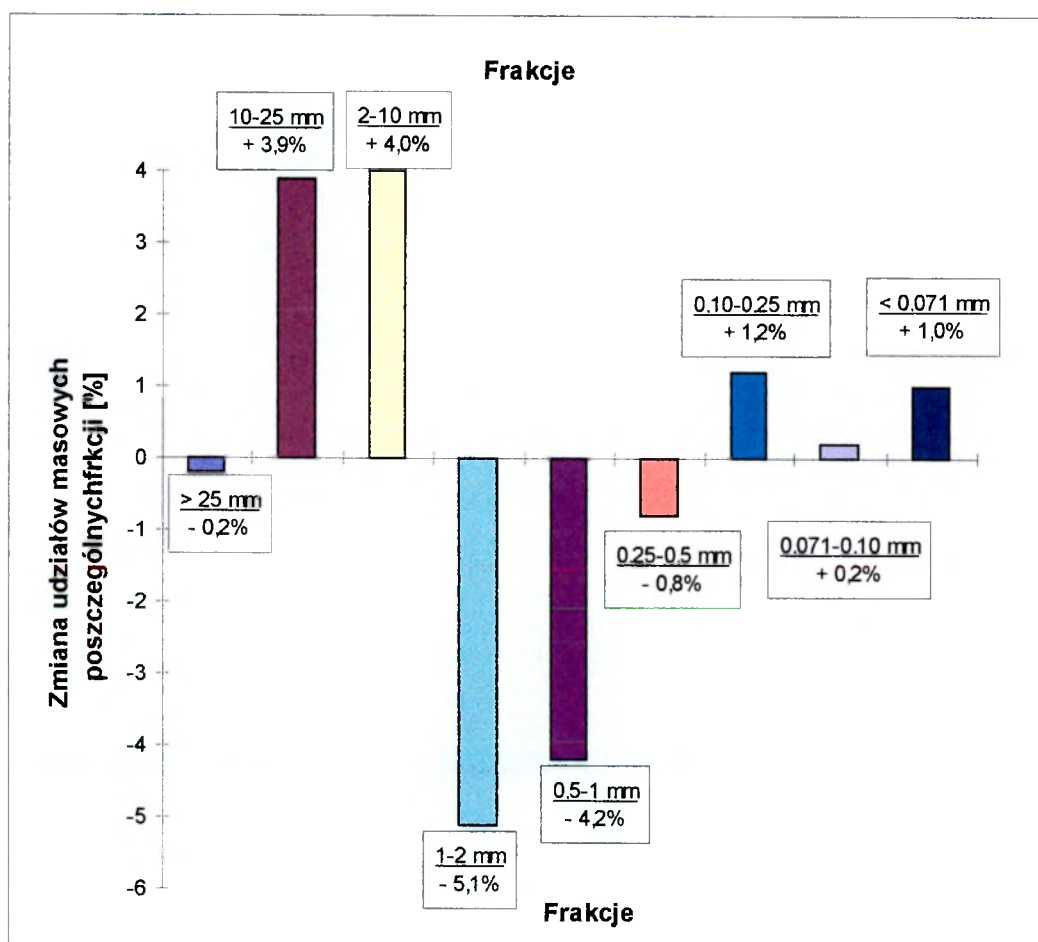


Tabela 3.20. Wyniki badań składu granulometrycznego wypełnienia biofiltru na terenie kompostowni Radiowo.

Nr próby	R1	R8	R11	
Data poboru próby	96-08-20	03-04-97	21-08-97	
Doby	1	196	336	
Wymiary oczek sita [mm]	Zawartość frakcji [%]	Suma zawartości frakcji [%]	Zawartość frakcji [%]	Suma zawartości frakcji [%]
25	0,4	0,4	0,3	0,3
10	15,5	15,9	16,8	17,1
2,0	30,3	46,2	32,8	49,9
1,0	19,0	65,2	15,4	65,3
0,5	18,3	83,5	16,1	81,4
0,25	11,6	95,1	11,3	92,7
0,10	3,8	98,9	4,9	97,6
0,071	0,8	99,7	1,0	98,6
frakcje < 0,071 mm	0,3	100,0	1,4	100,0
				0,2
				19,6
				53,9
				67,8
				81,9
				92,7
				97,7
				98,7
				100,0

3.2.5. Liczebność i aktywność mikroorganizmów

Badania dotyczące liczebności mikroorganizmów występujących w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo (bakterii saprofitycznych, bakterii sporowych, promieniowców i grzybów) oraz ich aktywności ogólnej dehydrogenazowej prowadzono od 152 do 425 dnia eksploatacji biofiltru, tj. od 18.02.1997r do 18.11.1997r (7 prób).

Podobnie jak w badaniach prowadzonych w warunkach laboratoryjnych, w omawianej serii doświadczeń wyróżnić można także 2 podokresy o odmiennej aktywności biochemicznej i liczebności mikroorganizmów rozkładających związki organiczne w wypełnieniu biofiltru oraz w oczyszczanych gazach. Dużą liczebnością bakterii saprofitycznych ($10\,580 \times 10^4 \div 97\,200 \times 10^4$ komórek/g s.m. kompostu), promieniowców ($70 \times 10^4 \div 1\,400 \times 10^4$ komórek/g s.m.) oraz grzybów mikroskopowych, zarówno strzępkowych, jak i drożdżopodobnych (odpowiednio $160 \times 10^4 \div 850 \times 10^4$ oraz $320 \times 10^4 \div 7\,200 \times 10^4$ komórek/g s.m.) charakteryzował się kompost eksploatowany w ciągu 152 do 264 dni (tabele 3.21 i 3.22). W okresie tym aktywność dehydrogenaz ogólnych mikroorganizmów była również wysoka i wynosiła od 12,86 do 16,34 $\mu\text{moli TF/kg białka}\cdot\text{s}$ w obecności glukozy jako substratu oddechowego. Na dużą aktywność biochemiczną mikroorganizmów wskazują także duże ilości wytworzonego TF w próbach endogennych, a więc pozbawionych jakiegokolwiek egzogenego źródła węgla ($6,12 \div 8,44$ $\mu\text{moli TF/kg białka}\cdot\text{s}$) (tabela 3.23).

W drugim podokresie, tj. od 336 do 425 dnia eksploatacji biofiltru, liczebność bakterii saprofitycznych w kompoście obniżyła się do $2\,800 \times 10^4 \div 29\,300 \times 10^4$ komórek/g s.m., promieniowców - $5 \times 10^2 \div 500 \times 10^2$ komórek/g s.m., grzybów strzępkowych - $1,2 \times 10^4 \div 20 \times 10^4$ komórek/g s.m., a grzybów drożdżopodobnych - do 240×10^2 komórek/g s.m. (tabele 3.21 i 3.22). Aktywność dehydrogenaz ogólnych w obecności glukozy utrzymywała się w zakresie $2,46 \div 5,57$ $\mu\text{moli TF/kg białka}\cdot\text{s}$, a w próbach endogennych - $1,15 \div 2,47$ $\mu\text{moli TF/kg białka}\cdot\text{s}$ (tabela 3.23).

W biofiltrze eksploatowanym w skali technicznej stwierdzono mały udział bakterii sporowych w ogólnej liczbie bakterii saprofitycznych ($0,7 \div 1,5\%$) (tabela 3.21).

Tabela 3.21. Liczebność bakterii saprofitycznych i sporowych w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo.

Oznaczenie	Data i nr próby						
	97-02-18 próba R7	97-04-03 próba R8	97-05-13 próba R9	97-06-10 próba R10	97-08-21 próba R11	97-09-30 próba R12	97-11-18 próba R13
	Doby						
	152	196	236	264	336	376	425
Liczba bakterii saprofitycznych ($\times 10^4$) w 1 g s.m. kompostu	97 200	10 580	34 100	65 000	29 300	2 800	12 600
Liczba bakterii sporowych ($\times 10^4$) w 1g s.m. kompostu	n.b.	120	n.b.	975	440	30	90
% bakterii sporowych w stosunku do bakterii saprofitycznych		1,13		1,5	1,5	1,1	0,7

n.b. - nie badano

Tabela 3.22. Liczebność grzybów i promieniowców w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo.

Oznaczenie	Data i nr próby						
	97-02-18 próba R7	97-04-03 próba R8	97-05-13 próba R9	97-06-10 próba R10	97-08-21 próba R11	97-09-30 próba R12	97-11-18 próba R13
	Doby						
	152	196	236	264	336	376	425
Liczba promieniowców ($\times 10^2$) w 1 g s. m. kompostu	n.b.	140 000	61 000	7 000	n.b.	500	5
Liczba grzybów ($\times 10^2$) w 1 g s.m. kompostu:							
pleśni	20 000	16 000	61 000	85 000	1 000	2 000	120
drożdży	720 000	32 000	76 000	176 000	n.w.	240	n.w.

n.b. - nie badano

n.w. - nie wykryto

Tabela 3.23. Aktywność ogólna dehydrogenazowa kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo.

Aktywność ogólna dehydrogenazowa	Data i nr próby						
	97-02-18 próba R7	97-04-03 próba R8	97-05-13 próba R9	97-06-10 próba R10	97-08-21 próba R11	97-09-30 próba R12	97-11-18 próba R13
	Doby						
	152	196	236	264	336	376	425
próby endogennej [μmol TF/kg białka · s]	6,12	7,23	6,51	8,44	2,47	1,15	1,70
próby z glukozą [μmol TF/kg białka · s]	15,73	16,34	15,11	12,86	5,57	5,20	2,46

Badania prób kompostu pod względem sanitarnym wykazały, że miano bakterii *E.coli* kształtowało się od 10^{-2} do 10^{-4} , przy czym największy stopień zanieczyszczenia bakteriami typu kałowego stwierdzono w próbach po 264 i 336 dniu prowadzenia doświadczenia.

W odniesieniu do bakterii przetrwalnikujących - *Clostridium perfringens* - miano tego wskaźnika w okresie badawczym od 264 do 425 dnia utrzymywało się na stałym poziomie i wynosiło 10^{-1} . Z danych tych wynika, że kompost stanowiący wypełnienie biofiltru nie budził zastrzeżeń pod względem zawartości *Cl.perfringens*, natomiast wykazywał zawyżone ilości *E.coli*, w porównaniu z ilością zalecaną przez *BN-89/9103-09*. Wyniki badań kompostu pod względem sanitarnym przedstawiono w tabeli 3.24.

Tabela 3.24. Wyniki badań kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo pod względem sanitarnym.

Miano	Data i nr próby						
	97-02-18 próba R7	97-04-03 próba R8	97-05-13 próba R9	97-06-10 próba R10	97-08-21 próba R11	97-09-30 próba R12	97-11-18 próba R13
	Doby						
	152	196	236	264	336	376	425
bakterii <i>E.coli</i>	n.b.	10^{-2}	10^{-3}	10^{-4}	10^{-4}	10^{-2}	10^{-3}
<i>Clostridium perfringens</i>	n.b.	n.b.	n.b.	10^{-1}	10^{-1}	10^{-1}	10^{-1}

n.b. - nie badano

3.2.6. Wyniki badań w zakresie efektywności pracy biofiltru

W ramach badań nad efektywnością biofiltracji przeprowadzono analizę składu gazów pochodzących ze wstępnej obróbki odpadów komunalnych przed kompostowaniem w kompostowni Radiowo. Skorzystano z doświadczeń Uczelnianego Laboratorium Badań Środowiskowych Politechniki Warszawskiej. Wyniki badań składu gazów przedstawiono w załączniku 1.

Efektywność pracy biofiltru eksploatowanego w skali technicznej oznaczano na podstawie stopnia usuwania zanieczyszczeń z gazów, wyrażonych jako utlenialność oraz skuteczności usuwania wybranych związków/grup związków. Obliczano ją według zależności (1.21) (rozdział 1.7. *Efektywność pracy biofiltrów*):

$$\eta = \frac{C_1 - C_2}{C_1} \cdot 100\%$$

gdzie: C_1 - stężenie wybranych związków lub wartość utlenialności w gazach przed biofiltrem,

C_2 - stężenie wybranych związków lub wartość utlenialności w gazach za biofiltrem.

Stężenia wybranych zanieczyszczeń w gazach przed i za biofiltrem (aldehydy, kwas mrówkowy, kwas octowy, alkohol etylowy, alkohol n-butyłowy, amoniak) były oznaczane przez Uczelniane Laboratorium Badań Środowiskowych Politechniki Warszawskiej (6 analiz). Zawartość aldehydów w gazach przed biofiltrem wahała się od 2,05 mg/m³ do 437,5 mg/m³, a w próbie R5' nie stwierdzono ich obecności. Średnia efektywność ich usuwania wynosiła 95,0 ÷ 100%. Stężenie kwasu octowego w gazach surowych znajdowało się w zakresie 1,7 ÷ 10,1 mg/m³ (sprawność usuwania 76,7 ÷ 100%), alkoholu etylowego - 36,31 ÷ 1450,6 mg/m³ (średnie obniżenie zawartości 89,0 ÷ 100%), a alkoholu n-butyłowego - 10,60 ÷ 41,54 mg/m³ (skuteczność usuwania 49,6 ÷ 100%), przy czym nie stwierdzono jego obecności w próbie R8'. Efektywność usuwania amoniaku wynosiła w większości prób od 68,4% do 100%, przy jego zawartości w gazach przed biofiltrem w zakresie 2,97 ÷ 8,24 mg/m³. Jedynie w próbie R5' stwierdzono znacznie niższą sprawność - na poziomie 11,1%. W większości prób nie stwierdzono obecności formaldehydu w gazach surowych, z wyjątkiem próby R8' (0,072 mg/m³) i R10' (0,005 mg/m³). W próbach tych efektywność usuwania tego związku wynosiła 100%. Nie odnotowano również obecności kwasu mrówkowego, z wyjątkiem próby R10' (0,043 mg/m³), kiedy to sprawność jego usuwania wynosiła również 100%.

Tabela 3.25. Stężenia wybranych związków/grup związków w gazach przed i za biofiltrem w kompostowni Radiowo.

		Rodzaj związku										
		Aldehydy	Formaldehyd	Kwas mrówkowy	Kwas octowy	Alkohol etylowy	Alkohol n-butyłowy	Amoniak				
Nr próby	R5'											
Data poboru	13.11.96r											
Doby	86											
Zawartość w gazach przed biofiltrem [mg/m ³]:		n.s.	n.s.	n.s.	3,3	166,1	14,3	0,9				
Średnia zawartość w gazach za biofiltrem [mg/m ³]:		n.s.	n.s.	0,2	5,9	18,2	7,2	0,8				
Nr próby	R8'											
Data poboru	7.05.97r											
Doby	230											
Zawartość w gazach przed biofiltrem [mg/m ³]:		2,05	0,072	n.s.	2,12	45,31	n.s.	5,7				
Średnia zawartość w gazach za biofiltrem [mg/m ³]:		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	2,88	n.s.	n.s.				
Nr próby	R10'											
Data poboru	17.06.97r											
Doby	271											
Zawartość w gazach przed biofiltrem [mg/m ³]:		113,0	0,005	0,043	4,54	36,31	10,60	8,24				
Średnia zawartość w gazach za biofiltrem [mg/m ³]:		0,6	n.s.	n.s.	1,06	n.s.	n.s.	1,00				

n.s. - nie stwierdzono

Tabela 3.25. c.d.

		Rodzaj związku							
		Aldehydy	Formaldehyd	Kwas mrówkowy	Kwas octowy	Alkohol etylowy	Alkohol n-butylowy	Amoniak	
Nr próby	R10''								
Data poboru	12.08.97r								
Doby	327								
Zawartość w gazach przed biofiltrem [mg/m ³]:		437,5	n.s.	n.s.	9,09	414,38	41,54	2,97	
Średnia zawartość w gazach za biofiltrem [mg/m ³]:		21,8	n.s.	n.s.	0,76	0,55	0,94	0,94	
Nr próby	R12'								
Data poboru	28.10.97r								
Doby	404								
Zawartość w gazach przed biofiltrem [mg/m ³]:		13,2	n.s.	n.s.	10,1	93,0	39,0	6,8	
Średnia zawartość w gazach za biofiltrem [mg/m ³]:		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,72	19,2	n.s.	
Nr próby	R13								
Data poboru	18.11.97r								
Doby	425								
Zawartość w gazach przed biofiltrem [mg/m ³]:		2,2	n.s.	n.s.	1,7	1450,6	33,7	5,9	
Średnia zawartość w gazach za biofiltrem [mg/m ³]:		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,5	11,3	0,75	

n.s. - nie stwierdzono

Wyniki badań usuwania wybranych związków z gazów na drodze biofiltracji w kompostowni Radiowo przedstawiono w tabeli 3.25 oraz w załączniku 1.

Utlonialność gazów pochodzących ze wstępnej obróbki odpadów komunalnych w kompostowni Radiowo (17 prób) wynosiła od 6,69 do 67,3 mg O₂/m³, jednak większość wyników (12 oznaczeń) znajdowało się w zakresie 23,5 ÷ 53,6 mg O₂/m³. W całym okresie badawczym uzyskano średnio obniżenie utlenialności powyżej 95,6%. W ciągu pierwszych 29 dni (próba R1, R2 i R3) efektywność biofiltracji wzrosła od wartości 98,9% do 99,8%. Do 196 dnia (próby R3 ÷ R8) odnotowano obniżenie sprawności biofiltru do 95,6% (wartość minimalna, oznaczona 3.04.97r w próbie R8). W trakcie dalszej eksploatacji efektywność utrzymywała się w zakresie 99,6 ÷ 100% (próby R8' ÷ R13). Wyniki badań efektywności oczyszczania gazów w kompostowni Radiowo na podstawie obniżenia wartości utlenialności przedstawiono w tabeli 3.26. Zestawienie średnich wartości sprawności biofiltru na podstawie różnych oznaczeń podano w tabeli 3.27.

Tabela 3.26. Efektywność oczyszczania gazów w kompostowni Radiowo na podstawie obniżenia wartości utlenialności.

Nr próby	Data poboru próby	Doby	Wartość utlenialności gazów surowych (przed biofiltrem) [mgO ₂ /m ³]	Średnia wartość utlenialności gazów oczyszczonych (za biofiltrem) [mgO ₂ /m ³]	Średni stopień obniżenia utlenialności [%]
R1	20.08.96	1	26,4	0,28	98,9
R2	3.09.96	15	16,8	0,08	99,5
R3	17.09.96	29	36,9	0,08	99,8
R4	8.10.96	50	43,6	0,20	99,5
R5	30.10.96	72	26,8	0,13	99,5
R5'	13.11.96	86	53,6	0,13	99,8
R7	18.02.97	152	6,69	0,09	98,7
R8	3.04.97	196	16,8	0,74	95,6
R8'	7.05.97	230	23,6	0,09	99,6
R9	13.05.97	236	23,5	0,10	99,6
R10	97-06-10	264	40,2	0,07	99,8
R10'	97-06-17	271	40,2	0,07	99,8
R10''	97-08-12	327	67,1	0,10	99,9
R11	97-08-21	336	47,1	0,10	99,8
R12	30.09.97	376	44,7	0,00	100
R12'	97-10-28	404	40,5	0,00	100
R13	97-11-18	425	67,3	0,00	100

Tabela 3.27. Zestawienie efektywności biofiltracji w kompostowni Radiowo.

Nr próby	R5'	R8'	R10'	R10''	R12'	R13
Data poboru	13.11.96	7.05.97	17.06.97	12.08.97	28.10.97	18.11.97
Doby	86	230	271	327	404	425
Oznaczenie	Średnia efektywność usuwania [%]					
Aldehydy	-	100	99,5	95,0	100	100
Formaldehyd	-	100	100	-	-	-
Kwas mrówkowy	-	-	100	-	-	-
Kwas octowy	-	100	76,7	91,6	100	100
Alkohol etylowy	89,0	93,6	100	99,9	99,2	99,97
Alkohol n-butyłowy	49,7	-	100	97,7	50,8	66,5
Amoniak	11,1	100	87,9	68,4	100	87,3
Utlenialność	99,8	99,6	99,8	99,9	100	100

4. ANALIZA I DYSKUSJA WYNIKÓW

4.1. Parametry kompostów z odpadów komunalnych stanowiących wypełnienia biofiltrów związane z ich właściwościami sorpcyjnymi

Dynamikę właściwości sorpcyjnych kompostów stanowiących wypełnienie biofiltrów obserwowano na podstawie zmian pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości. Przeprowadzone dla potrzeb niniejszej pracy studium literatury przedmiotu z lat 1954-1999 świadczy o niewielkiej liczbie doniesień dotyczących tych właściwości kompostów. W związku z tym uzyskane wyniki porównano do innych materiałów.

Otrzymane w niniejszej pracy wartości pojemności sorpcyjnej kompostu z odpadów komunalnych znajdują się w zakresie $39,7 \div 73,3$ me/100 g s.m. (tabela 3.1, rozdział 3.1.1. i tabela 3.16, rozdział 3.2.1.). Wyniki te są wyższe od pojemności sorpcyjnej poziomów próchnicznych większości gleb ornych (*Białousz, Skłodowski, 1982; Siuta, 1995; Święcicki, 1981*), natomiast niższe od pojemności sorpcyjnej przeważającej liczby torfów (*Maksimow, 1959; Syrek, 1995*) (rozdział 1.4.3. *Pojemność sorpcyjna*). Wiarygodne porównanie tego parametru jest jednak możliwe jedynie dla wyników uzyskanych tymi samymi metodami. Tymczasem większość doniesień literaturowych przedstawia wartości pojemności sorpcyjnej nie podając metodyki oznaczeń (*Maksimow, 1959; Siuta, 1995; Syrek, 1995; Święcicki, 1981*).

Uzyskane w niniejszej pracy wartości maksymalnej higroskopowości badanego kompostu znajdują się w zakresie $6,8 \div 14,0\%$ s.m. (tabela 3.1, rozdział 3.1.1. i tabela 3.16, rozdział 3.2.1.). Wykazano wartości wyższe od maksymalnej higroskopowości piasków, gleb bielcowych (*Dobrzański, 1995; Rewut, 1980; Święcicki, 1981*), kaolinitu, glin lekkich i średnich (*Dobrzański, 1995*); niższe od torfów, gytii, montmorylonitu (*Dobrzański, 1995; Święcicki, 1981*); a zbliżone do glin ciężkich (*Dobrzański, 1995; Rewut, 1980*), czarnoziemów (*Rewut, 1980; Święcicki, 1981*), czerwonoziemów (*Rewut, 1980*) (rozdział 1.4.2. *Wilgotność higroskopowa i maksymalna higroskopowość*).

Otrzymane w niniejszej pracy wartości powierzchni właściwej kompostu z odpadów komunalnych (na podstawie sorpcji błękitu metylenowego) znajdują się w zakresie $3,5 \div 8,3$ m²/g s.m. (tabela 3.1, rozdział 3.1.1. i tabela 3.16, rozdział 3.2.1.). Natomiast powierzchnia właściwa obliczona w oparciu o maksymalną higroskopowość, według zależności $U = 160 M_h(1 + 0,0016 M_h^3)$ (rozdział 1.4.2. *Wilgotność higroskopowa i maksymalna higroskopowość*) wykazuje wyższe wartości ($10,9 \div 22,5$ m²/g s.m.),

(tabela 3.1, rozdział 3.1.1. i tabela 3.16, rozdział 3.2.1.). W porównaniu z danymi literaturowymi (rozdział 1.4.1. *Powierzchnia właściwa*) wartości powierzchni właściwej kompostu, otrzymane na podstawie maksymalnej higroskopowości, są wyższe niż powierzchnia właściwa piasków (oznaczana geometrycznie i metodą sorpcji pary wodnej), gleb kasztanowych wytworzonych z piasku gliniastego, gleb darniowo-bielicowych wytworzonych z pyłu ilastego (metodą adsorpcji azotu w niskiej temperaturze) (*Rewut, 1980*), niektórych gleb brunatnych i pływych wytworzonych z piasków (metodą adsorpcji pary wodnej) (*Dobrzański, 1995*). Uzyskane w niniejszej pracy wartości są natomiast niższe od powierzchni właściwej bentonitu, gleb kasztanowych wytworzonych z pyłu ilastego (metodą adsorpcji azotu w niskiej temperaturze), gleb kasztanowych wytworzonych z piasku gliniastego (metodą glikoloetylenową) (*Rewut, 1980*), montmorylonitu, illitu, mad (metodą adsorpcji pary wodnej) (*Dobrzański, 1995*), czarnoziemów (zarówno metodą adsorpcji azotu w niskiej temperaturze, jak i adsorpcji pary wodnej) (*Dobrzański, 1995; Rewut, 1980*). *Dobrzański i Zawadzki (1995)* przytaczają wartości powierzchni właściwej kaolinitu i niektórych rędzin oznaczane metodą adsorpcji pary wodnej, które są zbliżone do wartości powierzchni właściwej kompostów z odpadów komunalnych badanych w niniejszej pracy (oznaczanej na podstawie maksymalnej higroskopowości). Górne wartości z przedziału $10,9 \div 22,5 \text{ g/m}^2$ (tabela 3.1, rozdział 3.1.1. i tabela 3.16, rozdział 3.2.1) są również zbliżone do powierzchni właściwej gleby gliniastej oznaczanej na podstawie obliczeń geometrycznych (*Rewut, 1980*).

Wartości powierzchni właściwej kompostu, otrzymane na podstawie sorpcji błękitu metylenowego, są wyższe jedynie od powierzchni właściwej piasków (oznaczanej geometrycznie i metodą sorpcji pary wodnej) oraz gleb kasztanowych wytworzonych z piasku gliniastego (metodą adsorpcji azotu w niskiej temperaturze) (*Rewut, 1980*). Wartości uzyskane w niniejszej pracy są natomiast niższe od powierzchni właściwej bentonitu, czarnoziemów, gleb kasztanowych wytworzonych z pyłu ilastego, gleb darniowo-bielicowych wytworzonych z pyłu ilastego (*Rewut, 1980*), montmorylonitu, illitu, kaolinitu, mad, gleb brunatnych i pływych (wytworzonych z utworów pyłowych, z glin i ilów), rędzin (*Dobrzański, 1995*) (niezależnie od metodyki oznaczania). Wartości powierzchni właściwej kompostu otrzymane na podstawie sorpcji błękitu metylenowego są zbliżone do powierzchni właściwej niektórych gleb brunatnych i pływych wytworzonych z piasków (metodą adsorpcji pary wodnej) (*Dobrzański, 1995*). Uzyskane w niniejszej pracy wyniki, niezależnie od przyjętej metodyki, znajdują się w zakresie $1 \div 100 \text{ m}^2/\text{g}$, podawanym dla kompostów przez *Warycha (1994)*. Przytoczony przedział wartości jest jednak bardzo szeroki, a autor nie podaje sposobu oznaczania.

W porównaniu z sorbentami stosowanymi w inżynierii chemicznej kompost z odpadów komunalnych charakteryzuje się znacznie niższą powierzchnią właściwą. Na przykład w przypadku węgla aktywnego, przy sferycznym kształcie cząstek, waha się ona w zakresie $1000 \div 1300 \text{ m}^2/\text{g}$ (Warych, 1994).

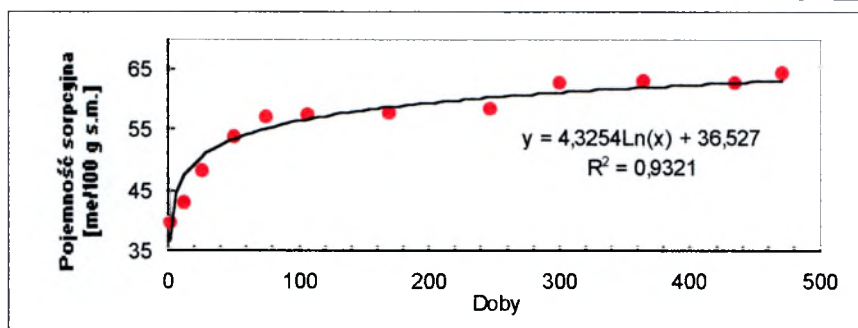
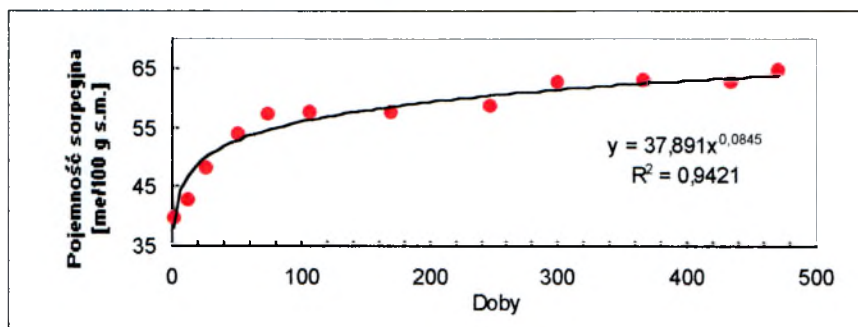
4.2. Dynamika właściwości sorpcyjnych kompostów z odpadów komunalnych stanowiących wypełnienie biofiltrów

W części doświadczalnej niniejszej pracy wykazano wzrost pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości kompostów stanowiących wypełnienie biofiltrów badanych zarówno w skali laboratoryjnej, jak i technicznej (tabela 3.1 rozdział 3.1.1., tabela 3.16 - rozdział 3.2.1.). Korzystając z programu Excel wyznaczono równania, będące równaniami linii trendu, opisujące zmiany w/w parametrów w czasie trwania doświadczenia. Najwyższe współczynniki determinacji R^2 , definiowane jako kwadraty wskaźników Pearsona (Kassyk-Rokicka, 1998), osiągnięto dla logarytmicznych i potęgowych linii trendu (wykres 4.1). Aby opisać zmiany pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości zależnościami liniowymi (liniowymi funkcjami regresji) o dużej sile korelacji, doświadczenie podzielono na dwa etapy. Etap pierwszy dotyczy intensywnego wzrostu w/w parametrów (pierwsze 74 dni dla doświadczenia prowadzonego w skali laboratoryjnej i pierwsze 72 dni dla eksperymentu w skali technicznej). Etap drugi odnosi się do okresu powolnych zmian tych parametrów (odpowiednio między 74 i 471 oraz 72 i 376 dniem cyklu badawczego). W/w zależności liniowe wraz z równaniami i współczynnikami determinacji liniowej Pearsona R^2 , definiowanymi jako kwadrat współczynnika korelacji liniowej (Luszniewicz, 1973), zamieszczono na wykresie 4.2 i w tabeli 4.1. Zgodnie z (Bielecka, 1996) przyjęto, że współczynnik korelacji liniowej Pearsona (R) oznacza:

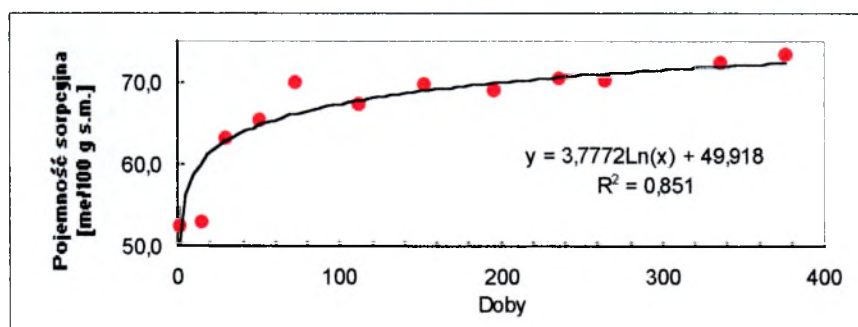
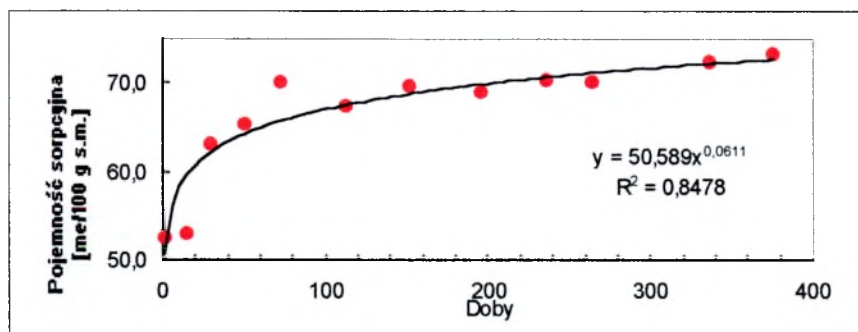
$ R $ z przedziału:	$1,0 \div 0,65$	silna korelacja,
	$0,65 \div 0,35$	umiarkowana korelacja,
	$0,35 \div 0$	słaba korelacja.

Wykres 4.1. Wykresy logarytmicznych i potęgowych zależności pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru od czasu trwania doświadczenia.

Zmiany pojemności sorpcyjnej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego

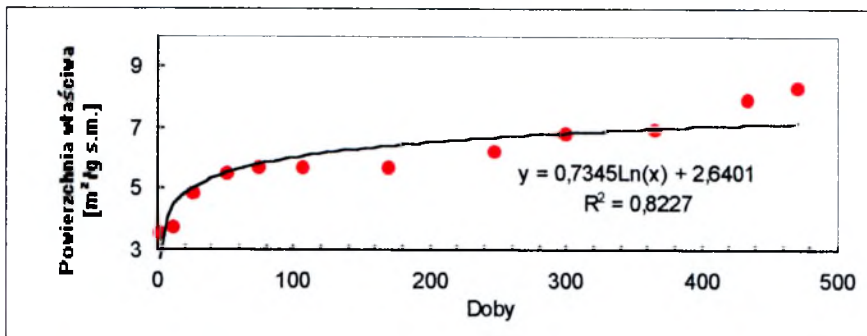
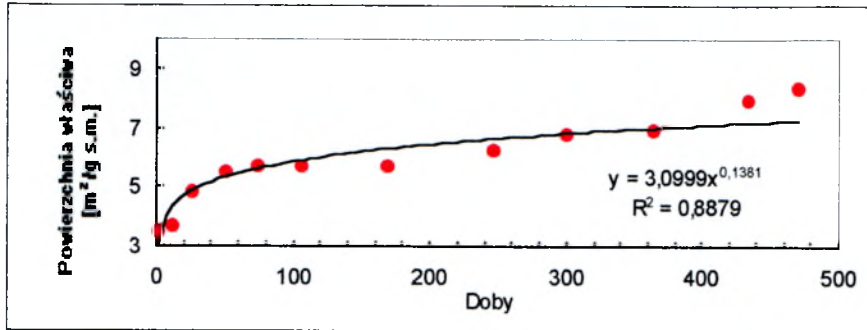


Zmiany pojemności sorpcyjnej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo

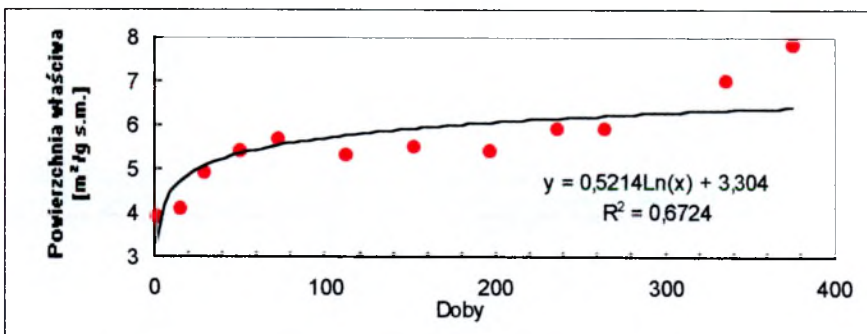
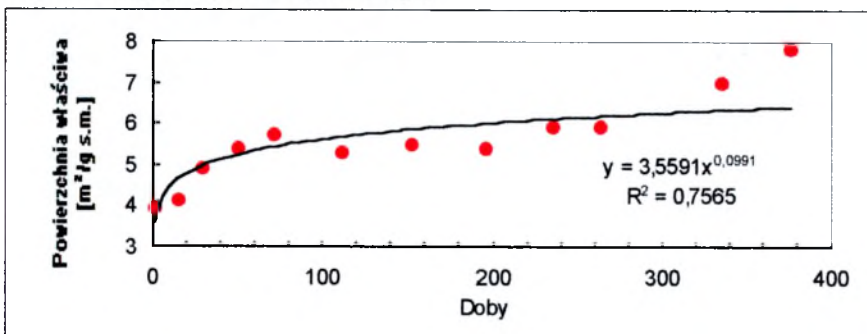


Wykres 4.1. c.d.

Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego (ozn. na podst. sorpcji błękitu metylenowego)

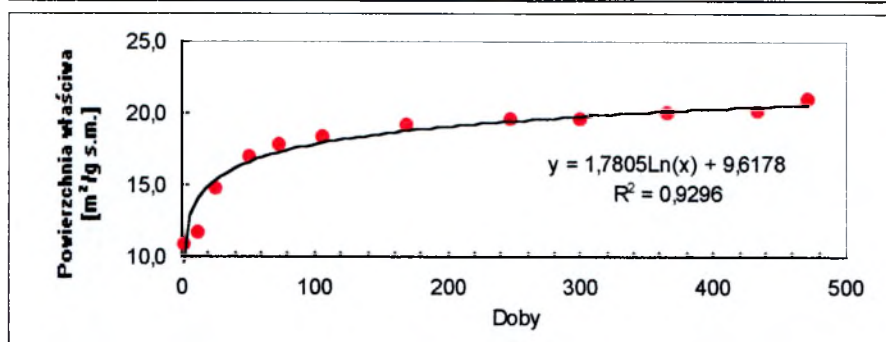
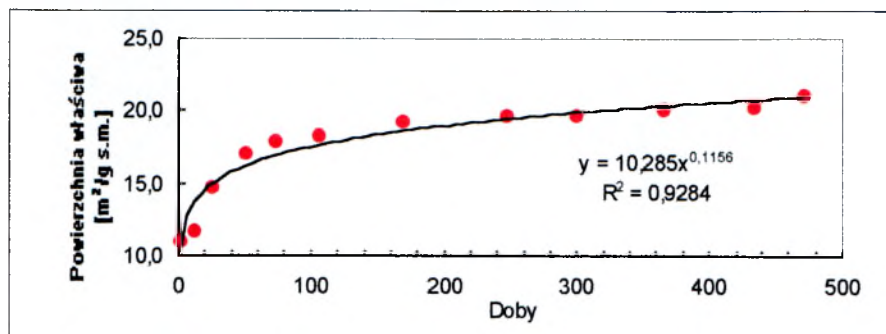


Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo (ozn. na podst. sorpcji błękitu metylenowego)

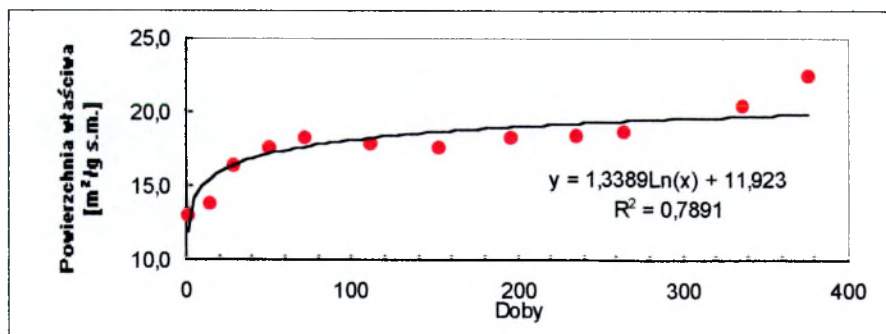
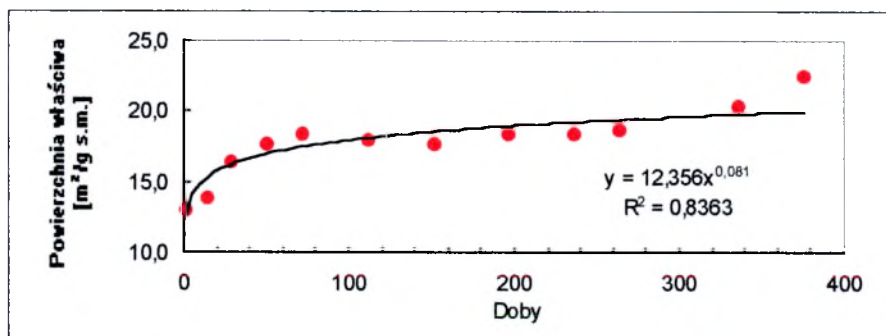


Wykres 4.1. c.d.

Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego (ozn. na podst. maksymalnej higroskopowości)

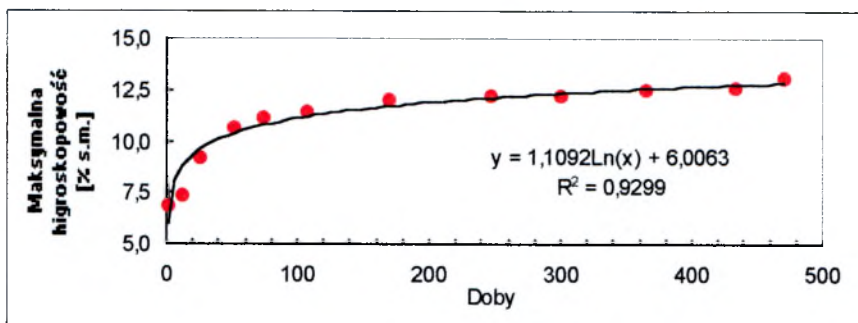
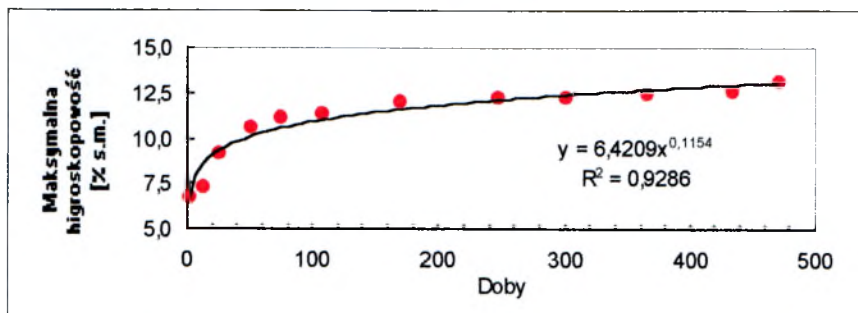


Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo (ozn. na podst. maksymalnej higroskopowości)



Wykres 4.1. c.d.

Zmiany maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego



Zmiany maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo

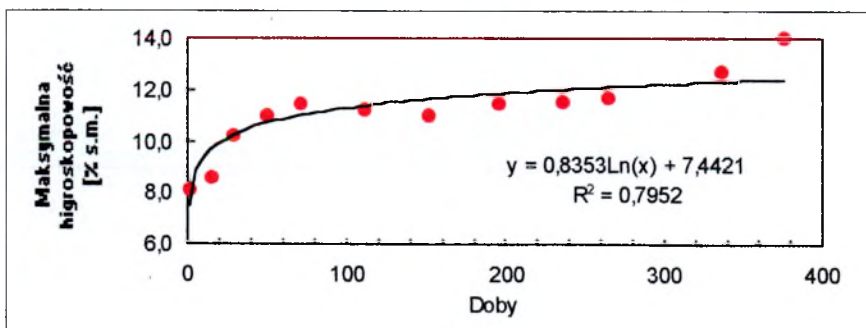
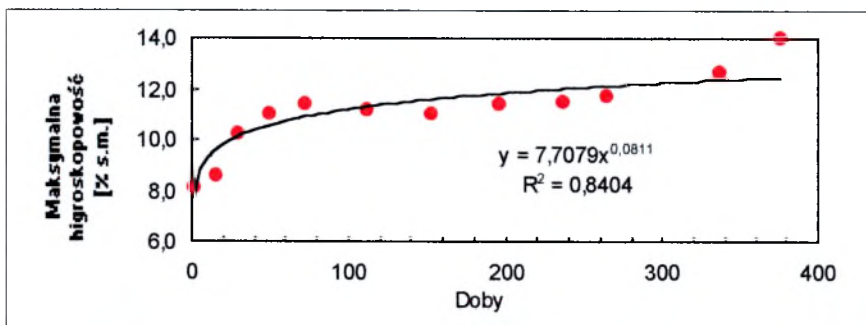


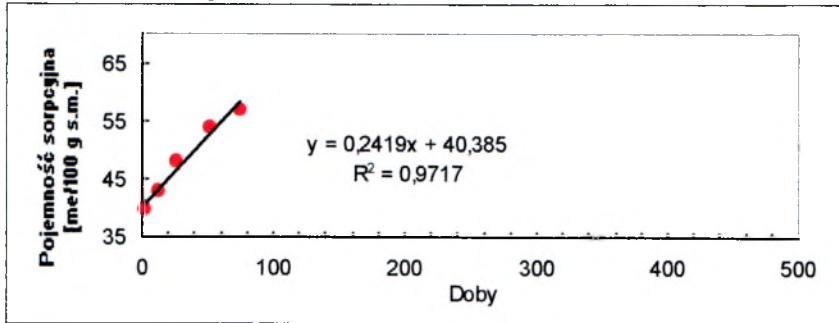
Tabela 4.1. Równania zależności liniowych pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru od czasu trwania doświadczenia

Zależność od czasu trwania doświadczenia	Etap I				Etap II			
	skala laboratoryjna		skala techniczna		skala laboratoryjna		skala techniczna	
	równanie	R ²	równanie	R ²	równanie	R ²	równanie	R ²
Pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych	$y=0,2419x+40,385$	0,9717	$y=0,2635x+51,96$	0,9106	$y=0,0203x+54,865$	0,8701	$y=0,0201x+65,467$	0,903
Powierzchni właściwej (ozn.na podst. sorpcji błękitu metylenowego)	$y=0,0324x+3,577$	0,9076	$y=0,0272x+3,8916$	0,9464	$y=0,0074x+4,588$	0,9393	$y=0,0092x+3,9185$	0,8719
Powierzchni właściwej (obl.w oparciu o maksymalną higroskopowość)	$y=0,1003x+11,131$	0,9322	$y=0,0793x+13,151$	0,9252	$y=0,006x+17,912$	0,9124	$y=0,0166x+15,154$	0,8198
Maksymalnej higroskopowości	$y=0,0624x+6,953$	0,9298	$y=0,0495x+8,2066$	0,9178	$y=0,0038x+11,162$	0,9084	$y=0,0101x+9,5108$	0,8197

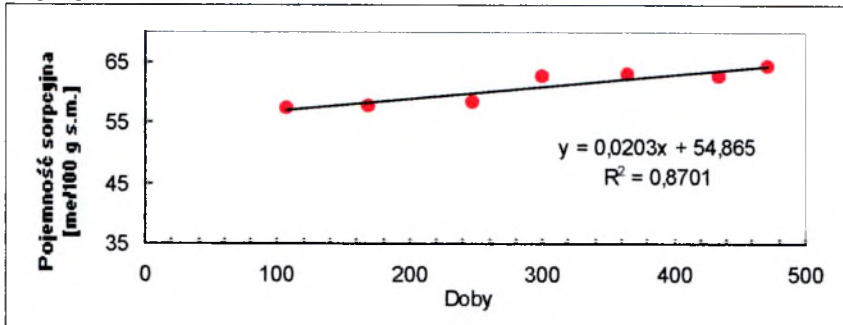
Wykres 4.2. Wykresy zależności liniowych pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru od czasu trwania doświadczenia.

POJEMNOŚĆ SORPCYJNA W STOSUNKU DO KATIONÓW
skala laboratoryjna

Zmiany pojemności sorpcyjnej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego w ciągu pierwszych 74 dni prowadzenia doświadczenia.

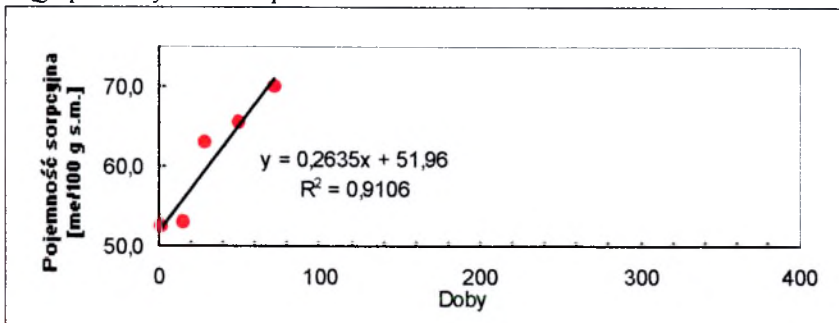


Zmiany pojemności sorpcyjnej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego w dalszym etapie prowadzenia doświadczenia.

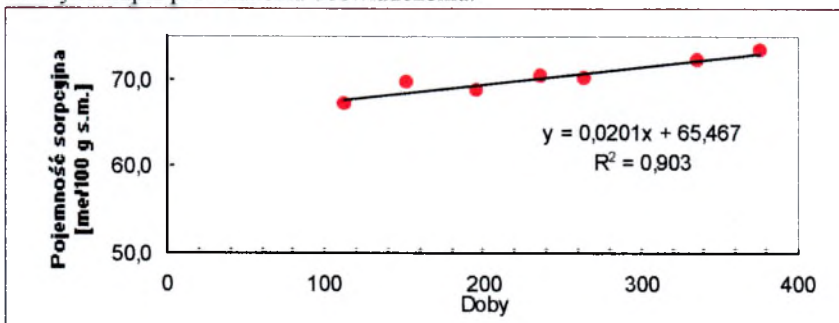


skala techniczna

Zmiany pojemności sorpcyjnej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo w ciągu pierwszych 72 dni prowadzenia doświadczenia.



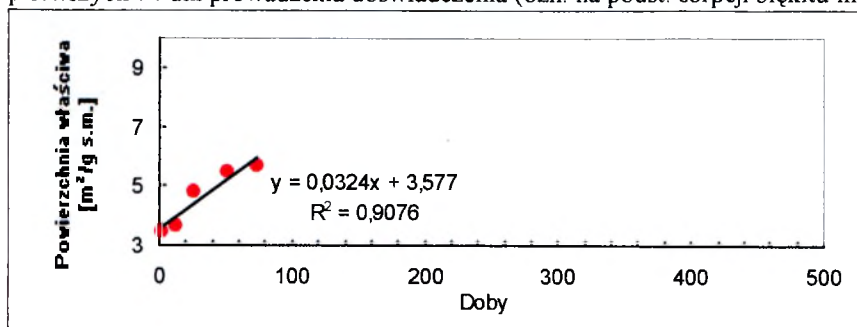
Zmiany pojemności sorpcyjnej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo w dalszym etapie prowadzenia doświadczenia.



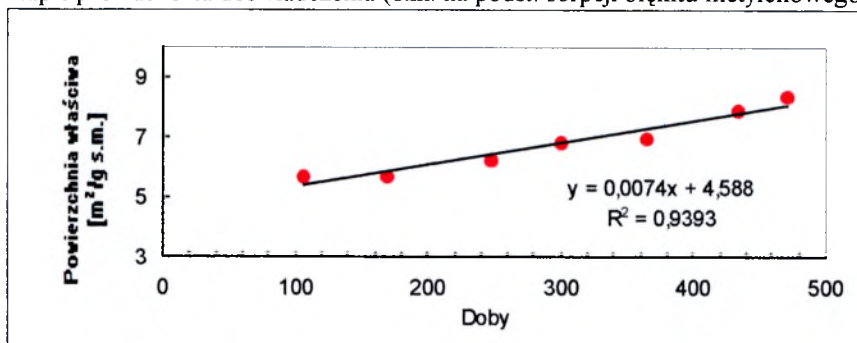
Wykres 4.2. c.d.

POWIERZCHNIA WŁAŚCIWA
skała laboratoryjna

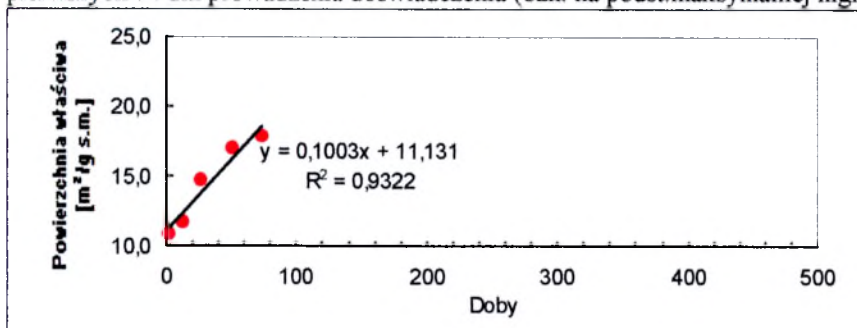
Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego w ciągu pierwszych 74 dni prowadzenia doświadczenia (ozn. na podst. sorpcji błękitu metylenowego).



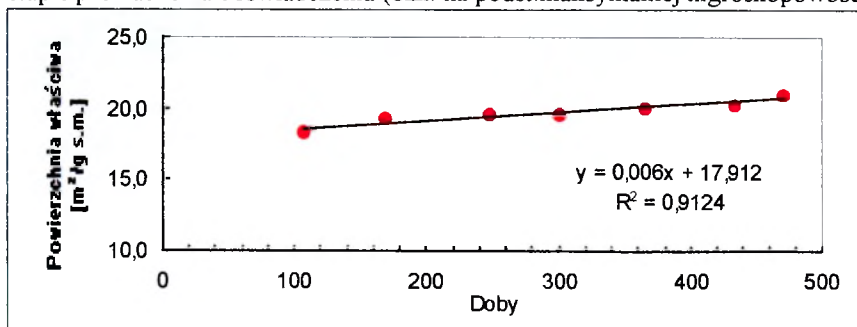
Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego w dalszym etapie prowadzenia doświadczenia (ozn. na podst. sorpcji błękitu metylenowego).



Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego w ciągu pierwszych 74 dni prowadzenia doświadczenia (ozn. na podst. maksymalnej higroskopowości).



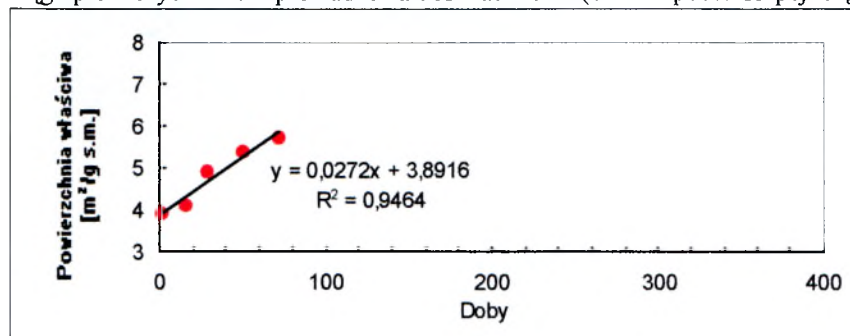
Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego w dalszym etapie prowadzenia doświadczenia (ozn. na podst. maksymalnej higroskopowości).



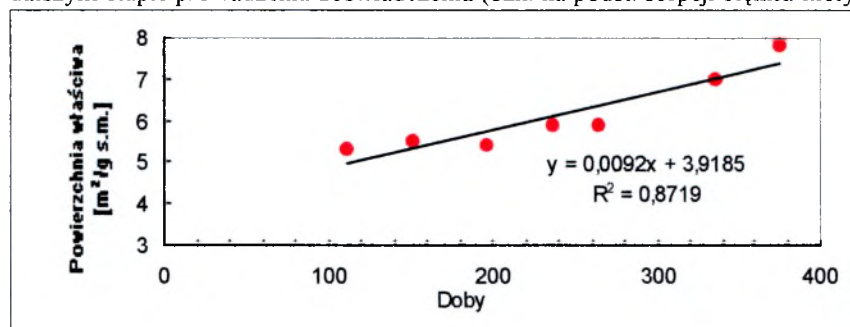
Wykres 4.2. c.d.

POWIERZCHNIA WŁAŚCIWA
skala techniczna

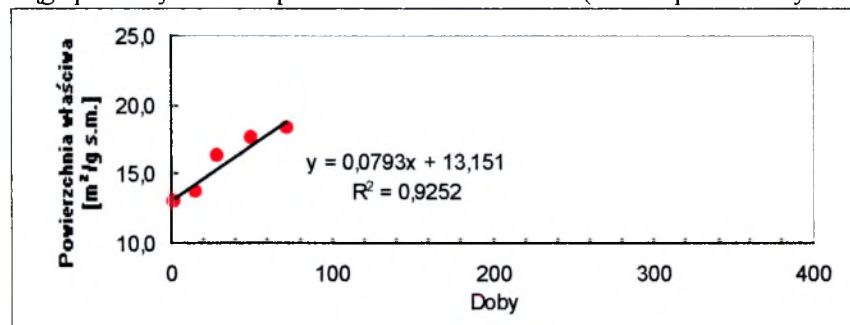
Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo w ciągu pierwszych 72 dni prowadzenia doświadczenia (ozn. na podst. sorpcji błękitu metylenowego).



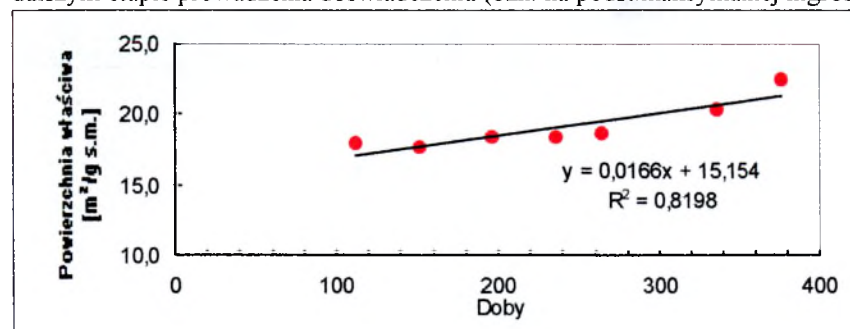
Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo w dalszym etapie prowadzenia doświadczenia (ozn. na podst. sorpcji błękitu metylenowego).



Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo w ciągu pierwszych 72 dni prowadzenia doświadczenia (ozn. na podst. maksymalnej higroskopowości).



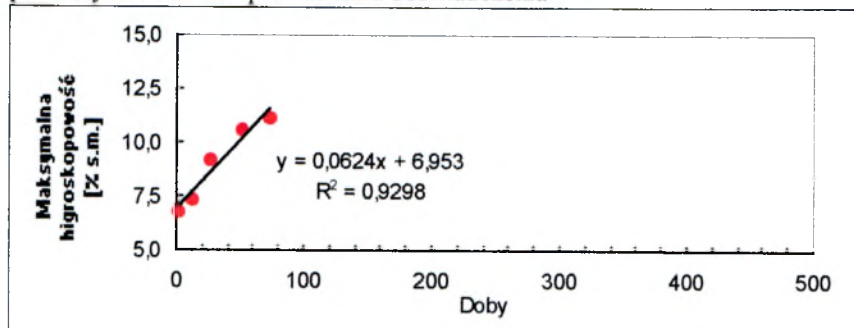
Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo w dalszym etapie prowadzenia doświadczenia (ozn. na podst. maksymalnej higroskopowości).



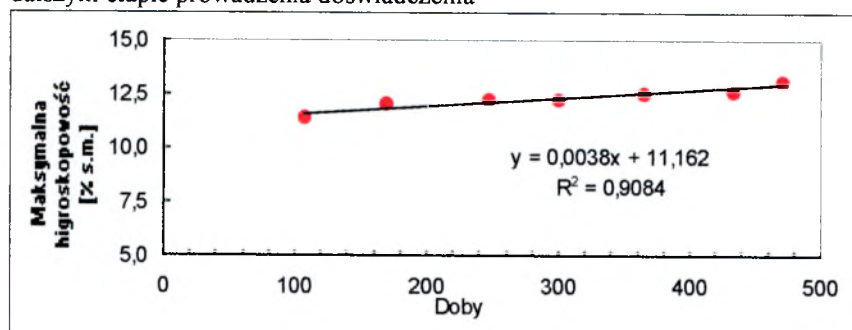
Wykres 4.2. c.d.

MAKSYMALNA HIGROSKOPOWOŚĆ skala laboratoryjna

Zmiany maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego w pierwszych 74 dniach prowadzenia doświadczenia

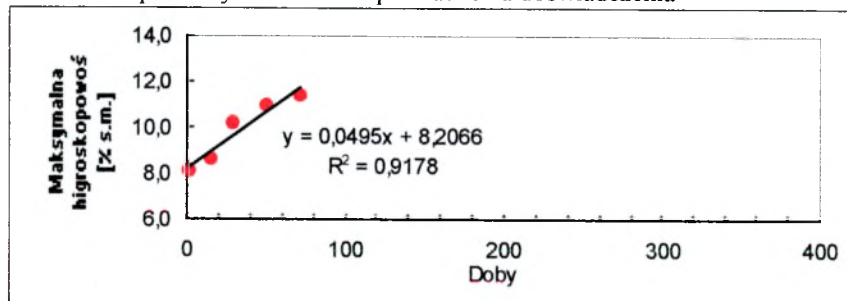


Zmiany maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego w dalszym etapie prowadzenia doświadczenia

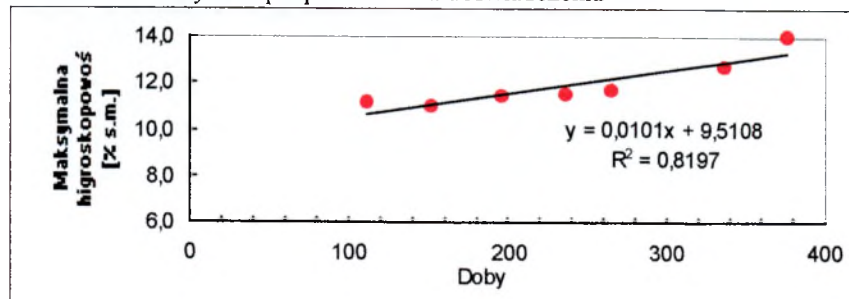


skala techniczna

Zmiany maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo w pierwszych 72 dniach prowadzenia doświadczenia



Zmiany maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo w dalszym etapie prowadzenia doświadczenia



Rozważając zależności liniowe pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości od czasu trwania doświadczenia można zauważyć, że:

- przyrostowi czasu towarzyszy przyrost wartości w/w parametrów.

Na podstawie analizy współczynników regresji liniowej można wnioskować, że:

→ w pierwszym etapie doświadczenia każdemu 10-dniowemu przyrostowi czasu towarzyszy wzrost wartości pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów, wzrost powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości odpowiednio o około:

- $2,4 \div 2,6$ me/100 g s.m.,
- $0,3$ m²/g s.m. (dla powierzchni właściwej oznaczanej na podstawie sorpcji błękitu metylenowego) i
 $0,8 \div 1,0$ m²/g s.m. (dla powierzchni właściwej oznaczanej w oparciu o maksymalną higroskopowość),
- $0,5 \div 0,6$ % s.m.

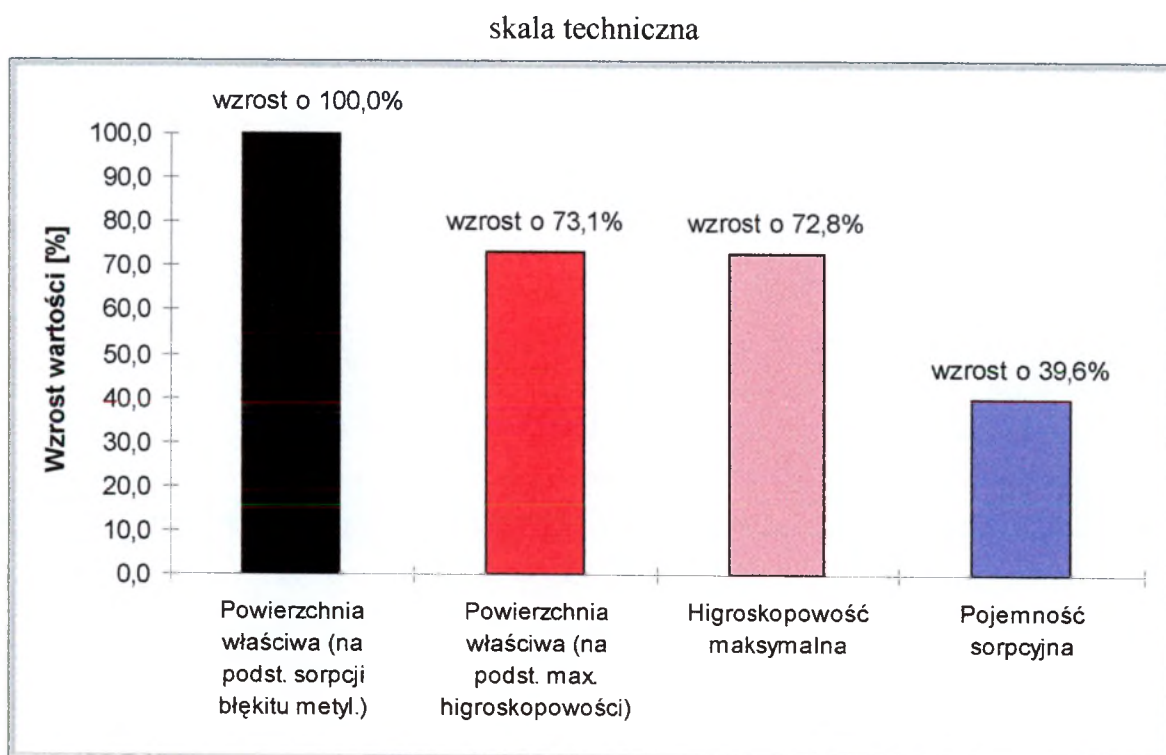
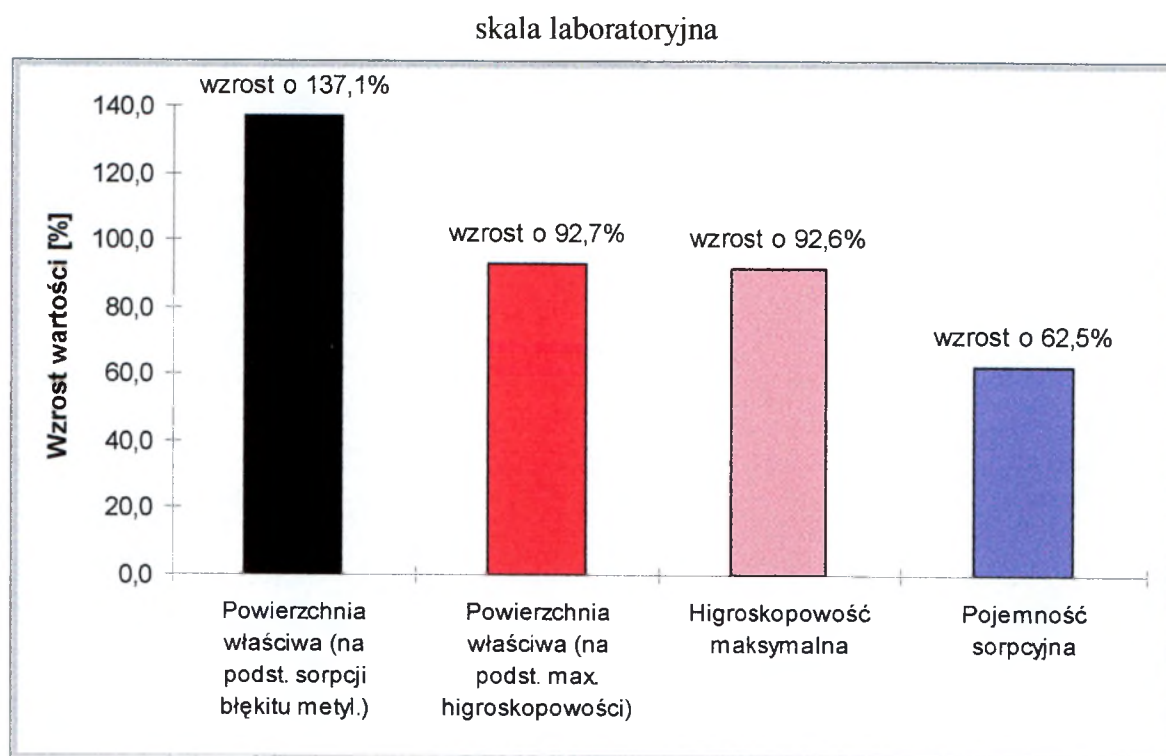
→ w drugim etapie doświadczenia każdemu 10-dniowemu przyrostowi czasu towarzyszy:

- 10-krotnie mniejszy wzrost wartości pojemności sorpcyjnej,
- około 3,5-krotnie mniejszy wzrost powierzchni właściwej oznaczanej na podstawie sorpcji błękitu metylenowego,
- od 5 do 16,5-krotnie mniejszy wzrost powierzchni właściwej obliczanej w oparciu o maksymalną higroskopowość,
- od 5 do 16,5-krotnie mniejszy wzrost maksymalnej higroskopowości (w zależności od skali doświadczenia).

Analizując procentowe przyrosty w/w parametrów (wykres 4.3) zaobserwowano, że:

- pomimo największych przyrostów wartości bezwzględnych pojemności sorpcyjnej (zarówno w skali laboratoryjnej, jak i technicznej), jej wzrost względem wartości początkowej jest od 1,5 do 2,5 razy mniejszy w porównaniu ze wzrostem powierzchni właściwej (w zależności od sposobu oznaczania powierzchni właściwej) i $1,5 \div 1,8$ -krotnie niższy niż wzrost maksymalnej higroskopowości.

Wykres 4.3. Zmiany powierzchni właściwej, maksymalnej higroskopowości i pojemności sorpcyjnej kompostów stanowiących wypełnienie badanych biofiltrów w czasie trwania doświadczenia.



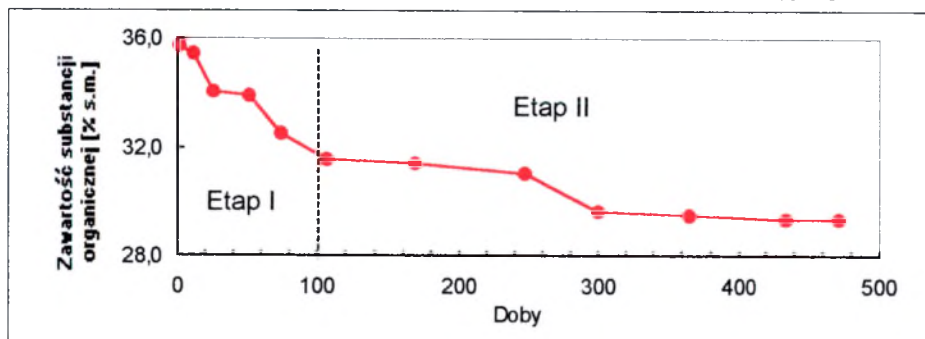
4.3. Przebieg procesu mineralizacji kompostów z odpadów komunalnych stanowiących wypełnienie biofiltrów

Analizy kompostów stanowiących wypełnienie biofiltrów badanych w skali laboratoryjnej i technicznej wykazały, że proces mineralizacji biegł nieprzerwanie w ciągu całego cyklu doświadczalnego, choć jego intensywność nie była jednakowa (tabela 3.3, rozdział 3.1.2. i tabela 3.18, rozdział 3.2.2.). Zarówno w skali laboratoryjnej, jak i technicznej wyróżnić można dwa etapy: początkowy - intensywna mineralizacja (pierwsze 107 dni w skali laboratoryjnej i 72 dni w skali technicznej) oraz dalszy - powolna, zrównoważona mineralizacja. Podział ten pokrywa się z fazami zmiennego wzrostu pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i higroskopowości maksymalnej, co ilustruje wykres 4.4.

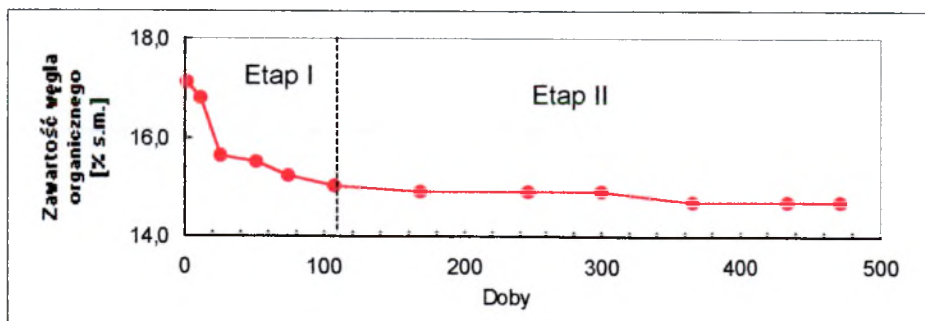
Wykres 4.4. Porównanie przebiegu procesu mineralizacji kompostu ze zmianami jego pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości.

SKALA LABORATORYJNA

Zmiany ogólnej substancji organicznej w wypełnieniu biofiltru laboratoryjnego

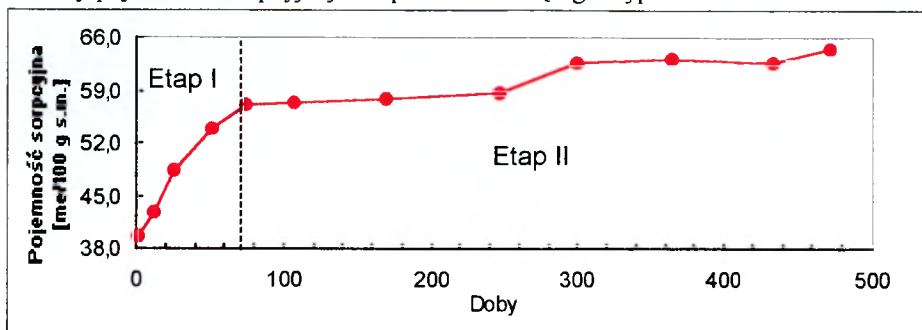


Zmiany zawartości węgla organicznego w wypełnieniu biofiltru laboratoryjnego

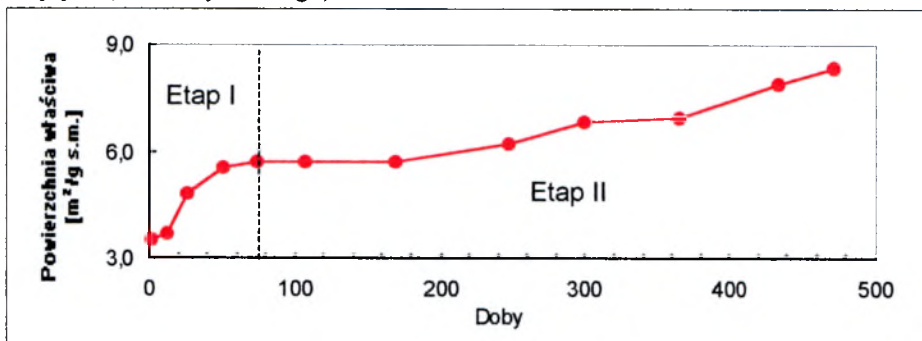


Wykres 4.4. c.d.

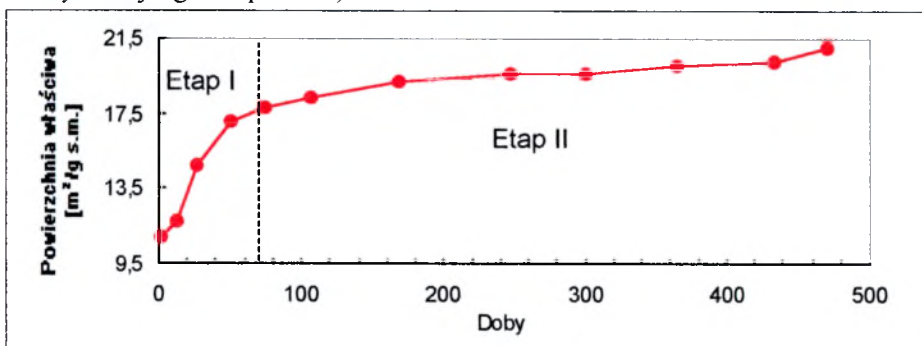
Zmiany pojemności sorpcyjnej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego



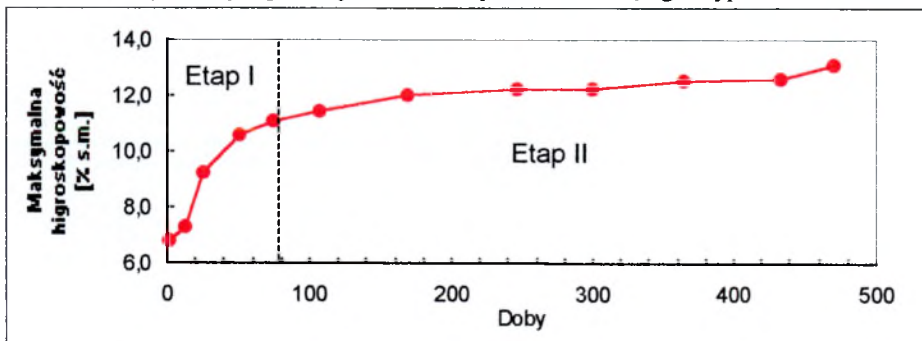
Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego (na podst. sorpcji błękitu metylenowego)



Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego (na podst. maksymalnej higroskopowości)



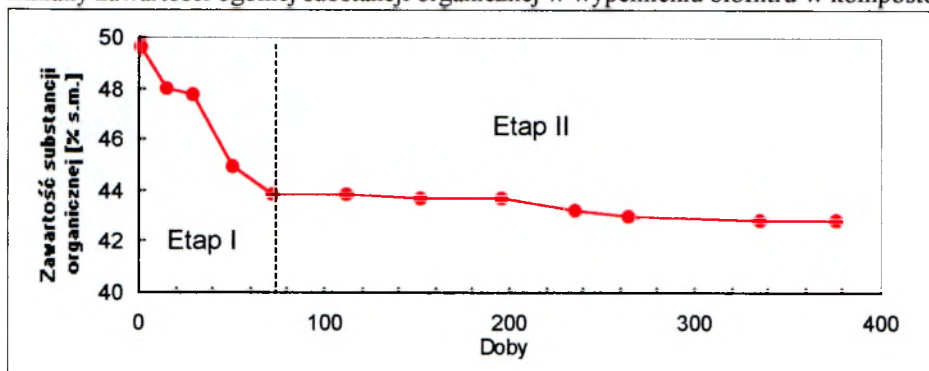
Zmiany maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego



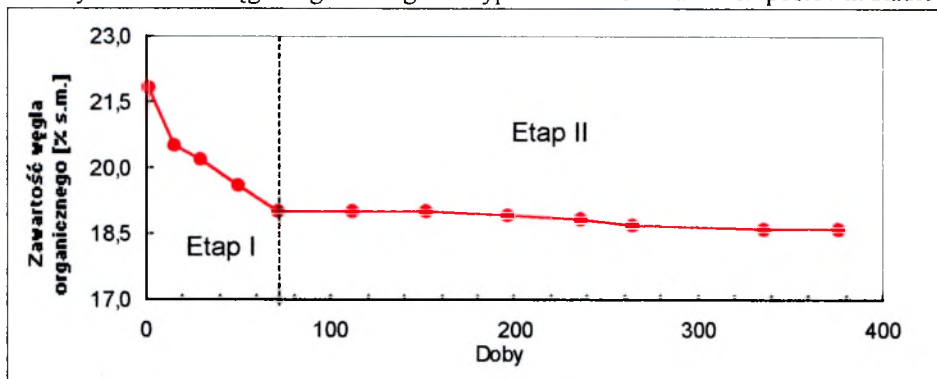
Wykres 4.4. c.d.

SKALA TECHNICZNA

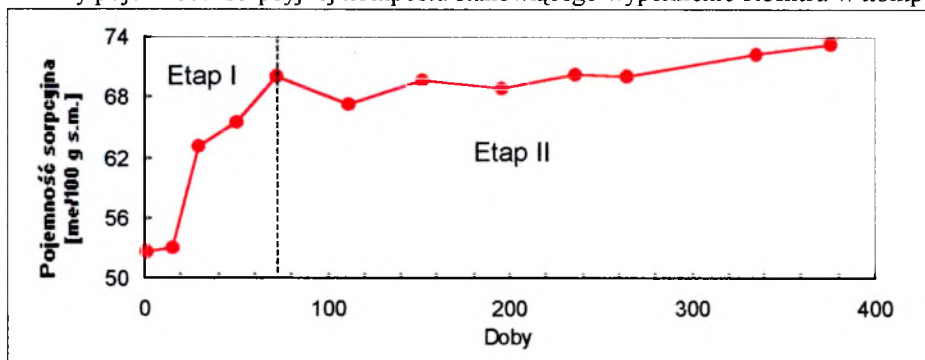
Zmiany zawartości ogólnej substancji organicznej w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo



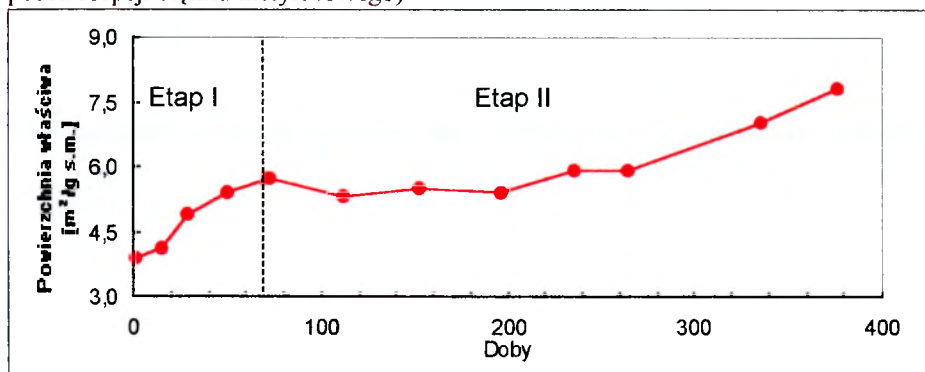
Zmiany zawartości węgla organicznego w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo



Zmiany pojemności sorpcyjnej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo

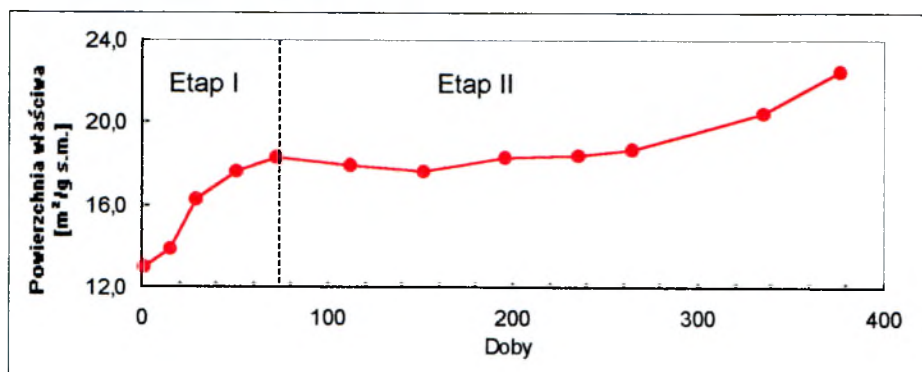


Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo (na podst. sorpcji błękitu metylenowego)

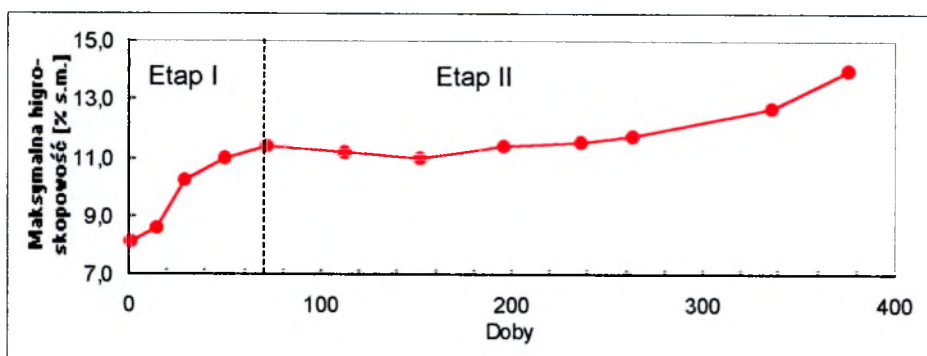


Wykres 4.4. c.d.

Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo (na podst. maksymalnej higroskopowości)



Zmiany maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo



Uzyskane wyniki przebiegu mineralizacji kompostów są zgodne z doniesieniami literaturowym dotyczącymi kompostowania odpadów komunalnych (Skalmowski, 1964) i przemian związków węglowych w glebach (Dobrzański, 1995; Świącicki, 1981). Spowolnienie procesu mineralizacji w fazie drugiej wiąże się bowiem z wcześniejszym rozłożeniem substancji łatwo rozkładalnych, o czym świadczy również zmniejszenie liczebności mikroorganizmów, jak i ich aktywności enzymatycznej (tabele 3.6, 3.7, 3.8 - rozdział 3.1.5. oraz tabele 3.21, 3.22, 3.23 - rozdział 3.2.5.).

Na podstawie przedstawionych wyników badań może się pozornie wydawać, że procesowi mineralizacji kompostu (spadkowi zawartości węgla organicznego i ogólnej substancji organicznej) towarzyszy wzrost jego pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych oraz powierzchni właściwej. Jest to sprzeczne z doniesieniami literaturowymi (Dobrzański, 1995; Maciak, 1996; Świącicki, 1981), według których związki organiczne posiadają bardzo dużą powierzchnię właściwą oraz zdolność wymiany jonów, a gleby

organiczne (np. torfowe) wykazują wyższe właściwości sorpcyjne w porównaniu do gleb mineralnych. Zarówno jednak w trakcie procesu kompostowania, jak i w glebach proces mineralizacji przebiega łącznie z procesem humifikacji (*Dobrzański, 1995; Skalmowski, 1964; Świącicki, 1981*). W miarę zwiększania się stopnia humifikacji gleb zwiększają się ich właściwości sorpcyjne (*Maciak, 1996; Siuta, 1995*). Przebieg procesów sorpcyjnych zależy w dużym stopniu od składu chemicznego poszczególnych grup substancji organicznych materiału (*Maksimow, 1959*), a o wielkości powierzchni właściwej oraz pojemności sorpcyjnej decyduje nie tylko zawartość, ale i jakość związków próchnicznych (*Dobrzański, 1995; Siuta, 1995*).

Wzrost pojemności sorpcyjnej kompostów stanowiących wypełnienie biofiltrów badanych w niniejszej pracy należy zatem tłumaczyć nie jego mineralizacją, ale humifikacją. W pracy nie analizowano przebiegu procesu humifikacji, gdyż uznano, że wyniki wcześniejszych badań udowodniły już w sposób zadowalający jego równoległy przebieg z procesem mineralizacji (*Dobrzański, 1995; Skalmowski, 1964; Świącicki, 1981*). Badania dotyczące mineralizacji związków węglowych są natomiast badaniami standardowymi w ocenie jakości kompostu z odpadów komunalnych (*BN-89/9103-09*).

4.4. Zmiany składu granulometrycznego kompostów stanowiących wypełnienia badanych biofiltrów

Obserwowane zmiany pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów oraz powierzchni właściwej kompostu w czasie trwania doświadczenia są zgodne ze zmianami dotyczącymi jego składu granulometrycznego (wykres 3.1, tabela 3.5 - rozdział 3.1.4. oraz wykres 3.2, tabela 3.20 - rozdział 3.2.4.). Zależność tę potwierdzają doniesienia literaturowe, że rozdrobieniu materiału towarzyszy wzrost jego powierzchni właściwej oraz sorpcji wymiennej (*Dobrzański, 1995; Świącicki, 1981*).

Największy wzrost udziału frakcji drobnej w kompoście stanowiącym wypełnienie biofiltru badanego w skali laboratoryjnej zaobserwowano między próbą 1 i 7, tj. w ciągu pierwszych 196 dni prowadzenia doświadczenia (tabela 3.5, rozdział 3.1.4.). Pokrywa się to z I-szym (intensywnym) etapem przebiegu procesu mineralizacji oraz z I-szą (intensywną) fazą wzrostu pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości (wykres 4.4). Wzrostowi powierzchni właściwej kompostu, jego maksymalnej higroskopowości oraz pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów towarzyszy ponadto zmniejszanie się jego średnicy zastępczej, obliczanej na podstawie wyników analizy sitowej według zależności (rozdział 1.4.6. *Skład granulometryczny*):

$$d_z = f_1 \cdot d_1 + f_2 \cdot d_2 + f_3 \cdot d_3 + \dots = \sum_{n=1}^n f_n \cdot d_n$$

gdzie: $f_1, f_2, f_3 \dots$ - udziały masowe kolejnych frakcji,

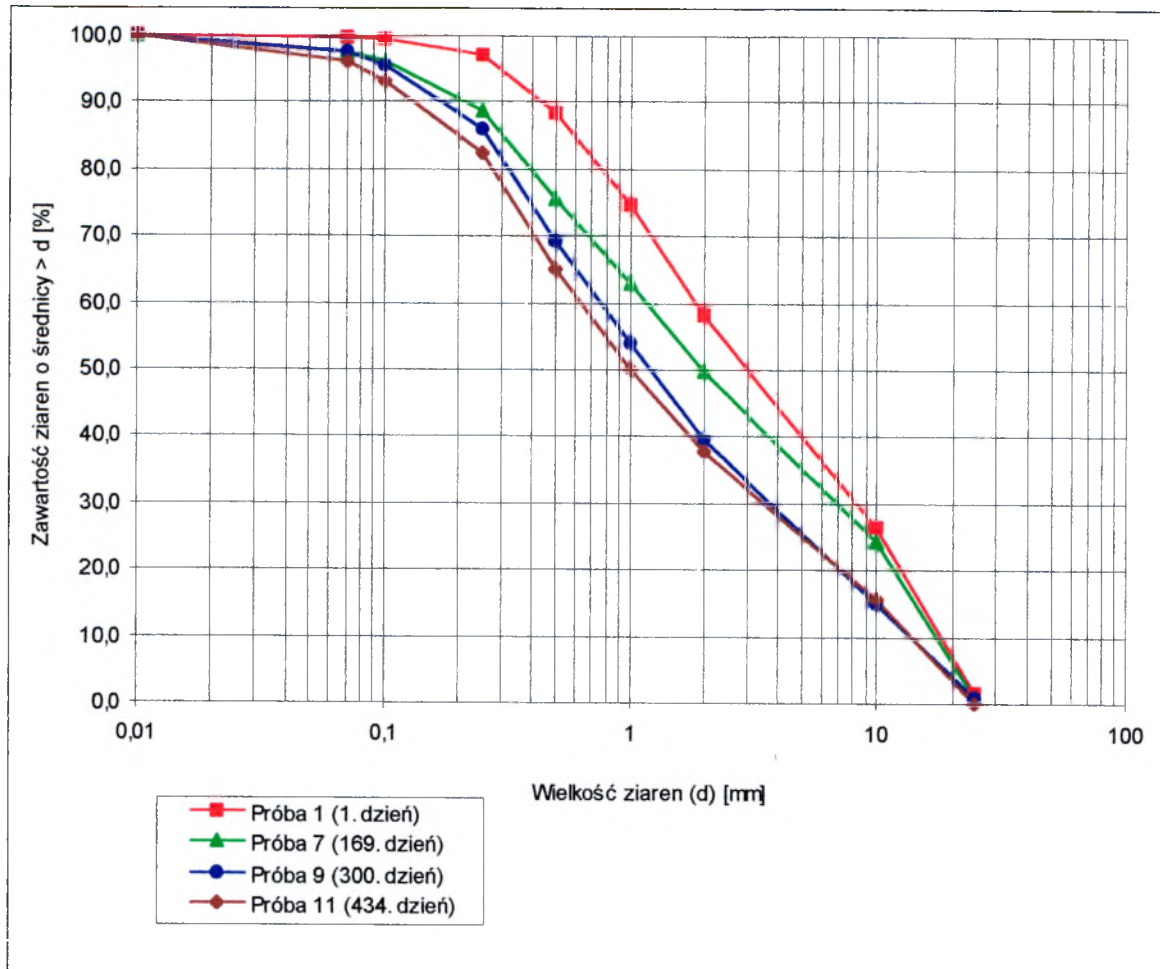
$d_1, d_2, d_3 \dots$ - rozmiary poszczególnych frakcji, obliczane jako średnia geometryczna krawędzi oczek sit, między którymi zostały zatrzymane.

Zmiany średnicy zastępczej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego przedstawiono w tabeli 4.2, a krzywe uziarnienia - na wykresie 4.5.

Tabela 4.2. Zmiany średnicy zastępczej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego.

Nr próby	Data poboru próby	Doby	Średnica zastępcza kompostu nieuszlachetnionego z odpadów komunalnych stanowiącego wypełnienie biofiltru [mm]
1	11.06.96	1	6,1
7	26.11.96	169	5,4
9	7.04.97	300	4,0
11	19.08.97	434	3,8

Wykres 4.5. Krzywe uziarnienia kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego.



Należy podkreślić, że w trakcie prowadzenia doświadczenia w skali laboratoryjnej warstwa wypełniająca biofiltr była systematycznie spulchniana (przy pobieraniu prób, tj. co 11 do 78 dni). Uzyskane w niniejszej pracy wyniki analizy sitowej, zmian pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości oraz przebiegu procesu mineralizacji kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru badanego w skali laboratoryjnej wykazały, że:

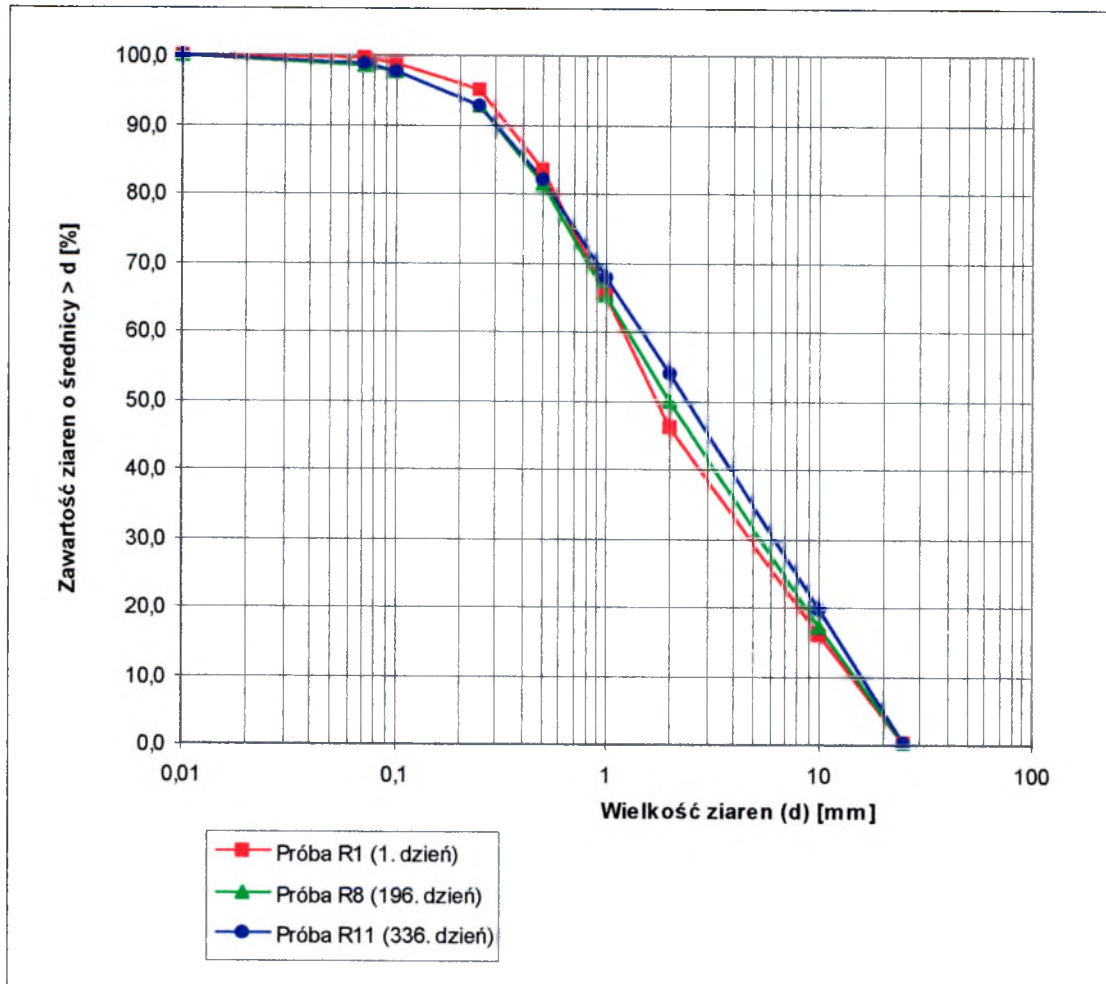
- w wyniku procesu mineralizacji kompostu w trakcie eksploatacji biofiltru krzywa jego uziarnienia przesuwana jest w kierunku frakcji najdrobniejszych,
- towarzyszy temu wzrost jego powierzchni właściwej, maksymalnej higroskopowości i pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych.

Inaczej wygląda zmiana składu granulometrycznego kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru badanego w skali technicznej. W tym przypadku zaobserwowano wzrost udziału frakcji mniejszej niż 0,25 mm oraz ziaren o wymiarach $2 \div 25$ mm (tabela 3.20 i wykres 3.2, rozdział 3.2.4.), a także, w przeciwieństwie do kompostu służącego jako wypełnienie biofiltru laboratoryjnego, zwiększanie się średnicy zastępczej (tabela 4.3). Prawdopodobnie wynika to z wpływu czynników zewnętrznych (warunków atmosferycznych) na wypełnienie biofiltru otwartego badanego w skali technicznej, powodując tworzenie aglomeratów. Ziarna o wymiarach mniejszych niż 0,25 mm (w zakresie $0,071 \div 0,25$ mm) i ziarna najdrobniejsze (poniżej 0,071 mm) nie wykazują tej tendencji (wykres 4.2, rozdział 3.2.4.), co jest widoczne w poprawie właściwości sorpcyjnych kompostu (powierzchni właściwej, higroskopowości maksymalnej i pojemności sorpcyjnej). Potwierdzają to doniesienia literaturowe (*Dobrzański, 1995; Rewut, 1980; Święcicki, 1981*), że największą pojemnością sorpcyjną, powierzchnią właściwą i maksymalną higroskopowością charakteryzują się właśnie frakcje najdrobniejsze. Wzrost zawartości tych frakcji jest spowodowany prawdopodobnie również zjawiskami wietrzenia fizycznego (*Rewut, 1980*), które mają miejsce w materiale wypełniającym biofiltr otwarty. Zmiany średnicy zastępczej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo przedstawiono w tabeli 4.3, a krzywe uziarnienia - na wykresie 4.6.

Tabela 4.3. Zmiany średnicy zastępczej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo.

Nr próby	Data poboru próby	Doby	Średnica zastępcza kompostu nieuszlachetnionego z odpadów komunalnych stanowiącego wypełnienie biofiltru [mm]
R1	20.08.96	1	4,4
R8	3.04.97	196	4,6
R11	21.08.97	336	5,0

Wykres 4.6. Krzywe uziarnienia kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo.



Największy wzrost frakcji mniejszej niż 0,25 mm zaobserwowano w ciągu pierwszych 196 dni (między próbą R1 i R8) (tabela 3.20, rozdział 3.2.4.). Pokrywa się to z I-szym (intensywnym) etapem przebiegu procesu mineralizacji oraz z I-szą (intensywną) fazą wzrostu pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości (wykres 4.4).

W tym miejscu należy podkreślić, że w trakcie prowadzenia doświadczenia w skali technicznej warstwa wypełniająca biofiltr była tylko raz spulchniona (około 224 dnia eksploatacji). Uzyskane wyniki badań analizy frakcyjnej, zmian pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości kompostów stanowiących wypełnienie biofiltrów w skali laboratoryjnej i technicznej pozwalają stwierdzić, że:

- kompost stosowany jako wypełnienie biofiltrów otwartych ma tendencję do zbrylania się,

- problem zbrylania nie dotyczy ziaren najdrobniejszych mających największy wpływ na właściwości sorpcyjne, co jest widoczne w ich poprawie,
- prawidłowa eksploatacja biofiltrów powinna jednak uwzględniać okresowe spulchnianie warstwy wypełnienia.

4.5. Skuteczność oczyszczania gazów w biofiltrze z wypełnieniem w postaci kompostu z odpadów komunalnych

Zgodnie z zaleceniami (*Szklarczyk, 1991*) do oceny efektywności biofiltracji zastosowano metody ujmujące stopień zanieczyszczenia gazów jednym syntetycznym wskaźnikiem, jak również oparte na oznaczaniu wybranych substancji reprezentatywnych. Jako wskaźnik syntetyczny przyjęto utlenialność (*Skorupski, 1997*). Za substancje reprezentatywne wstępnie wybrano aldehydy, kwas mrówkowy, kwas octowy, alkohol etylowy, alkohol n-butylowy oraz amoniak. Wybór w/w substancji reprezentatywnych jest zgodny z doniesieniami literaturowymi (*Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991; Wieczorek, 1998*) dotyczącymi rodzaju zanieczyszczeń występujących w gazach emitowanych z kompostowni odpadów (tabela 1.11 i 1.12, rozdział 1.6. *Zastosowanie biofiltrów*) oraz z wynikami badań gazów pochodzących z obróbki wstępnej odpadów komunalnych przed kompostowaniem w kompostowni Radiowo, wykonanymi przez Uczelniane Laboratorium Badań Środowiskowych Politechniki Warszawskiej (załącznik 1).

Z analizy stężeń wybranych związków/grup związków w gazach surowych wynika, że za zanieczyszczenie wiodące można uznać alkohol etylowy, który występował w ilościach $36,31 \div 1450,6 \text{ mg/m}^3$ (tabela 3.25, rozdział 3.2.6.). Dominację alkoholu etylowego w gazach emitowanych z kompostowni potwierdza *Wieczorek (1998)*. Autor donosi, że etanol stanowi 70% całkowitej emisji organicznej.

Za zanieczyszczenia wiodące badanych w niniejszej pracy gazów uznać można również aldehydy ($2,05 \div 437,5 \text{ mg/m}^3$) i alkohol n-butylowy ($10,60 \div 41,54 \text{ mg/m}^3$). W mniejszych ilościach występował amoniak ($2,97 \div 8,24 \text{ mg/m}^3$) oraz kwas octowy ($1,7 \div 10,1 \text{ mg/m}^3$). W badanych gazach praktycznie nie stwierdzono kwasu mrówkowego i formaldehydu (tabela 3.25, rozdział 3.2.6.). Również te wyniki są zgodne z doniesieniami zawartymi w literaturze przedmiotowej (*Wieczorek, 1998*).

Efektywność oczyszczania gazów określana na podstawie spadku wartości utlenialności była wyższa niż 95,6%, a w większości badanych prób przekraczała 98% (tabela 3.26, rozdział 3.2.6.). Poniżej porównano uzyskane wyniki z danymi literaturowymi opisującymi skuteczność oczyszczania gazów w oparciu o wskaźniki syntetyczne (węglowe). Wartości efektywności oczyszczania gazów określanej w niniejszej pracy na podstawie utlenialności są zgodne z danymi literaturowymi donoszącymi o 92% ÷ 96% obniżeniu wartości węgla organicznego w gazach po przejściu przez biofiltr kompostowy (Kozłowska, 1996), a wyższe niż w biofiltrach torfowo-wrzosowych oraz wypełnionych korą (odpowiednio 21% ÷ 92% i 85% ÷ 92%) (VDI-Richtlinien, 1991). Uzyskane w niniejszej pracy wyniki efektywności biofiltracji na podstawie utlenialności są również wyższe od wyników przedstawionych w VDI-Richtlinien (1991), dotyczących spadku wartości węgla ogólnego w gazach oczyszczanych w biofiltrze kompostowym (81% ÷ 92%) i torfowo-wrzosowym (69%).

Wyniki efektywności biofiltracji oznaczanej na podstawie obniżenia wartości utlenialności oraz usuwania poszczególnych związków/grup związków z gazów są zbliżone, a współczynnik korelacji wynosi od 0,73 do 1, co przedstawiono w tabeli 4.4. Nie oznacza to jednak, że między obniżeniem wartości utlenialności a stopniem usuwania poszczególnych związków występuje ścisła korelacja, ponieważ badane gazy stanowią mieszaninę różnorodnych zanieczyszczeń.

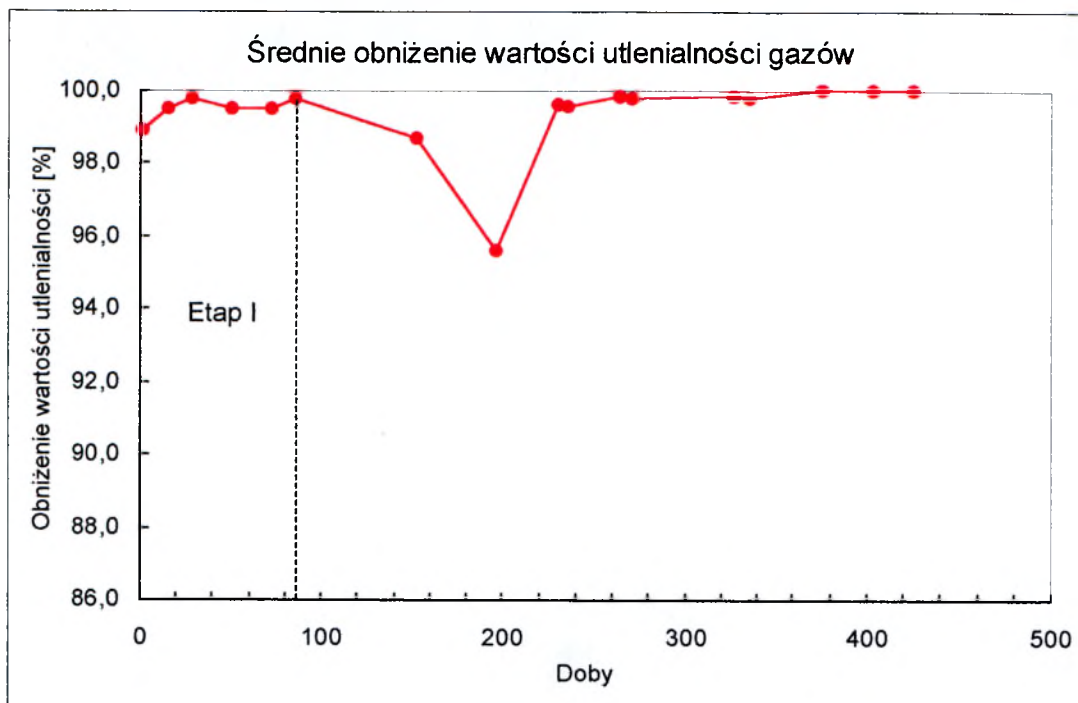
Analizując zmiany efektywność biofiltracji oznaczanej na podstawie spadku wartości utlenialności (tabela 3.26, rozdział 3.2.6.) należy stwierdzić, że w ciągu pierwszych 29 dni prowadzenia doświadczenia skuteczność oczyszczania gazów wzrosła o 0,9% (od 98,9% do 99,8%). Jednocześnie nastąpił wzrost pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów o 10,5 me/100 g s.m., powierzchni właściwej oznaczanej na podstawie sorpcji błękitu metylenowego i w oparciu o maksymalną higroskopowość odpowiednio o 1,0 m²/g s.m. i 3,3 m²/g s.m., a maksymalnej higroskopowości o 2,1% s.m. (tabela 3.16, rozdział 3.2.1.) Od 29 do 86 dnia eksploatacji efektywność biofiltracji w kompostowni Radiowo utrzymywała się na stałym poziomie w zakresie 99,5% ÷ 99,8%. Wyniki te są zgodne z doniesieniami literaturowymi dotyczącymi tzw. czasu wpracowywania się biofiltrów (rozruchu), wynoszącego od 7 (Kulig, 1994) do 30 dni (Kawalec-Pietrenko, 1998), po którym wzrasta skuteczność oczyszczania gazów i stabilizują się warunki pracy instalacji. Analizując wyniki uzyskane w ciągu pierwszych 86 dni cyklu badawczego należy stwierdzić, że efektywność biofiltracji oceniana na podstawie obniżenia wartości utlenialności wzrosła od 98,9% do 99,8%, a wzrost ten przebiegał jednocześnie z I-szą fazą

procesu mineralizacji wypełnienia i I-szym okresem intensywnego wzrostu pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości (pierwsze 72 dni prowadzenia doświadczenia). W/w zmiany przedstawiono na wykresach 4.7 i 4.8.

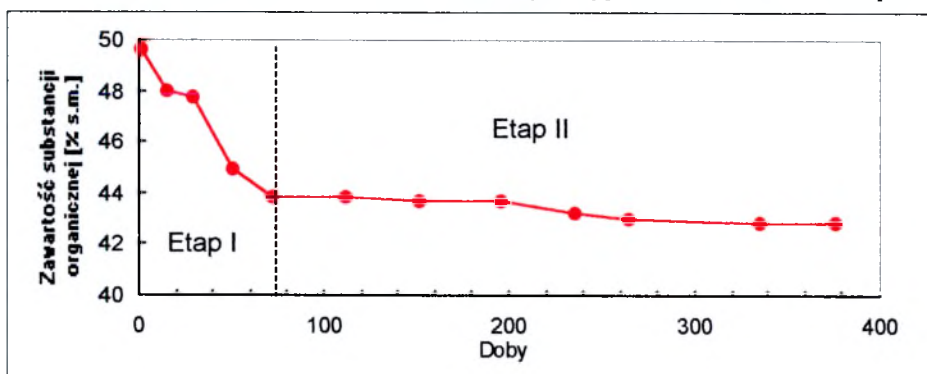
Tabela 4.4. Porównanie wyników efektywności biofiltracji oznaczanej na podstawie usuwania poszczególnych związków z gazów oraz obniżenia wartości utlenialności.

Związki występujące w gazach	Stopień usuwania [%]	Obniżenie wartości utlenialności [%]	Współczynnik korelacji	Średni współczynnik korelacji
alkohol etylowy	89,0	99,8	0,892	0,97
	93,6	99,6	0,940	
	100	99,8	0,998	
	99,9	99,9	1,000	
	99,2	100	0,992	
	99,97	100	1,000	
aldehydy	100	99,6	0,996	0,99
	99,5	99,8	0,997	
	95,0	99,9	0,951	
	100	100	1,000	
	100	100	1,000	
alkohol n-butyłowy	49,7	99,8	0,498	0,73
	100	99,8	0,998	
	97,7	99,9	0,978	
	50,8	100	0,508	
	66,5	100	0,665	
formaldehyd	100	99,6	0,996	1,00
	100	99,8	0,998	
kwask mrówkowy	100	99,8	0,998	1,00

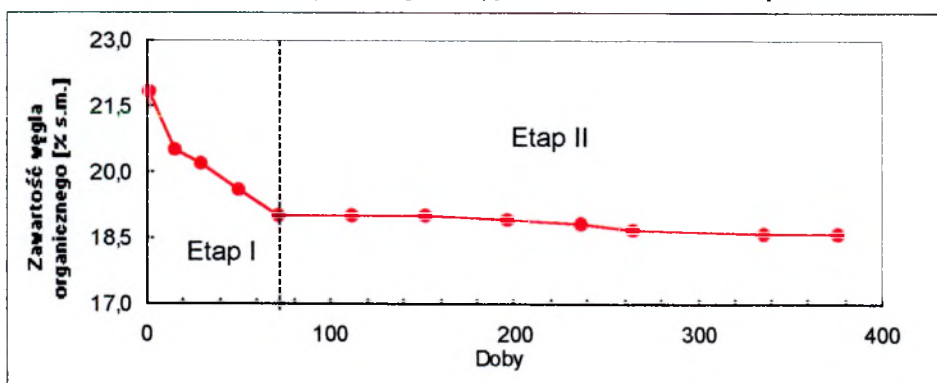
Wykres 4.7. Porównanie efektywności biofiltracji z przebiegiem procesu mineralizacji kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru.



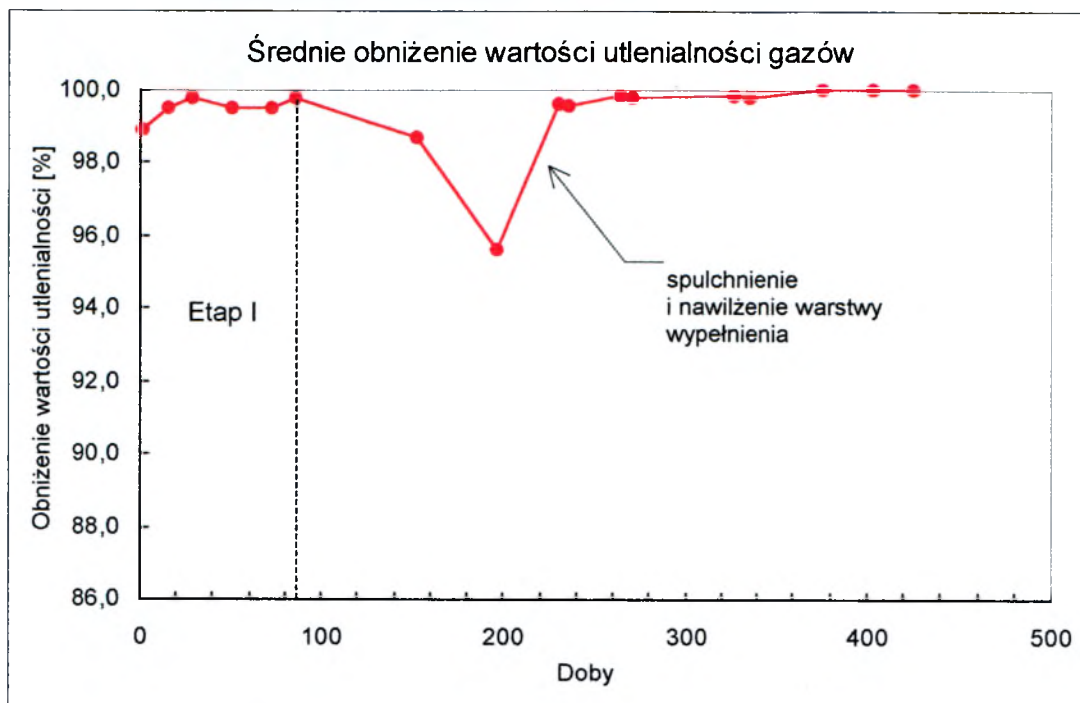
Zmiany zawartości ogólnej substancji organicznej w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo



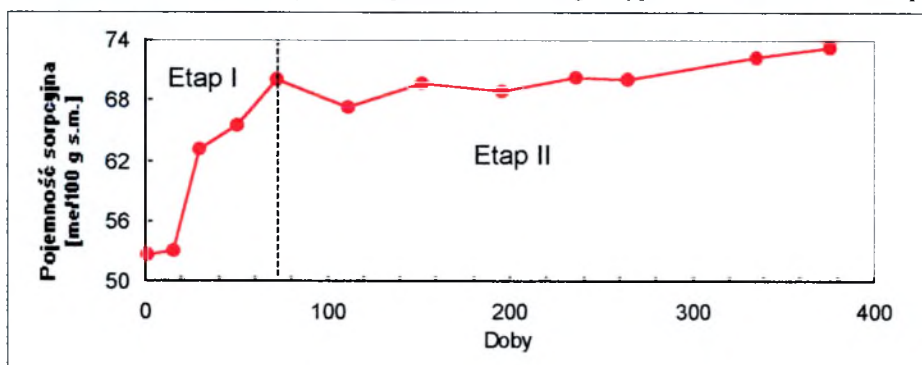
Zmiany zawartości węgla organicznego w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo



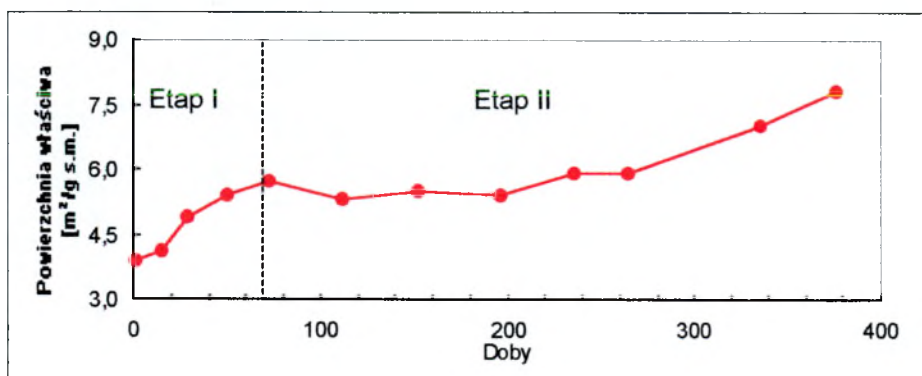
Wykres 4.8. Porównanie efektywności biofiltracji ze zmianami pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru.



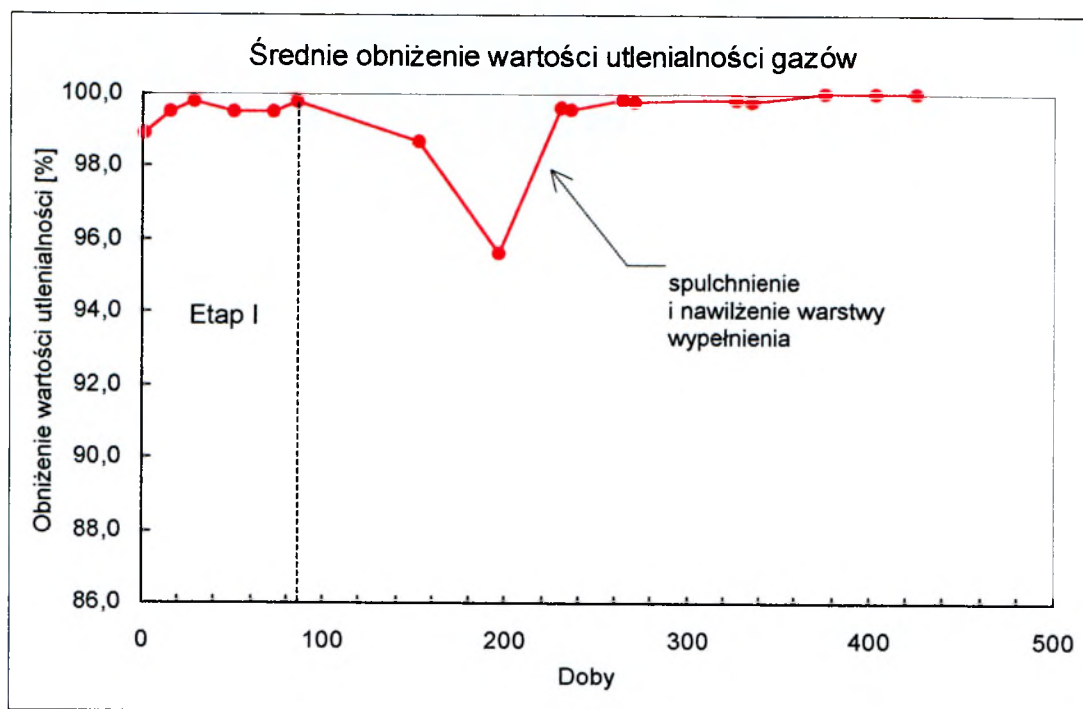
Zmiany pojemności sorpcyjnej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo



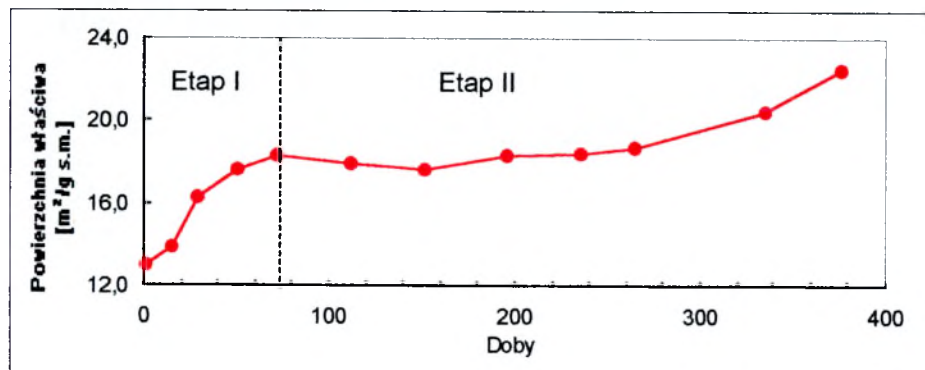
Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo (na podst. sorpcji błękitu metylenowego)



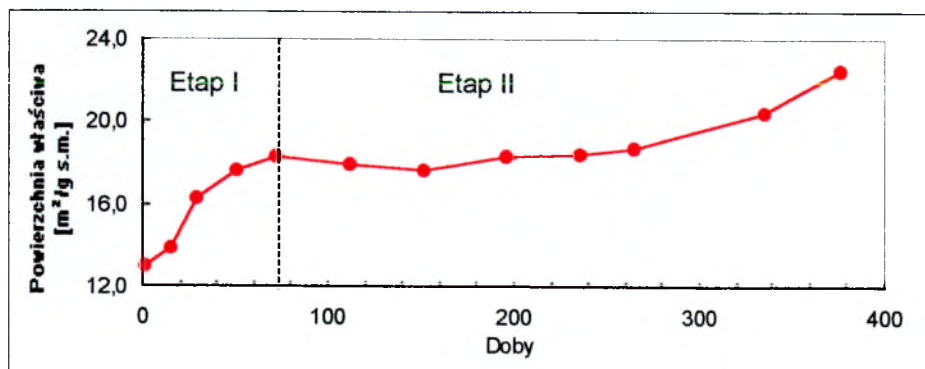
Wykres 4.8. c.d.



Zmiany powierzchni właściwej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo (na podst. maksymalnej higroskopowości)



Zmiany maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo

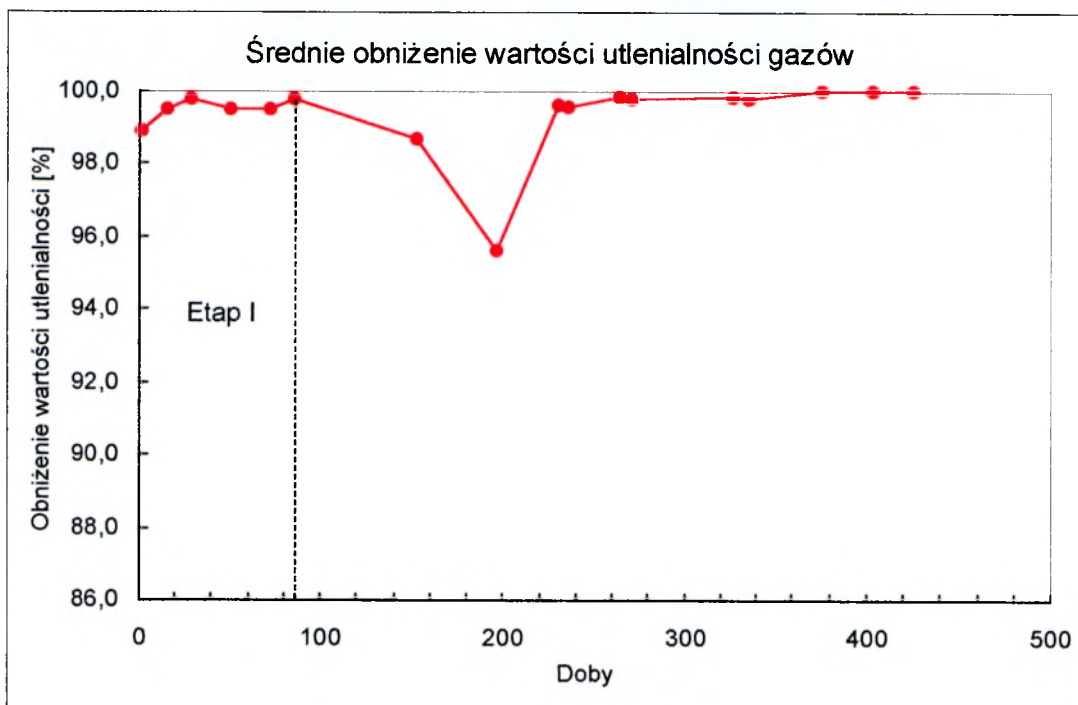


Począwszy od 86 dnia cyklu badawczego do 196 dnia następowało stopniowe obniżanie efektywności biofiltracji od wartości 99,8% do 95,6% (tabela 3.26, rozdział 3.2.6.). Ten spadek wystąpił w okresie między 13.11.96r a 3.04.97r (listopad 96r - marzec 97r). W tym czasie nastąpiło silne spękanie warstwy wypełnienia, a jego wilgotność 8.01.97r obniżyła się do 8,5%, tzn. znacznie poniżej wartości zalecanych (*Bohn, 1975; Don, 1985; Kulig, 1994*). Również temperatura w warstwie wypełnienia w dniach 8.01. i 18.02.97r była niższa od optymalnych wartości wskazywanych w literaturze przedmiotu (*Bohn, 1975; Van Groenestijn, Hesselink, 1993*) i wynosiła odpowiednio 14,7°C i 15,2°C (tabela 3.19, rozdział 3.2.3.).

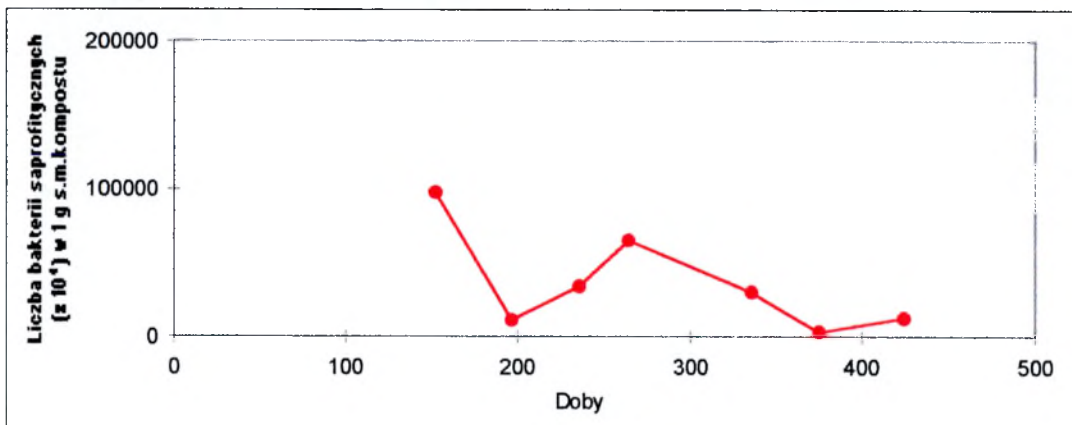
Opierając się na wynikach badań efektywności biofiltracji, wilgotności i temperatury warstwy wypełnienia postanowiono spulchnić i nawilżyć kompost wypełniający badany biofiltr. Bezpośrednio po tych czynnościach (około 31.04.97r) sprawność oceniana na podstawie spadku wartości utlenialności wyraźnie wzrosła do 99,6% (7.05.97r, próba R8'). W czasie dalszej eksploatacji (maj - listopad 97r) efektywność biofiltracji stopniowo poprawiała się, osiągając 30.09.97r (próba R12) wartość 100%. Jednocześnie w tym okresie odnotowano powolny wzrost pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości wypełnienia biofiltru. Maksymalna efektywność określana na podstawie obniżenia wartości utlenialności (100% - próba R12) odpowiada maksymalnym wartościom pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości (tabela 3.16 - rozdział 3.2.1. oraz wykres 4.8).

Porównując wyniki efektywności biofiltracji na podstawie spadku wartości utlenialności z wynikami badań biologicznych należy stwierdzić, że spadek liczby bakterii saprofitycznych od wartości $65\ 000 \times 10^4$ do $2\ 800 \times 10^4$ komórek w 1 g s.m. kompostu w okresie czerwiec - listopad 97r (tabela 3.21, rozdział 3.2.5) nie spowodował obniżenia efektywności biofiltracji. Systematyczne zmniejszanie się liczby promieniowców od $140\ 000 \times 10^2$ do 5×10^2 w 1 g s.m. kompostu oraz grzybów od $740\ 000 \times 10^2$ do 120×10^2 (tabela 3.22, rozdział 3.2.5.) również nie wpłynęło na obniżenie sprawności oczyszczania gazów. Podobną zależność zaobserwowano w stosunku do aktywności dehydrogenazowej mikroorganizmów. Jej spadek w próbach endogennych i w próbach z glukozą między 264 i 425 dniem eksploatacji, tj. od czerwca do listopada 97r (odpowiednio od 8,44 do 1,15 $\mu\text{mol TF/kg białka}\cdot\text{s}$ i od 12,86 do 2,46 $\mu\text{mol TF/kg białka}\cdot\text{s}$; tabela 3.23, rozdział 3.2.5.) nie spowodował obniżenia efektywności biofiltracji, która w tym okresie wzrosła od 99,8% do 100%. Porównanie zmian efektywności biofiltracji ze zmianami dotyczącymi liczebności i aktywności mikroorganizmów przedstawiono na wykresie 4.9.

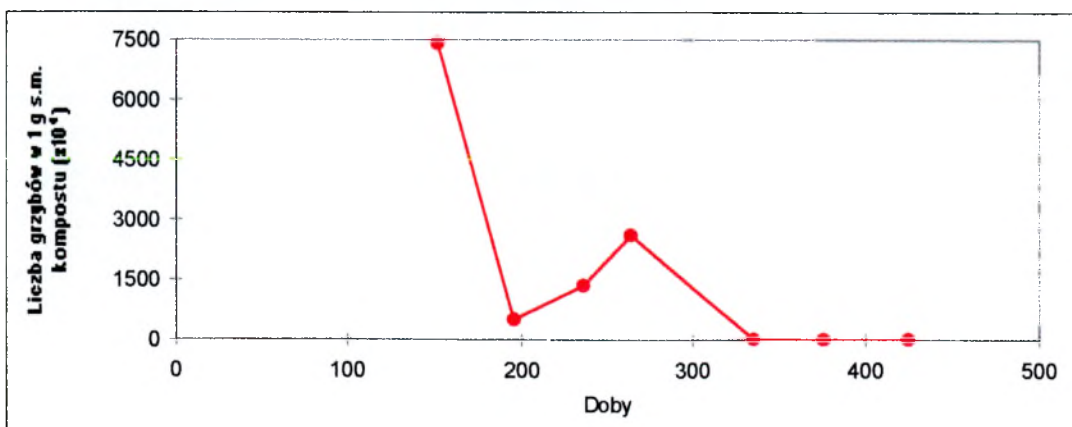
Wykres 4.9. Porównanie zmian efektywności pracy biofiltru ze zmianami liczebności i aktywności mikroorganizmów w jego wypełnieniu.



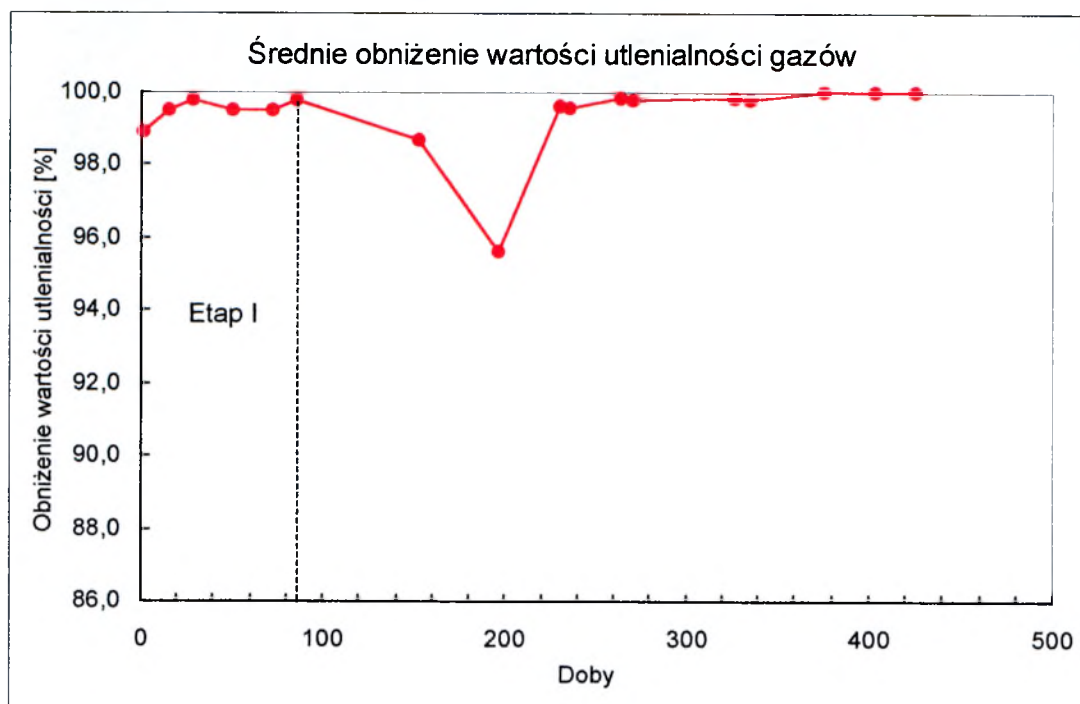
Liczba bakterii saprofitycznych w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo



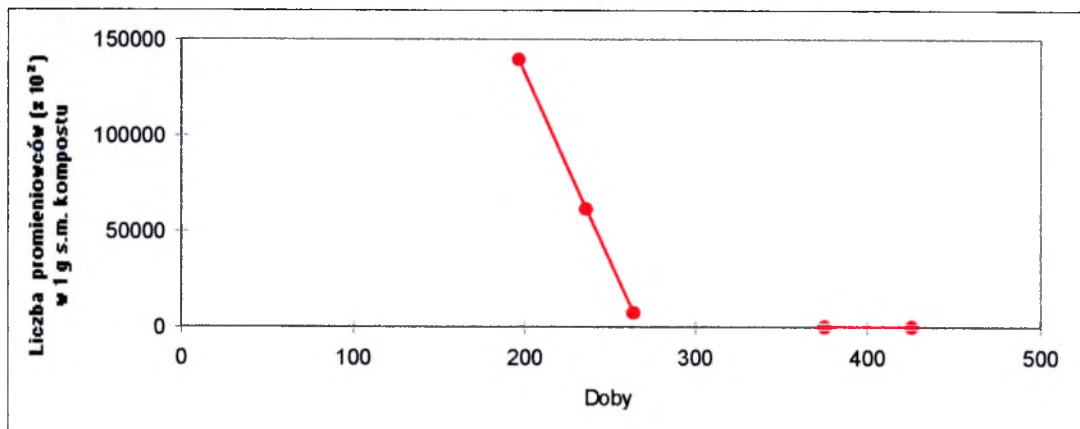
Liczba grzybów w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo



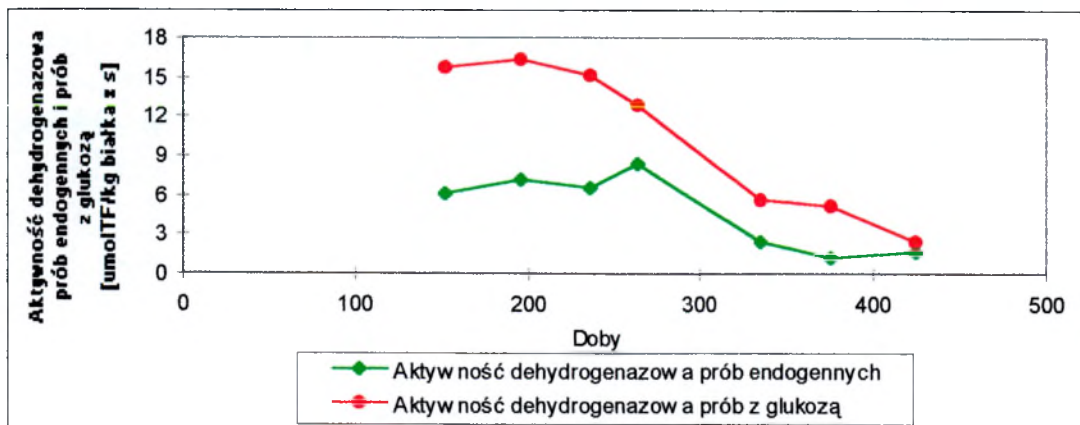
Wykres 4.9. c.d.



Liczba promieniowców w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo



Aktywność dehydrogenazowa mikroorganizmów w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo



Utrzymywanie się aktywności dehydrogenazowej prób endogennych w okresie luty - marzec 97r (między 152 i 196 dniem cyklu badawczego - próba R7 i R8) na wysokim poziomie, a nawet niewielki wzrost od wartości 6,12 do 7,23 $\mu\text{mol TF/kg białka}\cdot\text{s}$ oraz znaczna różnica w stosunku do aktywności dehydrogenazowej prób z glukozą (15,73 \div 16,34 $\mu\text{mol TF/kg białka}\cdot\text{s}$) w okresie między 152 i 196 dniem cyklu badawczego (próba R7 i R8), jak również liczebność bakterii saprofitycznych na poziomie 10 580 $\times 10^4 \div 97 200 \times 10^4$ komórek w 1 g s.m. kompostu, grzybów - 48 000 $\times 10^2 \div 740 000 \times 10^2$ i promieniowców - 140 000 $\times 10^2$ (maksymalna wartość spośród wszystkich odnotowanych wyników) potwierdzają, że spadek efektywności biofiltracji w tym okresie (od wartości 98,7% do 95,6% - najmniejsza wartość spośród wszystkich odnotowanych wyników) spowodowany był nieodpowiednio prowadzoną eksploatacją biofiltru w warunkach zimowych.

Z porównania liczebności grup fizjologicznych mikroorganizmów i ich aktywności enzymatycznej w wypełnieniu biofiltru pracującego w skali technicznej oraz w warunkach laboratoryjnych wynikają następujące uogólnienia:

- liczebność bakterii saprofitycznych w ciągu około 365 dni eksploatacji była zbliżona w obu biofiltrach; po tym okresie uległa niewielkiemu obniżeniu w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo, a większemu - w biofiltrze laboratoryjnym;
- w całym okresie prowadzenia badań w biofiltrze laboratoryjnym stwierdzono większy aniżeli w biofiltrze w kompostowni Radiowo procentowy udział bakterii sporowych w ogólnej liczbie bakterii saprofitycznych. W biofiltrze laboratoryjnym wykazano także większą liczbę promieniowców i grzybów strzępkowych;
- biofiltr użytkowany w skali technicznej charakteryzował się większą liczebnością grzybów drożdżopodobnych i większą (prawie dwukrotnie) aktywnością dehydrogenaz ogólnych.

Intensywny wzrost grzybów drożdżopodobnych w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo należy wiązać z obecnością w oczyszczanych gazach aldehydów, alkoholi i kwasów organicznych stanowiących substraty pokarmowe intensywnie wykorzystywane przez te organizmy. O aktywnym wykorzystywaniu w/w związków, jak również substratów pokarmowych zawartych w kompoście przez większość mikroorganizmów tworzących biocenozę tego biofiltru świadczy również fakt, że liczebność bakterii saprofitycznych w 1 g s.m. wypełnienia przewyższała około 100-krotnie, promieniowców - 25 000-krotnie, a grzybów strzępkowych - około 60-krotnie ilości wykazane w piasku zmieszany z osadami ściekowymi oraz piasku w mieszaninie z kompostem. Uzyskane w okresie 246 dni eksploatacji biofiltru wartości aktywności dehydrogenaz ogólnych zarówno w próbach bez

dotadku substratu oddechowego, jak i w obecności glukozy (odpowiednio $6,12 \pm 8,44$ $\mu\text{moli TF/kg białka-s}$ i $12,86 \pm 16,34$ $\mu\text{moli TF/kg białka-s}$) także przewyższały wielokrotnie wartości stwierdzone dla innych stosowanych w technice wypełnień biofiltrów, a mianowicie kompostu zmieszanego z piaskiem i torfu, a także dla gleby piaszczysto-gliniastej (*Lelicińska-Polak et al., 1999*).

Powyższe dane świadczą o tym, że kompost z odpadów komunalnych stosowany jako wypełnienie biofiltrów charakteryzuje się wysoką jakością pod względem aktywności mikrobiologicznej. Umożliwia to długotrwałą eksploatację instalacji, co ma niebagatelne znaczenie ekonomiczne. Badania wypełnienia biofiltru pod względem sanitarnym wykluczyły możliwość dostawania się do powietrza odprowadzanego do atmosfery nadmiernych ilości bakterii chorobotwórczych *Clostridium perfringens*, ale wykazały możliwość emisji *E.coli*.

Na podstawie analizy wyników pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru, jego badań mikrobiologicznych i enzymatycznych oraz badań nad efektywnością biofiltracji można podać następujące uogólnienia:

- zanieczyszczeniem reprezentatywnym w gazach pochodzących ze wstępnej obróbki odpadów komunalnych przed kompostowaniem w kompostowni Radiowo jest alkohol etylowy,
- kontrola efektywności biofiltracji gazów pochodzących z obróbki wstępnej odpadów przed kompostowaniem może być prowadzona w oparciu o ich utlenialność (wyniki wykazują dużą zgodność ze stężeniami substancji reprezentatywnych),
- wzrostowi parametrów związanych z właściwościami sorpcyjnymi kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru (pojemność sorpcyjna w stosunku do kationów, powierzchnia właściwa, maksymalna higroskopowość) towarzyszył wzrost efektywności biofiltracji,
- kompost stanowiący wypełnienie biofiltru charakteryzował się wysoką aktywnością biochemiczną mikroorganizmów tworzących jego biocenozę, co umożliwia długotrwałą jego eksploatację. Spadek liczebności ogólnej liczby bakterii saprofitycznych, promieniowców i grzybów po 425 dniach użytkowania nie wpłynął na obniżenie efektywności biofiltracji,
- nieodpowiednio prowadzona eksploatacja biofiltru w okresie zimowym (brak spulchniania i nawilżania wypełnienia) może być powodem obniżenia jego sprawności.

4.6. Spadek ciśnienia gazu podczas przepływu przez warstwę kompostu z odpadów komunalnych stanowiącą wypełnienie biofiltru

Uzyskane w niniejszej pracy wartości spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie biofiltru w postaci kompostu uszlachetnionego przy obciążeniu powierzchniowym $40 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ znajdują się w zakresie $6,5 \div 19,0 \text{ mm H}_2\text{O}$, co odpowiada $0,6 \div 1,9 \text{ hPa}$ (tabela 3.10, rozdział 3.1.6.). Wyniki otrzymane na podstawie badań biofiltru z wypełnieniem w formie kompostu nieuszlachetnionego, pracującego przy obciążeniu powierzchniowym od 40 do $160 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$, utrzymywały się w przedziale $4,5 \div 24,5 \text{ mm H}_2\text{O}$ ($0,4 \div 2,4 \text{ hPa}$) (tabele 3.13, 3.14, rozdział 3.1.6.).

Spadek ciśnienia na złożu biofiltru uzależniony jest przede wszystkim od prędkości przepływu gazu (obciążenia powierzchniowego), rodzaju zastosowanego materiału wypełniającego oraz jego wilgotności (Kennes, Thalasso, 1998; Van Langenhove et al., 1986) (rozdział 1.4.7. *Opory przepływu gazu przez materiał wypełniający*). Większość doniesień literaturowych (Kawalec-Pietrenko, 1998; Kozłowska, 1996; Palica et al., 1997; Rutkowski, 1996; Szklarczyk, 1991) nie podaje jednak, przy jakiej wilgotności wypełnień badano spadek ciśnienia. W niniejszej pracy szczególną uwagę zwrócono właśnie na wilgotność kompostu stanowiącego warstwę wypełniającą biofiltr. Badania dla kompostu uszlachetnionego prowadzono przy zakresie jego wilgotności od 17,9 do 39,8%, a dla kompostu nieuszlachetnionego - od 20,1% do 42,6% (tabele 3.10 i 3.13, rozdział 3.1.6.).

W porównaniu z większością doniesień literaturowych dotyczących biofiltrów kompostowych (Kozłowska, 1996; Rutkowski, 1996; Szklarczyk, 1991; VDI-Richtlinien, 1991) w niniejszej pracy wykazano niższe wartości spadku ciśnienia podczas przepływu powietrza przez warstwę wypełnienia biofiltru w postaci kompostu z odpadów komunalnych. VDI Richtlinien (1991) donosi o spadku ciśnienia od 6 do 12 hPa w biofiltrach z wypełnieniem w postaci kompostu z odpadów o wilgotności w zakresie 50% ÷ 65%, pracujących z obciążeniem powierzchniowym od 5 do $91 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Rutkowski (1996) podaje natomiast wartości od 3 do 20 hPa dla biofiltru kompostowego przy obciążeniu powierzchniowym $Q_p = 4 \div 450 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$, Kozłowska (1996) - od 16 do 18 hPa dla $Q_p = 60 \div 80 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$, a Szklarczyk (1991) - około 5 hPa dla obciążenia powierzchniowego około $100 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ i powyżej 5 hPa przy $Q_p = 160 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Autorzy ci nie podają jednak wilgotności wypełnień biofiltrów. Jej niższe wartości dla kompostów badanych w niniejszej pracy są prawdopodobnie jedną z przyczyn mniejszych spadków ciśnienia.

Według doniesień literaturowych wypełnienie kompostowe powoduje większy spadek ciśnienia gazu niż torf, kora (*Kennes, Thalasso, 1998; Van Langenhove et al., 1986*), czy mieszanina kompostu i kory (*Szklarczyk, 1991*). W niniejszej pracy uzyskano natomiast, przy przepływie powietrza przez kompost nieuszlachetniony, wyniki podobne do wyników przedstawionymi w *VDI-Richtlinien (1991)* dla biofiltrów wypełnionych mieszaniną torfu i wrzosu ($Q_p = 50 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$) oraz samym wrzosem ($Q_p = 100 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$). *VDI Richtlinien (1991)* podaje bowiem, że w tych przypadkach spadek ciśnienia był mniejszy niż 1,5 hPa, a otrzymane w niniejszej pracy wyniki dla $Q_p = 48 \div 96 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ znajdują się w zakresie $0,5 \div 1,4 \text{ hPa}$ (tabela 3.14, rozdział 3.1.6.). *VDI Richtlinien (1991)* nie podaje wilgotności wypełnień.

W niniejszej pracy wykazano natomiast wyższe wartości spadku ciśnienia przy zastosowaniu kompostu nieuszlachetnionego od wyników przedstawionych w *VDI-Richtlinien (1991)* dla biofiltru torfowo-wrzosowego przy $Q_p = 175 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ oraz biofiltru wypełnionego korą ($Q_p = 160 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$). Dla tych instalacji *VDI-Richtlinien (1991)* podaje wartości spadku ciśnienia również mniejsze od 1,5 hPa, a w niniejszej pracy uzyskano dla $Q_p = 160 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ wyniki w zakresie $2,0 \div 2,4 \text{ hPa}$ (tabela 3.14, rozdział 3.1.6.). Jednak w tych przypadkach *VDI-Richtlinien (1991)* również nie podaje wilgotności wypełnień.

Otrzymane w niniejszej pracy wyniki spadku ciśnienia przy zastosowaniu kompostu nieuszlachetnionego są natomiast niższe od danych podawanych w *VDI-Richtlinien (1991)* dla biofiltru torfowo-wrzosowego pracującego przy obciążeniu powierzchniowym $Q_p = 85 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (wilgotność materiału wypełniającego 60%), dla biofiltru wypełnionego mieszaniną kompostu i kory ($Q_p = 115 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$, wilgotność 65%) oraz z wypełnieniem w postaci samej kory ($Q_p = 120 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$, wilgotność 50%). Spadek ciśnienia wynosił w tych przypadkach odpowiednio 6 hPa, 2 hPa i 10 hPa. W niniejszej pracy uzyskano natomiast wyniki w zakresie $1,0 \div 1,8 \text{ hPa}$ przy $Q_p = 80 \div 128 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ i wilgotności kompostu nieuszlachetnionego od 20,1% do 38,3% (tabela 3.14 - rozdział 3.1.6.). Obrazuje to, jak ważną rolę odgrywa wilgotność materiału wypełniającego.

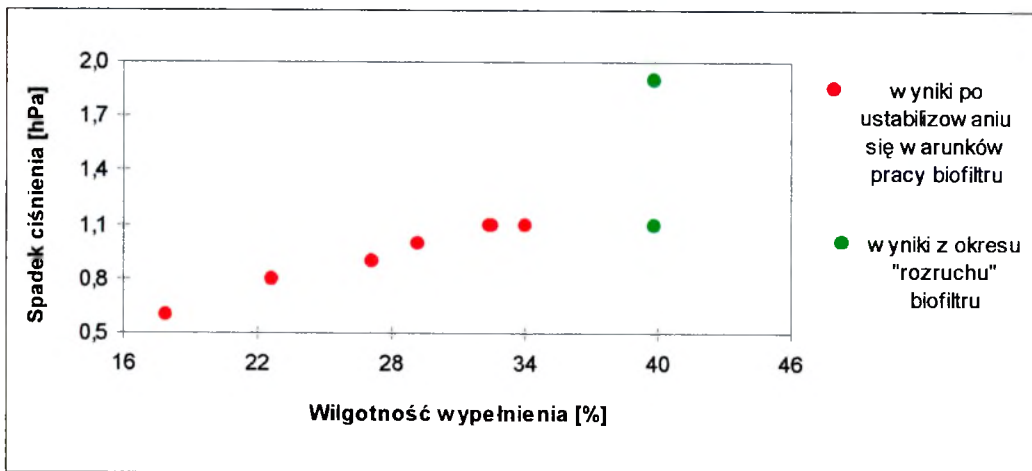
Uzyskane w niniejszej pracy wyniki spadku ciśnienia przy zastosowaniu kompostu nieuszlachetnionego są również niższe od danych przedstawionych w pracach (*Kawalec-Pietrenko et al., 1998; Palica et al., 1997*). Autorzy podają wartości spadku ciśnienia dla biofiltrów wypełnionych mieszaniną torfu i kompostu z odpadów zielonych przy $Q_p = 40 \div 160 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ w zakresie od 1 do 4 hPa oraz korą, słomą pszeniczną i podłożem pieczarkowym przy $Q_p = 100 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ - 10 hPa. W niniejszej pracy wykazano natomiast dla $Q_p = 40 \div 160 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ spadek ciśnienia w przedziale od 0,4 do 2,4 hPa, a dla $Q_p = 96 \div 112 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ - od 1,1 do 1,6 hPa. *Kawalec-Pietrenko (1998)* i *Palica (1997)* nie

podają jednak wilgotności materiałów wypełniających, a wyraźne różnice z wynikami uzyskanymi w niniejszej pracy mogą być spowodowane właśnie ich wilgotnością.

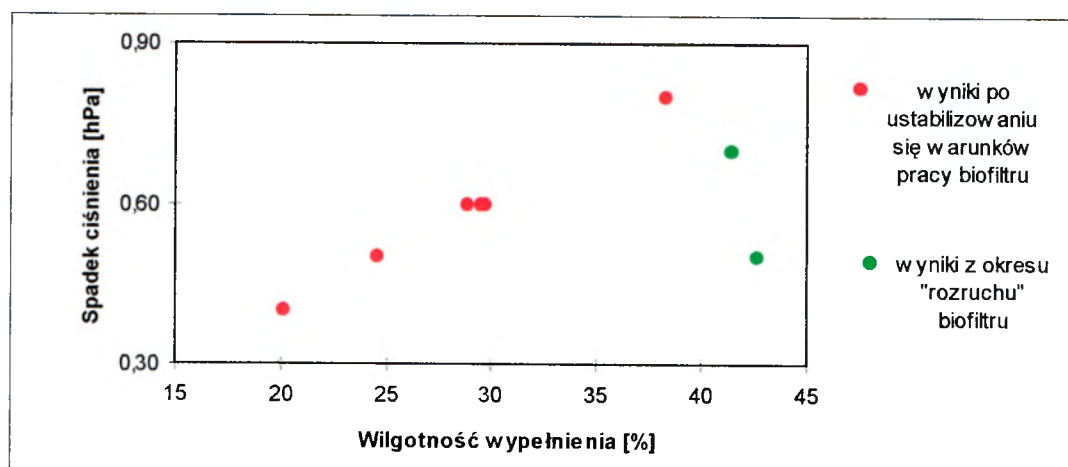
Otrzymane wyniki spadku ciśnienia na wypełnieniu biofiltru w postaci kompostu z odpadów komunalnych były wyższe jedynie od wartości podawanych bez jednoczesnego określenia wilgotności materiału. Wszędzie tam, gdzie znano wilgotność materiału wypełniającego podawane wartości spadku ciśnienia na różnych złożach biofiltrów były wyższe od wartości uzyskanych w niniejszej pracy dla wypełnienia w postaci kompostu nieuszlachetnionego z odpadów komunalnych (przy tych samych obciążeniach powierzchniowych).

W związku z powyższym, jak już wcześniej zaznaczono, w niniejszej pracy zwrócono uwagę na wpływ wilgotności kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru na wartość spadku ciśnienia (tabela 3.11 i 3.12, rozdział 3.1.6.). Zmiany spadku ciśnienia w zależności od wilgotności kompostu uszlachetnionego i nieuszlachetnionego przedstawiono na wykresach 4.10 i 4.11.

Wykres 4.10. Zmiany spadku ciśnienia w zależności od wilgotności kompostu uszlachetnionego.



Wykres 4.11. Zmiany spadku ciśnienia w zależności od wilgotności kompostu nieuszlachetnionego.

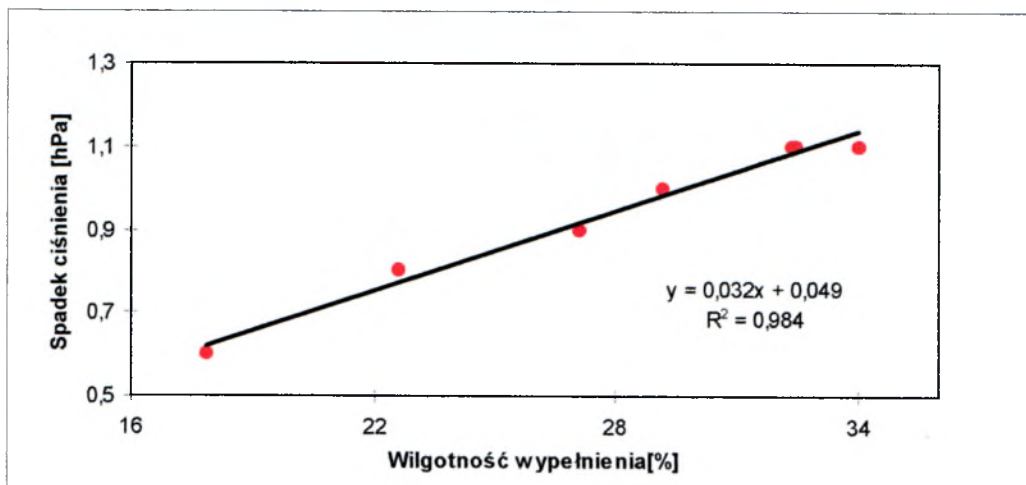


Odnotowano rozbieżność w wynikach spadku ciśnienia na złożu w postaci kompostu uszlachetnionego dla danych z 1 i 10 dnia cyklu badawczego (11,0 mm H₂O i 19,0 mm H₂O przy wilgotności 39,8%) oraz z 1 i 16 dnia prowadzenia eksperymentu na złożu w postaci kompostu nieuszlachetnionego (5,5 mm H₂O i 7,5 mm H₂O przy wilgotnościach odpowiednio 42,6% i 41,4%). W tym okresie następowało również intensywne osiadanie warstwy wypełnienia (tabele 3.10 i 3.13, rozdział 3.1.6.). Wyniki te są zgodne z doniesieniami literaturowymi (*Kawalec-Pietrenko et al., 1998*) mówiącymi, że warunki pracy biofiltru zmieniają się w czasie, a ich stabilizację uzyskuje się po około 30 dniach eksploatacji (okres ten *Kawalec-Pietrenko et al. (1998)* nazywają okresem „rozruchu”).

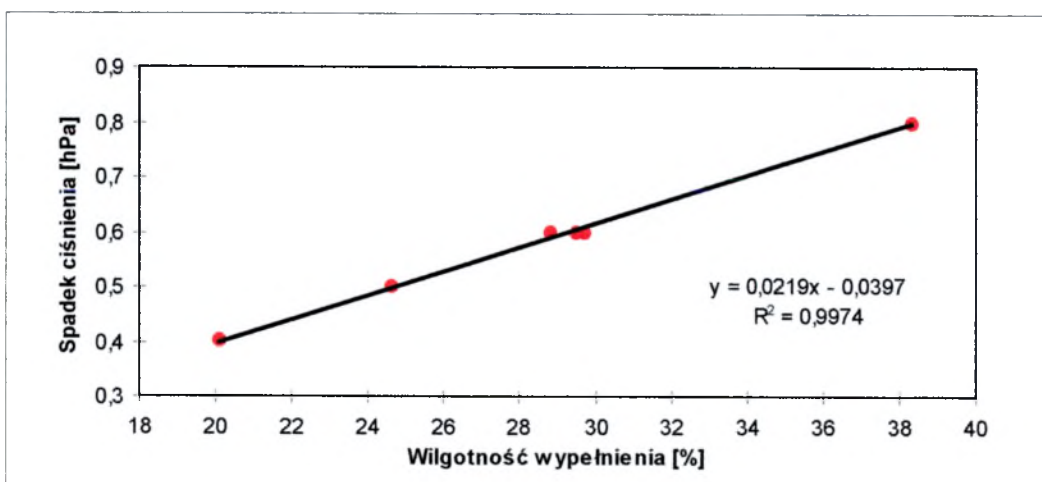
Po 22 i 24 dniach prowadzenia doświadczenia na złożach w postaci odpowiednio kompostu uszlachetnionego i nieuszlachetnionego nastąpiła stabilizacja warunków pracy, a zależności spadku ciśnienia od wilgotności wypełnień stały się zbliżone do zależności liniowych. Korzystając z programu Excel wyznaczono równania, będące równaniami linii trendu, opisujące te liniowe zmiany. W/w zależności wraz z równaniami i współczynnikami determinacji liniowej Pearsona R^2 , definiowanymi jako kwadrat współczynnika korelacji liniowej (*Luszniewicz, 1973*), zamieszczono na wykresach 4.12 i 4.13. Podobnie jak w przypadku opisu zmian parametrów związanych z właściwościami sorpcyjnymi kompostu (rozdział 4.2. *Dynamika właściwości sorpcyjnych kompostów z odpadów komunalnych stanowiących wypełnienie biofiltrów*) przyjęto, że współczynnik korelacji liniowej Pearsona (R) oznacza (*Bielecka, 1996*):

$ R $ z przedziału:	1,0 ÷ 0,65	silna korelacja,
	0,65 ÷ 0,35	umiarkowana korelacja,
	0,35 ÷ 0	słaba korelacja.

Wykres 4.12. Zmiany spadku ciśnienia w zależności od wilgotności kompostu uszlachetnionego po ustabilizowaniu się warunków pracy biofiltru.



Wykres 4.13. Zmiany spadku ciśnienia w zależności od wilgotności kompostu nieuszlachetnionego po ustabilizowaniu się warunków pracy biofiltru.



Rozważając zależności liniowe spadku ciśnienia od wilgotności kompostu z odpadów komunalnych wypełniającego biofiltr można zaobserwować, że:

- występuje tu dodatnia korelacja zjawisk - przyrostowi wilgotności wypełnienia towarzyszy wzrost wartości spadku ciśnienia.

Na podstawie analizy współczynników regresji liniowej zauważono, że gdy wilgotność kompostu z odpadów komunalnych znajduje się w zakresie 18% ÷ 38%, to:

- spadek ciśnienia gazu przepływającego przez złożę biofiltru w postaci kompostu nieuszlachetnionego i uszlachetnionego z odpadów komunalnych jest w podobnym stopniu uzależniony od jego wilgotności,
- każdemu przyrostowi wilgotności kompostu o wartość 10% towarzyszy wzrost spadku ciśnienia przepływającego gazu o około $0,2 \div 0,3$ hPa ($2 \div 3$ mm H₂O).

Uzyskane w niniejszej pracy wyniki są zgodne z doniesieniami (*Kennes, Thalasso, 1998; Szklarczyk, 1991; Yang and Allen, 1994 b*) o wpływie uziarnienia materiału wypełniającego na spadek ciśnienia na warstwie wypełnienia biofiltru (rozdział 1.4.7. *Opory przepływu gazu przez materiał wypełniający*). Złożę w postaci badanego kompostu nieuszlachetnionego z odpadów komunalnych (średnica zastępcza $d_z = 5,6$ mm, obliczona na podstawie wyników analizy frakcyjnej zamieszczonych w tabeli 3.15 - rozdział 3.1.6.) powoduje bowiem niższe opory przepływu (dla $Q_p = 40$ m³/m²·h) niż warstwa wypełnienia w postaci kompostu uszlachetnionego (średnica zastępcza $d_z = 3,3$ mm, obliczona na podstawie wyników analizy frakcyjnej zamieszczonych w tabeli 3.15 - rozdział 3.1.6.) w zakresie odpowiednio $0,4 \div 0,8$ hPa i $0,6 \div 1,9$ hPa, przy wilgotności wypełnienia 18% ÷ 43%.

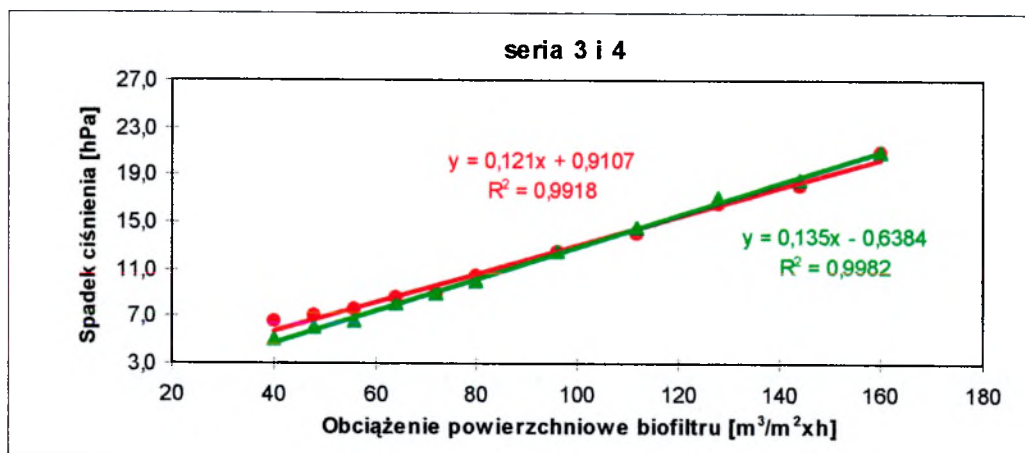
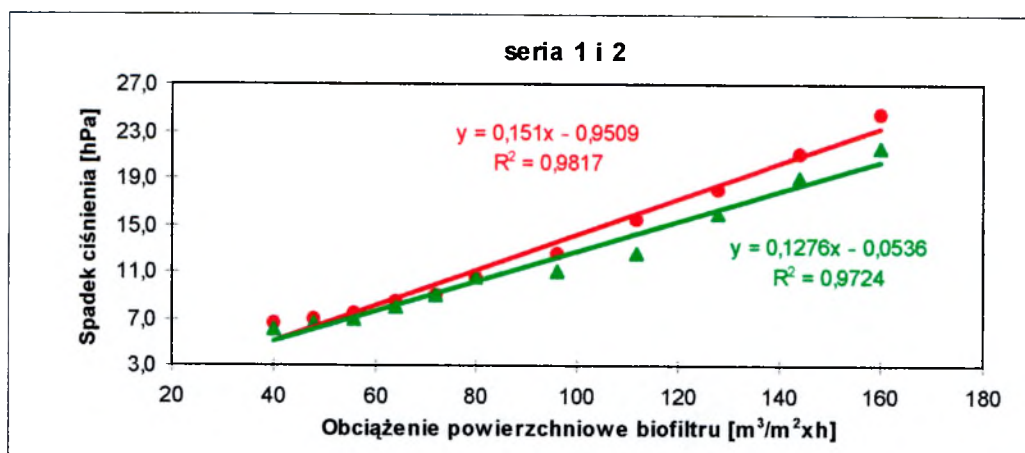
W wielu doniesieniach literaturowych (*Ergas et al., 1994, 1995; Hodge et al., 1991; Kennes, Thalasso, 1998; Shareefdeen et al., 1993; VDI-Richtlinien, 1991*) autorzy zaznaczają potrzebę stosowania różnych dodatków do materiałów wypełniających (kora, kulki polistyrenowe, kulki szklane, perlit i inne) w celu obniżenia spadku ciśnienia gazu przepływającego przez złożę biofiltru (rozdział 1.3. *Materiały stosowane jako wypełnienia biofiltrów*). Przedstawione w niniejszej pracy wyniki wskazują, że:

- „zanieczyszczenia” występujące w kompoście nieuszlachetnionym z odpadów komunalnych (w postaci przede wszystkim szkła i tworzyw sztucznych) spełniają rolę właśnie takich dodatków, wpływających korzystnie na wartość spadku ciśnienia,
- występujące w kompoście nieuszlachetnionym „zanieczyszczenia” czynią go materiałem konkurencyjnym dla innych wypełnień pod względem wysokości spadku ciśnienia.

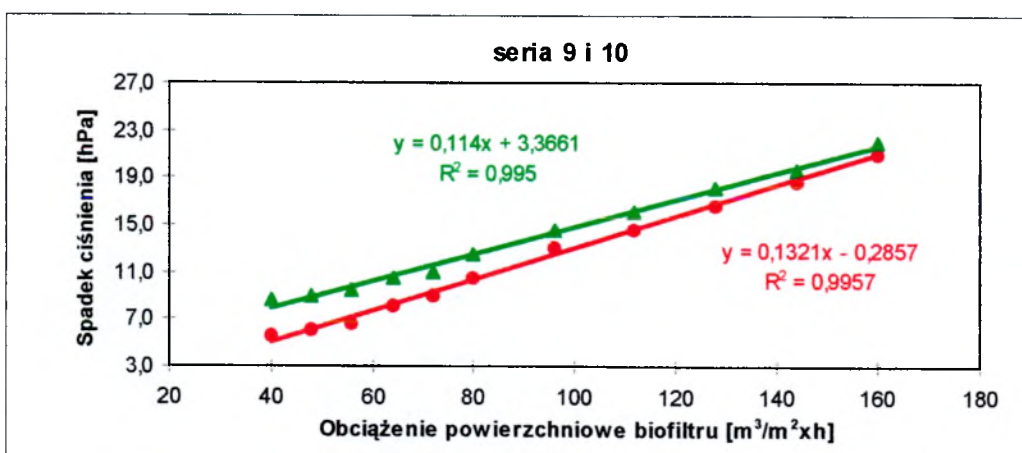
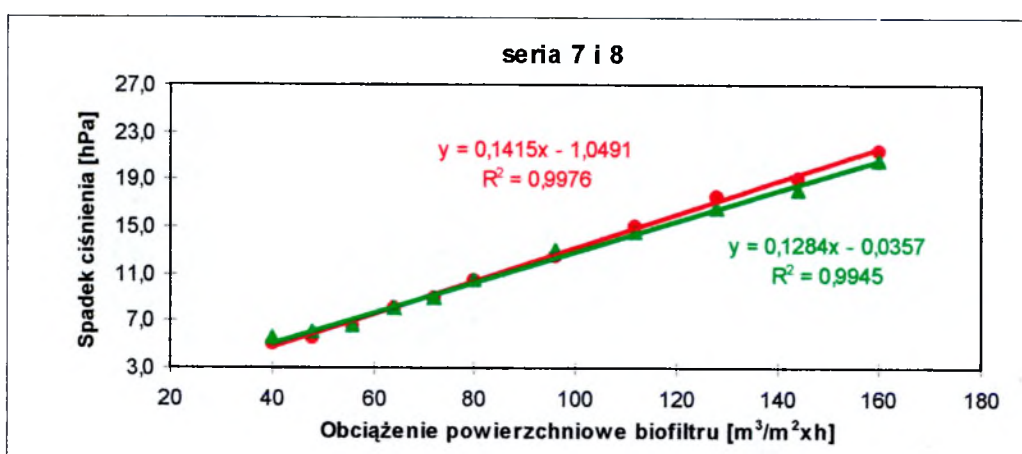
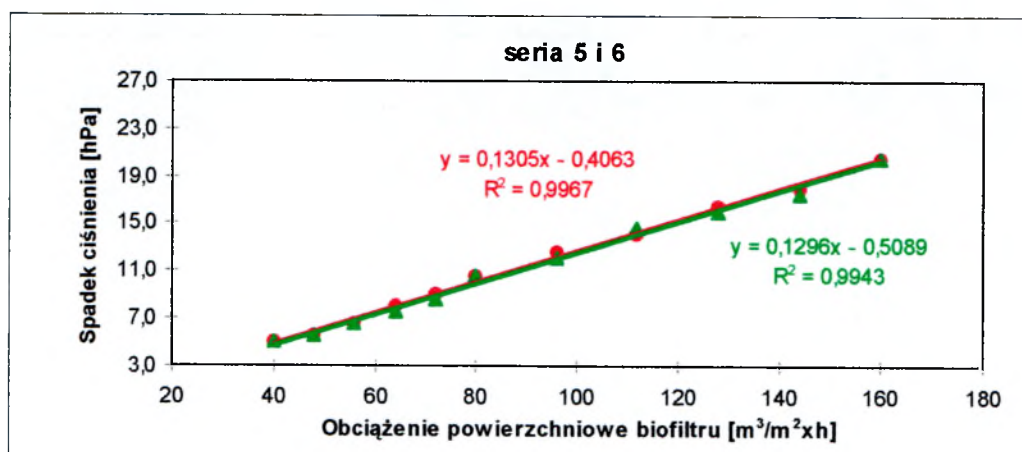
Zmiany spadku ciśnienia w zależności od obciążenia powierzchniowego biofiltru w zakresie $40 \div 160$ m³/m²·h z wypełnieniem w postaci nieuszlachetnionego kompostu z odpadów komunalnych (tabela 3.14, rozdział 3.1.6.) przedstawiono na wykresie 4.14. Wyznaczając równania opisujące zależności spadku ciśnienia od obciążenia powierzchniowego biofiltru, wysokie współczynniki determinacji R^2 osiągnięto przy założeniu funkcji liniowych. Jest to zgodne z doniesieniami literaturowymi (*Ciborowski, 1955*) o proporcjonalności oporów

przepływu do prędkości płynu, w przypadku przepływu laminarnego przez warstwy sypkie i porowate (rozdział 1.4.7. *Opory przepływu gazu przez materiał wypełniający*).

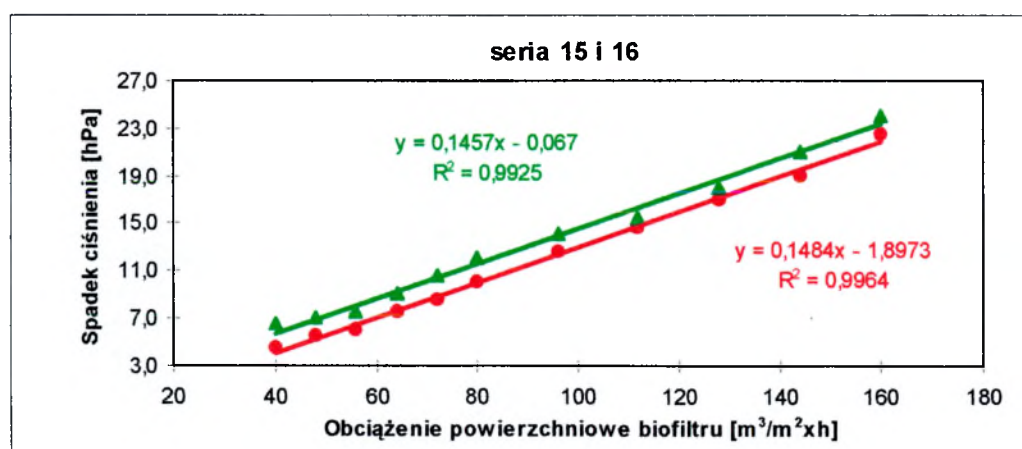
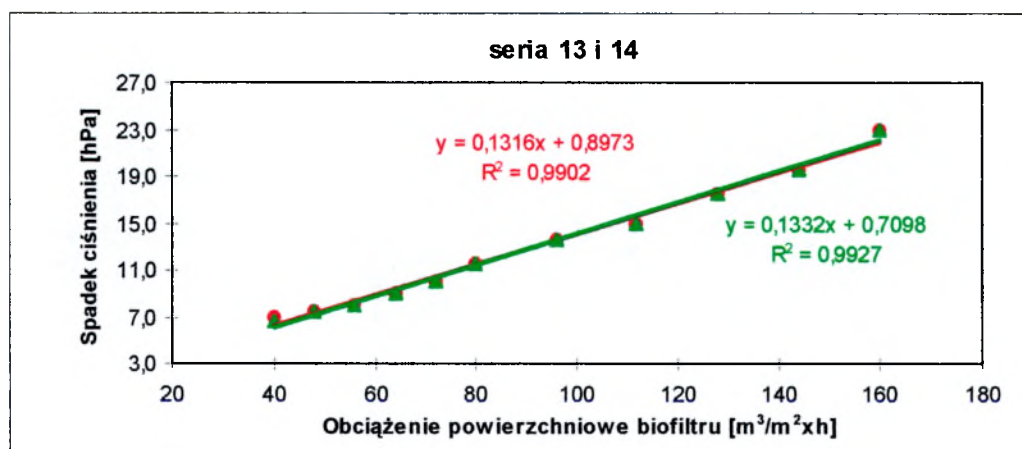
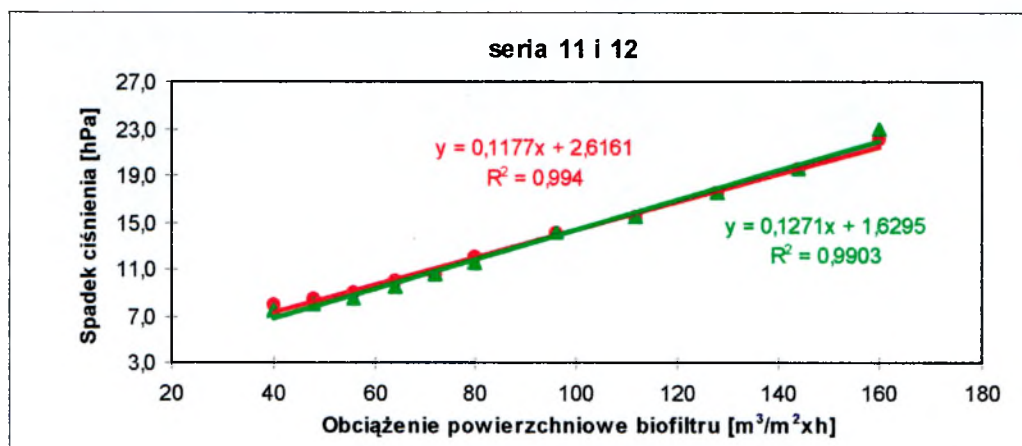
Wykres 4.14. Zależności liniowe spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie biofiltru w postaci kompostu nieuszlachetnionego z odpadów komunalnych od obciążenia powierzchniowego.



Wykres 4.14. c.d.

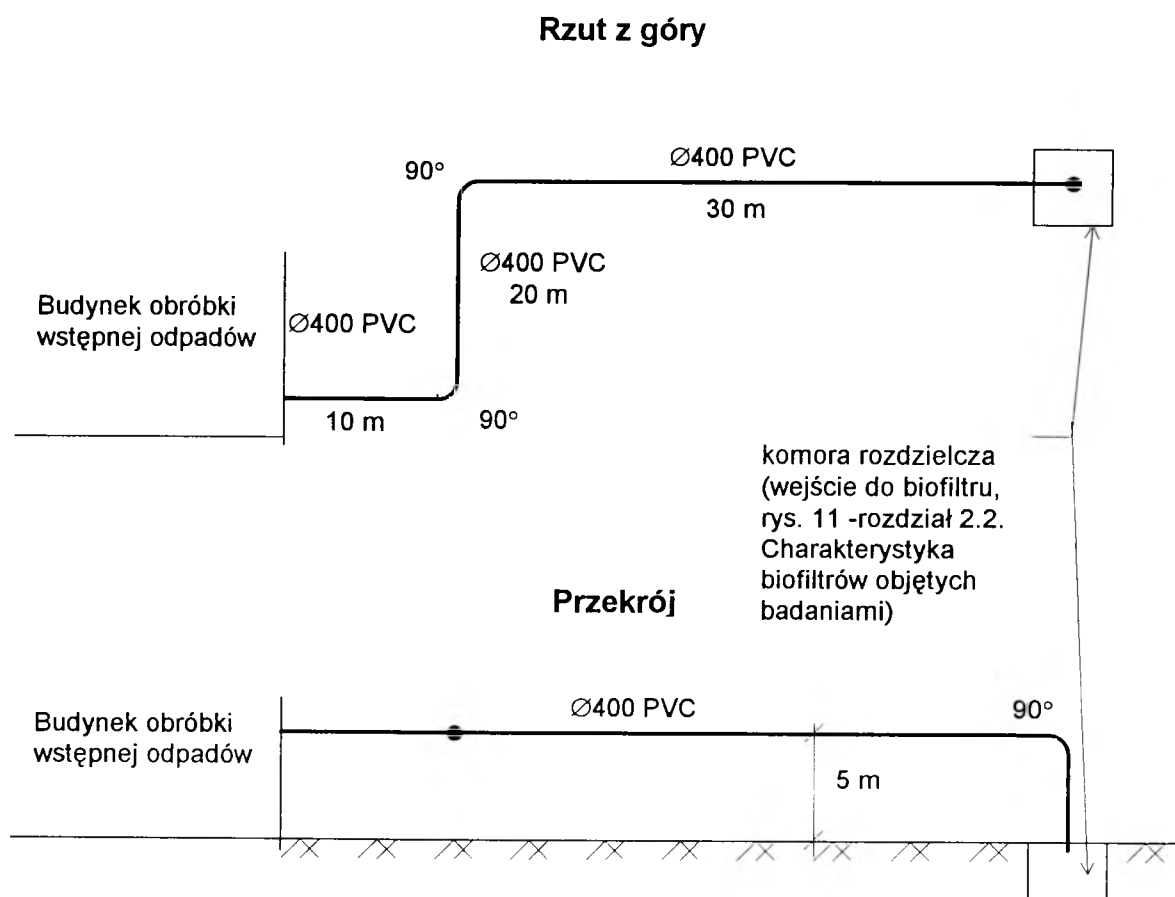


Wykres 4.14. c.d.



W celu porównania otrzymanych wyników spadku ciśnienia gazu przy przepływie przez warstwę wypełnienia biofiltru (kompostu z odpadów komunalnych) z wartością oporów przepływu gazu od źródła powstawania do filtru biologicznego w kompostowni Radiowo obliczono opory dla układu przedstawionego na rys. 4.1.

Rys. 4.1. Schemat instalacji przepływu gazu od źródła powstawania do biofiltru (kompostownia Radiowo).



UWAGA: W obliczeniach oporów przepływu nie uwzględniono doprowadzenia gazu z komory rozdzielczej do biofiltru (2 przewody ϕ 250 mm oraz 2 rozdzielacze - rys.2.3., rozdział 2.2. *Charakterystyka biofiltrów i materiałów wypełniających wykorzystanych w badaniach doświadczalnych*), zasuw odcinających w komorze rozdzielczej, na przewodach ϕ 250 mm, umożliwiających zamknięcie przepływu do biofiltru i skierowanie gazu do instalacji sąsiedniej oraz odcinka przewodu w budynku obróbki wstępnej odpadów. Pominięcie tych elementów powoduje uzyskanie wyników oporów przepływu mniejszych niż w

rzeczywistości. Ponieważ celem niniejszych obliczeń było wykazanie, że spadek ciśnienia na warstwie wypełnienia biofiltru w postaci kompostu z odpadów komunalnych jest mniejszy niż przy przepływie gazów od źródła powstawania do instalacji, to uproszczenie obliczeń nie powoduje błędów w interpretacji. Do obliczeń przyjęto powietrze atmosferyczne o temperaturze 40°C.

Przy natężeniu przepływu powietrza 6000 m³/h (obciążenie powierzchniowe biofiltru $Q_p = 40 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$) otrzymano opory przepływu o wartości 3,1 hPa (311,6 Pa). Dla takiego obciążenia powierzchniowego spadek ciśnienia powietrza przy przepływie przez wypełnienie w postaci nieuszlachetnionego kompostu z odpadów komunalnych znajdował się natomiast w zakresie 0,4 ÷ 0,8 hPa (tabela 3.10 - rozdział 3.1.6. *Opory przepływu gazu przez wypełnienie biofiltru*). Był zatem 3,9 ÷ 7,75-krotnie mniejszy.

Obliczenia oporów przepływu gazu od miejsca powstawania do instalacji biofiltracji (zgodnie z rys. 4.1.) zamieszczono w załączniku 2.

Wyniki spadku ciśnienia na wypełnieniu biofiltru w postaci kompostu z odpadów komunalnych sugerują, że:

- wilgotność materiału wypełniającego ma decydujący wpływ na wartość spadku ciśnienia,
- w trakcie eksploatacji biofiltrów należy utrzymywać wilgotność kompostu stanowiącego jego wypełnienie na poziomie dolnych wartości z zalecanych przedziałów (*Bohn, 1975; Don, 1985; Kulig, 1994*) - tj. do 40%,
- zakres wilgotności 18% ÷ 40% jest wystarczający ze względu na właściwy przebieg biofiltracji (efektywność oczyszczania gazów). Jednocześnie umożliwia on utrzymanie niskiego spadku ciśnienia (< 2,5 hPa dla $Q_p \leq 160 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ i < 1,5 hPa dla $Q_p \leq 96 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$),
- wzrost spadku ciśnienia spowodowany wzrostem obciążenia powierzchniowego biofiltru wypełnionego kompostem nieuszlachetnionym w zakresie $Q_p = 40 \div 160 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ jest zbliżony do zależności liniowej,
- zakres wilgotności kompostu od 18% do 40% umożliwia utrzymanie znacznie niższego spadku ciśnienia przy przepływie gazu przez wypełnienie biofiltru w porównaniu ze spadkiem ciśnienia wynikającym z przepływu od miejsca powstawania do instalacji,
- spadek ciśnienia na różnych wypełnieniach można porównywać tylko wtedy, gdy znana jest ich wilgotność.

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Biologiczne metody oczyszczania gazów znajdują coraz większe zastosowanie w porównaniu do metod tradycyjnych. W skali technicznej najpowszechniej stosowana jest biofiltracja (metoda oparta na dwóch głównych procesach, jakimi są sorpcja zanieczyszczeń w warstwie wypełnienia oraz ich biodegradacja - rozdział 1.2. *Podstawy procesu biofiltracji*). Wykorzystuje się ją obecnie do usuwania z gazów coraz szerszej grupy związków (*Wstęp*, rozdział 1.1. *Metody biologicznego oczyszczania gazów*, rozdział 1.6. *Zastosowanie biofiltrów*).

Celem pracy było przede wszystkim przeanalizowanie dynamiki właściwości sorpcyjnych kompostów z odpadów komunalnych zastosowanych jako wypełnienia biofiltrów.

Dlaczego właściwości sorpcyjne?

Biofiltracja opiera się na dwóch głównych procesach - sorpcji zanieczyszczeń w warstwie wypełnienia oraz ich biodegradacji (rozdział 1.2. *Podstawy procesu biofiltracji*). W przeprowadzonym studium literatury z lat 1954-1999 zawierającym wiele prac dotyczących zagadnienia biofiltracji, nie znaleziono żadnego doniesienia traktującego o zmianach właściwości sorpcyjnych materiału wypełniającego w trakcie eksploatacji biofiltrów. Większość prac dotyczy przede wszystkim skuteczności tej metody przy oczyszczaniu gazów zawierających różnego rodzaju związki. Wiele doniesień omawia wprawdzie właściwości, jakie powinny posiadać materiały wypełniające (m.in. cechy związane z sorpcją zanieczyszczeń), ale wartości liczbowe pojawiają się w bardzo nielicznych pracach, a całkowicie pomija się wpływ samej eksploatacji instalacji na zmiany tych właściwości. W pracach kładących nacisk na mikrobiologiczną stronę tego zagadnienia autorzy podają konkretne przypadki (wynikające np. z rodzaju oczyszczanych gazów bądź ze zmian, jakie zaszły w wypełnieniu w trakcie eksploatacji biofiltru), w których należy wzbogacać materiał wypełniający albo w mikroorganizmy, albo w substancje odżywcze (rozdział 1.4.5. *Zasiedlenie materiału wypełniającego przez mikroorganizmy*, rozdział 1.8. *Projektowanie i eksploatacja biofiltrów*). W dostępnej literaturze przedmiotu nie znaleziono wzmianki o systematycznych badaniach, dotyczących zmian właściwości materiałów wypełniających w trakcie pracy instalacji. Tymczasem znajomość zmian i parametrów mających wpływ na sorpcję zanieczyszczeń pozwala na postawienie trafnej „diagnozy”, w przypadku spadku efektywności oczyszczania gazów. Często bowiem materiał wypełniający wymaga jedynie drobnych zabiegów pielęgnacyjnych, aby nadal mógł pełnić swoją rolę w sposób zadowalający. Jak udowodniono w niniejszej pracy (rozdział 4. *Analiza, dyskusja wyników i*

wnioski, rozdział 4.5. *Skuteczność oczyszczania gazów w biofiltrze z wypełnieniem w postaci kompostu z odpadów komunalnych*), chwilowy spadek efektywności oczyszczania gazów nie musi dyskwalifikować dalszego użytkowania materiału wypełniającego, nie musi również oznaczać konieczności jego wymiany.

Dlaczego kompost z odpadów komunalnych?

Przy wyborze materiału wypełniającego olbrzymią rolę odgrywają warunki lokalne. W Polsce wydaje się uzasadnione stosowanie właśnie kompostu z odpadów komunalnych - ze względu na jego dostępność, koszty oraz przydatność do tego celu. Jednym z dominujących systemów kompostowania odpadów komunalnych w Polsce jest system DANO. Ostatnio szeroko kwestionowane są jednak możliwości wykorzystywania kompostów powstających w tej metodzie unieszkodliwiania odpadów, szczególnie tzw. kompostu nieuszlachetnionego, przede wszystkim ze względu na liczne zanieczyszczenia (głównie szkłem i tworzywami sztucznymi). W niniejszej pracy udowodniono natomiast znakomitą przydatność tego materiału jako wypełnienie biofiltrów, a wręcz korzyści wynikające z występowania w nim tych „zanieczyszczeń” (rozdział 4. *Analiza, dyskusja wyników i wnioski*, rozdział 4.6. *Spadek ciśnienia gazu podczas przepływu przez warstwę kompostu z odpadów komunalnych stanowiącą wypełnienie biofiltru*).

W niniejszej pracy postawiono sobie również za cel przeanalizowanie innych parametrów (poza właściwościami sorpcyjnymi kompostu) wpływających na przebieg procesu biofiltracji. Jak wynika z przeprowadzonego studium literatury podstawowym celem przyszłych prac w tej dziedzinie powinny być bowiem badania procesów zachodzących w materiale wypełniającym w długiej skali czasu, mające na celu poprawę efektywności tej metody oraz umożliwienie jej kontrolowania. W związku z powyższym poza analizą dynamiki właściwości sorpcyjnych kompostu, jako celu podstawowego, badano również wielkość spadku ciśnienia na złożu biofiltru (zagadnienie dużej wagi według doniesień literaturowych, którego znaczenie omówiono w rozdziale 1.4.7. *Opory przepływu*), wilgotności materiału wypełniającego (ze względu na zaskakująco wysokie wartości w opisywanych w literaturze instalacjach), liczebność i aktywność mikroorganizmów (jako, że znajomość zmian właściwości sorpcyjnych materiału wypełniającego jest warunkiem koniecznym, ale nie wystarczającym do postawienia trafnej „diagnozy” w przypadku niezadowolającej efektywności przebiegu procesu).

Przeprowadzone w niniejszej pracy badania pozwoliły na ocenę dynamiki właściwości sorpcyjnych kompostu z odpadów komunalnych stosowanego jako wypełnienie biofiltru. Poza tym umożliwiły zrozumienie wpływu niektórych czynników na przebieg i skuteczność procesu biofiltracji gazów pochodzących z obróbki wstępnej odpadów przed kompostowaniem, a także dały podstawę do wielu wniosków dotyczących jego poprawy.

Przeprowadzone w niniejszej pracy badania pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

- (1) Kompost z odpadów komunalnych charakteryzuje się dobrymi właściwościami sorpcyjnymi, które dodatkowo ulegają poprawie w trakcie eksploatacji biofiltru wypełnionego tym materiałem (w największym stopniu dotyczy to powierzchni właściwej kompostu). Towarzyszy temu wzrost efektywności biofiltracji.
- (2) Po 15 miesiącach użytkowania kompostu z odpadów komunalnych jako wypełnienia biofiltru odnotowano wprawdzie spadek liczebności oraz aktywności zasiedlających go mikroorganizmów, ale jego właściwości sorpcyjne ulegały ciągłej poprawie, a efektywność biofiltracji utrzymywała się na najwyższym poziomie. Nic nie wskazywało na konieczność jego wymiany.
- (3) Kompost z odpadów komunalnych stosowany jako wypełnienie biofiltru otwartego ma tendencję do zbrylania się. Problem ten nie dotyczy jednak frakcji najdrobniejszych, mających największy wpływ na pojemność sorpcyjną oraz wielkość powierzchni właściwej, co jest widoczne w ich wzroście. Prawidłowa eksploatacja biofiltrów powinna jednak uwzględniać konieczność okresowego spalczania kompostu.
- (4) Zanieczyszczeniem reprezentatywnym w gazach pochodzących ze wstępnej obróbki odpadów komunalnych przed kompostowaniem w kompostowni Radiowo jest alkohol etylowy.
- (5) Kontrola efektywności biofiltracji gazów pochodzących z obróbki wstępnej odpadów przed kompostowaniem może być prowadzona w oparciu o ich utlenialność.
- (6) Istotny wpływ na wielkość spadku ciśnienia na warstwie materiału wypełniającego biofiltr (wpływ, którego znaczenia nie wolno pomijać) ma jego wilgotność. Jej

wysokie wartości powodują znaczny wzrost oporów przepływu. Spadek ciśnienia na różnych wypełnieniach można w związku z tym porównywać tylko wtedy, gdy znana jest ich wilgotność.

- (7) Wilgotność kompostu z odpadów komunalnych stanowiącego wypełnienie biofiltru nie powinna przekraczać 40%. Ograniczenie to nie wywiera negatywnego wpływu na efektywność biofiltracji (liczebność i aktywność zasiedlających go mikroorganizmów), a pozwala na utrzymanie niskiego spadku ciśnienia gazu na złożu biofiltru.
- (8) Zachowanie powyższego ograniczenia wilgotności kompostu z odpadów komunalnych będącego wypełnieniem biofiltru pozwala na utrzymanie spadku ciśnienia na złożu, znacznie niższego od spadku ciśnienia wynikającego z przepływu gazów od ich źródła powstawania do instalacji. Przedsięwzięcia związane z ograniczaniem spadku ciśnienia na biofiltrze powinny się zatem sprowadzać do rozwiązań zmniejszających opory przepływu gazów zanim dotrą one do biofiltru. Ma to duże znaczenie, jeśli chodzi o koszty eksploatacyjne instalacji.
- (9) Utrzymanie zalecanej granicznej wilgotności kompostu z odpadów komunalnych stanowiącego wypełnienie biofiltru nie powoduje w naszym klimacie konieczności jego przykrywania. W trakcie cyklu badawczego nie zaobserwowano bowiem ani razu wyższej wilgotności wypełnienia. Jej utrzymanie na wskazanym poziomie sprowadza się jedynie do prowadzenia sztucznego nawilżania materiału wypełniającego w sposób zabezpieczający przed jego „zalaniem”.
- (10) Kompost nieuszlachetniony z odpadów komunalnych znakomicie nadaje się jako wypełnienie biofiltrów ze względu zarówno na jego właściwości sorpcyjne, jak i odżywcze dla mikroorganizmów, a występujące w nim „zanieczyszczenia” czynią go materiałem konkurencyjnym dla innych wypełnień pod względem wysokości spadku ciśnienia.
- (11) Kompost z odpadów komunalnych jest materiałem konkurencyjnym w stosunku do innych wypełnień również pod względem braku konieczności regulowania jego odczynu w trakcie eksploatacji biofiltru przy oczyszczaniu gazów pochodzących z obróbki wstępnej odpadów komunalnych. Ani razu nie odnotowano bowiem wartości odczynu innych niż zalecane.

- (12) Eksploatacja biofiltru, którego wypełnieniem jest kompost z odpadów komunalnych, mająca na celu utrzymanie wysokiej efektywności oczyszczania gazów pochodzących z obróbki wstępnej odpadów komunalnych, powinna obejmować przede wszystkim spulchnianie i nawilżanie warstwy wypełnienia. Czyni to kompost z odpadów komunalnych materiałem konkurencyjnym w stosunku do innych wypełnień pod względem prostoty eksploatacji.

SPIS TABEL

	str
Tabela 1.1. Podstawowe różnice między trzema głównymi technologiami biologicznego oczyszczania gazów.....	3
Tabela 1.2. Główne rodzaje mikroorganizmów rozkładających związki organiczne mogące występować w gazach odlotowych.....	16
Tabela 1.3. Powierzchnie właściwe piasków określone różnymi metodami.....	22
Tabela 1.4. Przykłady powierzchni właściwej niektórych składników glebowych oraz gleb.....	24
Tabela 1.5. Przykłady wartości maksymalnej higroskopowości.....	27
Tabela 1.6. Niektóre właściwości kompleksu sorpcyjnego różnych typów i podtypów gleb (poziomy próchnicze).....	29
Tabela 1.7. Ogólna pojemność sorpcyjna torfów.....	30
Tabela 1.8. Średnia porowatość różnych utworów glebowych.....	31
Tabela 1.9. Bakterie wprowadzane do warstwy wypełnienia biofiltrów lub zidentyfikowane jako dominujące.....	34
Tabela 1.10. Podatność różnych związków organicznych na biodegradację.....	46
Tabela 1.11. Obszar zastosowań biofiltracji i rodzaje zanieczyszczeń występujących w gazach.....	47
Tabela 1.12. Skład jakościowy gazów emitowanych z kompostowni w różnych fazach procesu.....	48
Tabela 1.13. Efektywność biofiltracji w instalacjach o różnym wypełnieniu, w zależności od rodzaju zanieczyszczeń występujących w gazach odlotowych.....	52
Tabela 1.14. Przykłady istniejących instalacji do biofiltracji.....	62
Tabela 3.1. Zmiany powierzchni właściwej, maksymalnej higroskopowości i pojemności sorpcyjnej kompostu w stosunku do kationów wymiennych w trakcie badań biofiltru laboratoryjnego.....	93
Tabela 3.2. Wyniki badań pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego.....	94
Tabela 3.3. Zmiany zawartości ogólnej substancji organicznej i węgla organicznego w wypełnieniu biofiltru laboratoryjnego.....	95
Tabela 3.4. Wyniki badań wilgotności, temperatury i odczynu wypełnienia biofiltru laboratoryjnego.....	96
Tabela 3.5. Wyniki badań składu granulometrycznego wypełnienia biofiltru laboratoryjnego.....	98
Tabela 3.6. Liczebność bakterii saprofitycznych i sporowych w wypełnieniu biofiltru laboratoryjnego I.....	100
Tabela 3.7. Liczebność grzybów i promieniowców w wypełnieniu biofiltru laboratoryjnego I.....	100
Tabela 3.8. Aktywność ogólna dehydrogenazowa kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego I.....	101

Tabela 3.9.	Wyniki badań kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego I pod względem sanitarnym.....	101
Tabela 3.10.	Spadek ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci uszlachetnionego kompostu z odpadów komunalnych przy obciążeniu powierzchniowym biofiltru $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$	103
Tabela 3.11.	Zależność spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci kompostu uszlachetnionego z odpadów komunalnych od jego wilgotności przy obciążeniu powierzchniowym biofiltru $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$	104
Tabela 3.12.	Zależność spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci kompostu nieuszlachetnionego z odpadów komunalnych od jego wilgotności przy obciążeniu powierzchniowym biofiltru $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$	105
Tabela 3.13.	Spadek ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci nieuszlachetnionego kompostu z odpadów komunalnych przy obciążeniu powierzchniowym biofiltru $40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$	106
Tabela 3.14.	Zależność spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie w postaci kompostu nieuszlachetnionego z odpadów komunalnych od obciążenia powierzchniowego biofiltru.....	107
Tabela 3.15.	Wyniki analizy frakcyjnej kompostów zastosowanych jako wypełnienia biofiltru przy badaniach spadku ciśnienia.....	109
Tabela 3.16.	Zmiany powierzchni właściwej, maksymalnej higroskopowości i pojemności sorpcyjnej kompostu w stosunku do kationów wymiennych w trakcie badań biofiltru na terenie kompostowni Radiowo.....	111
Tabela 3.17.	Wyniki badań pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru na terenie kompostowni Radiowo.....	112
Tabela 3.18.	Zmiany zawartości ogólnej substancji organicznej i węgla organicznego w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo.....	113
Tabela 3.19.	Wyniki badań wilgotności, temperatury i odczynu wypełnienia biofiltru na terenie kompostowni Radiowo.....	114
Tabela 3.20.	Wyniki badań składu granulometrycznego wypełnienia biofiltru na terenie kompostowni Radiowo.....	116
Tabela 3.21.	Liczebność bakterii saprofitycznych i sporowych w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo.....	118
Tabela 3.22.	Liczebność grzybów i promieniowców w wypełnieniu biofiltru w kompostowni Radiowo.....	118
Tabela 3.23.	Aktywność ogólna dehydrogenazowa kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo.....	119

	str
Tabela 3.24. Wyniki badań kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo pod względem sanitarnym.....	119
Tabela 3.25. Stężenia wybranych związków/grup związków w gazach przed i za biofiltrem w kompostowni Radiowo.....	121
Tabela 3.26. Efektywność oczyszczania gazów w kompostowni Radiowo na podstawie obniżenia wartości utlenialności.....	123
Tabela 3.27. Zestawienie efektywności biofiltracji w kompostowni Radiowo.....	124
Tabela 4.1. Równania zależności liniowych pojemności sorpcyjnej w stosunku do kationów wymiennych, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru od czasu trwania doświadczenia.....	132
Tabela 4.2. Zmiany średnicy zastępczej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego.....	144
Tabela 4.3. Zmiany średnicy zastępczej kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo.....	146
Tabela 4.4. Porównanie wyników efektywności biofiltracji oznaczanej na podstawie usuwania poszczególnych związków z gazów oraz obniżenia wartości utlenialności.....	150

SPIS WYKRESÓW

Wykres 3.1. Zmiana składu granulometrycznego kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego.....	97
Wykres 3.2. Zmiana składu granulometrycznego kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo.....	115
Wykres 4.1. Wykresy logarytmicznych i potęgowych zależności pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru od czasu trwania doświadczenia.....	128
Wykres 4.2. Wykresy zależności liniowych pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru od czasu trwania doświadczenia.....	133
Wykres 4.3. Zmiany powierzchni właściwej, maksymalnej higroskopowości i pojemności sorpcyjnej kompostów stanowiących wypełnienie badanych biofiltrów w czasie trwania doświadczenia.....	138
Wykres 4.4. Porównanie przebiegu procesu mineralizacji kompostu ze zmianami jego pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości.....	139
Wykres 4.5. Krzywe uziarnienia kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru laboratoryjnego.....	145

	str
Wykres 4.6. Krzywe uziarnienia kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru w kompostowni Radiowo.....	147
Wykres 4.7. Porównanie efektywności biofiltracji z przebiegiem procesu mineralizacji kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru.....	151
Wykres 4.8. Porównanie efektywności biofiltracji ze zmianami pojemności sorpcyjnej, powierzchni właściwej i maksymalnej higroskopowości kompostu stanowiącego wypełnienie biofiltru.....	152
Wykres 4.9. Porównanie zmian efektywności pracy biofiltru ze zmianami liczebności i aktywności mikroorganizmów w jego wypełnieniu.....	155
Wykres 4.10. Zmiany spadku ciśnienia w zależności od wilgotności kompostu uszlachetnionego.....	161
Wykres 4.11. Zmiany spadku ciśnienia w zależności od wilgotności kompostu nieuszlachetnionego.....	162
Wykres 4.12. Zmiany spadku ciśnienia w zależności od wilgotności kompostu uszlachetnionego po ustabilizowaniu się warunków pracy biofiltru.....	163
Wykres 4.13. Zmiany spadku ciśnienia w zależności od wilgotności kompostu nieuszlachetnionego po ustabilizowaniu się warunków pracy biofiltru.....	163
Wykres 4.14. Zależności liniowe spadku ciśnienia powietrza podczas przepływu przez wypełnienie biofiltru w postaci kompostu nieuszlachetnionego z odpadów komunalnych od obciążenia powierzchniowego.....	165

SPIS RYSUNKÓW

Rys. 1.1. Schemat ideowy płuczki biologicznej.....	4
Rys. 1.2. Schemat ideowy złoża biologicznego.....	6
Rys. 1.3. Schemat ideowy biofiltru.....	8
Rys. 1.4. Schemat biofiltru otwartego z komorą ciśnieniową.....	41
Rys. 1.5. Schemat biofiltru zamkniętego z komorą ciśnieniową.....	41
Rys. 1.6. Konstrukcje biofiltrów.....	42
Rys. 1.7. Schemat biofiltru wielopoziomowego.....	43
Rys. 1.8. Schemat biofiltru modułowego.....	44
Rys. 2.1. Schemat biofiltru laboratoryjnego I.....	72
Rys. 2.2. Schemat biofiltru laboratoryjnego II.....	73
Rys. 2.3. Schemat biofiltru do oczyszczania gazów pochodzących z obróbki wstępnej odpadów komunalnych przed kompostowaniem w kompostowni Radiowo.....	75
Rys. 2.4. Analiza podobieństwa geometrycznego biofiltrów badanych w skali laboratoryjnej i technicznej.....	77

	str
Rys. 2.5.	Miejsca poboru prób kompostu z biofiltru laboratoryjnego I..... 81
Rys. 2.6.	Miejsca poboru prób kompostu z biofiltru laboratoryjnego II..... 82
Rys. 2.7.	Przekrój poprzeczny przez warstwę wypełnienia biofiltru w kompostowni Radiowo wraz z miejscem poboru prób kompostu..... 83
Rys. 2.8.	Przekrój poprzeczny przez warstwę wypełnienia filtru biologicznego w kompostowni Radiowo wraz z miejscem poboru prób gazu przed i za biofiltrem..... 84
Rys. 2.9.	Przekrój poprzeczny przez warstwę wypełnienia biofiltru w kompostowni Radiowo wraz z miejscem pomiaru temperatury materiału wypełniającego..... 91
Rys. 4.1.	Schemat instalacji przepływu gazu od źródła powstawania do biofiltru (kompostownia Radiowo)..... 168

LITERATURA

- Acuna M.E., Perez F., Auria R., Revah S. 1999. *Microbiological and kinetic aspects of a biofilter for the removal of toluene from waste gases*. Biotechnology and Bioengineering Vol. 63, No. 2, pp. 175-184.
- Białousz S., Skłodowski P. 1982. *Ćwiczenia z gleboznawstwa i ochrony gruntów*. Wydawnictwa Politechniki Warszawskiej.
- Bielecka A. 1996. *Materiały dydaktyczne*. Międzynarodowe Centrum Zarządzania, Uniwersytet Warszawski.
- BN-89/9103-09. *Unieszkodliwianie odpadów miejskich. Kompost z odpadów miejskich*.
- BN-84/9103-01. *Komposty z odpadów miejskich. Pobieranie próbek*.
- BN-88/9103-07. *Unieszkodliwianie odpadów miejskich. Oznaczanie zawartości substancji organicznych w kompoście z odpadów miejskich*.
- Bohn H.L. 1975. Soil and compost filters of malodorant gases. JAPCA Vol. 25, No. 9, pp. 953-955.
- Bretsznajder S. 1956. *Zagadnienia projektowania procesów przemysłu chemicznego*. PWT, Warszawa.
- Brzeski W., Kaning Z. 1968. *Praktikum z biochemii. Podstawy metodyczne*. PWRiL, Warszawa.
- Buisman C.J., Wit B., Lettinga G. 1990. *Biotechnological sulphide removal in three polyurethane carrier reactors: stirred reactor, biorotor reactor and upflow reactor*. Water Res. Vol. 24, No. 2, pp. 245-251.
- Ciborowski J. 1965. *Podstawy inżynierii chemicznej*. Wyd. Nauk.-Techn., Warszawa.
- Ciborowski J. 1955. *Inżynieria chemiczna*. PWT, Warszawa.
- Cox H.H.J., Deshusses M.A. 1999. *Biomass control in waste air biotrickling filters by protozoan predation*. Biotechnology and Bioengineering Vol. 62, No. 2, pp. 216-224.
- De heyder B., Overmeire A., Van Langenhove H., Verstraete W. 1994. *Ethene removal from a synthetic waste gas using a dry biobed*. Biotechnology and bioengineering Vol. 44, No. 5, pp. 642-648.
- Deshusses M.A., Hamer G., Dunn I.J. 1995. *Behavior of biofilters for waste air biotreatment. 2. Experimental evaluation of a dynamic model*. Environmental Science and Technology Vol. 29, No. 4, pp. 1059-1068.
- Devanny J.S., Hodge D.S. 1995. *Formation of acidic and toxic intermediates in overloaded ethanol biofilters*. Journal of the Air and Waste Management Association Vol. 45, pp.125-131.

- Diks R.M.M., Ottengraf S.P.P., Vrijland S. 1994. *The existence of a biological equilibrium in a trickling filter for waste gas purification*. Biotechnology and Bioengineering Vol. 44, No. 11, pp. 1279-1287.
- Dobrzański B., Zawadzki S. 1995. *Gleboznawstwo*. PWRiL, Warszawa.
- Dobrzański B., Uziak S. 1972. *Rozpoznawanie i analiza gleb*. PWN, Warszawa.
- Don J.A. 1985. *The rapid development of biofiltration for the purification of diversified waste gas streams*. VDI Berichte Vol. 562, pp. 63-67.
- Ergas S.J., Shumway L., Fitch M.W., Neemann J.J. 1999. *Membrane Process for biological treatment of contaminated gas streams*. Biotechnology and Bioengineering Vol. 63, No. 4, pp. 431-441.
- Ergas S.J., Schroeder E.D., Chang D.P.Y., Morton R.L. 1995. *Control of volatile organic compound emissions using a compost biofilter*. Water Environment Research Vol. 67, No. 5, pp. 816-821.
- Ergas S.J., Kinney K., Fuller M.E., Scow K.M. 1994. *Characterization of a compost biofiltration system degrading dichloromethane*. Biotechnology and Bioengineering Vol. 44, No. 9, pp. 1048-1054.
- Fitch M.W., Pearson N., Richards G., Burken J.G. 1998. *Biological fixed-film systems*. Water Environment Research Vol. 70, No. 4, pp. 495-518.
- Grabińska-Loniewska A. 1996. *Ćwiczenia laboratoryjne z mikrobiologii ogólnej*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.
- Grabińska-Loniewska, Żubrowska-Sudoł. 1999. *Biotransformacja substancji humusowych w środowisku* (w druku).
- Van Groenestijn J.W., Hesselink P.G.M. 1993. *Biotechniques for air pollution control*. Biodegradation Vol. 4, pp. 283-301.
- Harris J.A., Birch P. 1992. *Land reclamation and restoration*. Microbial Control of Pollution. Society for General Microbiology, Symposium 48, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 269-291.
- Hodge D.S., Medina V.F., Islander R.L., Devinsky J.S. 1991. *Treatment of hydrocarbon fuel vapors in biofilters*. Environmental Technology Vol. 12, pp. 655-662.
- Kaczyńska T., Palica M., Tatoj P., Waluś J., Wilczek A. 1998. *Badania oporów przepływu i skuteczności dezodoryzacji trójetyloaminy na wybranych złożach naturalnych. Cz. III. Szybkość biodegradacji*. Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, nr 1, s. 19-24.
- Kańska Z., Grabińska-Loniewska A., Łebkowska M., Rzechowska E. 1974. *Ćwiczenia laboratoryjne z biologii sanitarnej*. Wydawnictwa Politechniki Warszawskiej.
- Kassyk-Rokicka H. 1998. *Statystyka. Zbiór zadań*. PWE, Warszawa.

- Kawalec-Pietrenko B., Świśłowski M., Chachulski B. 1998. *Charakterystyka hydrodynamiczna biofiltru do oczyszczania powietrza z par substancji organicznych*. Inżynieria i Aparatura Chemiczna, nr 6, s. 8-13.
- Kennes C., Thalasso F. 1998. *Waste gas biotreatment technology*. J. Chem. Technol. Biotechnol Vol. 72, pp. 303-319.
- Kozłowska B. 1996. *Usuwanie odorów z procesu kompostowania odpadów metodą biofiltracji*. IV Ogólnopolskie Sympozjum Ochrona Powietrza w Przemysle, Łódź, s. 363-369.
- Kulig A., Skalmowski A. 1996. *Techniczne metody oczyszczania gruntów. Zmiany wybranych właściwości fizycznych i chemicznych słabo wykształconych gleb mineralnych oraz gleb inicjalnych pod wpływem nawożenia kompostem z odpadów miejskich*. Praca Statutowa. Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Warszawska (praca niepublikowana).
- Kulig A. 1994. *Korzyści i uwarunkowania zastosowania biofiltracji do dezodoryzacji gazów odlotowych*. Biotechnika w Ochronie Środowiska, International Symposium Bio'94, Świnoujście.
- Van Langenhove H., Wuyts E., Schamp N. 1986. *Elimination of hydrogen sulphide from odorous air by a wood bark biofilter*. Water Res. Vol. 20, No. 12, pp. 1471-1476.
- Lelicińska-Polak K., Furmańska M., Ossowska-Cypryk K. 1999. *Liczebności i aktywności mikroorganizmów w różnych materiałach mogących znaleźć zastosowanie jako wypełnienia biofiltrów* (w opracowaniu do druku).
- Leson G., Winer A.M. 1991. *Biofiltration: an innovative air pollution control technology for VOC emissions*. Journal of the Air Waste Management Association Vol. 41, No. 8, pp. 1045-1054.
- Lobo R., Revah S., Veveros-Garcia T. 1999. *An analysis of a trickle-bed bioreactor: carbon disulfide removal*. Biotechnology and Bioengineering Vol. 63, No. 1, pp. 98-109.
- Luszniewicz A. 1973. *Statystyka ogólna*. PWE, Warszawa.
- Maciak F., Liwski S. 1996. *Ćwiczenia z torfoznawstwa*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Maćkowiak F. 1985. *Materiały do ćwiczeń z rekultywacji terenów zdegradowanych*. Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa.
- Maksimow A. 1959. *Torf i użytkowanie surowca torfowego w rolnictwie*. PWRiL, Warszawa.
- Morgenroth E., Schroeder E.D., Chang D.P.Y., Scow K.M. 1996. *Nutrient limitation in a compost biofilter degrading hexane*. Journal of the Air and Waste Management Association Vol. 46, pp. 300-308.

- Okkerse W.J.H., Ottengraf S.P.P., Osinga-Kuipers B., Okkerse M. 1999. *Biomass accumulation and clogging in biotrickling filters for waste gas treatment. Evaluation of a dynamic model using dichloromethane as a model pollutant*. Biotechnology and Bioengineering Vol. 63, No. 4, pp. 418-430.
- Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z. 1991. *Metody analizy i ocena właściwości gleb i roślin. Katalog*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Ottengraf S.P.P., Van der Oever A.H.C. 1983. *Kinetics of organic compound removal from waste gases with a biological filter*. Biotechnology and Bioengineering Vol. 25, pp. 3089-3102.
- Overcamp T.J., Chang H.-Ch., Grady Jr.C.P.L. 1993. *An intergrated theory for suspended-growth bioscrubbers*. Journal of the Air and Waste Management Association Vol. 43, No. 5, pp. 753-758.
- Palica M., Waluś J., Wilczek A. 1997. *Badania oporów przepływu i skuteczności dezodoryzacji trójetyloaminy na wybranych złożach naturalnych. Cz. II. Badania oporów przepływu*. Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, nr 6, s. 212-216.
- Parvatiyar M.G., Govind R., Bishop D.F. 1996. *Treatment of trichloroethylene (TCE) in a membrane biofilter*. Biotechnology and Bioengineering Vol. 50, No. 1, pp. 57-64.
- Pedersen A.R., Arvin E. 1995. *Removal of toluene in waste gases using a biological trickling filter*. Biodegradation Vol. 6, pp. 109-118.
- Piper C.S. 1957. *Analiza gleby i roślin*. PWN, Warszawa.
- Poradnik gospodarowania odpadami. 1999. Praca zbiorowa pod redakcją dr inż. K.Skalmowskiego. Rozdział 4.1.4. *Biofiltracja jako metoda oczyszczania gazów*. Autor - K.Lelicińska-Polak. Wydawnictwo Verlag Dashöfer, Warszawa.
- Prokop W.H., Bohn H.L. 1985. *Soil bed system for control of rendering plant odors*. JAPCA Vol. 35, pp. 1332-1338.
- Pr PN-ISO10390. Projekt normy (tłumaczenie normy międzynarodowej ISO10390, opracowane przez Normalizacyjną Komisję Problemową nr 191 ds. Chemii Gleby Polskiego Komitetu Normalizacyjnego, autor - doc. dr hab. B.Maliszewska-Kordybach).
- Pr PN-ISO11464. Projekt normy (tłumaczenie normy międzynarodowej ISO11464, opracowane przez Normalizacyjną Komisję Problemową nr 191 ds. Chemii Gleby Polskiego Komitetu Normalizacyjnego, autor - prof. dr hab. A.Mocek).
- Reij M.W., De Gooijer K.D., de Bont J.A.M., Hartmans S. 1995. *Membrane bioreactor with a porous hydrophobic membrane as a gas-liquid contractor of waste gas treatment*. Biotechnology and Bioengineering Vol. 45, No. 2, pp. 107-115.

- Recknagel H., Sprenger E., Hönnmann W., Schramek E.R. 1994. *Poradnik. Ogrzewanie i klimatyzacja*. EWFE - Wydanie 1. Gdańsk.
- Rewut I.B. 1980. *Fizyka gleby*. PWRiL, Warszawa.
- Rudolf Z., Mączyński M., Linowski Z., Skalmowski K. 1967. *Usuwanie i wykorzystanie odpadków miejskich*. Arkady, Warszawa.
- Rutkowski J.D. 1996. *Biologiczne metody unieszkodliwiania gazów przemysłowych*. Ochrona Środowiska Vol. 63, nr 4, s. 41-44.
- Shareefdeen Z., Baltzis B.C., Oh Y.-S., Bartha R. 1993. *Biofiltration of methanol vapor*. Biotechnology and Bioengineering vol. 41, No. 5, pp. 512-524.
- Siuta J. 1995. *Gleba - diagnozowanie stanu i zagrożenia*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Skalmowski K. 1964. *Badania głównych przemian chemicznych przy kompostowaniu odpadków miejskich jako podstawa do skrócenia czasu ich przeróbki*. Praca doktorska. Politechnika Warszawska.
- Skorupski W. 1997. *Oznaczanie zapachów (odorów)*. Środkowo-Europejska Konferencja ECOpole.
- Sly L.J., Bryant L.J., Cox J.M., Anderson J.M. 1993. *Development of a biofilter for the removal of methane from coal mine ventilation atmospheres*. Appl. Microbiol. Biotechnol. Vol. 39, pp. 400-404.
- Smet E., Chasaya G., Van Langenhove H., Verstraete W. 1996. *The effect of inoculation and the type of carrier material used on the biofiltration of methyl sulphides*. Appl. Microbiol. Biotechnol. Vol. 45, pp. 293-298.
- Smith F.L., Sorial G.A., Suidan M.T., Breen A.W., Biswas P., Brenner R.C. 1996. *Development of two biomass control strategies for extended, stable operation of highly efficient biofilters with high toluene loadings*. Environmental Science and Technology Vol. 30, No. 5, pp. 1744-1751.
- Struszyński M. 1954. *Analiza ilościowa i techniczna*. Tom III. PWT, Warszawa.
- Syrek B. 1995. *Biologiczne oczyszczanie gazów z wykorzystaniem materiałów pochodzenia organicznego*. Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, nr 4, s. 115-118.
- Szklarczyk M., Czermazowicz M. 1996. *Oczyszczanie gazów odlotowych z lakierni fabryk mebli metodą biofiltracji*. IV Ogólnopolskie Sympozjum Ochrona Powietrza w Przemysle, Łódź, s. 287-293.
- Szklarczyk M. 1991. *Biologiczne oczyszczanie gazów odlotowych*. Seria: Monografie. Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej.

- Szklarczyk M., Rutkowski J.D., Czyszczoń Z. 1986. *Próby zastosowania osadu czynnego do oczyszczania wybranych gazów odlotowych zawierających formaldehyd*. Ochrona Powietrza, nr 6, s. 143-146.
- Święcicki C. 1981. *Gleboznawstwo melioracyjne*. PWN, Warszawa.
- Tang H.-M., Hwang S.-J., Hwang S.-C. 1996. *Waste gas treatment in biofilters*. Journal of the Air and Waste Management Association Vol. 46, pp. 349-354.
- Thalasso F., Naveau H., Nyns E.-J. 1996. *Effect of dry periods in a „mist-foam” bioreactor designed for gaseous substrate*. Environmental Technology Vol. 17, pp. 909-913.
- Tholander P.J., Piwowarski M. 1996. *Zastosowanie filtrów biologicznych i wyselekcjonowanych absorberów o przepływie krzyżowym w dziedzinie ochrony powietrza*. IV Ogólnopolskie Sympozjum Ochrona Powietrza w Przemysle, Łódź.
- VDI-Richtlinien 3477. 1991. *Biological waste gas/waste air purification. Biofilters*.
- Warych J. 1994. *Oczyszczanie przemysłowych gazów odlotowych*. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa.
- Weber F., Hartmans S. 1995. *Use of activated carbon as a buffer in biofiltration of waste gases with fluctuating concentrations of toluene*. Appl. Microbiol. Biotechnol. Vol. 43, pp. 365-369.
- Weckhuisen B., Vriens L., Verachtert H. 1993. *The effect of nutrient supplementation on the biofiltration removal of butanal in contaminant air*. Appl. Microbiol. Biotechnol. Vol. 39, pp. 395-399.
- Wieczorek A. 1998. *Emisje towarzyszące kompostowaniu*. Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, nr 2, s. 59-64.
- Yang Y., Allen E.R. 1994 a. *Biofiltration control of hydrogen sulfide. 1. Design and operational parameters*. Journal of the Air and Waste Management Association Vol. 44, pp. 863- 868.
- Yang Y., Allen E.R. 1994 b. *Biofiltration control of hydrogen sulfide. 2. Kinetics, biofilter performance and maintenance*. Journal of the Air and Waste Management Association Vol. 44, pp. 1315-1321.
- Zilli M., Fabiano B., Ferraido A., Converti A. 1996. *Macro-kinetic investigation on phenol uptake from air by biofiltration: influence of superficial gas flow rate and inlet pollutant concentration*. Biotechnology and Bioengineering Vol. 49, No. 4, pp. 391-398.

ZAŁĄCZNIK 1

**WYNIKI BADAŃ SKŁADU GAZÓW POCHODZĄCYCH Z OBRÓBKI
WSTĘPNEJ ODPADÓW KOMUNALNYCH PRZED KOMPOSTOWANIEM
WYKONANE PRZEZ UCZELNIANE LABORATORIUM BADAŃ
ŚRODOWISKOWYCH POLITECHNIKI WARSZAWSKIEJ**



POLITECHNIKA WARSZAWSKA

UCZELNIANE LABORATORIUM BADAŃ ŚRODOWISKOWYCH

ul. Noakowskiego 3, 00-662 Warszawa, tel. 660 73 31, tel./fax 25 93 91



ULBŚ/24596

Warszawa, dn. 23.12.96

INSTYTUT SYSTEMÓW INŻYNIERII ŚRODOWISKA
WYDZIAŁ INŻYNIERII ŚRODOWISKA P.W.
00-653 Warszawa
ul. Nowowiejska 20

WYNIKI ANALIZY GAZU POCHODZĄCEGO ZE WSTĘPNEJ OBRÓBK
ODPADÓW PRZED KOMPOSTOWANIEM - KOMPOSTOWNIA RADIOWO

Próbki gazu pobrano : - dnia 13 listopada 1996 r. (Seria I)

- dnia 11 grudnia 1996 r (Seria II)

Punkt 1 poboru próbek - przed biofiltrem (po wstępnej obróbce odpadów komunalnych)

Punkt 2 poboru próbek - za biofiltrem.

Punkt 3 poboru próbek - z biostabilizatora

Oznaczenia zawartości poszczególnych substancji lub grup zw. chemicznych wykonano metodami:

1. Siarkowodór - wg PN-70/Z-04042
2. Amoniak - wg PN-71/Z-04041
3. Aminy alifatyczne (metoda grupowa) - oparta na barwnej reakcji siarczanu amonowego z tymolem i podbrominem sodowym
4. Formaldehyd - wg PN-76/Z04045

5. Aldehyd octowy (metoda grupowa na aldehydy) - wg PN-75/Z-04045.03
6. Kwas mrówkowy - wg PN-88/Z-04196/02
7. Kwas octowy - wg PN-71/Z-04061/03
8. Alkohol etylowy - wg PN-85/Z-04140/02
9. Alkohol n-butyłowy - wg PN-86/Z04155/02
10. Octan etylu, octan n-butyłu - wg PN-78/Z-04119.01
11. Toluen - wg PN 78/Z-04115.01
12. Ksyleny - wg PN-78/Z-04116/01
13. Węglowodory alifatyczne C₈ - C₁₃ - wg PN-89/Z-04017/02 i 03
14. Merkaptan metylu - wg PN-86/Z-04113/05
15. Merkaptan etylu - wg PN-78/Z-04113.02
16. Merkaptan n-butyłu - wg PN-86/Z-04116/06
17. Trójchloroetylen - PN-78/Z-04047.02
18. Czterochloroetylen - wg PN-78/Z-04118.01
19. Chloroform - wg PN-88/Z-04187/02

Identyfikację oraz oznaczenia ilościowe: alkoholi, merkaptanów, węglowodorów alifatycznych, węglowodorów aromatycznych oraz chlorowcopochodnych węglowodorów wykonano metodą chromatografii gazowej.

Chromatografy MEGA 5300 i VEGA 6000, detektory FID i ECD, kolumny kapilarnie DB-5 i 10% FFAP na WAW DMCS.

WYNIKI ANALIZ

Seria I - dn. 13.11.96

Lp.	Nazwa substancji	Zawartość w gazie		Oznaczalność metody mg/m ³
		Przed biofiltrem mg/m ³	Za biofiltrem mg/m ³	
1.	Siarkowodór	nie stwierdzono	nie stwierdzono	5,0
2.	Amoniak	0,9	0,8	4,5
3.	Aminy alifatyczne	nie stwierdzono	nie stwierdzono	0,2
4.	Formaldehyd	nie stwierdzono	nie stwierdzono	0,25
5.	Aldehydy	nie stwierdzono	nie stwierdzono	4,0
6.	Kwas mrówkowy	nie stwierdzono	0,2	0,6
7.	Kwas octowy	3,3	5,9	3,3
8.	Etylowy alkohol	166,1	18,2	
9.	n-Butylowy alkohol	14,3	7,2	
10.	Etylu octan	47,5	1,6	
11.	n-Butylu octan	15,0	2,2	
12.	Toluen	55,3	17,3	
13.	Ksylene	22,8	4,4	
14.	Węglowodory alifatyczne C8 - C13 (w przelicz. na n-oktan)	145,3	9,3	
15.	Merkaptany	nie stwierdzono	nie stwierdzono	0,025
16.	Chloroform	0,04	0,4	
17.	Czterochloroetylen	6,0	4,2	

W grupie chlorowcopochodnych węglowodorów, oprócz chloroformu i czterochloroetylenu, których stężenia były najwyższe, stwierdzono również obecność dwuchlorometanu, 1,1,1-trójchloroetanu, czterochloru węgla oraz trójchloroetylenu.

Seria II - dn. 11.12.96

Lp.	Nazwa substancji	Zawartość w gazie		Oznaczalność metody mg/m ³
		Przed biofiltrem mg/m ³	Biostabilizator mg/m ³	
1.	Siarkowodór	nie stwierdzono	nie stwierdzono	1,7
2.	Amoniak	10,6	1,5	0,7
3.	Aminy alifatyczne	nie stwierdzono	nie stwierdzono	0,2
4.	Formaldehyd	nie stwierdzono	nie stwierdzono	0,1
5.	Aldehydy	nie stwierdzono	nie stwierdzono	2,0
6.	Kwas mrówkowy	0,07	0,01	0,01
7.	Kwas octowy	nie stwierdzono	nie stwierdzono	0,2
8.	Etylowy alkohol	172,5	36,4	
9.	n-Butylowy alkohol	12,0	1,1	
10.	Etylu octan	172,6	5,6	
11.	n-Butylu octan	38,8	1,5	
12.	Toluen	73,7	2,7	
13.	Ksyleny	88,3	5,6	
14.	Węglowodory alifatyczne C8-C13 (w przel. na n-oktan)	68,0	2,8	
15.	Merkaptany	nie stwierdzono	nie stwierdzono	0,025
16.	Czterochloroetylen	19,9	3,6	
17.	Trójchloroetylen	5,4	0,4	
18.	Metan	0,7	0,02	

KIEROWNIK
Uczelnianego Laboratorium
Badań Środowiskowych
mgr. Elżbieta Łęka



ULBS/93/97

Warszawa, dn. 14.05.97

INSTYTUT SYSTEMÓW INŻYNIERII ŚRODOWISKA

WYDZIAŁ INŻYNIERII ŚRODOWISKA P.W.

00-653 W a r s z a w a

ul. Nowowiejska 20

WYNIKI ANALIZY GAZU POCHODZĄCEGO ZE WSTĘPNEJ OBRÓBK
ODPADÓW PRZED KOMPOSTOWANIEM - KOMPOSTOWNIA RADIOWO

Próbki gazu pobrano : - dnia 5 maja 1997 r.

Punkt 1 poboru próbek - przed biofiltrem (po wstępnej obróbce odpadów komunalnych)

Punkt 2 poboru próbek - za biofiltrem I

Punkt 3 poboru próbek - za biofiltrem II

Oznaczenia zawartości poszczególnych substancji lub grup zw. chemicznych wykonano metodami:

1. Formaldehyd - wg PN-76/Z04045
2. Aldehyd octowy (metoda grupowa na aldehydy) - wg PN-75/Z-04045.03
3. Kwas mrówkowy - wg PN-88/Z-04196/02
4. Kwas octowy - wg PN-71/Z-04061/03
5. Alkohol etylowy - wg PN-85/Z-04140/02
9. Alkohol n-butyłowy - wg PN-86/Z04155/02

Identyfikację oraz oznaczenia ilościowe alkoholi alifatycznych wykonano metodą chromatografii gazowej. Chromatografy MEGA 5300 i VEGA 6000, detektory FID i ECD, kolumny kapilarnie DB-5 i 10% FFAP na WAW DMCS.

WYNIKI ANALIZ

Lp.	Nazwa substancji	Zawartość w gazie			Oznaczalność metody mg/m ³
		Przed biofiltrem mg/m ³	Za biofiltr. I mg/m ³	Za biofiltr. II mg/m ³	
1.	Formaldehyd	0,072	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,03
2.	Aldehyd octowy	2,05	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,6
3.	Kwas mrówkowy	nie stwierdz.	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,2
4.	Kwas octowy	2,12	nie stwierdz.	nie stwierdz.	1,3
5.	Etylowy alkohol	45,31	5,19	0,57	0,17
6.	n-Butylowy alkohol	nie stwierdz.	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,17
7.	Amoniak	5,7	nie stwierdz.	nie stwierdz.	4,5

KIEROWNIK
Uczelnianego Laboratorium
Badań Środowiskowych
mgr Elżbieta Legeć



POLITECHNIKA WARSZAWSKA

UCZELNIANE LABORATORIUM BADAŃ ŚRODOWISKOWYCH

ul. Noakowskiego 3, 00-662 Warszawa, tel. 660 73 31, tel./fax 25 93 91



ULBS/447/97

Warszawa, dn. 23.06.97

INSTYTUT SYSTEMÓW INŻYNIERII ŚRODOWISKA

WYDZIAŁ INŻYNIERII ŚRODOWISKA P.W.

00-653 W a r s z a w a

ul. Nowowiejska 20

WYNIKI ANALIZY GAZU POCHODZĄCEGO ZE WSTĘPNEJ OBRÓBK
ODPADÓW PRZED KOMPOSTOWANIEM - KOMPOSTOWNIA RADIOWO

Próbki gazu pobrano : - dnia 17 czerwca 1997 r.

Punkt 1 poboru próbek - przed biofiltrem (po wstępnej obróbce odpadów komunalnych)

Punkt 2 poboru próbek - za biofiltrem I

Punkt 3 poboru próbek - za biofiltrem II

Oznaczenia zawartości poszczególnych substancji lub grup zw. chemicznych wykonano metodami:

1. Formaldehyd - wg PN-76/Z04045

2. Aldehyd octowy (metoda grupowa na aldehydy) - wg PN-75/Z-04045.03

3. Kwas mrówkowy - wg PN-88/Z-04196/02

4. Kwas octowy - wg PN-71/Z-04061/03

5. Alkohol etylowy - wg PN-85/Z-04140/02

9. Alkohol n-butyłowy - wg PN-86/Z04155/02

Identyfikację oraz oznaczenia ilościowe alkoholi alifatycznych wykonano metodą chromatografii gazowej. Chromatografy MEGA 5300 i VEGA 6000, detektory FID i ECD, kolumny kapilarne DB-5 i 10% FFAP na WAW DMCS.

WYNIKI ANALIZ

Lp.	Nazwa substancji	Zawartość w gazie			Oznaczalność metody mg/m ³
		Przed biofiltrem mg/m ³	Za biofiltr. I mg/m ³	Za biofiltr. II mg/m ³	
1.	Formaldehyd	0,005	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,003
2.	Aldehyd octowy	113,0	poniżej 0,6	poniżej 0,6	0,6
3.	Kwas mrówkowy	0,043	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,03
4.	Kwas octowy	4,54	1,06	1,06	1,3
5.	Etylowy alkohol	36,31	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,17
6.	n-Butylowy alkohol	10,60	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,17
7.	Amoniak	8,24	1,16	0,85	0,5

KIEROWNIK
Uczelnianego Laboratorium
Badań Środowiskowych
mgr Elżbieta Legeć



ULBS/165/97

Warszawa, dn. 03.09.97

INSTYTUT SYSTEMÓW INŻYNIERII ŚRODOWISKA

WYDZIAŁ INŻYNIERII ŚRODOWISKA P.W.

00-653 Warszawa

ul. Nowowiejska 20

WYNIKI ANALIZY GAZU POCHODZĄCEGO ZE WSTĘPNEJ OBRÓBK
ODPADÓW PRZED KOMPOSTOWANIEM - KOMPOSTOWNIA RADIOWO

Próbki gazu pobrano : - dnia 12 sierpnia 1997 r.

Punkt 1 poboru próbek - przed biofiltrem (po wstępnej obróbce odpadów komunalnych)

Punkt 2 poboru próbek - za biofiltrem I

Punkt 3 poboru próbek - za biofiltrem II

Oznaczenia zawartości poszczególnych substancji lub grup zw. chemicznych wykonano metodami:

1. Formaldehyd - wg PN-76/Z04045
2. Aldehyd octowy (metoda grupowa na aldehydy) - wg PN-75/Z-04045.03
3. Kwas mrówkowy - wg PN-88/Z-04196/02
4. Kwas octowy - wg PN-71/Z-04061/03
5. Alkohol etylowy - wg PN-85/Z-04140/02
9. Alkohol n-butyłowy - wg PN-86/Z04155/02

Identyfikację oraz oznaczenia ilościowe alkoholi alifatycznych wykonano metodą chromatografii gazowej.

Chromatografy MEGA 5300 i VEGA 6000, detektory FID i ECD, kolumny kapilarnie DB-5 i

10% FFAP na WAW DMCS.

WYNIKI ANALIZ

Lp.	Nazwa substancji	Zawartość w gazie			Oznaczalność metody mg/m ³
		Przed biofiltrem mg/m ³	Za biofiltr. I mg/m ³	Za biofiltr. II mg/m ³	
1.	Formaldehyd	nie stwierdz.	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,003
2.	Aldehyd octowy	437,5	29,4	14,3	0,6
3.	Kwas mrówkowy	nie stwierdz.	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,03
4.	Kwas octowy	9,09	1,51	nie stwierdz.	1,3
5.	Etylowy alkohol	415,38	0,66	0,44	0,17
6.	n-Butylowy alkohol	41,54	1,23	0,64	0,17
7.	Amoniak	2,97	1,05	0,84	0,5

KIEROWNIK
Uczelnianego Laboratorium
Badań Środowiskowych
mgr *Elżbieta Łęka*



POLITECHNIKA WARSZAWSKA

UCZELNIANE LABORATORIUM BADAŃ ŚRODOWISKOWYCH

ul. Noakowskiego 3, 00-662 Warszawa, tel. 660 73 31, tel./fax 25 93 91



ULBŚ/219/97

Warszawa, dn. 25.11.97

INSTYTUT SYSTEMÓW INŻYNIERII ŚRODOWISKA

WYDZIAŁ INŻYNIERII ŚRODOWISKA P.W.

00-653 W a r s z a w a

ul. Nowowiejska 20

WYNIKI ANALIZY GAZU POCHODZĄCEGO ZE WSTĘPNEJ OBRÓBKI
ODPADÓW PRZED KOMPOSTOWANIEM - KOMPOSTOWNIA RADIOWO

Próbki gazu pobrano : - dnia 28 października 1997 r.

Punkt 1 poboru próbek - przed biofiltrem (po wstępnej obróbce odpadów komunalnych)

Punkt 2 poboru próbek - za biofiltrem I

Punkt 3 poboru próbek - za biofiltrem II

Oznaczenia zawartości poszczególnych substancji lub grup zw. chemicznych wykonano metodami:

1. Formaldehyd - wg PN-76/Z04045
2. Aldehyd octowy (metoda grupowa na aldehydy) - wg PN-75/Z-04045.03
3. Kwas mrówkowy - wg PN-88/Z-04196/02
4. Kwas octowy - wg PN-71/Z-04061/03
5. Alkohol etylowy - wg PN-85/Z-04140/02
9. Alkohol n-butyłowy - wg PN-86/Z04155/02

Identyfikację oraz oznaczenia ilościowe alkoholi alifatycznych wykonano metodą chromatografii gazowej.

Chromatografy MEGA 5300 i VEGA 6000, detektory FID i ECD, kolumny kapilarnie DB-5 i

10% FFAP na WAW DMCS.

WYNIKI ANALIZ

Lp.	Nazwa substancji	Zawartość w gazie			Oznaczalność metody mg/m ³
		Przed biofiltrem mg/m ³	Za biofiltr. I mg/m ³	Za biofiltr. II mg/m ³	
1.	Formaldehyd	nie stwierdz.	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,003
2.	Aldehyd octowy	13,2	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,6
3.	Kwas mrówkowy	nie stwierdz.	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,03
4.	Kwas octowy	10,1	nie stwierdz.	nie stwierdz.	1,3
5.	Etylowy alkohol	93,0	1,3	0,13	0,17
6.	n-Butylowy alkohol	39,0	28,0	10,4	0,17
7.	Amoniak	6,8	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,5

WIECZOWNIK
Czesławskiego Laboratorium
Badań Środowiskowych
mgr Elżbieta Łęga



POLITECHNIKA WARSZAWSKA



UCZELNIANE LABORATORIUM BADAŃ ŚRODOWISKOWYCH

ul. Noakowskiego 3, 00-662 Warszawa, tel. 660 73 31, tel./fax 25 93 91

ULBS/22097

Warszawa, dn. 25.11.97

INSTYTUT SYSTEMÓW INŻYNIERII ŚRODOWISKA

WYDZIAŁ INŻYNIERII ŚRODOWISKA P.W.

00-653 W a r s z a w a

ul. Nowowiejska 20

WYNIKI ANALIZY GAZU POCHODZĄCEGO ZE WSTĘPNEJ OBRÓBK
ODPADÓW PRZED KOMPOSTOWANIEM - KOMPOSTOWNIA RADIOWO

Próbki gazu pobrano : - dnia 18 listopada 1997 r.

Punkt 1 poboru próbek - przed biofiltrem (po wstępnej obróbce odpadów komunalnych)

Punkt 2 poboru próbek - za biofiltrem I

Punkt 3 poboru próbek - za biofiltrem II

Oznaczenia zawartości poszczególnych substancji lub grup zw. chemicznych wykonano metodami:

1. Formaldehyd - wg PN-76/Z04045
2. Aldehyd octowy (metoda grupowa na aldehydy) - wg PN-75/Z-04045.03
3. Kwas mrówkowy - wg PN-88/Z-04196/02
4. Kwas octowy - wg PN-71/Z-04061/03
5. Alkohol etylowy - wg PN-85/Z-04140/02
9. Alkohol n-butyłowy - wg PN-86/Z04155/02

Identyfikację oraz oznaczenia ilościowe alkoholi alifatycznych wykonano metodą chromatografii gazowej.

Chromatografy MEGA 5300 i VEGA 6000, detektory FID i ECD, kolumny kapilarnie DB-5 i

10% FFAP na WAW DMCS.

WYNIKI ANALIZ

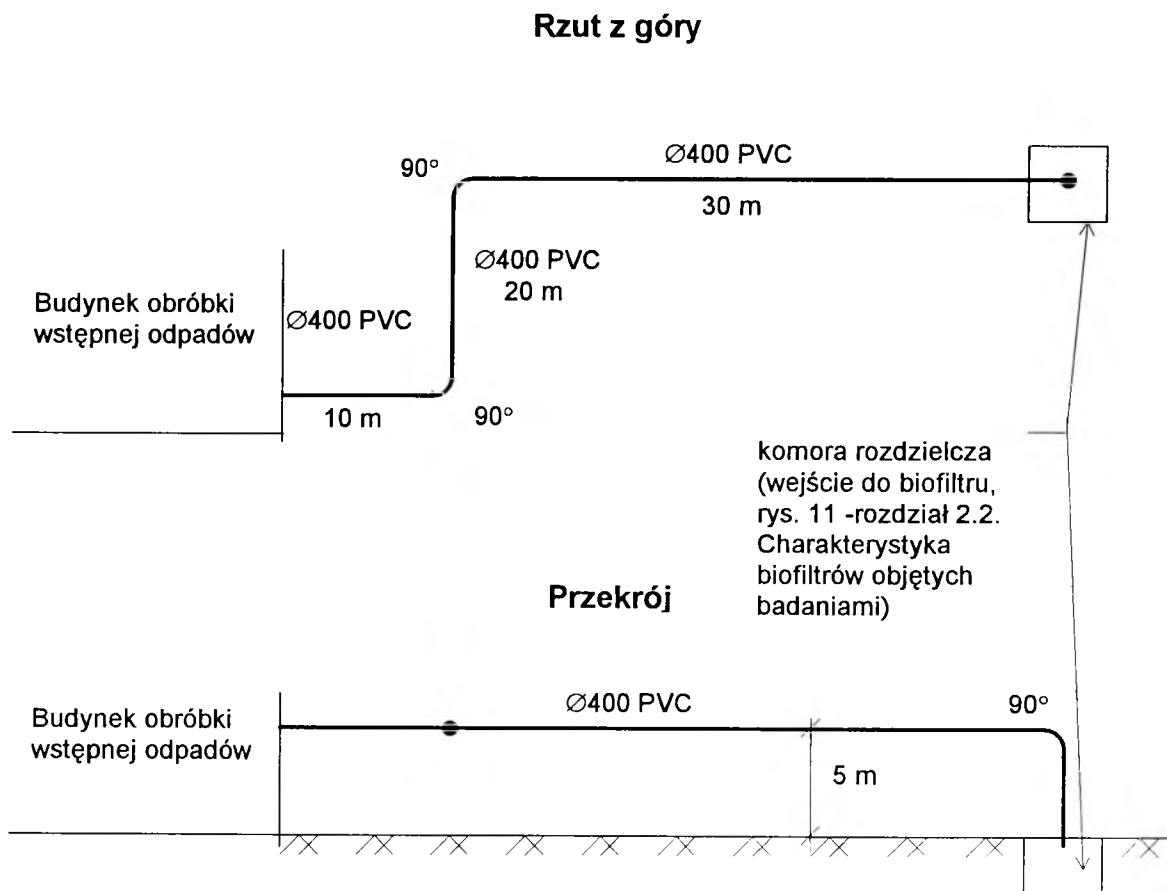
Lp.	Nazwa substancji	Zawartość w gazie			Oznaczalność metody mg/m ³
		Przed biofiltrem mg/m ³	Za biofiltr. I mg/m ³	Za biofiltr. II mg/m ³	
1.	Formaldehyd	nie stwierdz.	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,003
2.	Aldehyd octowy	2,2	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,6
3.	Kwas mrówkowy	nie stwierdz.	nie stwierdz.	nie stwierdz.	0,03
4.	Kwas octowy	1,7	nie stwierdz.	nie stwierdz.	1,3
5.	Etylowy alkohol	1450,6	0,6	0,4	0,17
6.	n-Butylowy alkohol	33,7	19,3	3,3	0,17
7.	Amoniak	5,9	0,8	0,7	0,5

WIEBOWNIK
Dzielnicy 100. Laboratorium
Badań Środowiskowych
mgr Elżbieta Dęga

ZALĄCZNIK 2

OBLICZENIA OPORÓW PRZEPLYWU GAZU OD MIEJSCA POWSTAWANIA DO INSTALACJI BIOFILTRACJI (KOMPOSTOWNIA RADIOWO)

Schemat instalacji przepływu gazu od źródła powstawania do biofiltru (kompostownia Radiowo).



Obliczenia oporów przepływu przeprowadzono dla instalacji przedstawionej na powyższym rysunku, dla powietrza o temperaturze 40°C i przy ciśnieniu atmosferycznym. Obliczenia prowadzono zgodnie z (Recknagel et al., 1994).

Całkowita strata ciśnienia Δp w przewodzie rurowym składa się z dwóch składowych strat ciśnienia, spowodowanych oporami tarcia i oporami miejscowymi.

$$\Delta p = R \cdot l + Z \quad (Z.1)$$

gdzie: Δp - całkowita strata ciśnienia [Pa],

$R \cdot l$ - strata ciśnienia spowodowana oporami tarcia [Pa],

l - długość przewodu [m],

R - jednostkowa strata ciśnienia spowodowana oporami tarcia [Pa/m],

Z - strata ciśnienia spowodowana oporami miejscowymi [Pa].

$$R = \frac{\lambda}{d} \cdot \frac{\rho}{2} \cdot u^2 \quad (\text{Z.2})$$

gdzie: λ - współczynnik tarcia [-],
 ρ - gęstość płynu [kg/m^3],
 u - średnia prędkość płynu [m/s],
 d - średnica wewnętrzna przewodu [m].

$$Z = \sum \xi \cdot \frac{\rho}{2} \cdot u^2 \quad (\text{Z.3})$$

gdzie: ξ - współczynnik oporu miejscowego [-].

Zgodnie z równaniem ciągłości:

$$u = \frac{Q}{F} \quad (\text{Z.4})$$

gdzie: Q - natężenie przepływu płynu (prędkość objętościowa przepływu) [m^3/s],
 F - pole przekroju przewodu [m^2].

Dla układu przedstawionego na rysunku (kompostownia Radiowo):

$$Q = 6000 \text{ m}^3/\text{h} = 1,67 \text{ m}^3/\text{s},$$

$$d = 400 \text{ mm} = 0,4 \text{ m},$$

$$F = 0,1256 \text{ m}^2,$$

$$u = 13,3 \text{ m/s},$$

$$l = 65 \text{ m}$$

$$\text{Re} = \frac{u \cdot d}{\gamma} \quad (\text{Z.5})$$

gdzie: γ - lepkość kinematyczna płynu [m^2/s].

Dla powietrza o temperaturze 40°C , przy ciśnieniu atmosferycznym $\gamma = 16,9 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. W związku z powyższym liczba Reynoldsa wynosi:

$$\text{Re} = \frac{13,3 \cdot 0,4}{16,4 \cdot 10^{-6}} = 314\,793 \quad (\text{Z.6})$$

Dla przepływu burzliwego w przewodzie szorstkim:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = 1,14 - 2 \lg \frac{\varepsilon}{d} \quad (\text{Z.7})$$

gdzie: $\frac{\varepsilon}{d}$ - względna szorstkość przewodu [-],

ε - bezwzględna szorstkość przewodu [mm],

d - średnica przewodu [mm].

Dla przewodów wykonanych z PE $\varepsilon = 0,007$ mm.

Wówczas:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = 1,14 - 2 \lg \frac{0,007}{400} \quad (\text{Z.8})$$

$$\lambda = 0,00881$$

Gęstość powietrza w warunkach obliczeniowych wynosi $\rho = 1,128$ kg/m³.

W związku z powyższym, zgodnie z równaniem (Z.2):

$$R = \frac{0,00881}{400} \cdot \frac{1,128}{2} \cdot (13,3)^2 = 2,20 \text{ Pa/m}, \quad (\text{Z.9})$$

$$R \cdot l = 143,0 \text{ Pa} \quad (\text{Z.10})$$

W omawianym układzie należy uwzględnić straty ciśnienia spowodowane oporami miejscowymi przy 3-krotnej zmianie kierunku przepływu płynu oraz przy gwałtownym rozszerzeniu (komora rozdzielcza).

Współczynnik oporu miejscowego dla łuku przy $\frac{r}{d} = 1$ (gdzie: d - średnica przewodu, r - promień gięcia) wynosi $\xi = 0,33$.

Współczynnik oporu miejscowego dla gwałtownego rozszerzenia przy $\frac{A_1}{A_2} = 0,2$ (gdzie:

A_1 - pole przekroju przewodu, A_2 - pole przekroju komory rozdzielczej) wynosi $\xi = 0,7$.

W związku z powyższym:

$$\sum \xi = 3 \cdot 0,33 + 0,7 = 1,69 \quad (\text{Z.11})$$

Zgodnie z równaniami (Z.3) i (Z.1):

$$Z = 1,69 \cdot \frac{1,128}{2} \cdot (13,3)^2 = 168,6 \text{ Pa}, \quad (\text{Z.12})$$

$$\Delta p = 143,0 + 168,6 = 311,6 \text{ Pa} = 3,1 \text{ hPa} \quad (\text{Z.13})$$

(całkowita strata ciśnienia w przewodzie podczas przepływu gazu od miejsca powstawania do instalacji biofiltracji).



BIBLIOTEKA GŁÓWNA
POLITECHNIKI WARSZAWSKIEJ

C. 109962/01



Magazy
podstawo