

## BIOFILTRACJA LOTNYCH NIEROZPUSZCZALNYCH KSENOBIOTYKÓW NA ZŁOŻACH KOMPOSTOWYCH – CZYNNIKI LIMITUJĄCE

*Andrzej Wieczorek*

Instytut Chemii i Podstaw Ochrony Środowiska,  
Politechnika Szczecińska w Szczecinie

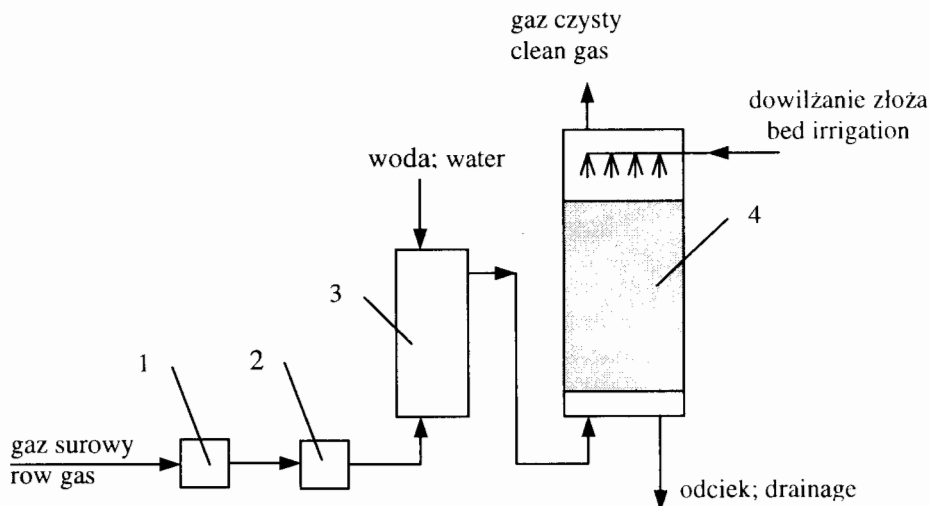
### Wstęp

Współczesne nastawione na konsumpcję społeczeństwa jako uboczny efekt swej działalności generują znaczne ilości odpadów. Przyczyniają się one do narastającej degradacji środowiska, niezbędnego do dalszego funkcjonowania tychże społeczeństw. Na ograniczenie konsumpcji nie można liczyć, bo nawet powstrzymanie jej dalszego szybkiego wzrostu jest niezmiernie trudne. Jedną z metod ograniczania szkodliwego oddziaływania odpadów na środowisko jest ich unieszkodliwianie. Zwykle stwarza ono kolejne, choć mniejsze zagrożenia, powodowane zużywaniem w tym celu surowców i energii oraz generowaniem odpadów wtórnych. W przypadku unieszkodliwiania zanieczyszczeń gazowych emitowanych do atmosfery możliwe jest stosowanie wielu dobrze poznanych technologii, polegających na wyłapywaniu zanieczyszczeń lub ich niszczeniu, albo obu tych procesach przeprowadzanych kolejno. Do tradycyjnych metod należą tutaj absorpcja w cieczach, adsorpcja na sorbentach stałych, spalania termiczne i katalityczne oraz kondensacja [KONIECZYŃSKI 1993; WARYCH 1998]. Do rozwijanych współcześnie należą biometody oparte na urządzeniach, takich jak: biopłuczki oraz biofiltry tradycyjne i przepłukiwane (ang. bioscrubers, biofilters, trickle-bed bioreactors). Choć na świecie rozwój ten trwa od około 50 lat [KENNES, THALASSO 1998; SCHROEDER 2002], to w naszym kraju panuje stagnacja na poziomie kilku urządzeń do biofiltracji zainstalowanych w kompostowniach. Przewaga metod biologicznych nad fizykochemicznymi jest istotna, szczególnie w odniesieniu do gazów odlotowych o niskich stężeniach i temperaturach, zapyłonych, wilgotnych, a także polimeryzujących, albowiem w wielu przypadkach odpada tutaj konieczność ich kondycjonowania czy też zatężania przed skierowaniem do właściwego procesu. Zanieczyszczenia będące substancjami organicznymi ulegają zwykle przemianie do  $\text{CO}_2$  i pary wodnej. Jedyne przemiany związków zawierających w cząsteczce heteroatomy, takie jak fluorowce, fosfor, azot itp., dają dodatkowo w efekcie końcowym inne związki typu odpowiednich kwasów mineralnych. Stąd są to też metody prawie bezodpadowe. Odpad stanowi zużyte złożo, odcieki oraz ewentualne produkty neutralizacji powstałych kwasów mineralnych, a w przypadku bioskrubców osad nadmiarowy. Również zużycie energii w procesie jest niewielkie, a stąd

i związane z tym zagrożenia wtórne. Pokrywany zakres stężeń zanieczyszczeń w gazach odlotowych, wbrew powszechnemu przekonaniu o przydatności metody jedynie do gazów rozcieńczonych, jest bardzo szeroki, praktycznie od 0 do 2–3 g·m<sup>-3</sup>, choć i ta wartość nie stanowi kresu możliwości metody [DESHUSSES, JOHNSON 1999]. Stosowanie tej metody przy wysokich stężeniach jest jednak niecelowe ze względu na możliwość zastosowania przebiegającego w tej sytuacji autotermicznie spalania, dla którego instalacje są gabarytowo znacznie mniejsze. Wchodzi wtedy też w grę metody nieniszczące, jak np. kondensacja. W dalszej części pracy przedstawiona zostanie najprostsza i najczęściej stosowana metoda, to jest biofiltracja. Może być ona stosowana do oczyszczania gazów odlotowych tak od substancji rozpuszczalnych, jak i nierozpuszczalnych. Należy zaznaczyć, że rozpowszechniony szeroko termin biofiltracja nie jest najlepszym z możliwych. W kontekście przyjętej terminologii urządzenia realizujące ten proces nie powinny nazywać się biofiltrami, a bioreaktorami, bo zachodzi w nich niezatrzymanie zanieczyszczeń, a ich biologiczny rozkład.

### Biofiltracja

Biofiltracja realizowana jest w urządzeniach tradycyjnie zwanych biofiltrami. Są to bioreaktory z wypełnieniem stałym, czyli najczęściej aparaty cylindryczne lub prostopadłościowe z rusztem, na którym ułożona jest warstwa materiału stanowiącego nośnik dla mikroorganizmów (rys. 1).

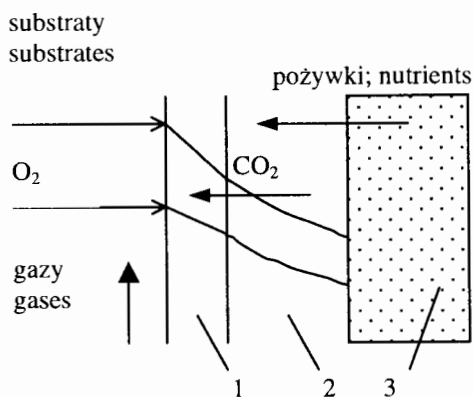


Rys. 1. Schemat ideowy instalacji biofiltracyjnej: 1 – odpylacz, 2 – podgrzewacz/chłodnica, 3 – nawilżacz, 4 – złożo biologiczne

Fig. 1. Scheme of biofiltration system: 1 – dust separator, 2 – heater/cooler, 3 – humidifier, 4 – biological filter bed

Materiały stanowiące wypełnienie, to zazwyczaj kompost lub torf oraz kompozycje na nich oparte [KENNES, THALASSO 1998]. Podstawowe cele komponowania złoża, to uzyskanie materiału o dobrej zdolności zatrzymywania wody, porowatej

strukturze stwarzającej małe opory przepływu dla gazów, odpornej na osiadanie, pęknięcie przy przesuszeniu i starzenie. Powierzchnia pracującego wypełnienia, w tym powierzchnia większych por, pokryta jest biofilmem złożonym z wody i mikroorganizmów. Najważniejszymi mikroorganizmami biofilmu są bakterie, a w dalszej kolejności grzyby, szczególnie w złożach o mniejszej wilgotności. Nieobce wypełnieniu są też organizmy wyższe, np. nicienie. Podczas biofiltracji zanieczyszczone powietrze przedmuchiwane jest z niezbyt dużą szybkością przez wypełnienie biofiltra. Zanieczyszczenia przemieszczają się od rdzenia strumienia gazowego do powierzchni wypełnienia, po czym wnikają do biofilmu rozpuszczając się w nim (rys. 2). Od tej chwili mogą być one rozkładane przez mikroorganizmy. Gazowy produkt rozkładu –  $\text{CO}_2$ , dyfunduje w kierunku przeciwnym i wraz z oczyszczonym powietrzem opuszcza biofiltr. Woda stanowiąca ciekły produkt rozkładu, a w niewielkiej części i lotne kwasy, odparowują i opuszczają biofiltr w ten sam sposób co  $\text{CO}_2$ , a nieodparowana reszta pozostaje w biofilmie. Zakumulowane w biofilmie kwasy mineralne obniżają jego pH i po pewnym czasie zahamowują dalszy bieg filtracji. By opóźnić wystąpienie tego zjawiska, do złoża dodaje się substancje zobojętniające kwasy – zazwyczaj kamień wapienny, a gdy i to nie wystarcza, złoże musi być przepłukiwane. Biofiltry ze względu na dość duże zdolności sorpcyjne wypełnienia – do ok.  $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  złoża dla stężeń ok.  $10 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$  w fazie gazowej [ACUÑA i in. 1999] – nadają się do oczyszczania zanieczyszczonego powietrza tak od par substancji łatwo, jak i trudno rozpuszczalnych.



Rys. 2. Uproszczony schemat transportu masy w biofiltrze: 1 – powierzchnia graniczna gaz/ciecz, 2 – biofilm, 3 – wypełnienie

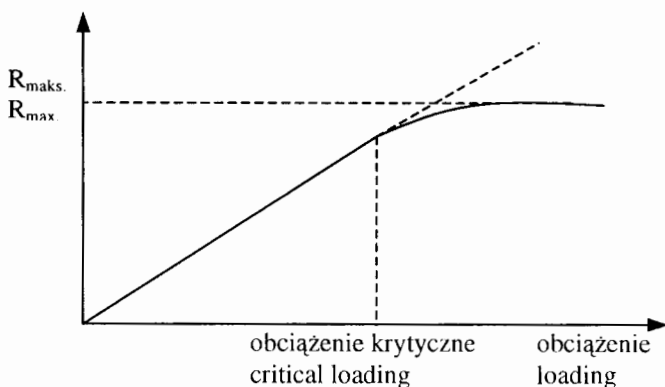
Fig. 2. Schematic of mass transfer in biofilter: 1 – gas/liquid boundary surface, 2 – biofilm, 3 – support

Parametrami wykorzystywanymi do opisu procesu biofiltracji są: czas retencji liczony na pusty aparat (s), obciążenie powierzchni biofiltra ( $\text{m}^3_{\text{gazu}} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{pow}} \cdot \text{s}^{-1}$ ), obciążenie masowe ( $\text{g}_{\text{substratu}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{złoża}} \cdot \text{s}^{-1}$ ), zdolność usuwania ( $\text{g}_{\text{substratu}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{złoża}} \cdot \text{s}^{-1}$ ), sprawność oczyszczania (%) [SWANSON, LOEHR 1997]. Typowe czasy retencji wynoszą zwykle 15–60 s, obciążenia powierzchni 50–200  $\text{m}^3_{\text{gazu}} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{pow}} \cdot \text{h}^{-1}$  i zdolność usuwania 50–200  $\text{g}_{\text{substratu}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{złoża}} \cdot \text{h}^{-1}$ , a sprawności 50–99%. Praktycznie stosowane liniowe szybkości przepływu gazów wynoszą 2–3  $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ . W porównaniu do stosowanych w podobnych aparatach, np. adsorberach, są to wartości ok. 10 razy

mniejsze, co skutkuje odpowiednio większym przekrojem poprzecznym. Biofiltry są więc urządzeniami o dużych rozmiarach i ten fakt ogranicza zakres ich stosowania.

### Parametry biofiltracji istotne z punktu widzenia projektowania

Ze względu na naturę przepływu tłokowego, występującego w biofiltrze i utarte założenie o limitowaniu szybkości rozkładu zazwyczaj przez biodegradację lub transport masy, procesy biofiltracji powinny być quasi I-rzędowe [SCHROEDER 2002]. Jednak w praktyce to założenie jest jedynie słuszne przy niskich stężeniach zanieczyszczeń ( $50\text{--}100\text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ), szczególnie tych, o dużej stałej Henryego – słabo rozpuszczalnych [DESHUSSES, JOHNSON 2000]. Przy wyższych stężeniach zanieczyszczeń biofiltracja w skali makro przebiega zwykle jako proces zerowego rzędu, czyli taki, którego szybkość jest niezależna od stężenia zanieczyszczenia (substratu). W dotychczasowych pracach wykazano też, że właściwa szybkość biofiltracji (zdolność usuwania) jest do pewnej wartości granicznej (obciążenie krytyczne) liniową funkcją obciążenia masowego (rys. 3) [DESHUSSES, JOHNSON 2000].



Rys. 3. Zależność szybkości biofiltracji od obciążenia masowego  
Fig. 3. Elimination capacity versus mass loading characteristics

Nachylenie tej linii jest w tym układzie sprawnością biofiltracji, stałą aż do obciążenia krytycznego. Stąd

$$R = \eta \cdot L,$$

gdzie:  $R$  – szybkość biofiltracji,  
 $\eta$  – sprawność (jako ułamek),  
 $L$  – obciążenie masowe.

Dalsze zwiększanie obciążenia powoduje stopniowe zmniejszanie przyrostów szybkości biodegradacji, aż szybkość osiągnie ustaloną wartość maksymalną.

Oznaczałoby to, że dla wysokich sprawności ( $\eta > 0,95$ ) proces biofiltracji w praktyce nie jest limitowany ani szybkością reakcji biodegradacji, ani też dyfuzją reagentów. Praktycznie cała ilość zanieczyszczeń dostarczanych do biofiltra jest rozkładana.

Jednym z praktycznych problemów na etapie projektowania biofiltra jest taki dobór parametrów, by biofiltr pracował w obszarze liniowości charakterystyki, przy jak najwyższej, zbliżonej do 100% sprawności. Odpowiedzi wymaga więc pytanie, od czego to zależy i w jakim stopniu? Wśród tych parametrów wymienia się:

- wilgotność złoża,
- zawartość pożywek w złożu,
- pH złoża,
- inne jak: materiał (kompozycja) złoża, szczepienie itp.

### **Wilgotność złoża**

W tej kwestii opinia jest ugruntowana. Jest to najważniejszy parametr decydujący o niezakłóconej pracy systemu biofiltracji gazów, w tym o kosztach operacyjnych oraz o sprawności i szybkości biodegradacji [VAN LITH i in. 1997]. Od tego parametru istotnie zależą spójność złoża, opory przepływu i szybkość biodegradacji. Złoże nadmiernie nawilżone stwarza wysokie opory przepływu, co może wymusić zatrzymanie biofiltra, gdyż zainstalowane wentylatory mogą nie być w stanie przetłoczyć gazy przez złoże, nie mówiąc już o wzroście kosztów przetłaczania wywołanym rosnącymi oporami (j.w.). Nadmierne nawilżenie złoża może powodować też powstawanie wewnątrz złoża stref beztlenowych, w obrębie których dochodzi do zagniwania materii organicznej, a nie jej utleniania. Przy zbyt wysokiej wilgotności pogorszy się też sorpcja substancji trudno rozpuszczalnych, co doprowadzi do zmniejszenia szybkości biodegradacji. Złoże przesuszone pęka z wytworzeniem kanałów umożliwiających gazom uniknięcie przejścia przez nie, a stąd i oczyszczenia. Ponadto złoże przesuszone staje się w znacznym stopniu hydrofobowe, co praktycznie prawie uniemożliwia jego ponowne nawilżenie bez zatrzymania pracy biofiltra (niepublikowane doświadczenia autora z badań pilotowych). Złoże nadmiernie przesuszone nie będzie w stanie zapewnić odpowiednich warunków do życia mikroorganizmów i biofiltracja ustanie.

Oczywiście pomiędzy wilgotnością optymalną a minimalną rozciąga się obszar wilgotności, przy których biofiltracja zachodzi, ale z obniżoną sprawnością. W wielu pracach można znaleźć informacje odnośnie zakresu wilgotności złóż. Zwykle podaje się zakres od 10–20 do 80% [KENNES, THALASSO 1998], przy czym wartość dolna odpowiada przeciętnej ziemi, a górna torfom. VAN LITH i in. [1997] określają optymalny zakres wilgotności na 40–60%. Z doświadczeń własnych autora wynika, że dla drobnych, dojrzałych kompostów jest to ok. 35–37%, przy zdolności do zatrzymania wody rzędu 40%. W konkluzji można podać, że optymalne wilgotności złóż są o ok. 3–5% niższe od zdolności do zatrzymania wody przez wypełnienie. Wynika to z faktu, że mniej istotna jest totalna zawartość wody w materiale złoża, a jedynie woda dostępna dla mikroorganizmów. Lepszą miarą dostępności wody jest aktywność wodna (stosunek chwilowej prężności pary wodnej w złożu do prężności nasycenia). Jedynie aktywność bliska 1 gwarantuje wysokie szybkości biofiltracji. Przykładowo, obniżenie aktywności wodnej z 1 do 0,91 skutkowało zmniejszeniem szybkości biodegradacji o 95% [Cox i in. 1996].

Interesujące wyniki badań tego zjawiska prezentują też AURIA i in. 1998. Zmniejszenie wilgotności złoża skutkuje też istotnymi zmianami w konsorcjum mikrobiologicznym zasiedlającym złożo. Wyraźnie rośnie udział grzybów wzmagając efekt hydrofobizacji złoża.

Konieczny poziom wilgotności złoża można uzyskać, poza nielicznymi przypadkami, jedynie poprzez równoczesne nawilżanie gazów do poziomu co najmniej 90% wilgotności względnej i dowilżanie złoża [VAN LITH i in. 1997].

### Zawartość pożywek w złożu

Mikroorganizmy dla swego wzrostu potrzebują, oprócz węgla zawartego prawie w każdym zanieczyszczeniu, także azotu, fosforu i siarki, koniecznych dla syntezy aminokwasów. Mniej lub bardziej niezbędna jest też dostępność wielu innych pierwiastków, zwanych mikroelementami. Ponieważ rzadko stanowią one składniki takich substratów jak zanieczyszczenia, mikroorganizmy muszą pobierać je ze złoża. Wielu autorów wyraża pogląd, że w złożach pochodzenia naturalnego, jak szczególnie komposty i ich mieszaniny, a także częściowo torfy, zawartość mikro- i makroelementów jest wystarczająca dla zapewnienia wydajnego przebiegu biodegradacji. Należy przyjmować, że w wielu przypadkach tak jest w rzeczywistości. Niemniej jednak z niepublikowanych doświadczeń własnych autora wynika, że w pewnych sytuacjach niedostatek przyswajalnego azotu potrafi całkowicie zahamować biodegradację. Trzeba pamiętać, że mikroorganizmy potrzebują dość dużych ilości azotu względem ilości węgla zawartego w rozkładanych związkach. Stosunek C : N : P powinien wynosić 200 : 10 : 1 [VDI-RICHTLINIEN 3477 1991]. Zawartość azotu całkowitego w naturalnych materiałach stosowanych na złoża jest niewielka, rzędu kilkunastu g·kg<sup>-1</sup>, a ekstrahowalnego wodą azotu mineralnego nawet poniżej 1 g·kg<sup>-1</sup> [CÁRDENAS-GONZÁLEZ i in. 1999]. Gdyby azot i fosfor nie krążyły w złożu w obiegu zamkniętym, to w zależności od warunków zostałyby najprawdopodobniej wyczerpane w czasie od kilku do kilkudziesięciu dni. Można przyjąć, że w pewnych sytuacjach zjawisko to wystąpi na pewno. Będą to: duże obciążenie, szczególnie bezpośrednio po starcie biofiltra, wypłukanie azotu na skutek zbyt silnego dowilżania złoża, itp. Wtedy dodatek azotu amonowego, a lepiej nawozu kompleksowego może przywrócić, wydawałoby się bezpowrotnie utraconą, zdolność do rozkładania zanieczyszczeń przez złożo. Doświadczenia te znajdują potwierdzenie w pracach innych autorów [MORGENROTH i in. 1996; DESHUSSES 1997].

### Kwasowość (pH) złoża

W zdecydowanej większości przypadków pH złoża powinno być bliskie obojętnemu, czyli 7. Takie lub zbliżone pH posiadają komposty. Torfy wykazują zwykle odczyn kwaśny (pH < 7). W czasie nawet długiej pracy biofiltrów pH nie ulega istotnemu dla biegu procesu obniżeniu, o ile rozkładane substraty nie zawierają w swych cząsteczkach atomów fluorowców, azotu, fosforu itp. Obniżenie pH może zachodzić też na skutek rozkładu często dodawanych, szczególnie do kompostów, naturalnych materiałów strukturotwórczych, jak zrębków drewna, chrustu itp. Czysto kompostowe złoża nie wymagają w praktyce dodatku substancji alkalizujących (np. wapienia). Jeżeli komposty będą mieszane ze zrębkami lub materiałem bazowym złoża będą torfy, to złożo musi zawierać domieszkę (nawet

do 10%) wapienia lub podobnie działającego komponenta. Domieszka środka podwyższającego pH jest konieczna też wtedy, kiedy w skład rozkładanych gazów wchodzi substancje ze wspomnianymi wyżej heteroatomami. Złóża przeznaczone do zaszczerpienia grzybami zwykle powinny być kwaśne [KENNES, VEIGA 2004]. Odpowiednia wartość pH będzie wynikała z preferencji tych mikroorganizmów. Jednak bardzo rzadko przypadek ten dotyczy klasycznej biofiltracji, a jest raczej charakterystyczny dla biotricklingu.

### Inne parametry

W większości przypadków nie wykazują one istotnego wpływu na szybkość biofiltracji po upływie okresu aklimatyzacji, rozumianego jako czas konieczny dla osiągnięcia stabilnej pracy biofiltra. Mogą natomiast, jak szczepienie, wpływać istotnie na czas aklimatyzacji. Na koszty eksploatacyjne, poprzez warunkowanie oporów przepływu gazów, wpływa istotnie skład granulometryczny złoża i dodatki strukturotwórcze. Bardzo ważna jest też stabilność właściwości złoża w czasie.

### Podsumowanie

Biofiltracja, jako przyjazny środowisku proces oczyszczania gazów odlotowych, powinna być traktowana i stosowana jako alternatywna metoda oczyszczania gazów odlotowych od zanieczyszczeń organicznych, szczególnie tych trudno rozpuszczalnych. W zastosowaniu do gazów o niewielkiej wilgotności jest to proces wymagający szczególnej troski na etapie eksploatacji biofiltra, by nie dopuścić do jego dezaktywacji. Przy wysokich obciążeniach rzędu  $50 \text{ g}_{\text{substratu}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{złoża}} \cdot \text{h}^{-1}$  i wyższych, nawilżanie gazów i dowilżanie złoża jest dla przebiegu biofiltracji operacją krytyczną i powinno być realizowane przez co najmniej półautomatyczne układy sterowania. W sytuacjach grożących przesuszeniem złoża gazy powinny być puszczane bąjpasem. Dla uniknięcia nadmiernego nawilżenia, złoża biofiltrów powinny być wyposażone w skuteczny drenaż i automatyczny układ odcinający dowilżanie złoża przy nadmiernym wzroście oporów przepływu gazów. Dla polepszenia skuteczności biofiltracji przy dużych obciążeniach konieczne jest wzbogacanie złóż w pożywki zawierające makro- i mikroelementy nawozowe.

### Literatura

- ACUÑA M., PÉREZ F., AURIA R., REVAH S. 1999. *Microbial and kinetic aspect of a biofilter for removal of toluene from waste gases*. Biotechnol. Bioeng. 63: 175–184.
- AURIA R., AYCAGUER A-C., DEVINNY J. 1998. *Influence of water content on degradation rates for ethanol in biofiltration*. J. Air & Waste Manage. Assoc. 48: 65–70.
- CÁRDENAS-GONZÁLEZ B., ERGAS S., SWITZENBAUM M. 1999. *Characterization of compost biofiltration media*. J. Air & Waste Manage. Assoc. 49: 784–793.
- COX H., MAGIELSEN F., DODDMA H., HARDER W. 1996. *Influence of water content and water activity on styrene degradation by exophiala jeanselmei in biofilters*. Appl. Microbiol. Biotechnol. 45: 851–856.
- DESHUSSES M. 1997. *Biological waste air treatment in biofilters*. Curr. Opin. Biotech. 8: 335–339.

- DESHUSSES M., JOHNSON C. 1999.** *Biofiltration of high loads of ethyl acetate in the presence of toluene.* J. Air & Waste Manage. Assoc. 49: 973–979.
- DESHUSSES M., JOHNSON C. 2000.** *Development and validation of a simple protocol to rapidly determine the performance of biofilters for VOC treatment.* Environ. Sci. Technol. 34: 461–467.
- KENNES C., THALASSO F. 1998.** *Waste gas biotreatment technology.* J. Chem. Technol. Biotechnol. 72: 303–319.
- KENNES C., VEIGA M.C. 2004.** *Fungal biocatalysts in the biofiltration of VOC-polluted air.* J. Biotechnol. 113: 305–319.
- KONIECZYŃSKI J. 1993.** *Oczyszczanie gazów odlotowych.* Politechnika Śląska, Gliwice: 43–93, 233–469.
- MORGENROTH E., SCHROEDER E., CHANG D. 1996.** *Nutrient limitation in a compost biofilter degrading hexane.* J. Air & Waste Manage. Assoc. 46: 300–308.
- SCHROEDER E.D. 2002.** *Trends in application of gas-phase bioreactors.* Re/Views in Environmental Science & Bio/Technology 1: 65–74.
- SWANSON W., LOEHR R. 1997.** *Biofiltration: fundamentals, design, and operations principles, and applications.* J. Env. Eng. 123(6): 538–546.
- VAN LITH C., LESON G., MICHELSEN R. 1997.** *Evaluating design options for biofilters.* J. Air & Waste Manage. Assoc. 47: 37–48.
- VDI-RICHTLINIEN 3477. 1991.** *Biologische Abgas-/Abluftreinigung, Biofilter.* VDI Düsseldorf.
- WARYCH J. 1998.** *Oczyszczanie przemysłowych gazów odlotowych.* WNT, Warszawa: 266–385, 451–457.

**Słowa kluczowe:** biofiltracja ksenobiotyków, czynniki limitujące, wilgotność, pH, pożywki

### Streszczenie

Biofiltracja jest efektywną techniką oczyszczania gazów odlotowych zanieczyszczonych biodegradowalnymi ksenobiotykami. Duża powierzchnia właściwa wypełnienia daje jej przewagę nad innymi biologicznymi metodami oczyszczania gazów zawierających związki trudno rozpuszczalne. Kluczowymi parametrami dla biofiltracji są: wilgotność złoża oraz zawartość pożywek. Zespół urządzeń służących do prowadzenia biofiltracji powinien zapewniać możliwość okresowego dozowania złoża oraz nawilżanie gazów do wilgotności co najmniej 95%.

### BIOFILTRATION OF VOLATILE NON-SOLUBLE XENOBIOTICS WITH COMPOST – LIMITING FACTORS

*Andrzej Wieczorek*

Institute of Chemistry and Fundamentals of Environmental Protection,  
University of Technology, Szczecin

**Key words:** biofiltration of xenobiotics, limiting factors, moisture content, pH, nutrients



### Summary

Biofilters are the effective systems for treating air contaminated with biodegradable xenobiotic compounds. The advantage of biofilter over other biological systems is a high-superficial area best suited for treatment of compounds of poor water solubility. The principal control problem in biofilters is the moisture content of bed. The amount of nutrients is also very important. System design should ensure the possibility of periodical additional moistening of the bed. Relative humidity of the waste gases entering to biofilter should be at least 95%.

Dr inż. Andrzej **Wieczorek**  
Instytut Chemii i Podstaw Ochrony Środowiska  
Politechnika Szczecińska  
Al. Piastów 42  
71-065 SZCZECIN  
e-mail: anwiecz@ps.pl