

GRAŻYNA BARTELMUS, ANNA SZCZOTKA, RAFAŁ SARZYŃSKI, MIECZYSLAW
JAROSZYŃSKI, HANNA KOLARCZYK

ANALIZA MOŻLIWOŚCI OCZYSZCZANIA POWIETRZA Z PAR KSYLENU

Instytut Inżynierii Chemicznej PAN Gliwice, ul. Bałtycka 5, 44-100 Gliwice

W pracy przedstawiono krytyczny przegląd danych literaturowych dotyczących procesu biologicznego oczyszczania powietrza z par ksyleny, prowadzonego w reaktorze ze stałym złożem immobilizowanych mikroorganizmów. Omówiono wpływ takich parametrów jak obciążenie złoża zanieczyszczeniem, czas przebywania, natężenie zraszania, obecność innego zanieczyszczenia, skład pożywki na wydajność (RE) i sprawność (EC) procesu usuwania zanieczyszczenia. Dokonano zestawienia stosowanych mikroorganizmów, typów i wymiarów reaktora i wypełnienia oraz parametrów operacyjnych procesu.

Critical review of literature data concerning problem of xylenes removal from air by means of fixed bed bioreactor is presented. The influence of some important parameters (inlet pollutant load, residence time, liquid mass flow rate, presence of another pollutant, mineral medium composition) on elimination capacity (EC) or removal efficiency (RE) is described. For discussed literature studies operational parameters, bioreactor configuration and construction, type of packing material and type of microorganisms employed are provided.

1. WPROWADZENIE

Emisja lotnych związków organicznych (VOCs, volatile organic compounds) ma znaczny udział w pogarszającej się jakości powietrza i zanieczyszczeniu środowiska. Spośród emitowanych VOCs, ksyleny (dimetylobenzy), występujące w postaci trzech izomerów: orto-, meta- i para-, są szkodliwymi substancjami, które występują w wielu produktach takich jak farby, lakiery, kleje, spoiwa, tusze, środki czyszczące i odtłuszczające, benzyna. Są one również substancjami stosowanymi przy produkcji wielu tworzyw i włókien syntetycznych. Naturalnym źródłem ksylenów jest ropa naftowa i smoła węglowa, stąd praktycznie cała produkcja tych substancji jest zlokalizowana w przemyśle rafineryjnym i petrochemicznym. Ksyleny, ze względu na toksyczne działanie i obniżanie komfortu życia (przykry, drażniący zapach) umiesz-

czone zostały przez US EPA (Environmental Protection Agency) – Clean Air Act 1990 – na liście 188 szkodliwych zanieczyszczeń powietrza. Zatrucia parami ksyleny występują przede wszystkim w miejscach, w których jest on stosowany jako rozpuszczalnik (lakiernie, poligrafia, budownictwo) oraz w przemyśle, w którym pary ksyleny mogą wydobywać się w wyniku nieszczelności, podczas przetłaczania surowców i produktów, odpowietrzania instalacji. Brak jest doniesień o mutagennym czy kancerogennym działaniu tego związku. Wiadomo jednak, że jego obecność we wdychanym powietrzu osłabia działanie centralnego układu nerwowego, powoduje nudności, wymioty, bóle głowy itp. [1]. Przemysłową emisję ksylenów do atmosfery szacuje się w USA na ~57000 ton/rok, w Kanadzie (dane z 1990r.) natomiast na 96000 ton/rok, z czego 58% było związane z użyciem rozpuszczalników, natomiast 39% z eksploatacją samochodów [2]. W Japonii przemysłowa emisja ksylenów do atmosfery szacowana jest na ~48000 ton/rok [3]. Około 10-22% produkowanego ksyleny wykorzystuje się do wzbogacania paliw. Jednak, ze względu na słabą rozpuszczalność w wodzie i słabą adsorpcję w glebie, jedynie ~1% ksylenów wprowadzanych do środowiska znajduje się w wodzie lub glebie, natomiast 99% przechodzi do atmosfery. Stąd podstawowym problemem jest dobór efektywnych metod oczyszczania powietrza zanieczyszczonego ksylenem. Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego ksylenem, określone przez wartość najwyższego dopuszczalnego stężenia (NDS), nie powinno przekroczyć $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ przy 60 minutowej emisji oraz $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w skali roku (karty charakterystyk substancji niebezpiecznych CIOP PIB).

Dla usuwania VOCs z powietrza stosowane są różne technologie takie jak: spalanie, kondensacja, adsorpcja, absorpcja czy separacja membranowa. Wadą ich są wysokie koszty eksploatacyjne oraz wtórna depozycja zanieczyszczeń (zanieczyszczenie przenoszone jest z fazy gazowej do ciekłej (absorpcja) lub stałej (adsorpcja)). W ostatnich dekadach największą popularność zdobywają metody biologiczne, umożliwiające oczyszczanie dużych strumieni powietrza, zawierających nawet bardzo niewielkie i zmienne w czasie ilości substancji szkodliwych. Ponadto metody biologicznego oczyszczania wymagają najniższych nakładów finansowych związanych z utylizacją VOCs, w przeliczeniu na 1 m^3 oczyszczanego powietrza. Dla porównania, w zależności od stosowanej metody, koszty te wynoszą: 30-200 \$ - kondensacja, 40-190 \$ - absorpcja, 30-600 \$ - spalanie, 25-155 \$ - adsorpcja i 13-90 \$ - metody biodegradacji [4].

Najpopularniejszą techniką biooczyszczania gazów jest biofiltracja, wykorzystująca naturalną zdolność specyficznych populacji mikroorganizmów do degradacji określonych zanieczyszczeń. Biofiltr składa się ze stałego złoża porowatych cząstek, na powierzchni których immobilizowane są mikroorganizmy tworzące biofilm. Mogą być one wykonane z naturalnych materiałów, takich jak kompost, torf, węgiel aktywny bądź syntetycznych. Zanieczyszczone lotnymi związkami organicznymi strumienie powietrza, po nawilżeniu, tłoczone są przez złożo filtra, a gradient koncentracji pomiędzy fazą gazową a mokrym biofilmem generuje transport zanieczyszczenia do biofilmu, w którym jest on biodegradowany [5]. Poprawne zaprojektowanie biofiltra wymaga znajomości szeregu parametrów, spośród których kluczowymi są: efektyw-

ność i selektywność populacji mikroorganizmów, skład i wielkość strumienia zanieczyszczonego powietrza, biodegradowalność zanieczyszczenia, struktura i skład materiału wypełniającego biofiltr, parametry operacyjne biofiltra.

W ostatnich latach badana jest możliwość zastosowania w procesach oczyszczania powietrza współprądowych reaktorów trójfazowych ze stałym złożem, na powierzchni którego immobilizuje się mikroorganizmy (BTR - biotrickling reactor). W literaturze podkreśla się, że ciągle zraszanie złoża roztworem soli mineralnych ułatwia kontrolę i regulację parametrów procesowych (pH, skład pożywki, usuwanie toksycznych metabolitów oraz nadmiaru biomasy ze złoża. W obu przypadkach, tj. biofiltrów i złoż biologicznych zraszanych ciągłym strumieniem soli mineralnych, podkreśla się zalety biofilmu w stosunku do reaktorów zawieszinowych [6], [7]. Biofilm zapewnia duże stężenie mikroorganizmów a polimerowa matryca chroni mikroorganizmy przed niekorzystnymi czynnikami zewnętrznymi [8].

2. PRZEGLĄD DANYCH LITERATUROWYCH

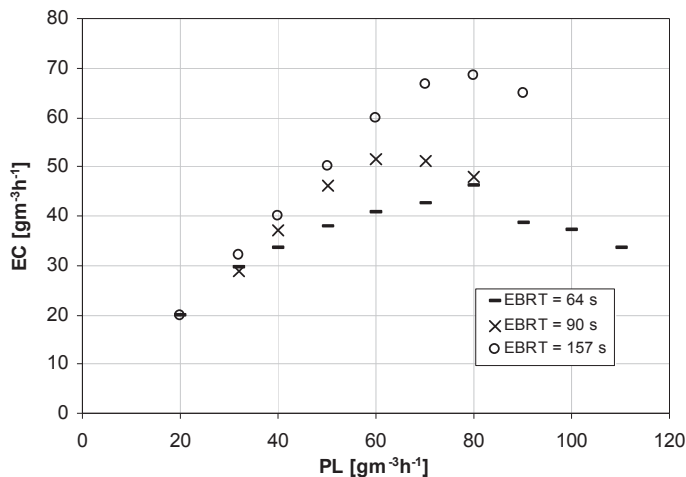
W literaturze znaleźć można wiele opracowań, w których autorzy przedstawiają wyniki badań procesu biodegradacji BTEX lub BTX, bowiem mieszanina tych związków jest charakterystyczna dla zanieczyszczenia ziemi i wód gruntowych przez wycieki benzyny i innych produktów ropopochodnych. Jako lotne związki organiczne substancje te obecne są również w powietrzu (np. okolice stacji benzynowych) oraz w gazach odlotowych instalacji przemysłowych, stąd zainteresowanie badaczy problemem ich usuwania z powietrza [9–11].

Aby zrozumieć biodegradację BTX trzeba zrozumieć interakcje pomiędzy substratami. Obecność danego składnika może bowiem stymulować degradację innych składników przez indukowanie wymaganych enzymów katabolicznych bądź też inhibować ich degradację działając toksycznie przez kataboliczną represję, inhibicję kompetycyjną enzymów lub usuwanie akceptorów elektronów [12]. Stąd należy poznać w pierwszej kolejności możliwości wybranego szczepu bakterii do rozkładu poszczególnych składników mieszaniny.

Przedmiotem analizy niniejszej pracy jest możliwość oczyszczania powietrza z par ksylenów, stąd temu zagadnieniu poświęcono uwagę analizując dostępne dane literaturowe.

Jorio i wsp. [2] stwierdzają, że w większości prac badawczych, w których skupiono uwagę na biodegradacji mieszanin BTX wykazano, że usunięcie ksyleny było najmniej efektywne w porównaniu z innymi składnikami. Powstaje więc pytanie czy usunięcie ksyleny jest możliwe tylko w obecności innego organicznego polutanta, takiego jak np. toluen, tj. przez kometabolizm. Dysponując wynikami pomyślnie zakończonych badań nad biodegradacją mieszaniny toluen-ksylen [13] skupiono uwagę nad biodegradacją powietrza zanieczyszczonego tylko parami ksyleny. Powietrze zanieczyszczone parami ksyleny płynęło w górę wypełnienia, którym były kulki

wzrogaconego torfu, na powierzchni których osadzono mieszaną populację bakterii. Przy przepływie gazu rzędu $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, co odpowiada $EBRT = 157 \text{ s}$, 100% oczyszczenie powietrza osiągnięto dla $C_{g0} = 0,4\text{-}2,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$; ze wzrostem C_{g0} z $2,6$ do $4,2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ sprawność oczyszczania obniżyła się do 70%. Gdy przepływ gazu wzrósł do $0,7 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ($EBRT \sim 90 \text{ s}$) wówczas RE obniżało się z 88% do 45%, przy C_{g0} zmieniającym się w granicach $1\text{-}2,4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$. Dalszy wzrost natężenia przepływu gazu, do $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ($EBRT \sim 64 \text{ s}$), obniżał RE z $\sim 100\%$ do 25% przy obciążeniu złoża zanieczyszczeniem wzrastającym od $0,4$ do $2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (rys. 1).



Rys. 1. Wpływ czasu przebywania w złożu na efektywność oczyszczania powietrza wg [2]
Fig. 1. Effect of the residence time on the elimination capacity [2]

W procesie biofiltracji organiczne zanieczyszczenia są utleniane do wody i ditlenku węgla i użyte jako źródło węgla dla wzrostu mikroorganizmów. Dla całego zakresu zmian PL stężenie CO_2 na wylocie ze złoża było wyższe niż na wlocie. Na wykresie P_{CO_2} vs EC wyniki eksperymentów układają się wzdłuż prostej o współczynniku kierunkowym 2,5 wskazując, że $\sim 76\%$ dostępnego węgla jest utleniane do CO_2 [2]. Duży rozrzut danych eksperymentalnych można wytłumaczyć faktem, że wytworzony CO_2 może być również akumulowany w biofilmie w postaci HCO_3^- , H_2CO_3 czy CO_3^{2-} .

Spośród izomerów ksylenu przy $V_g^* = 1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ najskuteczniej usuwany był z powietrza m-ksylen natomiast izomery p- i o- były degradowane z taką samą wydajnością, niższą o kilkanaście/kilkadziesiąt % od RE m-ksylenu. Dla wyższego $EBRT$, równego 157 s , do wartości $C_{g0} = 2,4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ wszystkie izomery usuwane były z taką samą, prawie 100% wydajnością. Wzrost PL upośledzał głównie usuwanie o-ksylenu.

Bibeau i wsp. [14] badali efektywność biofiltracji powietrza ($V_g^* = 0,9 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) zanieczyszczonego ksylenem ($PL = 25\text{-}195 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$) w wypełnionym kulkami kompostu biofiltrze, pracującym przy przepływie gazu w górę 1m warstwy wypełnienia. Złożo

zraszano roztworem soli mineralnych w ilości 2-4 l/dzień. Maksymalną wartość $EC=60 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ osiągnięto przy $PL=110 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$, natomiast maksymalny stopień konwersji, równy 85%, osiągnięto przy PL nie przekraczającym $35 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$. Analiza wykazała, że najtrudniej usunąć z powietrza o-ksylen, dalej m-ksylen a najłatwiej p-ksylen (stopień konwersji o-ksylenu nie przekraczał ~65%).

Elmrini i wsp. [15] badali efektywność oczyszczania powietrza z par ksyleny (nie podano które izomery) w biofiltrze (up-flow) wypełnionym kulkami torfu wzbogaconymi aktywowanymi szczepami bakterii, oznaczonymi symbolem EVB 110 (Sherbrooke, Quc., Canada). Doświadczenia przeprowadzono w dwóch seriach. W pierwszej serii utrzymywano stałe stężenie ksyleny w gazie na poziomie $C_{g0}=1,39 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, natomiast zmieniano natężenie przepływu gazu w granicach $V_g^*=0,4-1,1 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ co daje zmianę EBRT w granicach 150-56s. W drugiej serii eksperymentów utrzymywano stałe natężenie przepływu gazu, $V_g^*=0,4 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, zmieniając stężenie ksyleny w granicach $0,48-2,69 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, co daje $PL=12-69 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$. W pierwszej serii eksperymentów, dla $V_g^*=0,4 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ osiągnięto 96% efektywność oczyszczania.

W drugiej serii eksperymentów 98% sprawność biofiltra obserwowano do wartości $PL=36 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$. Dla wyższych wartości PL wartość RE wahała się pomiędzy 73-93%. Autorzy stwierdzają, że pomiar tworzącego się w procesie ditlenku węgla może być pomocny przy monitorowaniu przebiegu procesu; wykres zależności ilości wyprodukowanego CO_2 [$\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$] vs. EC jest linią prostą o współczynniku kierunkowym 2,72.

Maliyekkal i wsp. [16] badali efektywność biodegradacji ksyleny przez bakterie pozyskane z osadu czynnego ścieków. Laboratoryjny biofiltr wypełniony był warstwą kulek z PCV i pracował przy przeciwwądowym przepływie gazu i cieczy zraszającej złożę w ilości 24 l/dobę. Przy EBRT zmienianym w granicach 42-72 s uzyskano maksymalną wartość EC_{max} rzędu 8,78-19,1 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ co odpowiada ~82% sprawności oczyszczania przy $PL=25,708 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$.

Li i wsp. [17] dla oczyszczania powietrza z mieszaniny izomerów ksyleny zastosowali bioreaktor, którego 30 cm wysokości zajmowała zawieszina bakterii, a pozostałe 70 cm wypełniały sześciany porowatej piany, stanowiące nośnik dla grzybów. W strefie bakterii utrzymywano $\text{pH}=6-7$ natomiast w strefie grzybów $\text{pH}=5-6$. Analiza materiału biologicznego, wykonana po zakończeniu eksperymentu, wykazała, że w strefie bakterii znajdowały się szczepy *Bacillus subtilis*, *Paenibacillus* sp. i *Aureobacterium* sp. i nie było grzybów. W drugiej strefie znaleziono dużą ilość organizmów eukariotycznych, w szczególności *Aspergillus candidus* i *Penicillium frequentas*, które mogą rosnać wykorzystując ksylen jako źródło węgla i energii. W strefie tej wykryto również bakterie *Pseudomonas* i actinobakterie *Nocardia*. Średnia sprawność urządzenia była wyższa niż 90% z czego 24% przypadało na strefę pierwszą, a 67% na strefę drugą. Średnia wartość EC dla wszystkich izomerów ksyleny wynosiła $62 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$, co dawało 90% oczyszczenie powietrza.

Dla $C_{g0}=1,2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ autorzy stwierdzili, że całkowitemu utlenieniu do CO_2 i wody ulegało 62% doprowadzonego do układu ksyleny. Oznacza to, że z każdego mola

degradowanego ksyłenu powstaje 5 moli CO₂ a pozostałe 3 mole węgla są konwertowane w nowe mikroorganizmy.

Jeong i wsp. [3] wyizolowali z materiału pochodzącego z biofiltra, zaszczepionego osadem czynnym z oczyszczalni ścieków i zasilanego parami ksyłenu, bakterie zdolne do biodegradacji p-ksyłenu. Wyizolowane mikroorganizmy były gram-ujemne, i z testów identyfikacyjnych podobne do *Pseudomonas putida*. Zakwalifikowano je jako *Pseudomonas* sp. NBM21. Testy degradacyjne przeprowadzone w kolbach wykazały, że wyizolowany szczep degraduje p- i m-ksylen, benzen i toluen, natomiast nie degraduje o-ksyłenu, etylobenzenu i styrenu. Wyizolowany szczep zastosowano jako materiał biologiczny w biofiltrze wypełnionym szklaną pianą ($d_p=4-6$ mm), zasilanym powietrzem zawierającym p-ksylen. Zarówno dla sterylnych jak i niesterylnych warunków prowadzenia procesu otrzymano więcej niż 90% efektywność procesu dla *PL* nie przekraczającego $150 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$. Maksymalna wartość *EC* wynosiła $\sim 160 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ dla sterylnych warunków prowadzenia procesu i $150 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ dla niesterylnych. Autorzy sprawdzili również wpływ dodatku par etylobenzenu na efektywność biodegradacji p-ksyłenu. Stwierdzono, że jeśli stężenie etylobenzenu jest znacząco niższe niż p-ksyłenu wówczas nie wpływa on na efektywność biodegradacji p-ksyłenu. Przy wyższych stężeniach jego wpływ jest niekorzystny – efektywność biodegradacji p-ksyłenu wyraźnie maleje.

Spośród izomerów ksyłenu najtrudniej biodegradowalny jest o-ksylen. Jak wskazują testy laboratoryjne, jego biodegradację można przeprowadzić za pomocą gram-dodatnich bakterii z rodzaju *Rhodococcus* [18-21]. Jeong i wsp. [21] sprawdzili efektywność oczyszczania powietrza z o-ksyłenu w biofiltrze wypełnionym szklaną pianą, na powierzchni której osadzono bakterie *Rhodococcus* sp. BTO62. Jak wykazały testy laboratoryjne przeprowadzone w szczelnych kolbach, testowane mikroorganizmy rozkładają dużą gamę zanieczyszczeń. Oprócz o-ksyłenu degradowały również m- i p-ksylen, benzen toluen, etylobenzen i styren. Badania efektywności biofiltracji powietrza zanieczyszczonego o-ksylenem przeprowadzono w biofiltrze pracującym w sterylnych i niesterylnych warunkach, przy EBRT zmienianym w granicach 24-118 s. Stężenie polutanta w gazie doprowadzanym do biofiltra zmieniano w granicach 0,3-11,8 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ co daje obciążenie złoża zanieczyszczeniem w granicach 8-353 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$. Sprawność oczyszczania powyżej 90% została osiągnięta jedynie przy *PL* nie przekraczającym 41 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ w warunkach sterylnych, co jest znacznie mniej niż $\sim 160 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ przy *SV* = 76 h^{-1} uzyskane w warunkach niesterylnych.

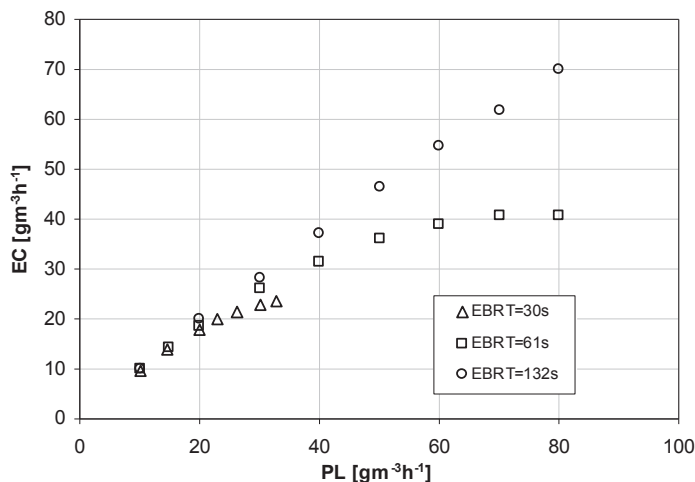
Oba opisane powyżej szczepy tj. *Pseudomonas* sp. NBM21 i *Rhodococcus* BTO62, wykorzystane zostały do biodegradacji mieszaniny wszystkich izomerów ksyłenu z etylobenzenem w pracy [23]. Obciążenie złoża zanieczyszczeniem zmieniano w granicach 30-530 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ ($C_{g0}=0,4-7,5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$) przy $V_g^*=0,03 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$. W temp. 20-30°C uzyskano 90% sprawność biofiltra ($EC=180 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$) przy *PL* nie przekraczającym $\sim 200 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$. Stwierdzono, że ze wzrostem obciążenia złoża zanieczyszczeniem obniża się sprawność biofiltracji w odniesieniu do izomerów ksyłenu natomiast etylobenzen utylizowany był zawsze w 100%. Najniższa jest efektywność utylizacji o-

ksylenu (~65%) co potwierdza, że jest on najtrudniej biodegradowalnym izomerem ksylenu.

Trejo-Aguilar i wsp. [24] przedstawili charakterystykę hydrodynamiczną biofiltra struzkowego. Autorzy stwierdzają, że ilość cieczy zraszającej złożę jest jednym z kluczowych parametrów operacyjnych TBB, ponieważ pośredniczy w transporcie tlenu i substratu z gazu do biofilmu. Nie jest również pewne czy niezmaczona część biofilmu w TBAB ma odpowiednią biologiczną aktywność. Częściowe zmoczenie może powodować ograniczenia w dostarczaniu substratu i tlenu do biofilmu. Zmoczenie biofilmu zależy od szeregu zmiennych, takich jak natężenie przepływu gazu i cieczy, wymiary reaktora i wypełnienia użytego jako nośnik biofilmu, a także ilości biofilmu, determinującej porowatość wypełnienia. Doświadczenie prowadzono w kolumnie ($D_k=0,15$ m średnicy, $H_{wyp}=1,32$ m wypełnienia z pierścieni Palla ($\epsilon_B=0,95$) usypanego w czterech sekcjach po 34 cm każda) pracującej przy współprądowym przepływie w dół gazu i cieczy. Zanieczyszczeniem usuwanym z powietrza był ksylen (równa liczba moli wszystkich izomerów), którego zawartość w powietrzu doprowadzanym do reaktora w ilości $\sim 2,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, zmieniano nieznacznie ($PL=42-52 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$). Na złożu osadzono mieszaną populację mikroorganizmów (bakterie i grzyby) pozyskaną z biofiltra, który pracował przez miesiąc oczyszczając powietrze z par benzyny. Z izomerów ksylenu najłatwiej usuwany był z powietrza izomer orto- w następnej kolejności meta- i wreszcie para-. Zaskakujące są wyniki autorów jeśli chodzi o wpływ natężenia zraszania złoża cieczą na efektywność biodegradacji ksylenu. Dla $\epsilon_B=0,8$ wzrost natężenia zraszania z $6,2$ do $14,1 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ zwiększa EC z 20 do $30 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$. Dla mniejszych porowatości złoża ($\epsilon_B=0,69$ i $0,41$) brak zauważalnego wpływu natężenia przepływu cieczy zraszającej złożę na wydajność bioreaktora. Najwyższą wartość $EC_{max}=30 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ osiągnięto przy $\epsilon_B=0,8$ i $G_L=14,1 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Redukcja porowatości złoża do $\epsilon_B=0,41$ zmniejszyła drastycznie wartość EC do $8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$. Badania wykazały, że 41-58% węgla zawartego w substracie było konwertowane do CO_2 .

Układ szeregowy dwóch biofiltrów zastosowali Wu i wsp. [25] do usuwania par p-ksylenu z powietrza. Pierwszy z filtrów wypełniono mieszaniną kompostu, ziemi leśnej i polietylenowych kształtek, natomiast drugi w układzie aparat wypełniały tylko kształtki polietylenowe ($d_p \sim 0,0045$ m). Inoculum dla obu biofiltrów była zawiesina osadu czynnego. W doświadczeniach stężenie p-ksylenu w gazie doprowadzanym do reaktora zmieniano w granicach $0,1-3,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ przy trzech natężeniach przepływu gazu, wynoszących $9,17$; $19,87$ i $40,66 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ co odpowiada $EBRT = 132$ s, 61 s i 30 s. Przez pierwszy miesiąc układ pracował przy $G_g=9,17 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ i dla C_{g0} poniżej $1,2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ uzyskano 100% efektywność układu. Ze wzrostem obciążenia złoża zanieczyszczeniem malała sprawność układu, osiągając mniej niż 80% przy $C_{g0}=3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$. Uzyskane wyniki są znacznie lepsze od otrzymanych w pracy [2] dla podobnych parametrów operacyjnych. Przedstawiona powyżej, wysoka sprawność układu biofiltrów uzyskana została przy długim czasie przebywania gazu ($EBRT=132$ s). Gdy $EBRT=30$ s ($G_g=40,66 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) wówczas 100% efektywność uzyskano dla wlotowych stężeń p-ksylenu w gazie nieprzekraczających $0,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$. Wzrost C_{g0} do $\sim 0,685 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ spowodował spadek efektywności do 47%.

Na rysunku 2 przedstawiono zależność sprawności oczyszczania (EC) od obciążenia złoża zanieczyszczeniem (PL) dla trzech stosowanych w badaniach natężeń przepływu gazu.



Rys.2. Zależność sprawności oczyszczania od obciążenia złoża zanieczyszczeniem wg [25]
Fig. 2. Elimination capacity vs pollutant inlet load for different gas velocities [25]

Autorzy stwierdzają, że ilość wytworzonego CO_2 jest proporcjonalna do sprawności układu (EC) lecz znacznie mniejsza od ilości ditlenku węgla wynikającej ze stechiometrii równania, opisującego całkowitą mineralizację polutanta (1,65 i 3,3 odpowiednio). Pozostała część biodegradowanego p-ksylenu jest konwertowana na biomasę i/albo powstały ditlenek węgla jest akumulowany w złożu w postaci HCO_3^- , H_2CO_3 , CO_3^{2-} .

Liu i wsp. [5] zastosowali układ dwóch pracujących równolegle kolumn, pracujących przy współprądowym przepływie w dół gazu i cieczy, do usuwania z powietrza ksylenu. Jedna z kolumn wypełniona była porowatymi, ceramicznymi kulkami o średnicy 6-8 mm, druga kształtkami ceramicznymi o nieregularnym kształcie. Na ich powierzchni osadzono bakterie *Bacillus firmus*, mogące wykorzystywać ksylen jako jedyne źródło węgla i energii. W eksperymentach obciążenie złoża zanieczyszczeniem zmieniano w granicach 21,22-635,64 $g \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}$, co odpowiada stężeniu ksylenu w powietrzu 0,5-3 $g \cdot m^{-3}$ przy V_g^* zmienianym w zakresie 0,2-1,0 $m^3 \cdot h^{-1}$, co odpowiada EBRT=84,8 s; 28,3 s i 17 s. Biofiltry zraszane były roztworem soli mineralnych w ilości $1,8 \cdot 10^{-3} m^3 \cdot h^{-1}$. W obu aparatach uzyskano sprawność oczyszczania powietrza nie mniejszą niż 90% przy EBRT w zakresie 28,3÷84,8 s i dla $C_{g0} \leq 3 g \cdot m^{-3}$. Przy mniejszym EBRT, wynoszącym 17 s, sprawność oczyszczania obniżyła się do 80%. Przy większym PL i EBRT w granicach 28,3÷84,8 s obserwowano niewielki spadek sprawności oczyszczania gdy zwiększono zraszanie (z 25 $ml \cdot min^{-1}$ do 75 $ml \cdot min^{-1}$). Przy EBRT równym 17 s natężenie przepływu cieczy nie miało zauważalnego wpływu na

efektywność oczyszczania powietrza. Tak więc autorzy stwierdzają, że ten parametr nie wpływa na działanie biofiltra, natomiast dodatek pożywki będącej źródłem azotu może w znaczący sposób zwiększyć sprawność kolumny filtrującej powietrze.

Rene i wsp. [26] badali efektywność laboratoryjnego biofiltra wypełnionego mieszaniną kompostu (3–6 mm) i ceramicznych kulek (4–6 mm) w proporcji 60:40 (v/v). Złoże zaszczipiono mieszaną kulturą bakterii pochodzących z oczyszczalni ścieków i zaadaptowanych do wzrostu na ksylenie. W czasie 120 dni pracy biofiltra stężenie ksyleny (mieszanina izomerów) w powietrzu dopływającym zmieniano w granicach od 0,25 do $\sim 2,8 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$. Liniową zależność EC vs PL osiągnięto dla PL nie przekraczającego $37 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ przy efektywności usuwania ksyleny rzędu 80%. Wzrost obciążenia złoże zanieczyszczeniem powodował drastyczny spadek wydajności biofiltra, która dla $PL\sim 200 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ wynosiła $\sim 40\%$.

Biofiltrację mieszaniny izomerów ksyleny badali Saravanan i Rajamohan [27] stosując jako wypełnienie prasowany muł z cukrowni (d_p cząstek $\sim 3 \text{ mm}$). Inoculum były mikroorganizmy (bakterie i grzyby) pozyskane z osadu czynnego z oczyszczalni ścieków, pracującej w przemyśle farmaceutycznym. Przy przepływie gazu zmienianym w granicach $0,3\text{-}0,12 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ stężenie ksyleny zmieniano w granicach $0,2\text{-}1,2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$. Znalezione, że w wypełnionym prasowanym mułem biofiltrze EC rośnie liniowo do $PL = 17 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ ($RE \sim 65\%$) po czym zmienia się wolniej ze wzrostem PL osiągając maksimum wynoszące $\sim 20 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ przy $PL\sim 100 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$. Stosunek ilości produkowanego CO_2 do ilości zutylizowanego ksyleny wynosił średnio 2,53 ($R^2=0,88$).

Chang i wsp. [28] do oczyszczania powietrza zanieczyszczonego p-ksylenem wykorzystali układ złożony z adsorbentu wypełnionego węglem aktywnym, z którego zanieczyszczony gaz kierowany był do poziomego biofiltra, wypełnionego naturalnym kompostem. Badania przeprowadzono dla trzech natężeń przepływu gazu, wynoszących 3,6; 7,2 i $10,8 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, co odpowiada $EBRT$ 96, 48 i 32 s. Około 95 % sprawność oczyszczania uzyskano przy obciążeniu nie przekraczającym $\sim 110 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ (jest to sprawność układu AC+TBAB). W tabeli 1 zestawiono omówione powyżej prace podając ważniejsze dane konstrukcyjne i operacyjne instalacji badawczych. Jak widać prawie wszystkie badania wykonano wykorzystując biofiltry do usuwania par ksylenów. Jedynie w pracy [24] wykorzystano współprądowy reaktor strużkowy (TBB, trickle bed bioreactor) zraszany ciągłym strumieniem soli mineralnych w ilości $6,2\text{-}14,1 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Autorzy nie wyjaśniają dlaczego stosują tak dużą wartość zraszania, znacznie przekraczającą wartość konieczną dla pełnego pokrycia warstwy wypełnienia filmem cieczy.

Tabela 1. Zestawienie danych literaturowych dotyczących oczyszczania powietrza z par p-ksyleno/ksylenów*
 Table 1. Comparison of operational parameters employed in the literature for biopurification of air from p-xylene/ xylenes*

Autorzy	Typ bioreaktora	Wymiary bioreaktora [m]	V_g^* [m ³ ·h ⁻¹]	V_L^* [m ³ ·h ⁻¹]	PL [g·m ⁻³ ·h ⁻¹]	C_{g0} [g·m ⁻³]	EBRT [s]
Bibeau i wsp. [14]	BF Mikroorganizmy mieszana populacja bakterii	$D_k=0,15m$ $H_{wyp}=1m$ kompost (kulki 5-10mm)	0,9	2-4 l/dzień	25-195	0,46-3,63	67
Jorio i wsp. [2]	BF up-flow mieszana populacja bakterii	$D_k=0,15m$ $H_{wyp}=1m$ kulki torfu wzbogacone	0,4; 0,7; 1,0	1 l/dzień	10-110	0,2-4	64-157
Elmrini i wsp. [15]	BF bakterie EVB 110	$D_k=0,15m$ $H_{wyp}=0,99m$ kulki torfu	0,4-1,1	—	12-67	0,48-2,69	56-150
Maliyekkal i wsp. [16]	BF bakterie osadu czynnego	$D_k=0,15m$ $H_{wyp}=0,99m$ kulki PCV $d_p \sim 8mm$	0,049-0,084	24 l/dobę	17-25,7	0,2-0,5	42-72
Trejo-Aguilar i wsp. [24]	TBB mieszana populacja bakterii i grzybów	$D_k=0,15m$ $H_{wyp}=1,32m$ pierscień Palla 12,5 mm	2,2	0,39-0,89	41-52	0,443-0,55	38

Jeong i wsp. [3]	BF <i>Pseudomonas</i> sp. NBM21	$D_k=0,05m$ $H_{wyp}=0,2m$	$d_p=4-6\text{ mm}$	0,009-0,03	15-225	0,645-2,9	47-156
Li i wsp. [17]	BF+ reaktor zawieszinowy bakterie+grzyby	$D_k=0,1m$ $H_{wyp}=1m$	1 cm ³ sześciiany piany	0,263 $(2,5-37,5) \cdot 10^{-3}$	10-100	0,3-3	107
Liu i wsp. [5]	BTF <i>Bacillus firmus</i>	$D_k=0,1m$ $H_{wyp}=0,6m$	kulki $d_p=6-8\text{ mm}$	0,2-1 $1,8 \cdot 10^{-3}$	21,22-445	0,5-3,0	17; 28,3; 84,8
Wu i wsp. [25]	BF mieszana populacja mikroorganizmów z osadu czynnego	$D_k=0,05m$ $H_{wyp}=0,17 \times 2$	I BF- kompost +ziemia leśna+ PE** II BF-kształtki PE** ($d_p=4,5mm$)	0,018; 0,039; 0,079	2,7-82	0,1-3,3	30; 60; 132
Hwang i wsp. [29]	BF bakterie osadu czynnego	$D_k=0,08m$ $H_{wyp}=0,3m$	kompost (2 gat.) +pianka poliuretanowa +muszle ostrog	0,09	12,8-20,5	0,21-0,34	60

Rene i wsp. [26]	BF	mieszana populacja bakterii z osadu czynnego	$D_k=0,05m$ $H_{wvp}=0,7$	kompost (3-6mm)+ ceramiczne kulki (4-6mm) 60:40 (v/v)	0,024-0,072	3,5-208	0,25-2,8	48,6-147
Saravanan i Rajamohan [27]	BF	bakterie osadu czynnego z przem. farmaceutycznego+ grzyby	$D_k=0,05m$ $H_{wvp}=0,8m$	prasowany mul z cukrowni $d_p=3mm$	0,03-0,12	4,3-100	0,2-1,2	42-168
Chang i wsp. [28]	AC*** + BFpozioimy	—	$1,5 \times 0,4m$ $H_{wvp}=0,2m$	naturalny kompost	2×30 min/dzień 3,6; 7,2; 10,8	5,5-330	9,3-27,2	32,48, 96

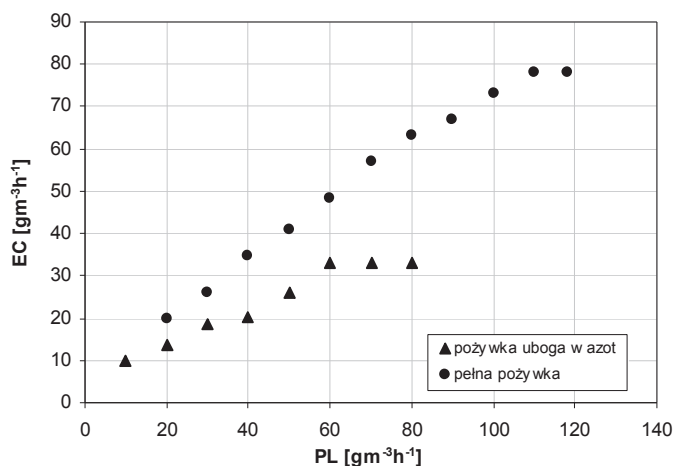
* pola zaciemnione odnoszą się do mieszaniny izomerów, pola jasne do p-ksylenu

** PE – polietylen

*** AC – adsorber węglowy

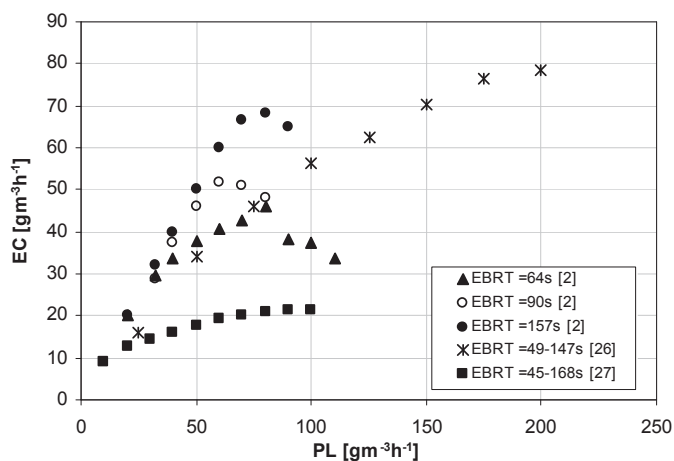
Trudno jest porównać rezultaty przedstawionych badań bowiem kluczowym dla nich wydaje się przede wszystkim EBRT, jak przedstawiono dla przykładu na rys. 1 i 2.

Nie bez wpływu pozostaje również skład pożywki zasilającej złożę w składniki niezbędne dla utrzymania vitalności mikroorganizmów osadzonych na wypełnieniu (rys. 3).



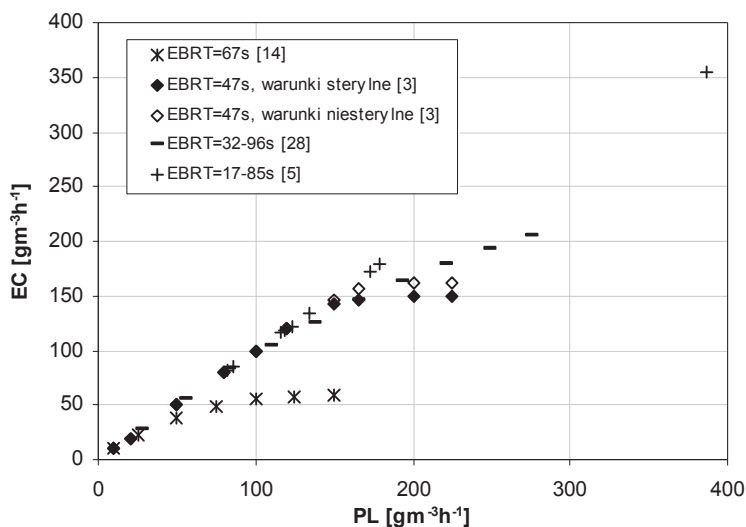
Rys.3. Wpływ składu pożywki na efektywność pracy złoża wg [24]

Fig.3. Effect of the mineral medium composition on the elimination capacity [24]



Rys. 4a. Sprawność oczyszczania powietrza z p-ksylenu/ksylenów w zależności od obciążenia złoża zanieczyszczeniem

Fig. 4a. Elimination capacity vs pollutant inlet load for air purification from p-xylene/xylenes



Rys. 4b. Sprawność oczyszczania powietrza z p-ksylenu/ksylenów w zależności od obciążenia złoża zanieczyszczeniem

Fig. 4b. Elimination capacity vs pollutant inlet load for process of air purification from p-xylene/xylenes

Na rys. 4a i 4b zestawiono dane literaturowe w postaci zależności $EC = f(PL)$. Jak widać, nawet dla zbliżonych wartości $EBRT$ uzyskiwano znacząco różniące się wartości sprawności usuwania zanieczyszczenia z powietrza.

Najbardziej obiecujące wydają się wyniki uzyskane w pracy [29] jednak należy zwrócić uwagę, że podane wartości EC dotyczą całego układu, składającego się z wypełnionego aktywnym węglem filtra połączonego szeregowo z biofiltrem.

3. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Przedstawiony przegląd danych literaturowych stanowi wstępny etap prac nad oczyszczaniem powietrza z para-ksylenu w bioreaktorze trójfazowym ze współprądowym przepływem w dół gazu i cieczy. Przedstawiony przegląd danych literaturowych wskazuje, że dla uzyskania wysokiej sprawności oczyszczania powietrza konieczne jest przede wszystkim znalezienie mikroorganizmów, dla których usuwane zanieczyszczenie będzie źródłem węgla i energii, wyznaczenie kinetyki reakcji biodegradacji oraz, toksycznej dla stosowanych mikroorganizmów, dawki zanieczyszczenia. Dopiero dysponując efektywnymi mikroorganizmami można podjąć próbę zastosowania ich w procesie biofiltracji powietrza zanieczyszczonego ksylenem.

OZNACZENIA - SYMBOLS

C_{g0}	–stężenie zanieczyszczenia w strumieniu wlotowym gazu, $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pollutant concentration in inlet gas stream
d_p	–średnica wypełnienia, mm packing diameter
D_k	–średnica bioreaktora, m bioreactor diameter
$EBRT$	–czas przebywania, s empty bed residence time
EC	–sprawność oczyszczania, $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ elimination capacity
G_L	–masowe natężenie przepływu cieczy, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ superficial mass flow rate of liquid
G_g	–objętościowe natężenie przepływu gazu, $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ superficial volumetric flow rate of gas
H_{wyp}	–wysokość wypełnienia, m packing height
PL	–obciążenie złoża zanieczyszczeniem, $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ pollutant load
RE	–wydajność oczyszczania, % removal efficiency
SV	–prędkość przestrzenna, h^{-1} space velocity
V_L^*	–objętościowe natężenie przepływu cieczy, $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ volumetric liquid flow rate
V_g^*	–objętościowe natężenie przepływu gazu, $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ volumetric gas flow rate
ϵ_B	–porowatość złoża bed porosity

INDEKSY DOLNE I GÓRNE – SUBSCRIPTS AND SUPERSCRIPTS

max	–dotyczy wartości maksymalnej denotes maximal value
-----	--

PIŚMIENNICTWO CYTOWANE - REFERENCES

- [1] ROBLEDO-ORTIZ J.R., RAMIREZ-ARREOLA D.E., PEREZ-FONSECA A.A., GOMEZ C., GONZALEZ-REYNOSO O., RAMOS-QUIRARTE J., GOZALEZ NUNEZ R., *Benzene, toluene and o-xylene degradation by free and immobilised P. putida F1 of postconsumer agave-fiber/polymer foamed composites*. Int. Biodeter. Biodegrad. 2011, 65, 539.
- [2] JORIO H., BIBEAU L., VIEL G., HEITZ M., *Effects of gas flow rate and inlet concentration on xylene vapors biofiltration performance*. Chem. Eng. J. 2000, 76, 209.
- [3] JEONG E., HIRAI M., SHODA M., *Removal of p – xylene with Pseudomonas sp. NBM21 in biofilter*. J. Biosci. Bioeng. 2006, 102, 281.
- [4] MUNOZ R., VILLAVERDE S., GUIEYSSE B., REVAH S., *Two-phase partitioning bioreactors for treatment of volatile organic compounds*. Biotechnol. Adv. 2007, 25, 410.

- [5] LIU Q., BABAJIDE A. E., ZHU P., ZOU L., *Removal of xylene from waste gases using biotrickling filters*. Chem. Eng. Technol. 2006, 29, 320.
- [6] MITTELMAN M.W., Structure and functional characteristics of bacterial biofilms in fluid processing operations. J. Dairy Sci. 1998, 81, 2760.
- [7] GUELLI U. SOUZA S. M. A., MELLO J. M. M., BRANDÃO H. L., SILVA A., ULSON DE SOUZA A. A., *Removal of BTEX Compounds using Fixed Bed Bioreactors*, European Congress of Chemical Engineering ECCE7 and 19th International Congress of Chemical and Process Engineering CHISA 2010, Proceedings of ECCE7 and CHISA 2010, Praga, Czechy, 2010 .
- [8] MASSALHA N., BASHEER S., SABBAH I., *Effect of adsorption and bead size of immobilized biomass on the rate of biodegradation of phenol at high concentration levels*. Ind. Eng. Chem. Res. 2007, 46, 6820.
- [9] SORIAL G.A., SMITH F.L., SUIDAN M.T., PANDIT A., BISWAS P., BRENNER R.C., Evaluation of trickle-bed air biofilter performance for BTEX removal. J. Environ. Eng. 1997, 123, 530.
- [10] CHEN J.M., ZHU R.Y., YANG W.B., ZHANG L.L., Treatment of BTo-X contaminated gas stream a biotrickling filter inoculated with microbes bound to a wheat bran/ red wood powder/diatomaceous earth carrier. Bioresour Technol. 2010, 101, 8067.
- [11] GALLASTEGUI, G.; ÁVALOS RAMIREZ, A.; ELÍAS, A.; JONES, J.P.; HEITZ, M., *Performance and macrokinetic analysis of biofiltration of toluene and p-xylene mixtures in a conventional biofilter packed with inert material*. Bioresour Technol. 2011, 102, 7657.
- [12] ALVAREZ P.J.J., VOGEL T.M., *Substrate interactions of benzene, toluene, and para-xylene during microbial degradation by pure cultures and mixed culture aquifer slurries*. Appl. Environ. Microbiol. 1991, 57, 2981.
- [13] JORIO H., KIARED K., BRZEZINSKI R., LEROUX A., VIEL G., HEITZ M., *Treatment of air polluted with high concentrations of toluene and xylene in pilot-scale biofilter*. J. Chem. Technol. Biot. 1998, 73, 183.
- [14] BIBEAU L., KIARED K., BRZEZINSKI R., VIEL G., HEITZ M., *Treatment of air polluted with xylenes using a biofilter reactor*. Water Air Soil 2000, 118, 377.
- [15] ELMRINI H., BREDIN N., SHAREEFDEEN Z., HEITZ M., *Biofiltration of xylene emissions: bioreactor response to variations in the pollutant inlet concentration and gas flow rate*. Chem. Eng. J. 2004, 100, 149-168.
- [16] MALIYEKKAL S. M., RENE E. R., PHILIP L., SWAMINATHAN T., *Performance of BTX degraders under substrate versatility conditions*. J. Haz. Mater. B 2004, 109, 201.
- [17] LI L., LIU J.X.: *Removal of xylene from off – gas using a bioreactor containing bacteria and fungi*. Int. Biodeter. Biodegrad. 2006, 58, 60.
- [18] GENNARO P.D., RESCALLI E., GALLI E., SELLO G., BESTETTI G., *Characterization of Rhodococcus opacus R7, a strain able to degrade naphthalene and o-xylene isolated from a polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated soil*. Res. Microbiol. 2001, 152, 641.
- [19] BICKERDIKE S.R., HOLT R.A., STEPHENS G.M., *Evidence for metabolism o-xylene by simultaneous ring and methyl grup oxidation in a new soil isolate*. Microbiology 1997, 143, 2321.
- [20] KIM D., KIM Y., KIM S., KIM S., ZYLSTRA G.J., KIM Y., KIM E., *Mono-cyclic aromatic hydrocarbon degradation by Rhodococcus sp.strain DK17*. Appl. Environ. Microbiol. 2002, 68, 3270.
- [21] KIM D., CHAE J., JANG J., ZYLAB G., J., KIM Y., KANG B., KIM E., *Funcional characterization and molecular modeling of methylcatechol 2,3-dioxygenase from o-xylene degrading Rhodococcus sp.strain DK17*. Biochem. Biophys. Res. Comm. 2005, 326, 880.
- [22] JEONG E., HIRAI M., SHODA M., *Removal of o – xylene using by biofilter inoculated with Rhodococcus sp. BTO 62*. J. Hazard. Mater. 2008, 152, 140.
- [23] JEONG E., HIRAI M., SHODA M., *Removal of p – xylene by a mixed culture of Pseudomonas sp. NBM21 and Rhodococcus sp. BTO 62 in biofilter*. J. Biosci. Bioeng. 2009, 108, 136.
- [24] TREJO-AGUILAR G., REVAH S., LOBO-OEHMICHEN R., *Hydrodynamic characterization of a trickle bed air biofilter*. Chem. Eng. J. 2005, 113, 145.

- [25] WU D., QUAN X., ZHAO Y., CHEN S., *Removal of p-xylene from an air stream in a hybrid biofilter*. J. Hazard. Mater. B 2006, 136, 288.
- [26] RENE E. R., LÓPEZ M. E., MURTHY D. V. S., SWAMINATHAN T., *Removal of xylene in gas-phase using compost-ceramic ball biofilter*. Int. J. Phys. Sci. 2009, 4, 638.
- [27] SARAVANAN .V., RAJAMOCHAN N., *Treatment of xylene polluted air using press mud-based biofilter*. J. Haz. Mat. 2009, 162, 981.
- [28] CHANG S., LU C., HSU S., LAI H.T., SHANG W.L., CHUANG Y.S., CHO C.H., CHEN S.H., *Treatment of waste gas from the breather vent of a vertical fixed roof p-xylene storage tank by a trickle-bed air biofilter*. Bioresour Technol. 2011, 102, 1028.
- [29] HWANG J.W., JANG S.J., LEE E.Y., CHOI C.Y., PARK S., *Evaluation of composts as biofilter packing material for treatment of gaseous p-xylene*. Biochem. Eng. J. 2007, 35, 142.

GRAŻYNA BARTELMUS, ANNA SZCZOTKA, RAFAL SARZYŃSKI, MIECZYSLAW JAROSZYŃSKI

CAPABILITY ANALYSIS OF AIR PURIFICATION FROM XYLENE IN BIOREACTORS

Xylenes are put among the most hazardous air pollutants (Clean Air Act, US EPA). They mainly are used as a fuel component, solvent for paints, varnishes, adhesives, inks production and as a feedstock for production of various plastics and synthetic fibers. Because of its low solubility and poor adsorption in soil most of the xylene released to the environment is accumulated in the atmosphere. Therefore development of an effective method of air purification from xylenes is of a high importance. Biological methods appear to be very advantageous: low operational costs, mild process conditions, complete pollutant elimination.

The study is the literature survey of the problem of xylenes removal from air by means of a fixed bed bioreactors. Critical review of literature data is presented. The most important results concerning biodegradation of xylenes are discussed. The influence of some important parameters (inlet pollutant concentration, empty bed residence time, liquid flow rate, presence of another pollutant, mineral medium composition) on elimination capacity (*EC*), or removal efficiency (*RE*) is described. For discussed literature studies operational parameters, bioreactor configuration and construction, type of packing material and type of microorganism employed are provided (table 1).

Most of the presented data concerns processes conducted in biofilter with periodically wetted bed, and only one work [24] deals with an operation of trickle bed bioreactor with constantly wetted packing.

It was pointed out that it is difficult to compare results of the discussed studies, since even for similar values such a key parameter as *EBRT*, the authors reported significantly different values of *EC*.

It was concluded that to efficiently remove xylene from air the most important tasks are: selection of microorganisms able to use pollutant (xylene) as a source of carbon and energy, determination of the kinetic model for pollutant biodegradation and estimation toxic pollutant dose for microorganisms employed.