



Politechnika  
Śląska

**POLITECHNIKA ŚLĄSKA**

**Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki**

**Katedra Inżynierii Wody i Ścieków**



**ADAPTACJA TECHNOLOGII USUWANIA ODORÓW  
W KOMPAKTOWYCH BIOREAKTORACH  
TRÓJFAZOWYCH DO SEKTORA KOMUNALNEGO,  
W SZCZEGÓLNOŚCI DO OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW**

**ROZPRAWA DOKTORSKA**

**mgr inż. Anita Parzentna-Gabor**

**Promotor:**

Prof. dr hab. inż. Krzysztof Barbusiński

**Opiekun Pomocniczy:**

dr inż. Damian Kasperczyk

Gliwice, 2024



Uprzejmie dziękuję Szanownemu Panu Prof. dr hab. inż. Krzysztofowi Barbusińskiemu, Promotorowi niniejszej pracy, za życzliwą pomoc okazywaną w trakcie jej opracowywania, a także za cenne uwagi merytoryczne, które przyczyniły się do ukierunkowania obecnej koncepcji tej pracy





Uprzejmie dziękuję Szanownemu Panu dr inż. Damianowi Kasperczykowi, Opiekunowi Pomocniczemu niniejszej pracy, za inicjatywę podjęcia badań stanowiących treść pracy i za sformułowanie jej pierwotnej koncepcji, a także za życzliwą pomoc w organizacji badań eksperymentalnych i za udostępnienie pilotażowej instalacji z Kompaktowym Bioreaktorem Trójfazowym



## Spis treści

<b>STRESZCZENIE</b> .....	9
<b>SUMMARY</b> .....	10
<b>WYKAZ WAŻNIEJSZYCH SKRÓTÓW</b> .....	11
<b>WPROWADZENIE</b> .....	13
<b>1. CHARAKTERYSTYKA ODORÓW</b> .....	15
1.1. Źródła emisji odorów.....	15
1.2. Wpływ emisji odorów na otoczenie .....	18
1.3. Regulacje prawne .....	19
<b>2. EMISJA ODORÓW POCHODZENIA KOMUNALNEGO</b> .....	22
2.1. Zakłady gospodarki odpadami .....	22
2.2. Przepompownie ścieków i instalacje kanalizacyjne .....	23
2.3. Oczyszczalnie ścieków .....	24
2.3.1. Obiekty oczyszczalni ścieków .....	24
2.3.2. Substancje odorowe występujące w oczyszczalni ścieków .....	28
<b>3. OGRANICZANIE EMISJI ODORÓW DO ŚRODOWISKA</b> .....	30
3.1. Technologie oczyszczania powietrza z odorów .....	30
3.1.1. Metody fizykochemiczne .....	30
3.1.2. Metody biologiczne .....	33
3.2. Zastosowanie biologicznych metod oczyszczania powietrza w oczyszczalniach ścieków....	34
3.2.1. Biofiltry.....	34
3.2.2. Bioskrubery .....	37
3.2.3. Bioreaktory ze złożem zraszanym .....	39
<b>4. KOMPAKTOWE BIOREAKTORY TRÓJFAZOWE</b> .....	43
4.1. Opis technologii .....	43
4.2. Warunki pracy Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych .....	46
4.2.1. Dobór i hodowla mikroorganizmów .....	46
4.2.2. Degradacja odorów .....	50
4.3. Dotychczasowe zastosowania Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych.....	57
4.4. Możliwości wdrożenia Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych do sektora komunalnego .....	58
<b>5. TEZY I CEL PRACY</b> .....	60
5.1. Tezy pracy.....	60
5.2. Cel pracy .....	60
<b>6. METODYKA BADAŃ</b> .....	62

6.1. Badania w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” .....	63
6.1.1. Charakterystyka oczyszczalni ścieków .....	63
6.1.2. Stanowisko badawcze .....	65
6.1.3. Aparatura badawcza .....	66
6.1.4. Mikroorganizmy zasiedlające bioreaktor .....	67
6.2. Badania w oczyszczalni ścieków "Tychy-Urbanowice" .....	70
6.2.1. Charakterystyka oczyszczalni ścieków .....	70
6.2.2. Stanowisko badawcze .....	71
6.2.3. Aparatura badawcza .....	72
6.2.4. Mikroorganizmy zasiedlające bioreaktor .....	73
6.3. Aparatura pomiarowa .....	73
6.4. Warunki prowadzenia procesu biooczyszczania .....	75
6.5. Pomiar efektywności biooczyszczania powietrza w KBT .....	77
6.6. Badania stanu złoża po rocznych pomiarach w oczyszczalni ścieków .....	77
<b>7. WYNIKI BADAŃ</b> .....	<b>79</b>
7.1. Oczyszczalnia ścieków „Klimzowiec” .....	79
7.1.1. Biodegradacja H <sub>2</sub> S .....	81
7.1.2. Biodegradacja LZO .....	99
7.2. Oczyszczalnia ścieków „Tychy-Urbanowice” .....	107
7.2.1. Biodegradacja H <sub>2</sub> S .....	110
7.2.2. Biodegradacja LZO .....	126
7.2.3. Biodegradacja NH <sub>3</sub> .....	142
7.3. Badania złoża .....	147
<b>8. DYSKUSJA WYNIKÓW</b> .....	<b>152</b>
8.1. Wpływ pH .....	152
8.2. Wpływ intensywności przepływu fazy gazowej, wlotowego obciążenia masowego oraz czasu przebywania zanieczyszczeń w KBT .....	156
8.3. Wpływ intensywności przepływu fazy ciekłej .....	162
8.4. Ocena wypełnienia i narosłego biofilmu .....	165
8.5. Adaptacja technologii do innych oczyszczalni ścieków .....	165
<b>9. PODSUMOWANIE</b> .....	<b>167</b>
<b>10. KIERUNKI DALSZYCH BADAŃ</b> .....	<b>170</b>
<b>11. LITERATURA</b> .....	<b>171</b>
<b>SPIS TABEL</b> .....	<b>193</b>
<b>SPIS RYSUNKÓW</b> .....	<b>197</b>

## **STRESZCZENIE**

Obiekty komunalne, takie jak oczyszczalnie ścieków czy składowiska odpadów muszą czynić starania w celu zapobiegania nadmiernej emisji odorów. W tym aspekcie konieczne jest podjęcie działań mających na celu ograniczenie emisji wraz z dezodoryzacją powstających gazów, co zazwyczaj stanowi niemałe wyzwanie dla większości tego typu obiektów. Wynika to przede wszystkim z wysokich kosztów przedsięwzięcia, ale również z trudności umiejętnego włączenia takiej instalacji do istniejącej infrastruktury obiektu komunalnego. Co więcej, zastosowana metoda dezodoryzacji powinna charakteryzować się wysoką efektywnością, brakiem generowania szkodliwych produktów ubocznych, jednocześnie przy zachowaniu racjonalnych kosztów inwestycyjnych i operacyjnych. Urządzeniami spełniającymi w całości te wymagania, a jednocześnie posiadającymi duży potencjał wdrożeniowy są Kompaktowe Bioreaktory Trójfazowe (KBT).

Przedmiotem badań była adaptacja technologii usuwania odorów i lotnych związków organicznych (LZO) w Kompaktowych Bioreaktorach Trójfazowych do sektora komunalnego, w szczególności do oczyszczalni ścieków. Analizowano wpływ parametrów pracy Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych na efektywność biodegradacji  $H_2S$ ,  $NH_3$  i LZO. Jako główne kryterium przyjęto wpływ takich parametrów jak: przepływ fazy gazowej i ciekłej, dzięki czemu możliwa była ocena wpływu czasu retencji na usuwanie zanieczyszczeń, różne wartości pH cyrkulowanego medium, jak również zmienność stężeń zanieczyszczeń w emitowanych gazach. Technologia została przetestowana w skali pilotażowej, w dwóch oczyszczalniach ścieków komunalnych, co pozwoliło na realną ocenę możliwości wdrożeniowych technologii i jej dostosowania do pełnej skali technicznej. Uzyskano wiedzę na temat reakcji Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych na nagłe zmiany stężenia zanieczyszczeń, a także zmienne parametry pracy, co pozwoliło na ustalenie granicznych parametrów pracy przy zachowaniu wysokiej efektywności oczyszczania powietrza. Technologię Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych sprawdzono także pod względem niezawodności instalacji działającej w warunkach rzeczywistych, często skrajnie niekorzystnych dla prowadzenia procesu, takich jak: zmienna wilgotność i pH oczyszczanych gazów, okresowe przeciążenia ładunkiem zanieczyszczeń, wynikające z nagłych zmian stężenia zanieczyszczeń odorowych, wysokie oraz niskie temperatury, zanieczyszczenie gazów cząstkami stałymi, czy chwilowe braki w dostawie prądu. Określono także zakresy optymalnych parametrów pracy Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych w rzeczywistych warunkach oczyszczalni ścieków, przy których mikroorganizmy są najbardziej efektywne. Uzyskane wyniki badań w dwóch różnych oczyszczalniach ścieków, charakteryzujących się odmienną problematyką emisji odorów, potwierdziły wysoką efektywność degradacji odorów, w tym lotnych związków organicznych, a także uniwersalność i wysoki potencjał adaptacyjny oraz wdrożeniowy technologii Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych, a tym samym możliwość zaimplementowania do pełnej skali technicznej w tego typu zakładach sektora komunalnego. Rezultaty przedstawionej pracy doktorskiej będą podstawą do opracowania projektów i wdrażania Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych, zarówno w oczyszczalniach ścieków, jak również w szeroko rozumianym sektorze komunalnym.

## **SUMMARY**

Municipal facilities such as wastewater treatment plants and landfills must make efforts to prevent excessive odor emissions. In this aspect, it is necessary to take actions to reduce emissions and deodorize the resulting gases, which is usually a challenge for most facilities of this type. This is primarily due to the high costs of the project, but also to the difficulty of skillfully integrating such an installation into the existing infrastructure of a municipal facility. Moreover, the deodorization method used should be characterized by high efficiency, lack of generation of harmful by-products, while maintaining reasonable investment and operational costs. Equipment that meets these requirements and at the same time have great implementation potential are Compact Trickle Bed Bioreactors (CTBB).

The subject of the research was the adaptation of odor and volatile organic compounds (VOCs) removal technology in Compact Trickle Bed Bioreactors to the municipal sector, in particular to wastewater treatment plants. The influence of operating parameters of Compact Trickle Bed Bioreactors on the efficiency of H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub> and VOCs biodegradation was analyzed. The main criterion was the influence of parameters such as: the flow of the gas and liquid phases, which made it possible to assess the impact of retention time on the removal of contaminants, different pH values of the circulating medium, as well as the variability of contaminant concentrations in the emitted gases. The technology was tested on a pilot scale in two municipal wastewater treatment plants, which allowed for a real assessment of the implementation possibilities of the technology and its adaptation to full technical scale. Knowledge was obtained about the response of Compact Trickle Bed Bioreactors to sudden changes in pollutant concentrations, as well as variable operating parameters, which allowed the establishment of limit operating parameters while maintaining high air purification efficiency. The technology of Compact Trickle Bed Bioreactors was also checked in terms of the reliability of the installation operating in real conditions, often extremely unfavorable for the process, such as: variable humidity and pH of purified gases, periodic overloads with pollutants resulting from sudden changes in the concentration of odorous pollutants, high and low temperatures, gas contamination with solid particles or temporary power supply. The ranges of optimal operating parameters of Compact Trickle Bed Bioreactors in real conditions of wastewater treatment plants, at which microorganisms are most effective, were also determined. The obtained test results in two different wastewater treatment plants, characterized by different odor emission issues, confirmed the high efficiency of odor degradation, including volatile organic compounds, as well as the universality and high adaptation and implementation potential of the Compact Trickle Bed Bioreactors technology, and thus the possibility of implementing to full technical scale in this type of municipal sector plants. The results of the presented doctoral thesis will be the basis for developing designs and implementing Compact Trickle Bed Bioreactors, both in wastewater treatment plants and in the broadly understood municipal sector.

## **WYKAZ WAŻNIEJSZYCH SKRÓTÓW**

KBT	Kompaktowy Bioreaktor Trójfazowy
LZO	Lotne związki organiczne
WWA	Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne
EPS	ang. <i>extracellular polymeric substances</i> , zewnątrzkomórkowe substancje polimerowe
K	Efektywność degradacji zanieczyszczeń [%]
MS	Wlotowe obciążenie masowe [g/(m <sup>3</sup> h)]
EC	Zdolność eliminacji [g/(m <sup>3</sup> h)]
V <sub>g</sub>	Przepływ gazu [m <sup>3</sup> /h]
V <sub>c</sub>	Przepływ cieczy [m <sup>3</sup> /h]
t <sub>g</sub>	Czas przebywania w złożu [h]
V <sub>bed</sub>	Pojemność złoża [m <sup>3</sup> ]
C <sub>g</sub>	Stężenie zanieczyszczenia w gazach [mg/m <sup>3</sup> ]





## **WPROWADZENIE**

Złowne i nieprzyjemne zapachowo mieszaniny lotnych substancji chemicznych, zwane odorami, stanowią poważną uciążliwość dla ludzi i zwierząt. Poza procesami naturalnie zachodzącymi w przyrodzie, odory są w pokaźnych ilościach wytwarzane przez procesy związane z działalnością człowieka. Emitowane do atmosfery w sąsiedztwie budynków miast i wsi stanowią niejednokrotnie dyskomfort w sferze psychicznej i fizycznej człowieka, a nawet zagrożenie dla jego układu oddechowego i zdrowia psychicznego (Arellano-Garcia i in., 2015; Jia i in., 2021). Na terenach uprzemysłowionych, źródłem odorów jest głównie spalanie paliw węglowodorowych oraz działalność przedsiębiorstw hutniczych, górniczych i chemicznych. Przedsiębiorstwa te emitują substancje odorotwórcze, takie jak benzen, toluen, aceton, ksylen, styren, merkaptany/tiole i sulfidy/tioetery, należące również do lotnych związków organicznych (LZO), oraz związki nieorganiczne takie, jak amoniak i siarkowodór (Gonzalez i in., 2022b; Tiwari i in., 2023). Związki te, a głównie amoniak i siarkowodór, są emitowane także przez oczyszczalnie ścieków, zakłady gospodarki odpadami, zakłady przetwórstwa spożywczego (cukrownie, browary, gorzelnie), przez gospodarstwa rolne, fermy i ubojnie zwierząt (Kim i in., 2007; Moussavi i in., 2011).

Wiele oczyszczalni ścieków i zakładów gospodarki odpadami są emitentami nadmiernych ilości uciążliwych zapachów w bliskim sąsiedztwie obszarów mieszkalnych (Glushchenko i Kadyseva, 2021). Istnieje duża potrzeba znalezienia i wdrożenia wysokoefektywnej oraz ekologicznej technologii dezodoryzacji powietrza w tych zakładach. Można to osiągnąć w dwojaki sposób, tj. bez lub z zastosowaniem jednostki oczyszczania gazów. Pierwszy sposób polega na minimalizowaniu lub maskowaniu emisji odorów, m.in. poprzez optymalizację procesów przetwórczych zarówno na etapie projektowania, jak i w trakcie działania linii technologicznej (Kraakman i in., 2014; Iftekhar i in., 2018). Jednym z najszybszych i najprostszych sposobów ograniczenia odczuwania odorów są dodatki zapachowe, które są bezpieczne i nieszkodliwe dla ludzi i środowiska, jednakże nie eliminują problemu występowania i oddziaływania odorów na otoczenie (Glushchenko i Kadyseva, 2021). Problem ten pomaga rozwiązać użycie drugiego sposobu dezodoryzacji powietrza, tj. zastosowanie sprawdzonych technologii do oczyszczania gazów, m.in. poprzez hermetyzację zbiorników i osadników lub umieszczanie uciążliwych zapachowo obiektów w zamkniętych budynkach. Powstałe gazy są następnie kolektorowane i kierowane do systemów oczyszczania powietrza (Karageorgos i in., 2010; Senatore i in., 2021).

Do często stosowanych metod dezodoryzacji w sektorze komunalnym zalicza się absorpcję, adsorpcję na węglu aktywnym, spalanie i grupę metod biologicznych (Kwarciak-Kozłowska i Bańka, 2014; Liang i in., 2016). W ostatnim dwudziestoleciu ograniczanie emisji odorów coraz częściej prowadzi się w specjalnych reaktorach biologicznych. Metody te są ekologiczne i niedrogie oraz cechuje je wysoka efektywność degradacji i brak powstawania ubocznych produktów rozkładu zanieczyszczeń (Kasperczyk i in., 2019). Jednym z bardziej skutecznych urządzeń do ograniczania emisji odorów jest Kompaktowy Bioreaktor Trójfazowy (KBT) skonstruowany w firmie Ekoinwentyka sp. z o.o.. Został on już przetestowany do usuwania LZO w kilku zakładach produkcyjnych (Kasperczyk i in., 2014; Kasperczyk i Urbaniec, 2015; Kasperczyk i in., 2019; Kasperczyk i in., 2021).

Skargi mieszkańców w Polsce i za granicą na uciążliwą emisję odorów z oczyszczalni ścieków mobilizują do podjęcia badań nad wdrożeniem technologii z użyciem KBT do efektywnej dezodoryzacji. Wykonania tego zadania podjęła się autorka niniejszej rozprawy, w ramach programu pt.: „Doktorat wdrożeniowy”, którego efektem będzie implementacja wyników pracy naukowo - wdrożeniowej w firmie Ekoinwentyka sp. z o.o. w Rudzie Śląskiej. Rezultaty projektu wdrożeniowego były wcześniej referowane (Parzentna-Gabor i in., 2019; Parzentna-Gabor, 2021; Parzentna-Gabor, 2021; Kasperczyk i in., 2021; Kasperczyk i in., 2022; Kasperczyk i Parzentna-Gabor, 2022; Parzentna-Gabor, 2022; Parzentna-Gabor i in., 2022; Parzentna-Gabor, 2023; Parzentna-Gabor, 2023) i zostały częściowo opublikowane (Parzentna-Gabor i in., 2020; Barbusiński i in., 2021; Parzentna-Gabor i in., 2021; Barbusiński i in., 2022; Kasperczyk i in., 2023; Parzentna-Gabor i in., 2023). W prezentowanej rozprawie określono możliwości adaptacji technologii z użyciem KBT do oczyszczania powietrza, pochodzącego z wybranych urządzeń w biologicznych oczyszczalniach ścieków, prezentując jednocześnie wpływ parametrów pracy bioreaktora na efektywność biodegradacji odorów.

## **1. CHARAKTERYSTYKA ODORÓW**

Odory to mieszaniny lotnych substancji chemicznych, wyczuwalnych przez człowieka w bardzo niskich stężeniach, określanych jako złowonne, nieprzyjemne i powodujące uciążliwość zapachową (Kośmider i in., 2012; Jia i in., 2021), określaną stanem dyskomfortu odczuwanego indywidualnie w sferze psychicznej i fizycznej człowieka w wyniku jego długotrwałej ekspozycji na bodźce zapachowe (Ministerstwo Klimatu i Środowiska, 2016b). Lotne związki organiczne (LZO) reprezentują grupę zanieczyszczeń powietrza, które według Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady Europy nr 2010/75/U, *LZO definiowane są jako substancje, wykazujące w temperaturze 293,15 K prężność par nie mniejszą niż 10 Pa, względnie posiadają analogiczną lotność w szczególnych warunkach użytkowania. Zgodnie z KOBiZE (2012) związek organiczny oznacza każdy związek zawierający co najmniej pierwiastek węgla i jeden lub większą ilość pierwiastków wodoru, halogenów, tlenu, siarki, fosforu, krzemu lub azotu, z wyjątkiem tlenków węgla i węglanów lub dwuwęglanów nieorganicznych*, do których zalicza się m. in.: węglowodory aromatyczne, alkany, ketony, aldehydy, kwasy karboksylowe, estry, merkaptany/tiole, aminy (np.: benzen, toluen, ksylen, styren, dichlorometan i tetrachloroetylen). **Zgodnie z powyższymi definicjami LZO wchodzi w zakres substancji odorotwórczych**, a w niniejszej pracy zostały ujęte jako suma zawartości gazowego węgla organicznego (z jęz. ang. total volatile organic compounds - TVOC), w tym merkaptany/tiole, sulfidy/tioetery.

W ocenie oddziaływania emitentów na zapachową jakość powietrza istotna jest identyfikacja źródeł odorów, która warunkuje rodzaj, intensywność i uciążliwość uwalnianych zapachów (Gonzalez i in., 2022a).

### **1.1. Źródła emisji odorów**

Źródłem odorów mogą być zarówno procesy naturalnie zachodzące w przyrodzie, jak i procesy związane z działalnością człowieka. Do naturalnych źródeł emisji odorów należą przede wszystkim pożary lasów i stepów, działalność wulkaniczna, procesy zachodzące na terenach bagiennych, a także rozkład materii organicznej przez mikroorganizmy. Odory takiego pochodzenia zawierają zazwyczaj związki siarki, fosforu i azotu. Z kolei odory pochodzenia antropogenicznego powstają w wyniku spalania paliw, przetwarzania ścieków i odpadów komunalnych oraz prowadzenia działalności przemysłowej. W celu skutecznego ograniczenia

emisji odorów do środowiska, konieczne jest zrozumienie procesów prowadzących do uciążliwości zapachowej (Burgués i in., 2022).

Według danych przedstawionych w "Kodeksie przeciwdziałania uciążliwości zapachowej" (Ministerstwo Klimatu i Środowiska, 2016b), do najczęstszych i najbardziej uciążliwych źródeł emisji odorów w Polsce należą (Sówka, 2011; Kośmider i in., 2012):

a. **zakłady sektora komunalnego i gospodarowania odpadami, w tym oczyszczalnie ścieków**

Źródłem odorów w zakładach sektora komunalnego są procesy beztlenowego rozkładu substancji organicznych, zawartych w ściekach. W ich wyniku powstają m.in. siarkowodór, amoniak, merkaptany/tiole, aminy i LZO. Wielkość emisji jest zależna od temperatury, warunków atmosferycznych, składu ścieków, a także od rodzaju obiektu w ciągu technologicznym w oczyszczalni ścieków i od procesów w nim zachodzących (Wang i in., 2015; Lewkowska i in., 2016; Zhou i in., 2016; Lucernoni i in., 2016);

b. **produkcja rolna i hodowlana**

Uciążliwość zapachowa występuje głównie w pomieszczeniach gospodarskich, w otoczeniu ferm i obiektów rolnych, w których głównym źródłem odorów są odchody zwierząt oraz procesy enzymatyczno-mikrobiologicznej mineralizacji związków organicznych. W ich wyniku powstają: siarkowodór, amoniak, merkaptany/tiole, sulfidy/tioetery, aminy, alkohole, lotne kwasy tłuszczowe, ketony, estry i wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Dużą emisję odorów wywołuje gospodarowanie nawozami pochodzenia naturalnego (gnojowica, obornik), przechowywanie nawozów w otwartych lagunach oraz nawożenie pól (Rappert i Muller, 2005; Van der Heyden i in., 2015);

c. **produkcja wyrobów mięsnych i przetwórstwo odpadów poubojowych**

Odory powstają w wyniku przeróbki mięsa (powstaje amoniak), wędzenia (fenol, formaldehyd, substancje smoliste, WWA, kwasy tłuszczowe), przetwarzania odpadów organicznych (siarkowodór, amoniak, LZO) i w czasie wytwarzania mączki paszowej, żelatyny i łożu (Qamaruz-Zaman i Milke, 2012);

d. **przemysł spożywczy**

Źródłem odorów są osady powstające we wstępnej obróbce surowca, w procesie defekacji i produkcji cukru (Rappert i Muller, 2005). Odory powstają także w browarnictwie (podczas warzenia brzezki), gorzelnictwie (m.in. podczas zagospodarowywania wywaru, pompowania mediów, napełniania zbiorników),

mleczarstwie (z instalacji ścieków procesowych), w wytwórniach kakao i czekolady (podczas prażenia ziaren występuje emisja kwasów organicznych, aldehydów, estrów i pirazyny), w piekarniach pieczywa (emisja aldehydów i estrów) oraz w czasie produkcji olejów roślinnych (emisja kwasów tłuszczowych, organicznych związków azotu, siarki i siarkowodoru). Uwalnianiu odorów sprzyja prowadzenie większości procesów w podwyższonej temperaturze, takich, jak prażenie ziaren, suszenie, chłodzenie śruty i ekstrakcja (Kapusta, 2007; Qamaruz-Zaman i Milke, 2012; Lee i in., 2013; Qamaruz-Zaman i in., 2015);

**e. przemysł chemiczny**

Odory są wytwarzane w zakładach przeróbki ropy naftowej, kwasu fosforowego i nawozów fosforowych, w zakładach tworzyw sztucznych, włókien syntetycznych, w zakładach wytwarzania farmaceutyków, kosmetyków, farb i lakierów oraz wyrobów gumowych. Z zakładów tych są emitowane m.in. siarkowodór, organiczne związki siarki i fluorowodór (Kapusta, 2007; Boumniel i in., 2016);

**f. przemysł celulozowo – papierniczy**

Procesy wytwarzania papieru oraz uzyskiwania włókien celulozowych przebiegają w wysokich temperaturach, pod wyższym ciśnieniem i z wykorzystaniem silnych chemikaliów do trawienia drewna. W trakcie tych procesów powstają lotne składniki żywic i liczne związki siarki (Boumniel i in., 2016). Głównym źródłem odorów są procesy wytwarzania celulozy siarczanowej. W wyniku stosowania siarczków i ługów w procesie odmetylowania ligniny powstają m.in.: siarkowodór, sulfidy/tioetery, merkaptany/tiole, aceton, metanol, etanol i związki terpenowe (Makles i Galwas-Zakrzewska, 2005);

**g. przemysł drzewny**

Odory powstają w wyniku wytwarzania płyt wiórowych, paździerzowych i sklejk. Są nimi głównie lotne składniki żywic i produkty częściowego termicznego rozkładu celulozy oraz uboczne produkty suszenia, schładzania i prasowania płyt w podwyższonej temperaturze (Kośmider i in., 2012);

**h. przetwórstwo ryb i rybich odpadów**

Głównym źródłem odorów są procesy gotowania, wędzenia, smażenia i przeróbki odpadów, w wyniku których emitowane są aminy alifatyczne, aldehydy, kwasy tłuszczowe, merkaptany/tiole, siarczki, siarkowodór, LZO, substancje smoliste i WWA (Kośmider i in., 2012; Qamaruz-Zaman i Milke, 2012);

**i. palarnie kawy**

Procesy palenia, chłodzenia i mielenia kawy są źródłem odorów, w skład których wchodzi aldehydy, fenole, kwas octowy, estry oraz organiczne związki siarki i azotu (Qamaruz-Zaman i Milke, 2012).

**1.2. Wpływ emisji odorów na otoczenie**

Zanieczyszczenia fizyczne, chemiczne czy biologiczne powietrza w istotny sposób wpływają na zdrowie ludzi, zwierząt oraz roślin. Nowe inwestycje mieszkaniowe i przemysłowe, powodują coraz większe zagęszczenie budynków w aglomeracjach i w efekcie zbyt bliskie sąsiedztwo ludzi względem emitentów odorów (Mudliar i in., 2010). Długotrwała uciążliwość zapachowa a także jej nieprzewidywalność i niemożność obrony przed nią, powodują napięcia społeczne i skargi mieszkańców (Hayes i in., 2017; Zarra i in., 2019; Noel i in., 2021). Zmniejszenie komfortu życia i pracy na terenach obciążonych odorami powodują także konsekwencje w zmianach wartości okolicznych nieruchomości (Senatore i in., 2021). Długotrwały kontakt z odorami może stać się źródłem złego samopoczucia jak np.: bólu głowy, nudności, wymiotów, reakcji alergicznych, rozdrażnienia, a także może stanowić ryzyko różnych chorób, w tym astmy, atopowego zapalenia skóry i problemów neurologicznych (Piccardo i in., 2022). Ponadto wiele spośród odorów wykazuje właściwości rakotwórcze, mutagenne i toksyczne, a także wpływają na zdrowie psychiczne i zmiany nastroju. Odory stymulują nerw trójdzielny i powodują podrażnienie układu oddechowego; wynikiem tego jest katar, kaszel, duszności, ból gardła i łzawienie. W wielu przypadkach, z powodu indywidualnej nadwrażliwości ludzi, dochodzi także do występowania objawów psychosomatycznych, takich jak bezsenność, obniżenie sprawności psychofizycznej i emocjonalnej oraz ataki paniki (Abraham i in., 2001; Michalak i in., 2014).

Emisja odorów do atmosfery wpływa także na jakość środowiska, bowiem związki organiczne w tym LZO oraz związki siarki i azotu powodują powstawanie smogu fotochemicznego w troposferze (Kumar i in., 2011; Fang i in., 2013). Smog powstaje głównie w miesiącach letnich, podczas gorącej, bezwietrznej, słonecznej pogody i niskiej wilgotności. Zanieczyszczenia znajdujące się w powietrzu, zwłaszcza spaliny, tlenki azotu, tlenki siarki, tlenek węgla oraz węglowodory, w obecności światła, tworzą wtórne zanieczyszczenia powietrza, takie jak ozon, nadtlenek wodoru, formaldehyd. Ozon naturalnie występuje w wyższych partiach atmosfery, chroniąc Ziemię przed promieniowaniem ultrafioletowym; gdy jednak pojawia się w nadmiarze we wdychanym powietrzu działa toksycznie na organizmy

żywe – przyczynia się do powstawania nowotworów i powoduje choroby serca. Ten typ smogu powoduje także podrażnienie dróg oddechowych, oczu, nosa i skóry, bólu głowy i senność oraz uszkodzenie roślin i hamowanie ich wzrostu w wyniku spowolnienia fotosyntezy (Łabij-Reduta i in., 2019; Wang i in., 2022). W tabeli 1 zestawiono najbardziej uciążliwe związki odorowe oraz ich wpływ na człowieka i na środowisko.

**Tabela 1.** Wpływ odorów na człowieka i środowisko (wg National Research Council, 2008; WWW6)

<b>Rodzaj zanieczyszczenia</b>	<b>Wpływ na człowieka</b>	<b>Wpływ na środowisko</b>
<b>Siarkowodór</b>	Toksyczny, powoduje podrażnienie dróg oddechowych i błon śluzowych, nudności, bóle i zawroty głowy, obniżenie ciśnienia krwi	Zakwaszanie opadów – choroby roślin, zmiany pH w wodnych ekosystemach, toksyczność wobec organizmów wodnych
<b>Amoniak</b>	Toksyczny, drażniący i żrący; ból, łzawienie, owrzodzenie rogówki, martwica, ślepoty, podrażnienie i osłabienie dróg oddechowych, kaszel, ból gardła, chrypa, duszność, zapalenie płuc i oskrzeli, owrzodzenia skóry	Ostre podrażnienie spojówek i błon śluzowych układu oddechowego zwierząt hodowlanych. Obniżenie przyrostów masy ciała i zmniejszenie spożycia paszy. Zmiany pH w wodnych eko-systemach, toksyczność wobec organizmów wodnych
<b>Merkaptan etylowy</b>	Drażniąca na drogi oddechowe, błony śluzowe i skórę – łzawienie, ból oczu, kaszel, ból głowy, zaburzenia oddechowe, depresja	Toksyczność wobec organizmów wodnych
<b>Disiarczek dimetylu</b>	Drażniąca na drogi oddechowe, skórę - kaszel, łzawienie, alergiczne zapalenie skóry	Szkodliwość dla organizmów wodnych
<b>Dwutlenek siarki</b>	Silnie drażniący drogi oddechowe, duszący, ostry, gryzący zapach	Trujący dla zwierząt, szkodliwy dla roślin, przyczynia się do powstawania smogu i kwaśnych deszczy
<b>Dimetyloamina</b>	Szkodliwa i żrąca, wchłania się przez drogi oddechowe, skórę i śluzówki – silny kaszel, podrażnienie oczu, skóry, zawroty głowy, trudności w mówieniu	Toksyczność wobec organizmów wodnych, bakterii, glonów. Łatwo biodegradowalne
<b>Lotne kwasy tłuszczowe</b>	Mdłości, podrażnienia oczu i błon śluzowych	Toksyczność wobec organizmów wodnych, powodują zmiany pH w wodnych ekosystemach, wpływając na aktywność bakterii utleniających powodując niedotlenienie zbiorników
<b>WWA, BTEX (mieszanina benzenu, toluenu, etylobenzenu, ksylenu)</b>	Negatywny wpływ na zdrowie człowieka, kancerogenne, teratogenne, bóle głowy, duszności	Toksyczność wobec organizmów wodnych
<b>Fluorowodór</b>	Toksyczny, drażniący drogi oddechowe	Toksyczny dla wszystkich organizmów żywych

### 1.3. Regulacje prawne

Wśród rozwiązań prawnych odnoszących się do problematyki zapachowej, ustawa „Prawo Ochrony Środowiska” (Dz.U. 2001 Nr 62 poz. 627) jest głównym aktem dotyczącym

oddziaływania podmiotów na środowisko. Zapisy w tej ustawie określają m.in. sposób karania i egzekwowania negatywnego oddziaływania osób fizycznych (art. 363) oraz podmiotów (art. 362) na środowisko. Kary może nałożyć organ ochrony środowiska, wójt, burmistrz lub prezydent miasta w formie nakazu lub decyzji. Według art. 204 ustawy, instalacje wymagające zintegrowanego pozwolenia muszą spełniać wymagania ochrony środowiska z zastosowaniem najlepszych dostępnych technik BAT (ang. Best Available Technology). Techniki BAT zostały wprowadzone przez Dyrektywę Rady Europejskiej nr 96/61/WE z dnia 24.09.1996 r., do systemu prawnego Unii Europejskiej, według definicji zawartej w art. 2 pkt 11 tej Dyrektywy (Dz.U. L 257). Techniki BAT stanowią zespół działań o charakterze technologicznym i organizacyjnym, których celem jest ograniczenie emisji związanej z prowadzoną działalnością do granicznych wielkości emisyjnych. Z kolei według art. 135 tej ustawy, w sytuacji, gdy mimo zastosowania najlepszych dostępnych rozwiązań technologii nie mogą być dotrzymane standardy środowiskowe poza terenem zakładu lub innego obiektu w tym oczyszczalni ścieków, kompostowni i zakładów gospodarki odpadami, wówczas tworzy się obszary ograniczonego użytkowania i strefy przemysłowe. W granicach strefy przemysłowej dozwolone jest przekraczanie standardów jakości środowiska w dopuszczalnym zakresie stężenia substancji w powietrzu i dopuszczalnych poziomów hałasu, jeżeli nie zagraża to zdrowiu ludzi i nie narusza norm BHP. Z kolei Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 27.08.2014 r. (Dz.U. 2014 poz. 1169) określa rodzaje instalacji mogące powodować znaczne zanieczyszczenie środowiska, wiążące się z uzyskaniem pozwolenia zintegrowanego, np. instalacje do oczyszczania ścieków, gospodarki odpadami, chowu zwierząt. Natomiast Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 02.07.2010 r. (Dz.U. 2010 nr 130 poz. 880) odnosi się do rodzajów instalacji, których eksploatacja wymaga zgłoszenia, podczas gdy zapis Dz.U. poz. 881 dotyczy przypadków, w których wprowadzanie gazów do powietrza z instalacji nie wymaga pozwolenia. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 26.01.2010 r. (Dz.U. z 2010 r. Nr 16, poz. 87) określa z kolei wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu.

Obecnie nie ma uregulowanego w systemie prawa krajowego unormowania odorowego. W Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 26.01.2010 r. (Dz.U. z 2010 r. Nr 16, poz. 87), dotyczącym dopuszczalnego stężenia dla niektórych substancji w powietrzu, w tym substancji odorotwórczych (np. H<sub>2</sub>S, merkaptany/tiole, NH<sub>3</sub>) przy ustalaniu wartości odniesienia nie uwzględniono oddziaływania zapachowego tych substancji. Taka sytuacja uniemożliwia ocenę odorotwórczego oddziaływania podmiotu oraz ustalenia ograniczeń jakie powinien spełniać. Według raportu Ministerstwa Klimatu i Środowiska pt.: „Bezpieczne odległości od zabudowań



dla przedsięwzięć, których funkcjonowanie wiąże się z ryzykiem powstawania uciążliwości zapachowej” opublikowanego w 2020 r. przygotowana została propozycja ustawy (z dn. 02.07.2019 r.) o minimalnej odległości dla planowanego przedsięwzięcia z sektora rolnictwa, którego funkcjonowanie może wiązać się z ryzykiem powstawania uciążliwości zapachowej; projekt ten dotyczy chowu i hodowli zwierząt. Istnieje jednak wiele innych sektorów gospodarki, których dotyczy problematyka uciążliwości zapachowej. Zgodnie z informacjami zawartymi we wspomnianym raporcie, proponuje się objąć powyższą ustawą również zakłady sektora komunalnego z uwagi na znaczną uciążliwość odorową i powszechność ich występowania; dotyczy to przede wszystkim oczyszczalni ścieków i zakładów gospodarki odpadami.

Rosnąca świadomość społeczeństwa w zakresie ochrony środowiska i jakości wdychanego powietrza, powoduje coraz częstsze protesty i skargi kierowane do emitentów odorów. W wielu krajach wymusiło to podjęcie prac legislacyjnych z zakresu unormowania i ustandaryzowania zapachowej jakości powietrza (Kapusta, 2007). Również w Polsce od kilku lat trwają prace nad wprowadzeniem ustawodawstwa, dotyczącego ograniczania uciążliwości zapachowej. Głównym założeniem projektowanej ustawy „antyodorowej” jest wyposażenie organów samorządu terytorialnego w instrumenty prawne, pozwalające na egzekwowanie i przeciwdziałanie uciążliwości zapachowej (gios.gov.pl; Kancelaria Senatu, Biuro Analiz i Dokumentacji, 2014).

## **2. EMISJA ODORÓW POCHODZENIA KOMUNALNEGO**

Wraz z rozwojem społeczno-gospodarczym i poprawą standardów życia mieszkańców miejscowości, wytwarzanie stałych odpadów gwałtownie wzrosło (Yao i in., 2019); w Polsce osiągnęło w roku 2020 prawie 123 mln ton, z czego 13,1 mln ton stanowiły odpady komunalne (Główny Urząd Statystyczny, Ochrona Środowiska, 2021). Istotnym problemem jest ich odpowiednie zagospodarowanie, by ograniczyć uciążliwość odpadów, która przejawia się przede wszystkim skażeniem powietrza, zanieczyszczeniem gleb i wód oraz niszczeniem walorów estetycznych terenów zajmowanych na składowanie odpadów i oczyszczalnie ścieków. W ostatnich latach odnotowano wzrost liczby skarg na nieprzyjemne zapachy pochodzące z obiektów sektora komunalnego: przede wszystkim z oczyszczalni ścieków, składowisk odpadów oraz z obiektów rolnych i hodowlanych (Aatamila i in., 2010; Ministerstwo Klimatu i Środowiska, 2016a; Ministerstwo Klimatu i Środowiska, 2020).

Rozwój aglomeracji powoduje wzrost zapotrzebowania na usługi zakładów komunalnych, jest bowiem zauważalny wzrost liczby oczyszczalni ścieków. W latach 2000 - 2018 ich liczba wzrosła o 35% (z 2417 do 3257), przy czym znacznie zmniejszyła się liczba oczyszczalni ścieków przemysłowych z 1626 do 882 (Główny Urząd Statystyczny, 2019). Wynika to głównie z wdrażania systemów podczyszczania ścieków po to, aby obniżyć ładunek zanieczyszczeń w ściekach. Dzięki takim zabiegom jest możliwe ich odprowadzanie do zakładowych lub komunalnych oczyszczalni ścieków (Główny Urząd Statystyczny, 2019; Ministerstwo Klimatu i Środowiska, 2020). Rozwój i zwiększenie liczby oczyszczalni ścieków wiąże się również ze wzrostem ilości generowanych osadów ściekowych. Ilość osadów ściekowych zarówno komunalnych jak i przemysłowych w 2018 r. wynosiła 1 046,5 tys. ton suchej masy, z czego 583,1 tys. ton suchej masy pochodziło z oczyszczalni komunalnych, a 463,5 tys. ton z oczyszczalni przemysłowych (Ministerstwo Klimatu i Środowiska, 2020).

### **2.1. Zakłady gospodarki odpadami**

Zwiększenie się częstości stosowania biologicznych metod przetwarzania odpadów (fermentacja i kompostowanie), powoduje wzrost emisji odorów (Ministerstwo Klimatu i Środowiska, 2020). W ostatnich latach obserwowany jest wzrost ilości odpadów komunalnych, jak np. w Danii, Luksemburgu, Niemczech, Malcie i na Cyprze, podczas gdy Polska posiada jeden z najniższych wskaźników produkcji odpadów (Główny Urząd Statystyczny, Ochrona Środowiska, 2021). W Polsce, w 2020 r. średnia ilość odpadów komunalnych wyprodukowana

przez 1 mieszkańca wynosiła 342 kg/rok. Wszystkich odpadów komunalnych wytworzonych w 2020 r. było ponad 13,1 mln ton, z czego prawie 3,5 mln ton skierowano do recyklingu, 1,5 mln ton do kompostowania i fermentacji, 2,8 mln ton do przekształcenia termicznego z odzyskiem energii i aż 5,2 mln ton do składowania. Na koniec 2020 r. funkcjonowało 271 składowisk odpadów komunalnych o łącznej powierzchni 1692,3 ha (Główny Urząd Statystyczny, Ochrona Środowiska, 2021). Spośród kontrolowanych składowisk odpadów komunalnych, około 94% jest wyposażonych w instalacje do odgazowywania, z czego aż 35% stanowiły instalacje z odprowadzeniem gazów bezpośrednio do atmosfery, 37% stanowiły instalacje służące do unieszkodliwiania gazu poprzez spalanie bez odzysku energii, a 28% to instalacje z odzyskiem energii.

Fermentacja metanowa odpadów jest powszechnie stosowana i uznawana za skuteczną metodę odzysku energii w postaci biogazu (Zhou i in., 2019; Yao. i in., 2019). Skład biogazu wysypiskowego jest zmienny, w zależności od warunków składowania, rodzaju odpadów oraz stosowanych technik pozyskiwania gazu. Znaczna część gazów, powstających w zakładach gospodarki odpadami ulatnia się z obiektów, składowisk i kompostowni. Pojawiający się w ich otoczeniu i w budynkach zakładowych odór jest spowodowany obecnością siarkowodoru, merkaptanów/tioli, sulfidów, disulfidów, azotu, amoniaku i amin, a także LZO, aldehydu octowego i masłowego, heksanal, etanolu, ketonów, acetonu, kwasu octowego, masłowego, walerianowego i kwasu izowalerianowego (Liu i in., 2009; Kośmider i in., 2012; Fang i in., 2013).

## 2.2. Przepompownie ścieków i instalacje kanalizacyjne

Rozwój skupisk ludności oraz przybywająca ilość oczyszczalni ścieków, skutkuje rozbudową sieci kanalizacyjnej. Do tej sieci zalicza się przewody wraz z uzbrojeniem i urządzeniami, którymi odprowadzane są ścieki, wyloty urządzeń kanalizacyjnych, punkty zlewne, studzienki oraz przepompownie ścieków. Oddziaływanie zapachowe tych obiektów uzależnione jest od pory roku, warunków atmosferycznych (głównie temperatury), parowania ścieków, natężenia przepływu ścieków, jak również od składu ścieków i zastosowanych rozwiązań technologicznych, hermetyzacji obiektów oraz czasu zatrzymania ścieków w przepompowni (Brudniak i Niedźwiedzka, 2014; Hamoda i Alshalahi, 2021). Błędy popełnione podczas projektowania sieci kanalizacyjnych, polegające na zastosowaniu zbyt małych spadków oraz przewymiarowaniu kanałów, powodują zastój ścieków i sprzyjają powstawaniu warunków beztlenowych, w efekcie prowadzących do zagniwania ścieków i emisji odorów.

Głównym źródłem zapachów uwalnianych z systemów sieci kanalizacyjnej jest siarkowodór, merkaptany/tiole, amoniak i LZO (Niu i in., 2014).

### 2.3. Oczyszczalnie ścieków

Oczyszczalnie ścieków komunalnych są zakładami o dużej powierzchni, od kilku do kilkunastu hektarów, z reguły zlokalizowanymi z dala od zabudowy, aby ograniczyć negatywny ich wpływ na społeczeństwo i środowisko. Sposób, intensywność i zasięg oddziaływania oczyszczalni ścieków zależy od ich wielkości, lokalizacji, geomorfologii terenu, jak również od pory roku i warunków meteorologicznych, przede wszystkim od kierunku i prędkości wiatru (Michałkiewicz i in., 2016). Skład odorów pochodzących z tych zakładów zależy od technologii oczyszczania ścieków, stopnia i sposobu ich napowietrzania, hermetyzacji zbiorników i dezodoryzacji odprowadzanych gazów, od odpowiedniej eksploatacji urządzeń, liczebności mikroorganizmów oraz rodzaju i charakterystyki ścieków tj.: pH, temperatura, ciśnienie atmosferyczne (Sówka i in., 2017; Pochwat i in., 2019). Ścieki doprowadzane do oczyszczalni mogą znacznie się od siebie różnić pod względem składu chemicznego i biologicznego, jak i od właściwości fizykochemicznych. W efekcie mogą powstawać różne grupy gazowych zanieczyszczeń. Jednakże we wszystkich typach oczyszczalni ścieków można wyróżnić trzy najważniejsze strefy emisji odorów, tj.: strefę dopływu ścieków i oczyszczania mechanicznego, oczyszczania biologicznego oraz strefę przeróbki i unieszkodliwiania osadów ściekowych. Większość odorów emitowanych w oczyszczalniach ścieków, powstaje podczas procesów rozkładu związków biodegradowalnych w ściekach lub w osadach, w warunkach małej zawartości tlenu lub beztlenowo, jak również w wyniku bezpośredniej emisji związków odorowych podczas zrzutu ścieków taborom asenizacyjnym (Karageorgos i in., 2010; Lewkowska i in., 2016). Najczęstszymi odorami powstającymi w procesie oczyszczania ścieków są: siarkowodór, amoniak, alkohole, lotne kwasy tłuszczowe, aldehydy, ketony, merkaptany/tiole i aminy (Gonzalez i in., 2022).

#### 2.3.1. Obiekty oczyszczalni ścieków

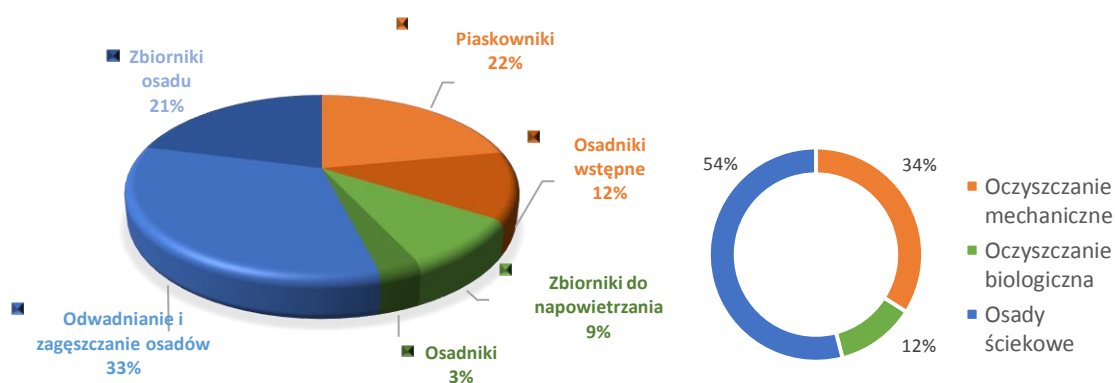
Oczyszczalnie ścieków komunalnych są zakładami o złożonej sieci połączonych układów technologicznych, charakteryzujących się odmiennymi warunkami procesu na każdym etapie oczyszczania. Na ich terenie funkcjonują dwie główne linie technologiczne:

1. Linia oczyszczania ścieków, obejmująca

- obróbkę mechaniczną ścieków
  - obróbkę biologiczną ścieków
2. Linia przetwarzania i zagospodarowania osadów ściekowych.

**Obróbka mechaniczna** ścieków, ma na celu usunięcie z dopływających surowych ścieków cząstek stałych (np. piasek i drobne śmieci), aby zapobiec uszkodzeniu wyposażenia reaktorów, pomp itp. w dalszych odcinkach linii technologicznej. Cząstki te są zatrzymywane na kratkach, sitach, i w piaskownikach. Z piaskowników ścieki są kierowane do osadników wstępnych, których zadaniem jest zatrzymanie zawieszin na dnie zbiornika oraz tłuszczów gromadzących się na powierzchni ścieków, wydzielających duże ilości lotnych kwasów tłuszczowych. Dzięki małej prędkości przepływu ścieków, w osadnikach są zatrzymywane organiczne zawiesiny łatwo opadające, tworzące na dnie osad wstępny. Osad ten jest kierowany do zagęszczaczy grawitacyjnych, skąd jest dalej kierowany do komór fermentacyjnych (Lewkowska i in., 2016; Ruiz-Munoz i in., 2023).

Miejsca mechanicznego oczyszczania ścieków należą do najbardziej uciążliwych zapachowo obszarów na terenie oczyszczalni (rys. 1). W ich skład wchodzi zbiorniki ścieków surowych, hale krat, osadniki wstępne, obiekty gospodarowania osadami, zbiorniki osadu, hale odwadniania osadu i poletka osadowe (Kośmider i in., 2012; Sówka i in., 2015; Liang i in., 2016), które generują duże ilości odorów (Sobczyński i in., 2015).



**Rys. 1.** Emisja odorów w różnych etapach oczyszczania ścieków komunalnych (wg Kośmider i in., 2012; Sówka i in., 2015; Liang i in., 2016)

Cząstki stałe (np. piasek z separatorów), zatrzymywane podczas oczyszczania mechanicznego, zawierają dużą ilość związków zapachowych (Dincer i Muezzinoglu, 2008). Bardzo ważne jest więc zastosowanie na tym etapie odpowiednich metod oczyszczania

powietrza i stabilizacji odpadów stałych, aby zanieczyszczenia w nich zawarte nie przedostawały się dalej do powietrza, gleby lub do wód gruntowych (Gonzalez i in., 2022a). W celu zastosowania jakiegokolwiek technologii oczyszczania powietrza konieczna jest hermetyzacja obiektów mechanicznej obróbki ścieków, poprzez umieszczenie ich w budynkach lub pod osłonami. Zabieg ten umożliwia kolektorowanie zanieczyszczonego powietrza i skierowanie strumienia gazu do instalacji dezodoryzacji (Zhang i in., 2013). Ścieki surowe dopływające do obiektów mechanicznego oczyszczania charakteryzują się dużą zawartością związków odorogennych, takich jak: aldehydy, ketony, alkohole, organiczne i nieorganiczne związki siarki (merkaptany/tiole, siarczki), czy amoniak (Scaglia i in., 2011; Kim i in., 2007; Sanctis i in., 2022). Márquez i in. (2021) wykazali największą ilość i różnorodność związków zapachowych zatrzymanych na węglu aktywnym właśnie na wlocie ścieków do oczyszczalni oraz po oczyszczeniu wstępnym. Osadniki wstępne także są uznawane za jedne z najbardziej uciążliwych zapachowo obiektów oczyszczalni ścieków (Carrera-Chapela i in., 2014; Dincer i in., 2020; Gonzalez i in., 2022a). Potwierdziły to badania Capelli i in. (2009) na przykładzie oczyszczalni ścieków we Włoszech.

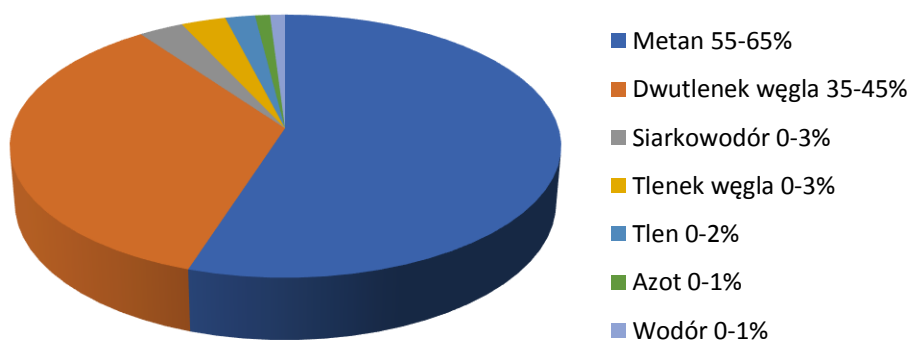
**Obróbka biologiczna** jest następnym etapem oczyszczania ścieków, w czasie której ścieki pozbawione cząstek stałych trafiają do reaktorów osadu czynnego. Osad czynny stanowi zawiesinę żywych mikroorganizmów, głównie bakterii i pierwotniaków, które dzięki procesom metabolicznym prowadzą biologiczną redukcję związków węgla, azotu i fosforu. Procesy te przebiegają w zmiennych warunkach, tj.: anaerobowych i tlenowych. W związku z dużą różnorodnością biologiczną osadu czynnego i z powodu przemian metabolicznych w nim zachodzących, emitowane są do powietrza zróżnicowane mieszaniny odorów. Wraz ze wzrostem zawartości fekaliów w ściekach surowych wzrasta emisja siarkowodoru oraz liczba bakterii *E.coli*, które mogą powodować emisję zapachów z grupy organicznych związków siarki (Chen i in., 2019; Lewkowska i in., 2016).

Po zakończeniu etapu biologicznego oczyszczania, ścieki wraz z osadem trafiają do osadników wtórnych, w których osad czynny jest oddzielany od fazy ciekłej. Większa część osadu jest recykulowana do komór osadu czynnego, natomiast nadmiar jest kierowany do linii przetwarzania i zagospodarowania odpadów. Ścieki po komorach osadu czynnego, w których nastąpiło utlenienie związków organicznych, nie zawierają związków odorowych i trafiają kanałem zrzutowym do odbiorników. Odbiornikami tymi są zazwyczaj rzeki, jeziora, kanały i zbiorniki wyrównawcze.

**Osady ściekowe** powstają w każdej oczyszczalni ścieków; ich przeznaczenie jest różne, w zależności od przepustowości oczyszczalni ścieków. Osady ściekowe produkowane są na różnych etapach oczyszczania ścieków. Osad wstępny powstaje podczas mechanicznej obróbki ścieków; charakteryzuje się dużą uciążliwością odorową i jest podatny na zagniwanie (Kang i in., 2020). Osad czynny, pochodzący z biologicznego oczyszczania ścieków, może być częściowo recykulowany (osad recykulowany) lub poddany dalszej obróbce jako osad nadmierny (Senatore i in., 2021). Wzmożona emisja odorów występuje w miejscach obróbki i stabilizacji osadów ściekowych (Ruiz-Munoz i in., 2023), tj. na etapie zagęszczania, odwadniania, składowania osadów, przeładunku i transportu osadów (Glushchenko i Kadyseva, 2021; Marquez i in., 2022). Szybkość emisji odorów z osadów ściekowych jest uzależniona od rodzaju i struktury osadów, a także od panujących warunków atmosferycznych. Osady ściekowe charakteryzują się dużą zawartością substancji organicznej, uwodnieniem na poziomie 99% w przypadku osadów surowych lub 80-55% dla osadów odwodnionych lub 10% w przypadku osadów wysuszonych. Osady ściekowe zawierają makro i mikroelementy, metale ciężkie, wirusy, bakterie i pierwotniaki; są bardzo dobrym nawozem o wysokiej zawartości azotu, fosforu i materii organicznej (Zwoździak i Piechocka, 2018). Zanim jednak zostaną tak spożytkowane, konieczne jest ich unieszkodliwienie, m.in. poprzez odwodnienie, suszenie i przez biologiczną stabilizację. Osady wprowadzane do środowiska naturalnego muszą bowiem spełniać wymogi prawno-środowiskowe, tj. mieć odpowiednie pH, brak związków odorowych, brak silnie toksycznych związków chemicznych i brak organizmów chorobotwórczych oraz mieć dopuszczalną zawartość metali ciężkich (Lewkowska i in., 2016). Procesy stabilizacji osadów ściekowych powodują emisję szerokiej gamy zanieczyszczeń do powietrza. Są nimi organiczne i nieorganiczne związki siarki (m.in. siarkowodór, metanotiol, trisiarczek dimetylu), azotu (m.in. amoniak) i LZO (m.in. benzen, toluen, aldehyd benzoesowy, limonen) (Lebrero i in., 2013). W małych oczyszczalniach ścieków osady są wykorzystywane jako nawóz, w celu rekultywacji gruntów rolnych lub składowane są na składowiskach odpadów niebezpiecznych. Z kolei w oczyszczalniach ścieków o dużej przepustowości, ze względu na duże ilości otrzymywanych osadów, są stosowane instalacje do otrzymywania biogazu.

Biogaz jest wykorzystywany jako paliwo do uzyskania energii elektrycznej i ciepła dla ogrzewania obiektów oczyszczalni, a czasem nawet budynków miejskich (Kolasińska i in., 2016). Produkcja biogazu opiera się na beztlenowym procesie fermentacji metanowej, w którym osady ściekowe powstałe w procesie oczyszczania ścieków są źródłem węgla dla bakterii metanowych. Produkcja biogazu jest prowadzona w szczelnych komorach

fermentacyjnych, dzięki czemu emisja odorów jest ograniczona. Biogaz powstający w wyniku fermentacji zawiera metan, dwutlenek węgla, tlenek węgla, siarkowodór, tlen, azot i wodór (rys. 2), z różną ich zawartością w zależności od rodzaju substratów fermentacji. Aby biogaz mógł zostać użyty jako paliwo, konieczne jest jego oczyszczenie w celu dostosowania do użytku w instalacji i zwiększenia wartości opałowej (Barbusiński i Kalemba, 2016; Awe i in., 2017; Okoro i Sun, 2019; Zabava i in., 2019). Z uwagi na obecność  $H_2S$  biogaz z oczyszczalni ścieków jest poddawany przede wszystkim odsiarczaniu, zazwyczaj z użyciem rudy darniowej.



**Rys. 2.** Skład biogazu (wg Barbusiński i Kalemba, 2016)

### 2.3.2. Substancje odorowe występujące w oczyszczalni ścieków

Związki odorowe emitowane z oczyszczalni ścieków zwykle są dzielone na trzy główne grupy (wg Blanco-Rodríguez i in., 2018 oraz Senatore i in., 2021), tj.:

- związki siarki,
- związki azotu
- lotne związki organiczne

W tabeli 2 zestawiono najczęściej występujące i najbardziej uciążliwe dla człowieka związki odorowe, emitowane w oczyszczalniach ścieków komunalnych.

Spośród odorów, z oczyszczalni ścieków komunalnych najwięcej na ogół jest emitowanego amoniaku, siarkowodoru oraz organicznych związków siarki (Liang i in., 2016; Alinezhad i in., 2019). Tworzenie się i emisja odorów rozpoczyna się już w przewodach zbiorczych ścieków, w których często dochodzi do zalegania ścieków. Powstaje wówczas siarkowodór, amoniak, metan, dwutlenek węgla, aldehydy, aminy i lotne kwasy organiczne.



**Tabela 2.** Stężenia związków odorowych nad powierzchnią ścieków komunalnych (wg Kośmider i in., 2012; Ren i in., 2019; Senatore i in., 2021; Gonzalez i in., 2022)

	<b>Substancja</b>	<b>Stężenie [ppm]</b>	<b>Próg wyczuwalności [ppm]</b>	<b>Zapach</b>
<b>Związki z azotem</b>	Amoniak	0,019 - 5,2	5	Ostry, gryzący
	Trimetyloamina	1,7	0,00044	Rybi
	Metyloamina	3,3	0,02	Rybi
	Pirydyna	0,013 – 0,82	0,084	Ostry, gryzący
<b>Związki z siarką</b>	Kwas siarkowodorowy	0,001 – 0,78	0,008	Zgniłych jaj
	Siarczek dimetylu	0,0015 – 0,02	0,0023	Zgniłych warzyw, czosnku
	Siarczek dietylu	0,00025 – 0,0006	0,004	
	Disiarczek dietylu	0,000054	0,00043	
Merkaptan metylu	0,0001 – 0,55	0,001	Zgniłej kapusty	
	Merkaptan etylu	0,000016 – 0,074	0,00076	Zgniłej kapusty
<b>Lotne związki organiczne</b>	Fenol	0,047 – 0,65	0,040	Ostry
	Krezol	0,00047	0,0018	Słaby, podobny do fenolu
	Kwas masłowy	0,00028 –	0,004	Zjełczone masło
	Kwas walerianowy	0,00056 0,0006	0,005	Słodki, ziołowy

W części mechanicznej oczyszczalni ścieków, większość procesów zachodzi w warunkach beztlenowych, co wzmacnia aktywność bakterii redukujących siarczany i bakterii metanogennych; w efekcie tego powstaje jeszcze więcej siarczków, siarkowodoru, LZO i bifenyli. Następnie ścieki są poddawane obróbce biologicznej, która charakteryzuje się niewielką uciążliwością odorową. Utrzymanie na tym etapie odpowiednich wartości pH, temperatury i stężenia tlenu zapewnia wysoką skuteczność oczyszczania ścieków ze związków azotu i fosforu oraz ogranicza emisję odorów (Glushchenko i Kadyseva, 2021). Zredukowane związki siarki (np.: merkaptany/tiole, siarczki, czy siarkowódór) są wydzielane głównie podczas beztlenowych procesów oczyszczania ścieków i osadów ściekowych (Liu i in., 2020). Z kolei w wyniku przetwarzania odpadów stałych (w osadowej linii technologicznej) powstają organiczne związki siarki takie jak siarczki dimetylu, siarczki dietylu czy merkaptan metylu (Agus i in., 2012). Szczególnie uciążliwe zapachowo związki (np.: merkaptan metylu i sulfotlenki dimetylu) generują najwięcej lotnych związków siarki i siarkowodoru. Związki te powstają w wyniku rozkładu substancji organicznych zawartych w ściekach, podczas ich biologicznego oczyszczania (m.in. przez bakterie *E. coli*) (Chen i in., 2011; Lebrero i in., 2012).

### **3. OGRANICZANIE EMISJI ODORÓW DO ŚRODOWISKA**

#### **3.1. Technologie oczyszczania powietrza z odorów**

Na rynku dostępnych jest wiele technologii do oczyszczania powietrza, jednakże dla większości emitentów odorów stanowią one niemałe wyzwanie. Wynika to przede wszystkim z kosztowności przedsięwzięcia jak również umiejętnego włączenia takiej instalacji do istniejącej linii produkcyjnej. Dlatego tak istotny z punktu widzenia odbiorcy jest odpowiedni dobór technologii do potrzeb zakładu emitującego odory, aby zapewnić wysoką efektywność procesu i pozbycie się problemu uciążliwości zapachowej, po jak najniższych kosztach. Technologie do oczyszczania powietrza dzieli się na fizykochemiczne i biologiczne (Alinezhad i in., 2019).

##### **3.1.1. Metody fizykochemiczne**

#### **Absorpcja**

Oczyszczanie powietrza metodą absorpcji, polega na przeniesieniu zanieczyszczenia z emitowanego gazu do cieczy, co umożliwia rozdzielenie mieszaniny gazów na poszczególne składniki (Alfonsin i in., 2015). Transport masy i efektywność procesu zależą od rozpuszczalności gazu w absorbencie oraz od powierzchni kontaktu. Metoda absorpcji jest skutecznym sposobem usuwania amoniaku ( $\text{NH}_3$ ) i siarkowodoru ( $\text{H}_2\text{S}$ ) (Biard i in., 2010; Vega i in., 2014; Vilmain i in., 2014), jednak znacznie trudniej jest usunąć LZO (m.in. lotne kwasy tłuszczowe, i merkaptany/tiole). Aby zwiększyć efektywność tego procesu, jako cieczy absorpcyjne stosuje się roztwory utleniaczy, m.in. ozon ( $\text{O}_3$ ), chlor ( $\text{Cl}_2$ ), rozcieńczony wodorotlenek sodu ( $\text{NaOH}$ ) lub potasu ( $\text{KOH}$ ), nadtlenek wodoru ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) i chloran (I) sodu ( $\text{NaOCl}$ ) (Biard i in., 2011; Wysocka i in., 2019). Pod wpływem tych związków następuje utlenienie związków organicznych do dwutlenku węgla ( $\text{CO}_2$ ), siarkowodoru do siarki elementarnej (S), a merkaptanów/tioli i siarczków do kwasów sulfonowych lub sulfonów. Poprzez dodanie katalizatorów (np. soli zawierających jony żelaza (II)  $\text{Fe}^{2+}$ ) reakcje te mogą zostać przyspieszone (Sarbak, 2014).

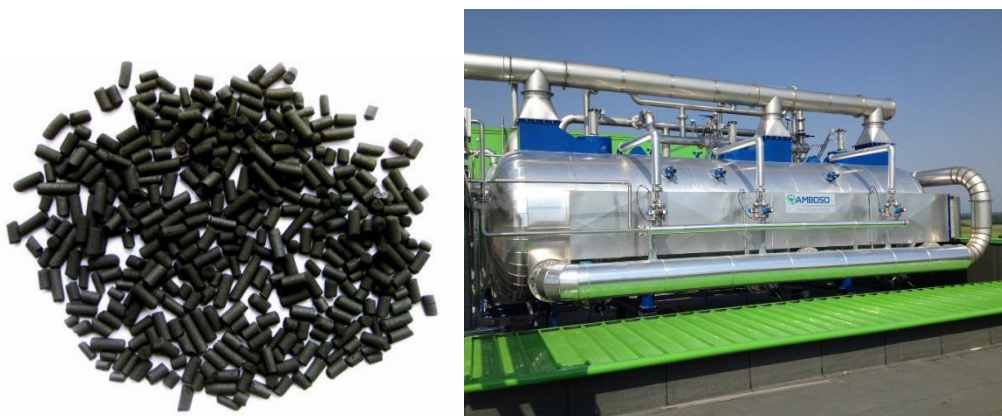
Użycie reaktywnych związków chemicznych jako cieczy absorpcyjnych wymaga zastosowania chemoodpornych materiałów konstrukcyjnych, w celu zminimalizowania ryzyka korozji i skażenia środowiska wskutek wycieków reagentów. Metoda ta generuje powstawanie uciążliwych ścieków, które powinny być poddane procesowi regeneracji lub utylizacji (Kośmider i in., 2012; Wysocka i in., 2019). Absorpcja chemiczna jest w wielu przypadkach

stosowana jako metoda wstępnej obróbki emitowanych gazów, charakteryzujących się wysokim stężeniem odorów (Liang i in., 2016). Istotną zaletą tej metody jest brak konieczności wstępnego odpylania gazu. Odpylenie to podczas oczyszczania gazów wentylacyjnych z ferm zwierzęcych jest trudne, ponieważ gazy te charakteryzują się dużą zawartością pyłów i aerozoli (Szyrkowska i in., 2009).

### **Adsorpcja**

Adsorpcja jest procesem polegającym na pochłanianiu zanieczyszczeń przez adsorbent (najczęściej ciało stałe). Bardzo istotny jest dobór adsorbentu o odpowiedniej pojemności adsorpcyjnej, zależnej od rodzaju, wielkości i porowatości adsorbentu oraz od właściwości związku pochłanianego. Do dezodoryzacji najczęściej stosuje się węgiel aktywny (rys. 3) (Marquez i in., 2021) i zeolit, które charakteryzują się dużą pojemnością adsorpcyjną odorów (Sarbak, 2014).

Adsorbenty używane do dezodoryzacji gazów występują w postaci proszku (o uziarnieniu 8 $\mu$ m-80 $\mu$ m), granulek (200 $\mu$ m - 6mm), wyprasek (średnicy 0,8 mm- 5mm i długości 5 mm- 20mm), pastylek (średnicy 30 mm - 60mm) oraz w postaci włókien lub tkanin. Oprócz węgla aktywnego i zeolitów stosuje się także ziemie okrzemkowe i wulkaniczne, trociny, krzemionkę, tlenki glinu, a także torf (rys. 3). Ponadto są stosowane minerały ilaste oraz polimerowe żywice syntetyczne; jednak ta ostatnia grupa adsorbentów znacznie gorzej pochłania cząsteczki związków odorowych.



**Rys. 3.** Adsorpcja na węglu aktywnym (wg firmy AMBOSO;  
[https://www.ventilazioneindustriale.it/public/prodotti/24/FT\\_32022751.jpg](https://www.ventilazioneindustriale.it/public/prodotti/24/FT_32022751.jpg))

Popularna jest impregnacja sorbentu różnymi związkami chemicznymi, w celu poprawy selektywności i właściwości adsorpcyjnych; np. stosuje się impregnację kwasem ortofosforowym, który zwiększa efektywność usuwania trimetyloaminy i amoniaku (Oya i In, 2002; Szyrkowska i in., 2009; Wysocka i in., 2019). Po całkowitym wysyceniu złoża, prowadzi się jego regenerację (czyli desorpcję), w celu usunięcia lub odzyskania zaadsorbowanych zanieczyszczeń. W zależności od rodzaju zaadsorbowanego zanieczyszczenia stosuje się regenerację termiczną (przy użyciu gorącego powietrza lub pary wodnej), podciśnieniową (wymaga bardzo szczelnych urządzeń i zbiorników) lub chemiczną (przy użyciu odpowiednich rozpuszczalników). Znalazło ponadto zastosowanie składowanie i spalanie, jednak w przypadku dezodoryzacji zazwyczaj nie prowadzi się regeneracji sorbentu z uwagi na zagrożenie wtórną emisją odorów oraz z powodu niewielkich korzyści (Kośmider i in., 2012; Wysocka i in., 2019). Odpowiedni dobór adsorbentu oraz właściwa kontrola procesu dezodoryzacji umożliwi osiągnięcie bardzo wysokiej efektywności omawianej technologii. Jednakże wysokie koszty adsorbentów, konieczność ich okresowej regeneracji lub wymiany oraz duże wymiary instalacji, powodują, że adsorpcja jest łączona z innymi technologiami oczyszczania powietrza, np. ze spalaniem lub biodegradacją (Szyrkowska i in., 2009; Wysocka i in., 2019).

### **Spalanie termiczne i katalityczne**

Spalanie polega na szybkiej reakcji utleniania chemicznego. Wyróżnia się spalanie termiczne i utlenianie katalityczne (Barbusiński i in., 2017). Spalanie termiczne, bez dodatku katalizatorów, wymaga uzyskania wysokich temperatur (w przypadku fenolu temperatura spalania sięga 720°C), co wiąże się z dużymi nakładami finansowymi. Spalanie termiczne jest metodą wysoce energochłonną; przykładowa instalacja została przedstawiona na rys. 4. Szersze zastosowanie ma metoda spalania katalitycznego, w której zastosowanie katalizatora obniża temperaturę prowadzenia procesu; dla porównania, temperatura spalania katalitycznego dla fenolu wynosi 250°C. Katalizatory mają za zadanie obniżenie energii aktywacji reakcji i zwiększenie szybkości reakcji rozkładu związków. Jednakże są one elementem bardzo kosztownym (Kolar i Kastner, 2010). Produktem spalania katalitycznego węglowodorów i związków organicznych zawierających tlen jest dwutlenek węgla i woda. W przypadku źle dobranych parametrów tego procesu istnieje ryzyko niecałkowitego spalania i emisji związków toksycznych (m.in. aldehydów). Rolę katalizatorów pełnią nieorganiczne nośniki, takie jak krzemionka, tlenek glinu, zeolit i węgiel aktywny, na których są naniesione metale szlachetne - platyna, pallad, miedź, czy wanad (Kolar i Kastner, 2010; Kwaśny i Balcerzak, 2014).



**Rys. 4.** Dopalacz termiczny, instalacja firmy Rotec (wg <https://rotec.pl/dopalacze-lotnych-zwiazkow-organicznych.html>)

Z kolei bezpośrednie spalanie w płomieniu, zachodzi w wysokich temperaturach (ok. 1000°C - 1200°C) i jest stosowane w przypadku gazów o dużej zawartości zanieczyszczeń palnych. Proces ten jest trudny do kontrolowania i powoduje powstawanie produktów ubocznych, m.in. tlenków węgla, tlenków azotu, tlenków siarki, WWA i sadzy. Procesy spalania zapewniają wysoką efektywność usuwania zanieczyszczeń. Jednakże spalanie odorów o niskich stężeniach zanieczyszczeń (rzędu kilku g/m<sup>3</sup> a nawet mg/m<sup>3</sup>) jest na ogół nieopłacalne, gdyż całe ciepło potrzebne do ogrzania gazów musi zostać dostarczone z zewnątrz. W takich przypadkach w celu obniżenia kosztów stosuje się zateżanie odorantów (Wysocka i in., 2019). Inną często stosowaną praktyką jest łączenie procesów spalania z adsorpcją (Kullavanijaya i in., 2000). Najpierw dochodzi do wysycenia złoża zanieczyszczeniami, w wyniku adsorpcji odorów na węglu aktywnym, po czym następuje spalanie tych zanieczyszczeń, w celu regeneracji złoża (Kośmider i in., 2012; Sarbak, 2014). Metody spalania są technologiami o dużej skuteczności degradacji zanieczyszczeń, jednakże należy pamiętać, że są one energo- i kosztochłonne. Metody te ponadto niosą ryzyko zagrożenia wybuchem, ryzyko korozji i powstawania osadów na powierzchni ścian instalacji, a także powstawania produktów ubocznych (Szykowska i in., 2009; Kolar i Kastner, 2010; Wysocka i in., 2019).

### 3.1.2. Metody biologiczne

Biologiczne metody oczyszczania gazów bazują na naturalnych procesach rozkładu związków organicznych, zachodzących w wyniku aktywności metabolicznej

mikroorganizmów. Poprzez zapewnienie optymalnych warunków do wzrostu i rozwoju tych mikroorganizmów, jest możliwa maksymalizacja efektywności biodegradacji zanieczyszczeń. Istotne jest utrzymywanie odpowiednich proporcji składników odżywczych, w tym pierwiastków biogennych, temperatury, pH, wilgotności oraz dostępu tlenu. Rodzaj zastosowanych mikroorganizmów zależy od rodzaju zanieczyszczenia jakie będzie degradowane. Ze względu na ekonomiczność, czystość ekologiczną, brak zanieczyszczeń, wykorzystanie procesów naturalnie występujących w przyrodzie oraz ze względu na wysoką efektywność usuwania zanieczyszczeń, omawiane metody uważa się za najkorzystniejsze do degradacji zanieczyszczeń (Gospodarek i in., 2019; Kasperczyk i in., 2019).

### 3.2. Zastosowanie biologicznych metod oczyszczania powietrza w oczyszczalniach ścieków

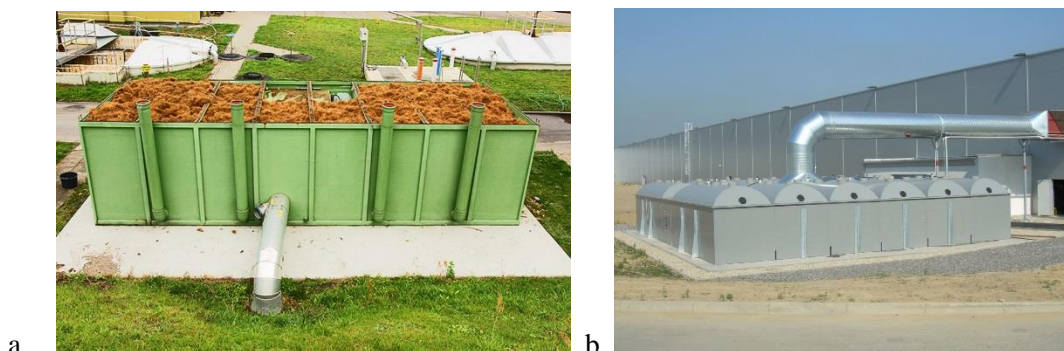
Wyróżnia się trzy główne technologie stosowane do biooczyszczania powietrza; są to technologie z użyciem biofiltrów, z użyciem bioskruberów i technologie z użyciem bioreaktorów ze złożem zraszanym. Wymienione metody różnią się między sobą typem nośników i faz ruchomych oraz rozmieszczeniem (umiejscowieniem) mikroorganizmów degradujących zanieczyszczenia (Mudliar i in., 2010; Rene i in., 2012; Barbusiński i in., 2017).

#### 3.2.1. Biofiltry

Biofiltry są najstarszą metodą biologicznego oczyszczania gazów. Metoda ta polega na przepuszczaniu zanieczyszczonego gazu przez stałe złożo, w którym znajdują się mikroorganizmy zdolne do degradacji odorów. W tej metodzie zanieczyszczenia dyfundują do biofilmu bakteryjnego, tworzonego przez unieruchomione na złożu mikroorganizmy, w którym zachodzi biologiczne utlenianie zanieczyszczeń (Barbusiński i in., 2017; Kasperczyk i in., 2019). Istnieją dwa główne rodzaje biofiltrów (rys. 5):

- A. Biofiltry otwarte – są to kontenery bez górnej pokrywy, zwykle zbudowane z betonu, narażone bezpośrednio na działanie czynników atmosferycznych; dzięki temu proces jest trudny do kontrolowania; istnieje obawa, że podczas opadów złożo może być za mokre, natomiast podczas upałów za suche.
- B. Biofiltry zamknięte – to stalowe lub plastikowe, zamknięte kontenery, w których kontrolowanie procesu i efektywności oczyszczania gazów (poprzez pomiary

przepływu fazy ciekłej, pomiary temperatury i wilgotności oraz składu cieczy) są dużo łatwiejsze.



**Rys. 5.** Rodzaje biofiltrów: a) otwarty (biofiltr firmy bioArcus, wg <https://bioarcus.pl/biofiltry/>); b) zamknięty (biofiltr firmy Dekonta, wg <https://www.dekonta.pl/oferta/biofiltry/>)

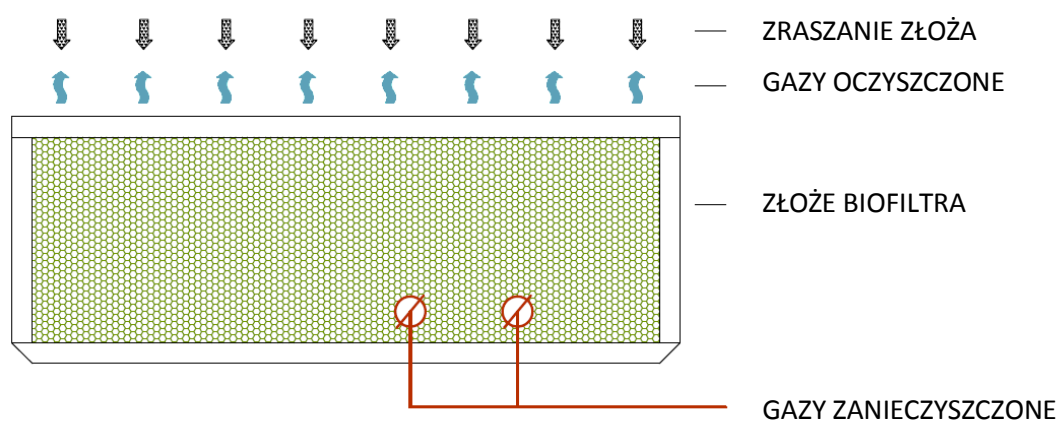
Bakterie wykazujące naturalną zdolność degradacji zanieczyszczeń odorowych i LZO, tworzące biofilm na powierzchni złoża, są dobierane odpowiednio do składu zanieczyszczeń występujących w przepuszczanym przez biofiltr gazie. Dobierane są one w taki sposób, aby zapewnić ich jak największą różnorodność, co umożliwi degradację jak najszerszej gamy zanieczyszczeń (Kolasińska i in., 2016). Konieczne jest zapewnienie bakteriom odpowiednich warunków do wzrostu i rozwoju. Wilgotność złoża powinna mieścić się w zakresie 30% - 60%; konieczne jest więc zastosowanie systemu nawilżania powietrza przed wprowadzeniem do biofiltrów. W tym celu stosuje się skrubery przed biofiltrami, które nawadniają oczyszczane gazy lub strumień zanieczyszczonych gazów jest mieszany ze strumieniem pary wodnej (Wierzińska i Modzelewski, 2015). Wilgotność złoża nie powinna być za wysoka, ponieważ może przyczyniać się do powstawania stref beztlenowych i w konsekwencji do zakłócania rozwoju odpowiednich grup mikroorganizmów; może ponadto prowadzić do zagniwania złoża i do zwiększania oporów przepływu gazu przez złoże (Wysocka i in., 2019). Temperatura powinna mieścić się w zakresie 30°C - 40°C, a gazy dolotowe nie powinny powodować wahań temperatury złoża. Bardzo istotnym parametrem warunkującym rozwój odpowiednich mikroorganizmów zasiedlających biofilm jest odpowiednie pH (zazwyczaj pH = 5 - 8) (Ralebitso-Senior i in., 2012), brak trucizn w gazie zanieczyszczonym (np. metali ciężkich, detergentów, cyjanków), a także dostępność i odpowiednie proporcje pierwiastków biogennych. Stosunek C:N:P powinien wynosić 100:5:1.

Złoże biofiltra jest kluczowym elementem podczas projektowania biofiltrów, który warunkuje skuteczność i długość życia pracy instalacji (rys. 6). Złoże powinno



charakteryzować się wysoką porowatością (powyżej 90% objętości porów), luźną strukturą, małymi oporami przepływu gazu, średnicą ziaren większą niż 4 mm, a materiał powinien się składać w ponad 55% z materiału organicznego (Wierzbińska i Modzelewski, 2015). Wybrany materiał powinien być łatwo dostępny i stosunkowo tani. Złoże w większości przypadków stanowią materiały organiczne: kora drzew, torf, słoma, spulchniona gleba, kompost, włókno kokosowe i węgiel aktywny. Materiały te powinny być usypane od jednej do kilku warstw w taki sposób, aby zapewnić kontakt całego strumienia gazu ze złożem oraz aby utrzymać równomierne napowietrzenie złoża. Konieczność spełnienia wymienionych warunków wynika z potrzeby zapobiegania rozwojowi bakterii beztlenowych, powodujących gnicie złoża oraz tworzenie się kanałów, przez które strumień gazu omijałby błonę biologiczną (Kwarciak-Kozłowska i Bańka, 2014). Dlatego ważne jest zapewnienie optymalnego ciśnienia i prędkości przepływu gazu.

Biofiltry są powszechnie stosowaną metodą w oczyszczalniach ścieków, ponieważ są stosunkowo niedrogie i skuteczne w usuwaniu zarówno zanieczyszczeń organicznych (m.in. toluenu, ksyłenu, alkoholi, aldehydów, kwasów organicznych i amin), jak i związków nieorganicznych takich jak siarkowodór i amoniak (Chang i in., 2015). Jednak w przypadku zanieczyszczeń nieorganicznych, konieczna jest kontrola ich stężenia, z uwagi na produkty powstające w wyniku ich rozkładu; produkty te powodują zakwaszenie środowiska biofiltra. Metoda biofiltracji ma również pewne ograniczenia. Biofiltry są zwykle stosowane do oczyszczania dużych strumieni gazów, o niskim stężeniu odorów i LZO (Mudliar i in. 2010).



**Rys. 6.** Schemat biofiltra (wg Barbusiński i in., 2021)

Ponadto technologia ta charakteryzuje się utrudnioną kontrolą procesu w utrzymaniu odpowiedniej wilgotności oraz pH złoża. Kontrola ta jest niezbędna do tego, aby biofiltry nie

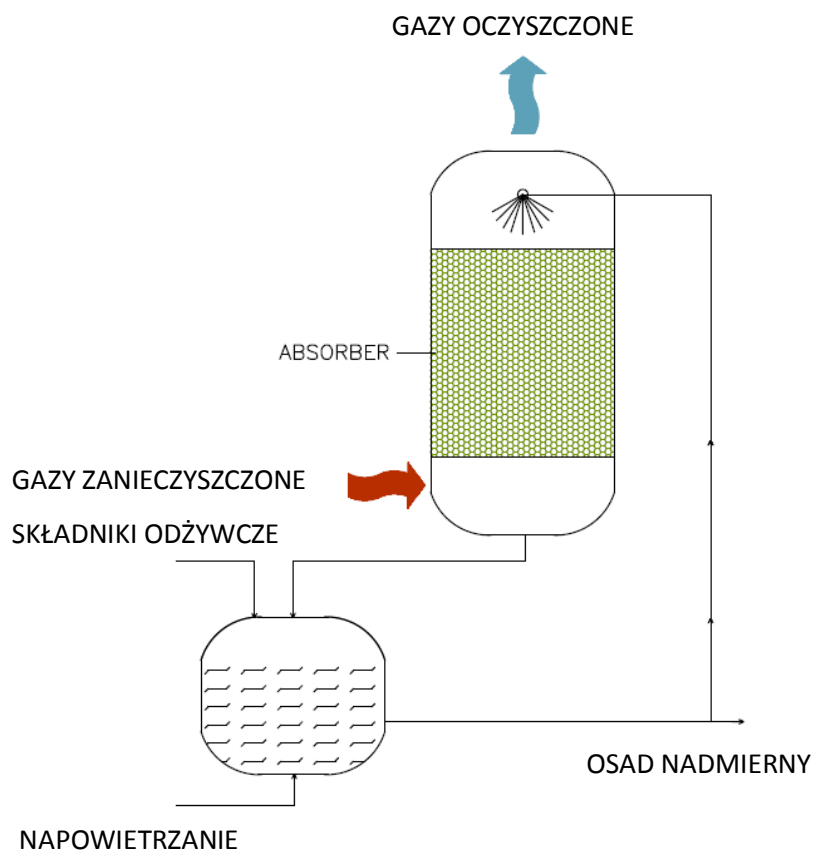


ulegały zakwaszaniu i aby nie doszło do zbijania się materiału filtracyjnego. Biofiltry należą do stosunkowo prostych i najdłużej stosowanych metod usuwania odorów, stąd także najlepiej poznanych (Kolasińska i in., 2016). Alinezhad i in. (2019) porównali efektywność usuwania odorów składających się głównie z  $H_2S$  i  $NH_3$ , emitowanych przez miejską oczyszczalnię ścieków, przy użyciu skrubera chemicznego i biofiltra. Stwierdzono przewagę metody skrubera chemicznego nad biofiltrem. Degradacja obu zanieczyszczeń ( $H_2S$  i  $NH_3$ ) w skruberze wyniosła ponad 97%, natomiast w biofiltrze 92% w przypadku  $H_2S$ , a 99,5% dla  $NH_3$ . Natomiast pod względem ekonomicznym znacznie korzystniejszy okazał się biofiltr. Z kolei efektywność usuwania tych samych odorów za pomocą biofiltra w oczyszczalni ścieków testowanej przez Janasa i Zawadzką (2017) wynosiła 94% i 91%. Mimo uzyskania wysokiej efektywności procesu, nieprzyjemny zapach nie został całkowicie wyeliminowany. Rabbani i in. (2016) także zbadali efektywność usuwania  $H_2S$  i  $NH_3$  w biofiltrze w skali pilotażowej, w rzeczywistych warunkach na terenie oczyszczalni ścieków. Średnia efektywność usuwania  $H_2S$  wyniosła 91,96%, natomiast  $NH_3$  wyniosła 100%. Efektywność usuwania  $H_2S$  obecnego w biogazie syntetycznym przy pomocy biofiltra, wypełnionego trocinami wyniosła  $75\% \pm 13\%$ , maksymalna efektywność wynosiła 97% (Aita i in., 2016); natomiast efektywność degradacji  $H_2S$  przy pomocy biofiltra z użyciem torfu osiągnęła 99% (Omri i in., 2013).

Biofiltry są powszechnie stosowaną technologią dezodoryzacji w oczyszczalniach ścieków. Dobór wypełnienia i odpowiednich warunków do rozwoju mikroorganizmów może zapewnić wysoką efektywność degradacji zanieczyszczeń; przy czym konieczna jest regularna wymiana i utylizacja złoża biofiltra.

### 3.2.2. Bioskrubery

Degradacja odorów w bioskruberach obejmuje absorpcję zanieczyszczeń z gazu do cieczy oraz biodegradację zanieczyszczeń przez mikroorganizmy; proces zazwyczaj prowadzony jest w odrębnych aparatach (Barbusiński i in., 2017; Gospodarek i in., 2019). W pierwszym zbiorniku (absorberze) zanieczyszczenia gazowe są absorbowane do fazy ciekłej, która następnie trafia do drugiego zbiornika (bioreaktora), wypełnionego wodną zawiesiną mikroorganizmów, w którym zachodzi biodegradacja zanieczyszczeń (rys. 7). Ciecz cyrkuluje przez zbiorniki, do których doprowadzane jest powietrze, pożywki dla bakterii i roztwory regulujące pH; nadmiar powstającego osadu czynnego zostaje odprowadzony poza układ.



**Rys. 7.** Schemat bioskrubera (wg Barbusiński i in., 2021)

Proces ten jest prowadzony zwykle w przeciwnym kierunku, a ciecz okresowo jest regenerowana. Intensywność transportu masy z fazy gazowej do ciekłej zależy od powierzchni i czasu kontaktu. Stopień napowietrzenia jest czynnikiem warunkującym odpowiednią efektywność redukcji zanieczyszczeń. Stabilizacja pH i utrzymanie optymalnej temperatury są warunkami koniecznymi dla utrzymania aktywności mikroorganizmów, osiągnięcia wysokich efektywności i uniknięcia inhibicji biodegradacji zanieczyszczeń. Mikroorganizmy zawieszone w roztworze są w tym procesie wrażliwe na nieciągłość w dostawie substratów, stąd też niewskazane są przerwy w pracy bioskruberów (Barbusiński i in., 2017). Niewątpliwą zaletą bioskruberów jest stabilność operacyjna i efektywna kontrola parametrów pracy, takich jak pH, skład pożywki i stopień napowietrzenia. Ponadto aparatura jest niewielkich rozmiarów, co w porównaniu do biofiltrów jest istotną zaletą; nie występuje w nich ponadto obawa o zbijanie się materiału filtracyjnego. Jednakże bioskrubery generują duże ilości produktów ubocznych, takich jak osad nadmierny oraz zanieczyszczona, recykulowana ciecz. Koszty operacyjne utrzymania takiej instalacji są ponadto wyższe, niż w przypadku biofiltrów (Vergara-Fernandez i in., 2008; Mudliar i in., 2010). Bioskrubery są efektywną metodą także dla oczyszczania

dużych strumieni gazów o wysokich stężeniach zanieczyszczeń. Ze względu na krótki czas przebywania zanieczyszczeń w absorberze, bioskrubery są jednak bardziej odpowiednie dla związków dobrze rozpuszczanych w wodzie.

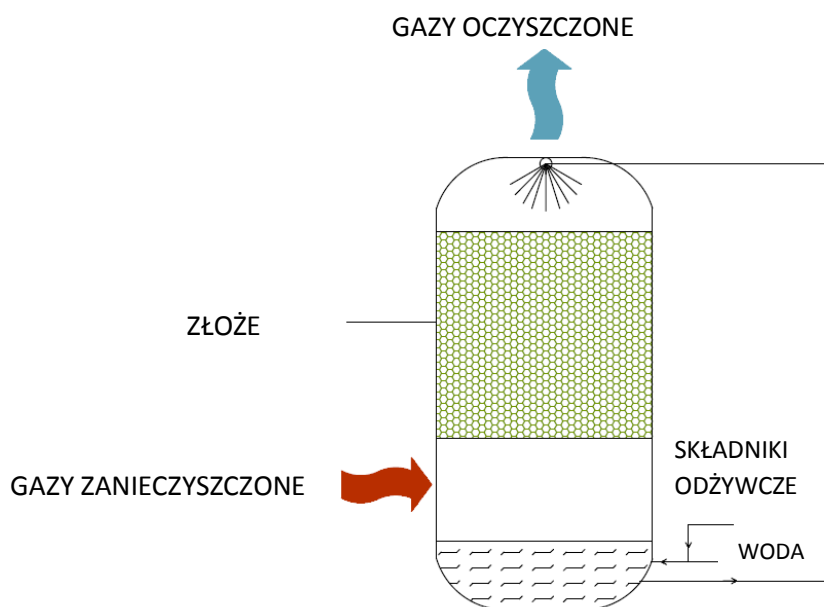
Bioskrubery były z powodzeniem używane do usuwania odorów, pochodzących z oczyszczalni ścieków przemysłowych i komunalnych, a w szczególności do usuwania  $H_2S$ ,  $NH_3$  oraz organicznych związków siarki (Mudliar i in., 2010). Z uwagi na ich kwaśny charakter substancje te powodują znaczny spadek pH, co w rezultacie może skutkować zakwaszaniem cyrkulującego w instalacji medium i spadkiem efektywności oczyszczania gazów. Dotychczasowe doniesienia wskazują, że większość zastosowanych bioskruberów została przeznaczona do usuwania jednego rodzaju zanieczyszczenia lub zastosowane instalacje były kombinacją bioskruberów z innymi systemami (Ren i in., 2019). Efektywność redukcji odorów w 3 bioskruberach zainstalowanych w jednej z oczyszczalni w Polsce wynosiła 90% dla pierwszego bioskrubera, 99% dla połączonych dwóch bioskruberów i 100% dla instalacji trójstopniowej (Friedrich i in., 2014). Nisola i in. (2009) uzyskali 99% eliminację gazowego amoniaku; Potivichayanon i in. (2006) osiągnęli 98% efektywność usunięcia  $H_2S$ , a Hansen i Rindel (2000) uzyskali ponad 99% efektywność degradacji  $H_2S$ .

Z dotychczas przeprowadzonych badań wynika, że technologia bioskruberów jest efektywną metodą do usuwania odorów pochodzenia komunalnego (w szczególności  $H_2S$  i  $NH_3$ ), jednakże generuje ona duże ilości produktów ubocznych, wymagających oczyszczenia przy użyciu metod chemicznych. Z tego względu stosowane są kombinacje różnych typów technologii.

### 3.2.3. Bioreaktory ze złożem zraszanym

W bioreaktorach ze złożem zraszanym proces absorpcji zanieczyszczeń do fazy ciekłej i ich biodegradacja wraz z regeneracją cieczy przebiega jednocześnie w jednym aparacie (Rene i in., 2012). Zanieczyszczony gaz zostaje wprowadzony do aparatu, w którym płynie współprądowo lub przeciwprądowo do fazy ciekłej; w fazie ciekłej następuje absorpcja zanieczyszczeń. Ciecz zawierająca składniki odżywcze niezbędne dla rozwoju mikroorganizmów, wraz z zaabsorbowanymi zanieczyszczeniami przepływa w sposób ciągły, w postaci cienkiego filmu po powierzchni złoża stałego (rys. 8). W wyniku tego przepływu stale jest zwilżana powstała na złożu warstwa biofilmu, w której dzięki aktywności mikroorganizmów zachodzi biodegradacja zanieczyszczeń (Mudliar i in., 2010; Rene i in., 2012). Krążąca w instalacji ciecz jest stale recykulowana i przez to nie ma odpadów w formie

osadu, a złoże spełnia zadanie nośnika mikroorganizmów. Złoże jest wykonane z materiałów obojętnych chemicznie, takich jak węgiel aktywny, pierścienie ceramiczne Raschiga, szklane kulki oraz struktury z tworzywa sztucznego (pierścienie Palla, Białeckiego) (Rene i in., 2012; Kasperczyk i in., 2019).



**Rys. 8.** Schemat bioreaktora ze złożem zraszonym (wg Barbusiński i in., 2021)

Wypełnienie złoża powinno charakteryzować się dużą porowatością i powierzchnią właściwą, powierzchnią odpowiednią do przyłączania się i wzrostu bakterii, dużą stabilnością chemiczną, wytrzymałością, małą masą oraz niską ceną. W celu maksymalizacji efektywności biooczyszczania powietrza, jest konieczne utrzymywanie odpowiednich warunków do wzrostu i rozwoju mikroorganizmów. Dotyczy to temperatury (zwykle w zakresie 10°C - 40°C), pH, natlenienia i stężenia składników odżywczych (Bąk i in., 2017).

Największą zaletą biodegradacji zanieczyszczeń gazowych w bioreaktorach ze złożem zraszonym, jest możliwość lepszej kontroli ich warunków pracy, takich jak utrzymywanie odpowiedniego pH oraz składu medium cyrkulującego w reaktorze. Zaletą tej metody jest ponadto prowadzenie całego procesu w jednym aparacie; to daje dużą oszczędność miejsca i kosztów całkowitych. Z kolei wadami opisywanej metody jest nadmierny przyrost biomasy zasiedlającej złoże. Ten przyrost może doprowadzić do zatykania złoża i w efekcie do spadku efektywności biooczyszczania odorów (Alonso i in., 2001). Istnieją jednak skuteczne metody, aby tym utrudnieniom przeciwdziałać. Polegają one na chwilowym zwiększeniu przepływu fazy ciekłej, czego konsekwencją będzie zerwanie części biofilmu z wypełnienia (Smith i in.,

1996), na odpowiednim doborze mikroorganizmów eliminujących nadmiar biofilmu bakteryjnego (m.in. pierwotniaków), bądź polegają na dodaniu odpowiednich związków chemicznych, uszkadzających część biofilmu bakteryjnego (Cox i Deshusses, 1999).

Metoda oczyszczania powietrza za pomocą bioreaktorów ze złożem zraszanym, w różnych kombinacjach technologicznych została z powodzeniem przetestowana w oczyszczalniach ścieków. Kasperczyk i in., (2019) w instalacji z użyciem Kompaktowego Bioreaktora Trójfazowego oczyszczającej LZO i H<sub>2</sub>S emitowane przez oczyszczalnię ścieków uzyskał efektywność wynoszącą ponad 97%. Ramirez i in. (2009) osiągnął w stabilnych warunkach laboratoryjnych efektywność usuwania H<sub>2</sub>S w zakresie 98% - 99%. Z kolei Aroca i in. (2007) usunął H<sub>2</sub>S z pomocą szczepów bakterii *Thiobacillus thioparus* i *Acidithiobacillus thiooxidans* z gazów wlotowych instalacji w skali laboratoryjnej, osiągnął efektywność blisko 100%. Cox i in. (2002) testując oczyszczanie powietrza z H<sub>2</sub>S i LZO w bioreaktorze ze złożem zraszanym, w skali pilotażowej uzyskali efektywność usuwania H<sub>2</sub>S na poziomie 98%, a usuwania LZO dość niską. Ustalono, że jednoczesne usuwanie LZO i H<sub>2</sub>S jest ograniczone, czego nie ujawniły wcześniejsze badania w skali laboratoryjnej (Cox i Deshusses, 2002). Gabriel, Cox i Deshusses (2004) w wyniku oczyszczania powietrza z H<sub>2</sub>S emitowanego z oczyszczalni ścieków w warunkach rzeczywistych, w pełnej skali przemysłowej uzyskali z kolei wysoką efektywność usuwania H<sub>2</sub>S, mimo krótkiego czasu kontaktu gazu w bioreaktorze. Moussavi i in. (2011) za pomocą bioreaktora ze złożem zraszanym, osiągnęli 98,4% efektywność usuwania NH<sub>3</sub>. Z kolei Sakuma i in. (2008) za pomocą reaktora do denitryfikacji i reaktora do oczyszczania powstających odcieków osiągnęli bardzo dużą skuteczność usuwania NH<sub>3</sub>.

Spośród biologicznych metod usuwania odorów, najczęściej dotychczas stosowaną metodą w oczyszczalniach ścieków były biofiltry, które są wydajne w przypadku niskich stężeń zanieczyszczeń. Bioskrubery mogą natomiast być używane do dużych strumieni zanieczyszczonych gazów; są proste w budowie i obsłudze, a także stosunkowo tanie. Zbiór wad i zalet biologicznych metod oczyszczania powietrza, zestawiono w tabeli 3.

**Tabela 3.** Porównanie biologicznych metod oczyszczania gazów w oczyszczalniach ścieków (wg Ren i in., 2007; Rybarczyk i in., 2019)

<b>Technologia</b>	<b>Zalety</b>	<b>Wady</b>
<b>Biofiltry</b>	odpowiednie dla dużych strumieni gazów o niskim stężeniu zanieczyszczeń; możliwość oczyszczania szerokiej gamy zanieczyszczeń małe spadki ciśnienia, niskie koszty inwestycyjne i operacyjne	niska efektywność technologii dla wysokich stężeń zanieczyszczeń; trudności w kontroli procesu (pH, wilgotność)-ryzyko zakwaszania i zatykania złoża; konieczność regularnej wymiany złoża; duże wymiary instalacji
<b>Bioskrubery</b>	wysoka efektywność oczyszczania dużych strumieni gazów i wysokich stężeń zanieczyszczeń; łatwa kontrola procesu (pH, temperatura, składniki odżywcze); stabilność procesu; mniejsze rozmiary instalacji w porównaniu z biofiltrami	niska efektywność w przypadku zanieczyszczeń słabo rozpuszczalnych; generuje duże ilości produktów ubocznych (osad nadmierny); wyższe koszty operacyjne
<b>Bioreaktory ze złożem zraszanym</b>	niskie koszty eksploatacji; niska energochłonność procesu; mniejsze rozmiary instalacji; wszystko przebiega w jednym zbiorniku; łatwa kontrola procesu; brak produktów ubocznych; długi czas życia i wytrzymałość wypełnienia	ryzyko nadmiernego przyrostu biomasy i zatkania złoża

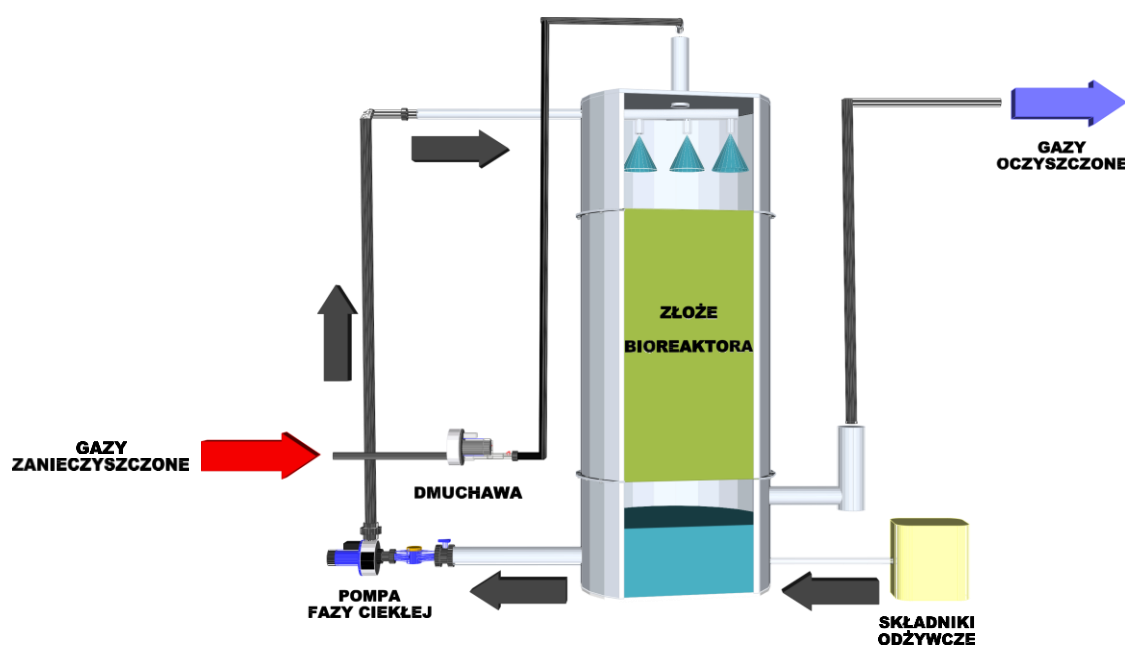
Metodą konkurencyjną do biofiltrów jest metoda oczyszczania gazów w bioreaktorach ze złożem zraszanym (Faraj i in., 2012; Fortin i Deshusses, 1999). Charakteryzuje się ona wysoką efektywnością biodegradacji zanieczyszczeń, sięgająca zwykle 95% - 99% oraz możliwością kontroli warunków panujących w reaktorze (tj. utrzymywanie odpowiedniego pH, temperatury, składu soli mineralnych i warunków do rozwoju mikroorganizmów) (Zhai i in., 2017; Reddy i in., 2019). Bioreaktory te nie generują dodatkowych odpadów, dodatkowych kosztów eksploatacji, nie wymagają regeneracji złoża, (jak ma to miejsce w przypadku biofiltrów), ani utylizacji nadmiernych i szkodliwych odcieków (jak jest w przypadku bioskruberów). Bioreaktory ze złożem zraszanym są obecnie optymalnym rozwiązaniem dla usuwania odorów.

## **4. KOMPAKTOWE BIOREAKTORY TRÓJFAZOWE**

### **4.1. Opis technologii**

Technologia Kompaktowego Bioreaktora Trójfazowego (KBT) wyewoluowała z bioreaktorów ze złożem zraszanym (Kasperczyk, 2019). Zanieczyszczony gaz jest przepuszczany przez złożę, stale zwilżane cienką warstwą spływającej cieczy. Cieczą jest woda, wzbogacona solami mineralnymi i buforowana słabymi roztworami kwasu (10% r-r  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) i zasady (10% r-r KOH) dla osiągnięcia oczekiwanego pH (rys. 9). W efekcie fazę ciekłą tworzy 1% wodny roztwór soli mineralnych z zawieszonymi mikroorganizmami. Złożę składa się z pierścieni polietylenowych, których powierzchnia jest zajmowana przez mikroorganizmy tworząc biofilm. Grubość biofilmu wynosi od kilku mikrometrów do kilku milimetrów; zależy ona od zastosowanego złoża i warunków pracy instalacji (Rybarczyk i in., 2019). Formowanie się biofilmu jest procesem wieloetapowym, uwarunkowanym zarówno rodzajem tworzących go organizmów jak i rodzajem kolonizowanych powierzchni materiałów (Kołwzan, 2011). W pierwszym etapie biodegradacji zanieczyszczeń następuje przemieszczanie się komórek w kierunku zasiedlanej powierzchni, na co mają wpływ m.in. oddziaływanie grawitacyjne i siły Van der Waalsa. Prowadzi to do odwracalnej adhezji komórek, podczas której dużą rolę odgrywają również wytwarzane przez nie zewnątrzkomórkowe substancje polimerowe (EPS), białka ściany komórkowej lub lipopolisacharydy oraz wszelkie struktury budowy danego mikroorganizmu (fimbrie, rzęski), które pozwalają na zbliżenie i przyczepienie się do powierzchni materiału (Kołwzan, 2011). W momencie gdy komórki bakteryjne zbliżą się do powierzchni materiału na odległość mniejszą niż 1,5 nm, dochodzi do tworzenia się par kompleksów lub wiązań wodorowych, powodujących adhezję nieodwracalną mikroorganizmów. Powstają mikrokolonie mikroorganizmów i następuje wzmożona produkcja substancji zewnątrzkomórkowych i śluzu. Od tego momentu zaczyna się formować dojrzała postać biofilmu, w której ujawniają się odpowiednie cechy fenotypowe; są one uzależnione od warunków i potrzeb tworzących się kolonii (Kołwzan, 2011). Komunikacja w biofilmie, może zachodzić zarówno w obrębie jednego gatunku jak i między różnymi gatunkami mikroorganizmów. Ten specyficzny system nosi nazwę zjawiska "Quorum sensing" i opiera się na wytwarzaniu przez komórki bakterii związków sygnałowych, będących bodźcem do kontroli procesów fizjologiczno-metabolicznych. Dzięki tym procesom biofilm nabywa odpowiednich cech fenotypowych, świadczących o jego dojrzeniu (Matejczyk i Suchowierska, 2011). Dojrzały biofilm charakteryzuje się grubą warstwą glikokaliksu, który absorbuje związki pokarmowe, substancje mineralne oraz komórki innego

gatunku, które rozwinęły się w danym środowisku. Wraz ze wzrostem grubości błony, zmienia się również stopień jej przyczepności do podłoża i przestaje ona utrzymywać swoją dotychczasową formę. Wtedy mamy do czynienia z ostatnim etapem formowania się biofilmu, podczas którego następuje dyspersja i migracja komórek z biofilmu do otoczenia, gdzie ponownie mogą rozpocząć proces kolonizacji (Kołwzan, 2011). Struktura biofilmu uzależniona jest od wielu czynników, między innymi od dostępności substancji odżywczych, komunikacji między bakteriami, ich ruchliwości oraz od zawartości polimerów zewnątrzkomórkowych (EPS) (Kołwzan, 2011). Polimery te tworzą rodzaj matrycy, która utrzymuje komórki bakteryjne w mechanicznej stabilności, chroni przed wysuszeniem i nagłymi zmianami warunków środowiska, pozwala na komunikację międzykomórkową oraz odgrywa ważną rolę w poszczególnych stadiach formowania się biofilmu. Skład matrycy zależy od gatunku bakterii, a sama matryca głównie składa się z białek, kwasów nukleinowych, lipidów, surfaktantów, wody oraz polisacharydów, stanowiących największą frakcję. Bioreaktory KBT pracują stabilnie w sposób ciągły, w warunkach ciśnienia atmosferycznego i temperatury w zakresie 20°C - 35°C.

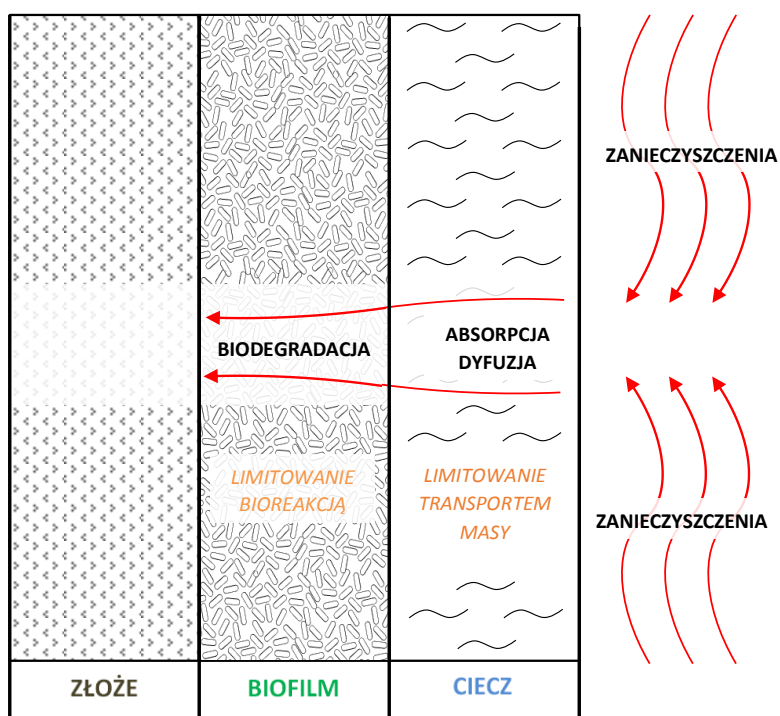


**Rys. 9.** Schemat Kompaktowego Bioreaktora Trójfazowego (wg Ekoinwentyka sp. z o.o.)

Degradacja zanieczyszczeń obejmuje kilka etapów (rys. 10), na które w dużym uogólnieniu składają się absorpcja zanieczyszczeń z gazu do cieczy, dyfuzja zanieczyszczeń z fazy ciekłej do mikroorganizmów, a następnie biologiczne utlenianie zanieczyszczeń w obrębie



biofilmu w wyniku aktywności mikroorganizmów (Bąk i in., 2017; De Vela i Gostomski, 2018). Zanieczyszczenia są degradowane w biofilmie do produktów o prostych strukturach chemicznych (zazwyczaj  $\text{CO}_2$  i  $\text{H}_2\text{O}$ ). Efekt biodegradacji może być kontrolowany przez transport masy zanieczyszczeń gazowych do biofilmu; wtedy mamy do czynienia z limitowaniem dyfuzją (Wu i in., 2018). Proces transportu masy składa się z transferu gaz - ciecz i ciecz - biofilm; równowagę tych dwóch procesów ustala się na styku faz (Kraakman i in., 2011).



**Rys. 10.** Biodegradacja zanieczyszczeń w bioreaktorach ze złożem zraszanym, w tym w KBT (wg Lebrero i in., 2012; Wu i in., 2018)

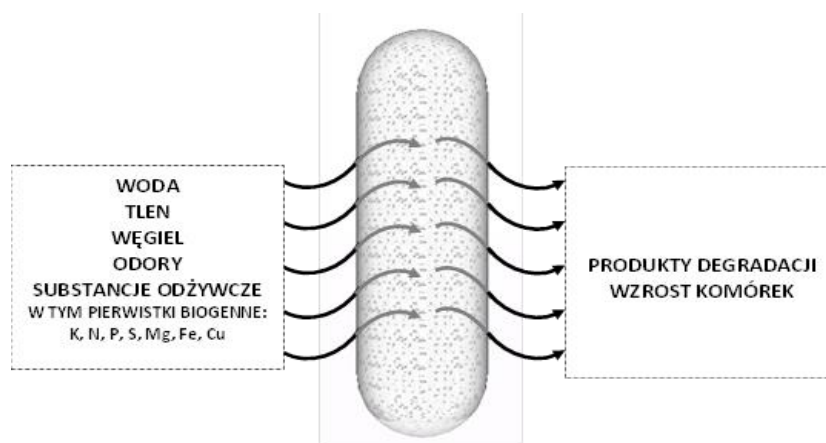
Cyrkulacja cieczy i natężenie jej przepływu są kluczowymi parametrami transportu masy, ponieważ kontakt między mikroorganizmami a zanieczyszczeniami następuje po dyfuzji zanieczyszczeń w cieczy do biofilmu. Ponadto ciecz jest nośnikiem substancji odżywczych, zapewniających mikroorganizmom korzystne środowisko do metabolizowania odorów. Aby w bioreaktorach ze złożem zraszanym proces degradacji zachodził skutecznie, zanieczyszczenia muszą być biodegradowalne, o niskiej toksyczności i dobrze rozpuszczalne w wodzie. Niekiedy stosuje się związki powierzchniowo czynne - surfaktanty, które zwiększają biodostępność zanieczyszczeń i mogą przyspieszać transfer masy (Yang i in., 2010; Ramirez i in., 2012; Song

i in., 2012). Z ich dodatkiem należy jednak być ostrożnym, ponieważ większość z nich stanowi źródło węgla dla mikroorganizmów, co może skutkować zmniejszeniem metabolizmu zanieczyszczeń i obniżeniem efektywności reaktorów; niektóre substancje mogą ponadto być szkodliwe dla środowiska (Fabrega i in., 2014; Wu i in., 2018).

## 4.2. Warunki pracy Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych

### 4.2.1. Dobór i hodowla mikroorganizmów

Rodzaj użytych mikroorganizmów, gęstość populacji, przemiany metaboliczne oraz ich interakcje ze środowiskiem i między sobą mają duże znaczenie dla funkcjonowania technologii KBT. Mikroorganizmy zamieszkujące bioreaktory należą zwykle do tlenowych, które dzięki swej aktywności metabolicznej degradują określoną grupę zanieczyszczeń. Jednakże w głębszych warstwach biofilmu, z uwagi na ograniczony dostęp tlenu może dochodzić do rozwoju mikroorganizmów beztlenowych i biodegradacji beztlenowej (Deshusses i Gabriel, 2005). Czas potrzebny do rozwoju biofilmu zależy od ilości mikroorganizmów, którymi zostało zaszczerpione złożę; zwykle trwa kilka dni (Soreanu i Dumont, 2020). Istotne do ich prawidłowego wzrostu i rozwoju jest utrzymywanie odpowiedniej temperatury oraz dodatek składników odżywczych, w tym związków biogennych (azotu, fosforu, potasu, węgla, siarki, tlenu) i odpowiednia temperatura (rys. 11 i tabela 4).



**Rys. 11.** Degradacja zanieczyszczeń przez mikroorganizmy (wg Deviny i in., 1999; Shareefdeen i Singh, 2005)

**Tabela 4.** Optymalne warunki do rozwoju mikroorganizmów w bioreaktorach ze złożem zraszanym (wg Wu i in., 2018)

Temperatura	pH	Zawartość tlenu	Wilgotność	Składniki odżywcze
10-40°C	7,0-8,0	5-15%	60-80%	C:N:P – 100:5:1

Sposób inokulacji i rodzaj zastosowanych mikroorganizmów w bioreaktorach ze złożem zraszanym zależy od rodzaju zanieczyszczenia, jakie będzie oczyszczane w instalacji. Struktura i stabilność biofilmu zamieszkującego złożę zależy od kilku czynników, przede wszystkim od pH i zawartości tlenu. Biofilmy w bioreaktorach składają się zwykle z dużej liczby bakterii i niewielkiej ilości grzybów. W bioreaktorach ze złożem zraszanym największe zastosowanie mają bakterie z rodzaju *Pseudomonas* (tabela 5). Używa się ich do degradacji związków organicznych i nieorganicznych takich, jak: LZO, H<sub>2</sub>S i NH<sub>3</sub> (Giri i in., 2014; Zheng i in., 2016). Innymi często spotykanymi w bioreaktorach mikroorganizmami są bakterie z rodzajów *Staphylococcus* - redukujące azotany do azotynów (Cheng i in., 2010), *Rhodococcus* - zdolne do degradacji herbicydów, toluenu i naftalenu i bakterie z rodzaju *Bacillus*- odpowiedzialne za proces tlenowej nityfikacji/denitryfikacji. W bioreaktorach są stosowane również grzyby nitkowate z rodzaju *Cladosporium*, *Scedosporium*, *Cladophialophora* i *Paecilomyces* (Repeckiene i in., 2015). Ze względu na włóknistą budowę grzybni i ich dużą powierzchnię, grzyby te umożliwiają łatwą absorpcję zanieczyszczeń z fazy gazowej. Ponadto grzyby są bardziej odporne od mikroorganizmów na środowiska o niskiej wilgotności i wysokiej kwasowości. Nitkowata struktura grzybni powoduje jednak zatykanie i nadmierne zarastanie złoża; grzyby charakteryzują się ponadto mniejszym tempem metabolizmu w porównaniu do bakterii, co powoduje wydłużenie okresów rozruchu instalacji i osiągnięcia pełnej efektywności biodegradacji (Wu i in., 2018). W bioreaktorach najczęściej stosuje się mieszaninę różnych mikroorganizmów po to, aby osiągnąć szerszy zakres degradacji różnych zanieczyszczeń, nawet takich, jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne o złożonej strukturze chemicznej (Morales i in., 2017). Do zaszczepiania bioreaktorów powszechnie stosuje się osad czynny, natomiast czyste kultury bakteryjne stosowane są do badań prowadzonych w warunkach laboratoryjnych lub do degradacji pojedynczego, czystego związku chemicznego.

Tabela 5. Mikroorganizmy stosowane do biodegradacji H<sub>2</sub>S i NH<sub>3</sub> (wg Barbusiński i in., 2021)

	Metoda biodegradacji	Mikroorganizmy	Parametry	Efektywność	Lit.
H <sub>2</sub> S	Biofiltry	<i>Thiobacillus thioparus</i> , <i>Nitrosomonas europaea</i>	30°C Alginian wapnia	95%	Chung i in., 2000
		Bakterie utleniające siarkę i mikroorganizmy z kompostu	Kompost pH=7.5	95%	Rehman i in., 2009
		<i>Bacillus</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Xanthomonadacea</i>	Torf	99%	Omri i in., 2013
		<i>Acidithiobacillus thiooxidans</i>	Trociny	75±13% - 97%	Aita i in., 2016
		Bakterie utleniające siarkę	AMB Biomedia Bioballs – kwasoodporny materiał polietylenowy	91,96%	Rabbani i in., 2016
		-	Kora sosny	94%	Janas i Zawadzka, 2017
	Bioreaktory ze złożem zraszanym	Źródło mikroorganizmów: Osad czynny	Kawałki polichloroku winylu z kompostem	84-99%	Alinezhad i in., 2019
		Woda technologiczna (oczyszczalnia Hyperion)	7 warstw PVC COOLdektm <sup>tm</sup> Munster	98%	Cox i in., 2002
		Heterotrofy, grzyby, autotroficzne utleniacze siarki	Pierścienie Palla, I bioreaktorpH=4,5, II bioreaktorpH=7	~100%	Cox, 2002
		Osad pierwotny i wtórny z Orange County Sanitation District	Pianka poliuretanowa, T=18-24°C	~98%	Gabriel i in., 2004
		<i>Thiobacillus thioparus</i> , <i>Acidithiobacillus thiooxidans</i>	Skała wulkaniczna, pierścienie polipropylenowe, polichlorek winylu, pH=5,5-7	100%	Aroca i in., 2007
		<i>Acidithiobacillus thiooxidans</i>	Piankapoliuretanowa	98-99%	Ramirez i in., 2009

Adaptacja technologii usuwania odorów w Kompaktowych Bioreaktorach Trójfazowych do sektora komunalnego, w szczególności do oczyszczalni ścieków

H <sub>2</sub> S	Bioreaktory ze złożem zraszanym	<i>Pseudomonas fluorescens</i> , <i>Thiobacillus sp.</i>	Pierścienie poliuretanowe, T≈30°C, pH=5,5-7,5	97%	Kasperczyk i in., 2019
		Bakterie	Pierścienie polietylenowe, pH=5-7,5, T≈30°C	80-99%; 60-80%	Kasperczyk i in., 2014
		<i>Pseudomonas</i> , <i>Thiobacillus</i>	Pierścienie polipropylenowe	91,8%	Sun i in., 2019
		<i>Acidithiobacillus</i> , <i>Metallibacterium</i>	Pierścienie polipropylenowe	86,1%	Sun i in., 2019
		Źródło mikroorganizmów - osad czynny z oczyszczalni ścieków	Węgiel bambusowy	99%	Chen i in., 2019
		<i>Dokdonella</i> , <i>Ferruginibacter</i> , <i>Nitrosomonas</i> <i>Thiobacillus</i>	Kulki wielościenne	98,25%	Chen i in., 2019
		<i>Acidithiobacillus</i> , <i>Thiobacillus</i>	Pierścienie Raschiga i keramzyt	99%	Ying i in., 2020
NH <sub>3</sub>	Biofiltry	<i>Thiobacillus thioeparus</i> ( <i>H<sub>2</sub>S</i> ), <i>Nitrosomonas europaea</i> ( <i>NH<sub>3</sub></i> )	30°C Alginian wapnia	95%	Chung i in., 2000
		Źródło mikroorganizmów: osad czynny z oczyszczalni ścieków	Organiczne : kompost, kora, torf Nieorganiczne: perlit	100%	Choi i in., 2003
		-	Torf włóknisty, torf gruby, słoma pszenna, kompost, obornik koński	89%	Tymczyna i in., 2004
		Źródło mikroorganizmów: kompost	Kompost	~96%	Pagans i in., 2005
		Bakterie utleniające azotanym.in. <i>Nitrosomonas</i> , <i>Nitrobacter</i>	Obornik bydłocy, łuski ryżowe, żwir jako medium pomocnicze, 32-39°C	61,5%- dla złoża 20 cm, 71,45% - dla złoża 40 cm	Kavyashree i in., 2015
		-	AMB BiomediaBioballs – kwasoodporny	100%	Rabbani i in., 2016

NH <sub>3</sub>	Biofiltry		materiał polietylenowy		
		-	Kora sosny	91%	Janas i Zawadzka, 2017
		Źródło mikroorganizmów: Osad czynny	Kawałki polichlorku winyłu z kompostem	88-99,6%	Alinezhad i in., 2019
		Grzyby: <i>A.strictum</i> , <i>A. versicolor</i> , <i>A. pullulans</i> , <i>Cladosporium</i> , <i>Penicillium</i> , <i>G. viride</i> , <i>Stachybotrys sp.</i> , <i>C.herbarum</i> ; Drożdże: <i>Exophiala sp.</i> , <i>Aureobasidium pullulnas</i> ; Bakterie: <i>Rhodococcus</i> , <i>Bacillus subtilis</i>	Płytki lamelkowe proste i faliste (syntetyczna hydrofilowa powierzchnia), pH=7, T=24-32°C	84,2%-87%	Baltrenas i in., 2020
NH <sub>3</sub>	Bioreaktory ze złożem zraszanym	Źródło mikroorganizmów: Osad czynny z oczyszczalni ścieków	Kulki kompozytowe wykonane z ceramiki i kości wołowych	92-100%	Sakuma i in., 2008
		Bakterie auto- i heterotroficzne	Pianka poliuretanowa	98,4%	Moussavi i in., 2011
		<i>Dokdonella</i> , <i>Ferruginibacter</i> , <i>Nitrosomonas</i> , <i>Thiobacillus</i>	Kulki wielościenne	88,55%	Huan i in., 2021
		<i>Acidithiobacillus</i> , <i>Thiobacillus</i>	Pierścienie Raschiga i keramzyt	99%	Ying i in., 2020
		<i>Thiobacillus</i> , bakterie utleniające amoniak, bakterie utleniające azotyny	Węgiel aktywny	98,5%	Liu i in., 2020

#### 4.2.2. Degradacja odorów

Szczególnie ważny dla efektywnego przebiegu procesu biodegradacji w KBT jest dobór i adaptacja mikroorganizmów do zanieczyszczeń występujących w gazie, poprzez stworzenie im jak najlepszych warunków do wzrostu i rozwoju. Równie istotna jest optymalizacja parametrów prowadzenia procesu, takich jak prędkość przepływu fazy ciekłej i gazowej, kierunek przepływu (przeciwprąd lub współprąd), temperatura i pH cyrkulującej cieczy.

Biodegradacja lotnych związków organicznych obejmuje rozkład związków organicznych zachodzących w wyniku aktywności biochemicznej i enzymatycznej ścieżek metabolicznych mikroorganizmów, do mniej złożonych metabolitów, takich jak H<sub>2</sub>O i CO<sub>2</sub> w warunkach tlenowych. Poprzez rozkład zanieczyszczeń do związków nieorganicznych, mikroorganizmy uzyskują energię do życia i metabolity potrzebne do syntezy struktur komórkowych. Częściowe utlenianie niesie ze sobą ryzyko powstania produktów pośrednich, które mogą gromadzić się w cieczy i ulatniać się, powodując niekontrolowaną emisję nieprzyjemnych zapachów, a także działać hamująco na mikroorganizmy (Shareefdeen i Singh, 2005).

Bakterie utleniające siarkę mogą żyć w środowiskach o szerokim zakresie od pH = 1 do pH = 8, w zależności od występujących gatunków bakterii (Yang i Allen, 1994), a sporadycznie nawet od pH = 1,3 do pH = 10 (Vikrant i in., 2018). Głównymi produktami biologicznego utleniania H<sub>2</sub>S są siarka elementarna (S<sup>0</sup>) i siarczan (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) (Nhut i in., 2020), w zależności od dostępności tlenu (Równania 1-5):



Jony H<sup>+</sup> i OH<sup>-</sup> powstające w wyniku absorpcji gazu w fazie ciekłej i reakcji biologicznych wpływają na pH cieczy. Wytwarzanie siarczanów generuje jony H<sup>+</sup>, które obniżają pH (Rodriguez i in., 2014; Vikromvarasiri i Pisutpaisal, 2016). Produktem reakcji biologicznej jest siarka elementarna; gdy tlen jest dostarczany w procesie w sposób ciągły siarka przekształcana jest w siarczan, natomiast w przypadku mniejszej ilości tlenu, końcowym produktem jest siarka elementarna (Montebello i in., 2013). Wzrost ilości tlenu powoduje większą produkcję siarczanów i jonów H<sup>+</sup>, w wyniku czego pH cieczy spada (Nhut i in., 2020).

Usuwanie H<sub>2</sub>S z zanieczyszczeń może również przebiegać w warunkach beztlenowych, przez bakterie fototroficzne (np. *Chlorobiaceae*). Jednakże konieczność dostępu światła do prowadzenia procesów metabolicznych wymaga stosowania przezroczystych roztworów, a mikroorganizmy zwykle magazynują wytworzoną siarkę w komórkach; z tego powodu nie jest możliwe wydzielanie siarki (Barbusiński i Kalemba, 2016). Światło jest dla nich źródłem energii i istnieje zależność między intensywnością światła oraz stężeniem siarczków. Przy wysokim natężeniu światła H<sub>2</sub>S jest utleniane do siarki elementarnej, natomiast przy niskim

stężeniu siarczków  $H_2S$  jest utleniany do siarczanów. Skuteczność bakterii fototroficznych nie jest tak duża, jak bakterii chemotroficznych; mają bowiem niższe tempo wzrostu i wymagają odpowiednio dużego natężenia światła, co jednoznacznie wpływa na koszty prowadzenia procesu; z tego powodu nie są te bakterie tak często stosowane, jak chemotrofy (Nhut i in., 2020). Chemotrofy cechuje w dodatku duża zdolność adaptacji do różnych warunków, łatwy dostęp do pożywienia, duża efektywność usuwania  $H_2S$  i odporność na duże obciążenia siarczkami (Khoshnevisan i in., 2017).

Biodegradacja amoniaku odbywa się poprzez nityfikację, polegającą na przekształceniu  $NH_3$  do azotynów  $NO_2^-$ , a następnie do azotanów  $NO_3^-$ . Bakterie autotroficzne utleniające amoniak (np. *Nitrosomonas*) uzyskują energię przez utlenianie  $NH_3$  do azotynów  $NO_2^-$ , natomiast węgiel do wzrostu czerpie z  $CO_2$ ; w kolejnym etapie  $NO_2^-$  wytwarzany przez bakterie utleniające amoniak jest utleniany do  $NO_3^-$  przez bakterie z rodzaju *Nitrobacter*. Nityfikacja może zostać zaburzona w warunkach niskiego stężenia tlenu, wysokiej temperatury lub w warunkach wysokiego stężenia amoniaku (Lee i in., 2001). Nityfikacja może również przebiegać z udziałem bakterii heterotroficznych. Proces ten jest jednak wolniejszy i niekiedy nie przebiega do końca, co skutkuje tym, że produktem końcowym jest azotyn dostępny dla autotrofów. To daje możliwość jednoczesnej biodegradacji auto i heterotroficznej. Azotany powstałe w wyniku nityfikacji mogą zostać zredukowane do azotu gazowego w wyniku denityfikacji. Proces ten zachodzi w strefach o małej zawartości i dostępie tlenu, zwykle w głębszych warstwach biofilmu.

Zakres i szybkość biodegradacji odorów zależą od pH, temperatury, dostępności tlenu, obecności mikroorganizmów, dostępności składników odżywczych oraz od struktury chemicznej zanieczyszczeń.

#### **a. Zakres pH**

Mikroorganizmy aktywnie żyją w środowisku o charakterystycznym dla siebie pH. Dla większości bakterii jest to zakres  $pH = 5 - 9$ , a dla grzybów w  $pH = 2 - 7$ . Niektóre produkty metabolizmu, powstałe w wyniku biodegradacji zanieczyszczeń, jak dwutlenek węgla, czy siarczany powodują obniżenie pH cieczy. Stąd bardzo istotne jest kontrolowanie i dozowanie roztworów buforowych w przypadku zbyt dużych wahań pH.

#### **b. Temperatura**

Istnieją trzy główne grupy mikroorganizmów tlenowych wzrastających w charakterystycznych temperaturach. Są to mikroorganizmy psychrofilne (których najlepszy wzrost zachodzi w temperaturze  $< 20^\circ C$ ), mezofilne (optimum mieści się w zakresie  $20^\circ C - 40^\circ C$ ) i termofilne



(najlepszy wzrost w temperaturze  $> 45^{\circ}\text{C}$ ). W bioreaktorach ze złożem zraszonym najczęściej stosuje się mikroorganizmy mezofilne. Gdy temperatura gazów jest wyższa niż  $40^{\circ}\text{C}$ , wówczas konieczne jest ich ochłodzenie przed wprowadzeniem do instalacji.

#### **c. Wilgotność**

Zawartość wilgoci w bioreaktorze ma wpływ na transport masy zanieczyszczeń i na szybkość reakcji biologicznych. Zbyt mała wilgotność złoża powoduje zmniejszenie szybkości biodegradacji zanieczyszczeń, a nadmierny dopływ wody hamuje transport tlenu i dostępność hydrofobowych zanieczyszczeń dla biofilmu. Wilgotność powinna mieścić się w zakresie 40%-60%.

#### **d. Dostępność tlenu**

W oczyszczaniu powietrza w bioreaktorach ze złożem zraszonym najczęściej występują mikroorganizmy tlenowe, wymagające do metabolizmu minimum 5% - 15% tlenu w strumieniu gazów dopływających. W przypadku przeciążonych instalacji ładunkiem zanieczyszczeń lub zbyt dużą wilgotnością, może z braku tlenu dochodzić do powstawania niepożądanych produktów pośrednich.

#### **e. Czas przebywania gazu w reaktorze**

Proces biologicznej degradacji zanieczyszczeń wymaga czasu na transport zanieczyszczeń z gazu do biofilmu oraz bioreakcję w biofilmie. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń wzrasta wraz ze zwiększeniem czasu ich kontaktu z pustym złożem. Należy dostosować prędkość przepływu fazy gazowej, aby zanieczyszczenia z gazu były dostępne dla mikroorganizmów. Gdy zachodzi kanalikowanie złoża, wówczas kontakt zanieczyszczeń z biofilmem jest ograniczony, a rzeczywisty czas przebywania w reaktorze jest skrócony. Nierównomierne rozłożenie biofilmu na złożu reaktora powoduje nierównomierne podawania składników odżywczych w złożu.

#### **f. Rodzaj złoża**

Złoża w zależności od rodzaju materiału użytego do jego wypełnienia dzieli się na 3 kategorie:

- Złoża organiczne

Początkowo stosowane były materiały organiczne pochodzenia naturalnego, jak np. torf, ziemia, trociny; były one podobne do tych, które stosowano w biofiltrach. Później stosowano syntetyczne materiały organiczne, takie jak: cząstki gumy, czy plastikowe pierścienie; tego rodzaju materiały charakteryzowały się znacznie mniejszą porowatością, jednakże ich przewagę stanowiła wytrzymałość, lekkość i specjalny kształt, zapewniający większą powierzchnię kontaktu i mniejsze spadki ciśnienia. Te cechy często wpływają na zwiększenie

efektywności biodegradacji (Park i in., 2001). Nowoczesne organiczne materiały syntetyczne, jak np. pianka poliuretanowa (Hernández i in., 2013), mają specjalny kształt i dobre właściwości powierzchniowe; są zasiedlane przez większą ilość mikroorganizmów, a przy okazji adsorbują zanieczyszczenia (Wu i in., 2018).

- Złóża nieorganiczne

Tradycyjne nieorganiczne materiały pochodzenia naturalnego to perlit oraz skała lawowa. Do materiałów syntetycznie otrzymywanych zalicza się natomiast pierścienie ceramiczne i szklane kulki. Czasem dodawane są środki spieniające, w celu poprawy porowatości i właściwości powierzchniowych materiału. Zaletami tych materiałów jest jednolita struktura i rozmiar, co wpływa na najlepsze rozprządzenie powietrza (Lee i in., 2013).

- Złóża mieszane

Zazwyczaj są kombinacją organicznego materiału pochodzenia naturalnego oraz materiału syntetycznego lub nieorganicznego. Skutkuje to często minimalizacją zagęszczenia złoża i ryzyka zatykania się złoża oraz uzyskaniem lepszej efektywności biooczyszczania powietrza. Chen i in. (2016) zastosowali węgiel aktywny i poliuretan, osiągając bardzo dobrą skuteczność usuwania H<sub>2</sub>S.

Rodzaj zastosowanego materiału do wypełnienia złoża ma duży wpływ na efektywność biodegradacji zanieczyszczeń w technologii z użyciem KBT (tabela 6). Wypełnienie bioreaktora ze złożem zraszonym powinno spełniać następujące wymagania (wg Kim i Deshusses, 2008; Dorado i in., 2010; Hernandez i in., 2010; Rybarczyk i in., 2019):

- duża powierzchnia właściwa, która umożliwi uzyskanie dużej immobilizacji mikroorganizmów i rozwoju biofilmu oraz zwiększenie transportu masy zanieczyszczeń z gazu do biofilmu;
- duża porowatość i duża zdolność zatrzymywania wilgoci, zapobiegająca wyschnięciu złoża oraz zapewniająca utrzymanie odpowiedniego zwilżenia i przylegania biofilmu;
- dobry drenaż, umożliwiający wypłukanie produktów ubocznych biodegradacji;
- duże zdolności buforujące, w celu utrzymania pH na poziomie co najmniej 3.0;
- odpowiedni rozmiar cząstek wypełnienia, w celu luźnego upakowania i równomiernego rozprządzenia przepływu gazu przez złożo oraz zapewnienia niskich spadków ciśnienia gazu, co odpowiada dużym przepływom gazu;
- hydrofilowość powierzchni wypełnienia;
- duża odporność mechaniczna i trwałość;
- dostępność na rynku i niska cena.

**Tabela 6.** Skuteczność biodegradacji, w zależności od zastosowanego wypełnienia złoża (wg Parzentna-Gabor i in., 2021)

Literatura	Zanieczyszczenie	Wypełnienie	Efekty biodegradacji
Hernandez i in., 2013	Merkaptan etylowy, NH <sub>3</sub> i H <sub>2</sub> S	Pianka poliuretanowa, trociny topoli	Obydwa bioreaktory osiągnęły całkowitą degradację NH <sub>3</sub> , i ponad 90% degradację H <sub>2</sub> S. Niższą efektywność odnotowano dla usuwania merkaptanu etylu w bioreaktorze wypełnionym pianką poliuretanową. Pianka poliuretanowa wymaga dłuższego czasu na immobilizację mikroorganizmów, drewno topoli wykazuje większą odporność na eliminację NH <sub>3</sub> , trwałość drewna topoli wynosi 2 lata i jest dużo bardziej opłacalna w porównaniu do pianki poliuretanowej.
Chen i in., 2016	H <sub>2</sub> S	Węgiel aktywny poliuretan	Średnia efektywność biodegradacji H <sub>2</sub> S wyniosła ponad 96%. Ponadto bioreaktor był w stanie wytrzymać przerwy w dopływie zanieczyszczonych gazów nawet do 7 dni
Sun i in., 2019	H <sub>2</sub> S z miejskiej oczyszczalni ścieków	Pierścienie polipropylenowe	Średnia efektywność biodegradacji H <sub>2</sub> S wyniosła 91.8%
Chen i in., 2019	H <sub>2</sub> S z przepompowni ścieków	Węgiel bambusowy	Średnia efektywność biodegradacji H <sub>2</sub> S wyniosła 99%
Tu i in., 2019	Związki siarki	Plastikowe kulki w górnej warstwie, skała wulkaniczna w dolnej warstwie	Odnotowano poprawę skuteczności usuwania siarki i utrzymanie wyższego pH złoża przy użyciu nowej kombinacji wypełnienia w porównaniu z wypełnieniem zawierającym wyłącznie skały lawowe.
Huan i in., 2020	NH <sub>3</sub> i H <sub>2</sub> S	Kule wielościennie	Średnia efektywność biodegradacji H <sub>2</sub> S wyniosła 98.25%, a NH <sub>3</sub> 88.55%
Liu i in., 2020	H <sub>2</sub> S i NH <sub>3</sub> z odwadniania osadów w oczyszczalni ścieków	Poliuretan, skała wulkaniczna, włókno z węgla aktywnego	Średnia efektywność biodegradacji H <sub>2</sub> S i NH <sub>3</sub> wyniosła 98,5%
Ying i in., 2020	H <sub>2</sub> S i NH <sub>3</sub>	Porcelanowe pierścienie Raschiga i keramzyt	Średnia efektywność biodegradacji H <sub>2</sub> S i NH <sub>3</sub> wyniosła ponad 99%
Lebrero i in., 2021	H <sub>2</sub> S, Merkaptan metylowy, toluen	Konwencjonalne plastikowe wypełnienie i nowe materiały na bazie gliny (Saint Gobain)	Zastosowanie nowych wypełnień w bioreaktorze zwiększyło efektywność i pojemność buforową w porównaniu do plastikowych pierścieni. Podobne wnioski dotyczą biofiltrów, zbadano prawie całkowitą redukcję H <sub>2</sub> S i toluenu oraz 80% usuwanie merkaptanu metylu. Stwierdzono, że materiały uszczelniające na bazie gliny (Saint Gobain) mają wysoką pojemność buforową, wysoką retencję wody i dobry transfer masy gaz-ciecz.

Efektywna eksploatacja bioreaktorów i dążenie do uzyskania maksymalnej skuteczności usuwania odorów wymaga kontroli pracy bioreaktora. W tym celu stosowane są cztery główne parametry do jego oceny:

- Efektywność degradacji zanieczyszczeń (K) [%]

Wyraża stosunek różnicy stężeń zanieczyszczeń w gazach wlotowych i wylotowych z bioreaktora do stężenia zanieczyszczeń w gazach wlotowych

$$K = \frac{c_{gWLOT} - c_{gWYLOT}}{c_{gWLOT}} \times 100\% \quad (6)$$

gdzie:  $C_{g,WLOT}$  – stężenie zanieczyszczeń na wlocie do reaktora [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$C_{g,WYLOT}$  – stężenie zanieczyszczeń na wylocie z reaktora [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

- Wlotowe obciążenie masowe (MS) [ $\text{g}/(\text{m}^3\text{h})$ ]

Wyraża stosunek stężenia zanieczyszczeń w gazie wlotowym do średniego czasu przebywania w złożu ( $t_g$ ) [h]

$$MS = \frac{c_{gWLOT}}{t_g} \quad (7)$$

$$t_g = \frac{V_r}{V_g} \quad (8)$$

gdzie:  $V_r$  – objętość złoża [ $\text{m}^3$ ]

$V_g$  – przepływ gazu [ $\text{m}^3/\text{h}$ ]

- Zdolność eliminacji (EC) [ $\text{g}/(\text{m}^3 \text{h})$ ]

Wyraża stosunek różnicy stężenia zanieczyszczeń w gazach wlotowych i wylotowych z bioreaktora do czasu przebywania fazy gazowej w bioreaktorze. Parametr ten określa ilość zanieczyszczeń rozkładanych w bioreaktorze w jednostce czasu i objętości złoża:

$$EC = \frac{c_{gWLOT} - c_{gWYLOT}}{t_g} \quad (9)$$

gdzie:  $C_{g,WLOT}$  – stężenie zanieczyszczeń na wlocie do reaktora [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$C_{g,WYLOT}$  – stężenie zanieczyszczeń na wylocie z reaktora [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$t_g$  – czas przebywania w złożu [h]

### 4.3. Dotychczasowe zastosowania Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych

Bioreaktory KBT były dotychczas testowane pod kątem usuwania styrenu, etanolu, octanu winylu, benzenu, acetonu, ksylenu i związków siarki (m.in.: siarczek dimetylu, disiarczek dimetylu i H<sub>2</sub>S) (Kasperczyk i in., 2014; Kasperczyk i Urbaniec, 2015; Bąk i in., 2017; Kasperczyk i in., 2019; Kasperczyk i in., 2021). Źródłem zanieczyszczeń były zarówno gazy pochodzące z instalacji przemysłowych jak również związki chemiczne dozowane w warunkach laboratoryjnych. Testowano ponadto zastosowanie KBT do biodegradacji mieszaniny H<sub>2</sub>S i LZO obecnych w powietrzu kopalni rud miedzi na głębokości 1000 m pod ziemią (Kasperczyk i in., 2014). Ustalono, że skuteczność usuwania H<sub>2</sub>S była na poziomie 80% - 99% wówczas, gdy stężenie H<sub>2</sub>S mieściło się w zakresie 0 ppm - 38 ppm (co odpowiada zakresowi 0 mg/m<sup>3</sup> - 53,9 mg/m<sup>3</sup>), natomiast wzrost stężenia H<sub>2</sub>S do 40 ppm - 60 ppm (co odpowiada: 56,74 mg/m<sup>3</sup> - 85,11 mg/m<sup>3</sup>), skutkowało spadkiem efektywności degradacji H<sub>2</sub>S do 60% - 80%. Efektywność usuwania LZO wynosiła od 90% do 100%. W warunkach laboratoryjnych zbadano także biodegradację 4-składnikowej mieszaniny LZO (aceton, benzen, styren i octan winylu) i 8-składnikowej mieszaniny zanieczyszczeń, w której do wcześniejszej 4-składnikowej mieszaniny dodano ksylen, H<sub>2</sub>S, disiarczek dimetylu i siarczek dimetylu (Kasperczyk i Urbaniec, 2015). Uzyskano ponad 80% efektywność usuwania zanieczyszczeń przy obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń do 40 g/(m<sup>3</sup>h), z wyjątkiem benzenu, który powodował zatrucie biomasy przy obciążeniu > 5 g/(m<sup>3</sup>h).

Bąk i in. (2017) ocenili możliwość zastosowania KBT do oczyszczania gazów zawierających mieszaninę styrenu, siarczku dimetylu i etanolu. Średnia efektywność procesu dla 3-składnikowej mieszaniny LZO wynosiła powyżej 95% w dolnych zakresach stężeń, 80% w środkowych zakresach stężeń i powyżej 55% w najwyższych zakresach stężeń zanieczyszczeń. Odnotowano prawie 100% skuteczność biodegradacji etanolu w całym zakresie obciążenia masowego. Analizowano również możliwość zastosowania KBT do oczyszczania LZO, powstających w oczyszczalni ścieków PKN Orlen S.A. (Kamiński i Koziczyński, 2017). Uzyskano 85% - 99% efektywność biodegradacji LZO, których stężenia mieściły się w zakresie od 0,06 g/m<sup>3</sup> do 1,75 g/m<sup>3</sup> oraz efektywność na poziomie 65% - 88% dla zakresu stężeń 1,7 g/m<sup>3</sup> - 2,5 g/m<sup>3</sup>. Redukcja NH<sub>3</sub> w całym zakresie stężeń 0,6 mg/m<sup>3</sup> - 5,5 mg/m<sup>3</sup> wynosiła powyżej 99%, natomiast efektywność usuwania H<sub>2</sub>S wynosiła powyżej 99%.

Potwierdzono zastosowanie KBT do usuwania LZO i H<sub>2</sub>S emitowanych przez oczyszczalnię ścieków komunalnych. Dla stężenia H<sub>2</sub>S około 200 ppm (co odpowiada: 283,69 mg/m<sup>3</sup>) osiągnięto 97% efektywność usuwania H<sub>2</sub>S, a dla obciążenia do 20 g/(m<sup>3</sup>h)

efektywność wynosiła ponad 95% (Kasperczyk i in., 2019). Zdołano wdrożyć KBT od skali pilotażowej do pełnej skali przemysłowej także w zakładzie lakierniczym sektora automotive (rys. 12). Stężenie LZO w zakresie 170 ppm - 180 ppm (co odpowiada: 396,76 mg/m<sup>3</sup> - 420,09 mg/m<sup>3</sup>) w powietrzu wlotowym zdołano zmniejszyć do 20 ppm (co odpowiada: 46,68 mg/m<sup>3</sup>) w powietrzu wylotowym; uzyskano efektywność w zakresie 85% - 90% (Kasperczyk i in., 2021). Stwierdzono możliwość powiększenia rozmiarów instalacji z użyciem KBT do degradacji wysokich stężeń LZO w szerokim zakresie przepływów zanieczyszczonego powietrza.



**Rys. 12.** Kompaktowe Bioreaktory Trójfazowe wdrożone w pełnej skali przemysłowej do usuwania LZO (wg Ekoinwentyka sp. z o.o.)

#### 4.4. Możliwości wdrożenia Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych do sektora komunalnego

Technologia KBT jest skuteczną metodą biooczyszczania gazów emitowanych z LZO, H<sub>2</sub>S i innych związków odorogennych z różnych emitentów. Warunkiem decydującym o dużej efektywności usuwania zanieczyszczeń z powietrza jest dobór i adaptacja starannie wyselekcjonowanej grupy mikroorganizmów do określonej grupy zanieczyszczeń oraz zapewnienie odpowiednich warunków ich rozwoju i wzrostu. Ponadto jest bardzo ważne

określenie optymalnych warunków dla całego procesu, dostosowanych do stężenia zanieczyszczeń w gazach wlotowych oraz natężenia przepływu gazu i fazy ciekłej oraz rodzaju zastosowanego wypełnienia złoża w reaktorze (Kasperczyk i in., 2021; Parzentna-Gabor i in., 2021). Ponadto istotne jest określenie pH, składu i charakterystyki emitowanych zanieczyszczeń, określenie granicznych stężeń zanieczyszczeń powodujących obniżenie efektywności lub zatrucie mikroflory, a także określenie wpływu ewentualnych awarii oraz przerw w dopływie zanieczyszczeń do bioreaktora na efektywność KBT (Kasperczyk i in., 2019; Liu i in., 2020).

Podobnie jak w przypadku bioreaktorów ze złożem zraszanym, głównym ograniczeniem technologii KBT i czynnikiem hamującym proces biodegradacji może być nadmierny przyrost biomasy. Przyrost ten powoduje zarastanie i zatykanie się złoża oraz zwiększenie się oporów przepływu cieczy i gazu (Alonso i in., 2001; De Vela i Gostomski, 2018; Kasperczyk i in., 2019). Nadmierny przyrost biomasy i grubości biofilmu mogą prowadzić do rozwoju stref beztlenowych z ograniczonym dostępem pożywienia, w efekcie czego głębsza część biofilmu stanie się nieaktywna (Trejo-Aguilar i in., 2005; Dorado i in., 2012). Tym niekorzystnym sytuacjom można skutecznie przeciwdziałać m.in. przez zwiększenie przepływu fazy ciekłej, która zerwie nadmiar biomasy dużym strumieniem cieczy. Przeciwdziałać można także przez zmniejszenie ilości składników odżywczych, wprowadzanych do układu po to, aby spowolnić wzrost mikroorganizmów, lub przez dodawanie substancji powierzchniowo-czynnych i bakteriobójczych (Smith i in., 1996; Cox i Deshusses, 1998; Arellano-Garcia i in., 2015; Kasperczyk i in., 2019). Wprowadzenie do układu pierwotniaków, jako głównych konsumentów bakterii, skutkuje równowagą w ilości biomasy oraz utrzymywaniem bakterii w fazie wysokiej aktywności fizjologicznej, podobnie jak w przypadku osadu czynnego w oczyszczalniach ścieków.

Istnieją więc solidne podstawy do prowadzenia dalszych badań i poszerzania spektrum nowych branż, w których technologia KBT może znaleźć zastosowanie. Ze względu na fakt, że technologia ta jest ekologiczna, w pełni kontrolowana i atrakcyjna ekonomicznie, posiada ona duży potencjał badawczy, rozwojowy i wdrożeniowy.

## **5. TEZY I CEL PRACY**

### 5.1. Tezy pracy

Rozwój aglomeracji miejskich i podmiejskich, rozbudowywanie się terenów wiejskich oraz nowe inwestycje mieszkaniowe i handlowe zwiększają wymagania odnośnie efektywności degradacji zanieczyszczeń ściekowych i eliminacji uciążliwości zapachowej sektora komunalnego. W wielu przypadkach oczyszczalnie ścieków czy składowiska odpadów wybudowane z dala od zabudowy mieszkalnej, dziś są w jej bliskim sąsiedztwie i stają się uciążliwymi emitentami odorów. Ograniczanie tych uciążliwości dla ludzi i środowiska powinno odbywać się poprzez odpowiedni dobór technologii dezodoryzacji umożliwiającej precyzyjne sterowanie procesem oczyszczania oraz odpornej na zmienność stężeń zanieczyszczeń odorowych. Znalezienie wysokoefektywnej, przyjaznej dla środowiska oraz niskoenergetycznej technologii do oczyszczania powietrza z odorów stanowi duże wyzwanie.

Z przedstawionych wcześniej rozważań wynika, że technologia KBT posiada duży potencjał badawczy, rozwojowy i wdrożeniowy. Dlatego podejmując się badań w przedstawionej rozprawie doktorskiej sformułowano następujące tezy:

- **Kompaktowe Bioreaktory Trójfazowe zapewniają wysoką efektywność usuwania odorów i LZO powstających w rzeczywistych warunkach eksploatacji komunalnych, mechaniczno - biologicznych oczyszczalni ścieków.**
- **Dzięki sterowaniu parametrami pracy (prędkością przepływu fazy gazowej i ciekłej, wartością pH fazy ciekłej), a także doborowi starannie wyselekcjonowanej grupy mikroorganizmów, w Kompaktowych Bioreaktorach Trójfazowych można uzyskać wysoką efektywność usuwania LZO, H<sub>2</sub>S i NH<sub>3</sub> nawet w warunkach znacznej zmienności stężeń tych zanieczyszczeń w emitowanych gazach.**

### 5.2. Cel pracy

Założono też, że prowadzone badania przyczynią się do dalszego rozwoju tej innowacyjnej technologii, co przyczyni się nie tylko do poprawy jakości powietrza, ale poprzez odpowiedni dobór parametrów pracy reaktorów KBT technologię tę będzie można z powodzeniem wdrożyć do przedsiębiorstw sektora komunalnego, w szczególności do oczyszczalni ścieków. Dzięki możliwości prowadzenia badań na terenie oczyszczalni ścieków komunalnych, w skali pilotażowej, możliwe będzie sprawdzenie niezawodności instalacji w warunkach rzeczywistych, czasem skrajnie niekorzystnych dla prowadzenia procesu oczyszczania.



Ponadto warunki rzeczywiste, w których mogą występować niemożliwe do przewidzenia znaczne wahania stężeń substancji odorowych w emitowanych gazach, przeciążenia hydrauliczne reaktora, wysokie oraz niskie temperatury, a także chwilowe braki w dostawach prądu i zanieczyszczonych gazów, dalece odbiegają od kontrolowanych warunków laboratoryjnych. Sytuacje takie w istotny sposób wpływają na efektywność biooczyszczania powietrza. Dlatego sformułowano także cel pracy w brzmieniu:

**Celem pracy było wykazanie skuteczności i zasadności biooczyszczania powietrza z odorów i LZO w Kompaktowych Bioreaktorach Trójfazowych w skali pilotażowej, w warunkach rzeczywistej zmienności stężeń zanieczyszczeń w emitowanych gazach, pod kątem możliwości przeskalowania do pełnowymiarowej instalacji technicznej i wdrożenia do sektora komunalnego, w szczególności do komunalnych oczyszczalni ścieków.**

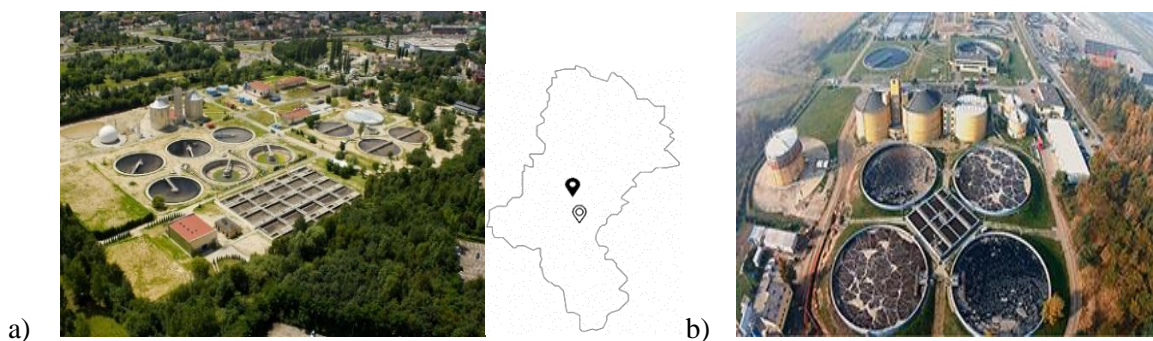
Zakres pracy obejmował:

- a. Przeprowadzenie testów efektywności degradacji odorów, w tym LZO, z użyciem Kompaktowego Bioreaktora Trójfazowego (KBT) w skali pilotażowej, w dwóch biologicznych oczyszczalniach ścieków. Emisja zanieczyszczeń pochodziła z różnych źródeł i charakteryzowała się odmienną charakterystyką, co umożliwiało sprawdzenie uniwersalności technologii pod kątem zasadności jej wdrożenia w pełnowymiarowej skali.
- b. Określenie zakresu zmienności i wahań stężenia odorów i LZO emitowanych w oczyszczalniach ścieków, a także sprawdzenie wpływu nagłych przeciążeń reaktora KBT ładunkiem zanieczyszczeń na czas potrzebny na regenerację mikroorganizmów i powrotu do stabilnych warunków procesu.
- c. Określenie wpływu zmiennych parametrów pracy reaktora KBT (pH fazy ciekłej oraz przepływu fazy gazowej i ciekłej), na efektywność biooczyszczania powietrza.
- d. Określenie zakresu parametrów pracy reaktora KBT w rzeczywistych warunkach oczyszczalni ścieków, przy których badane mikroorganizmy są najbardziej efektywne.
- e. Ocenę stanu i możliwości adaptacyjnych mikroorganizmów w reaktorze KBT do biodegradacji odorów i LZO emitowanych w oczyszczalniach ścieków.
- f. Ocenę żywotności oraz aktywności mikroorganizmów w warunkach nagłych przeciążeń reaktora KBT, przestojów w dostawie prądu, a także zanieczyszczonego powietrza.
- g. Zoptymalizowanie pracy reaktora KBT w rzeczywistych warunkach panujących na terenie oczyszczalni ścieków, w celu maksymalizacji efektywności biooczyszczania powietrza.

## 6. METODYKA BADAŃ

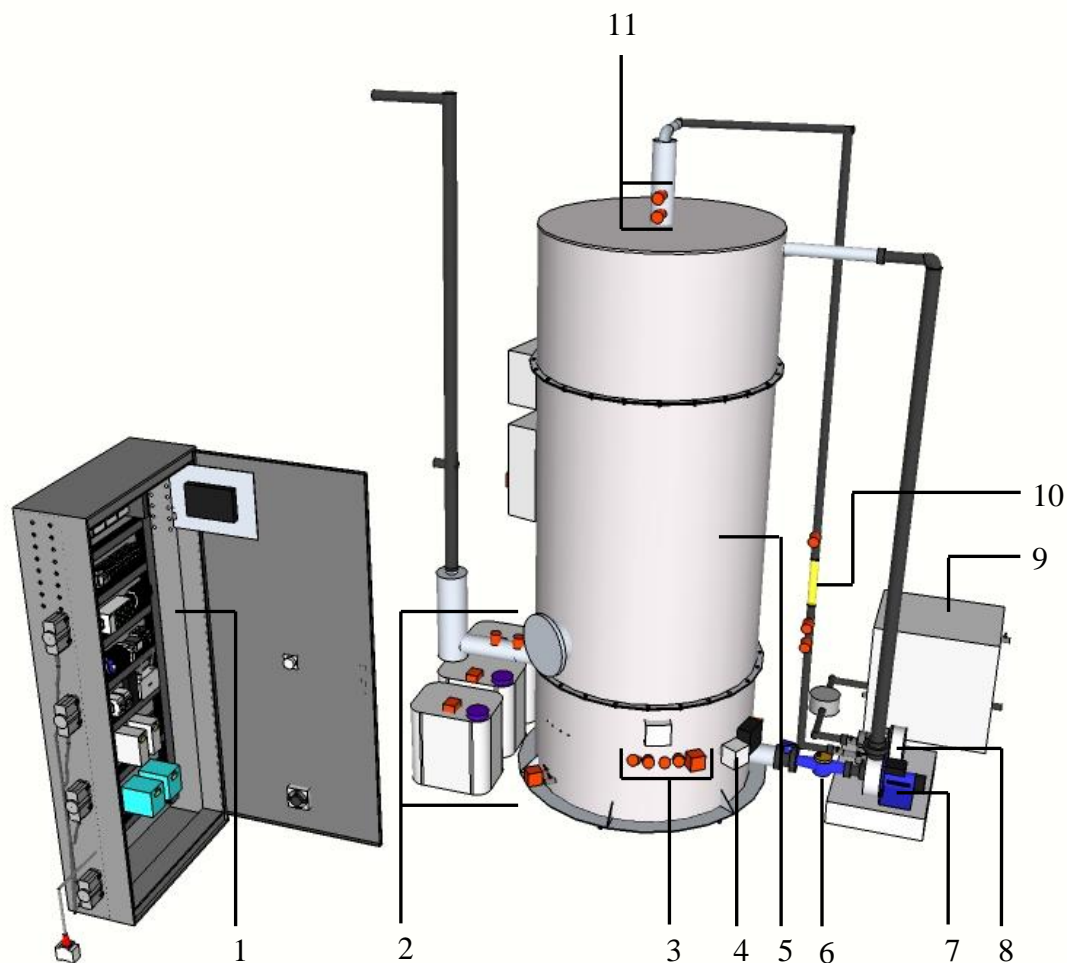
Badania obejmowały prace laboratoryjne nad hodowlą i adaptacją mikroorganizmów do biodegradacji odorów, występujących w oczyszczalniach ścieków oraz prace prowadzone w oczyszczalniach ścieków (rys. 13a). Utworzenie stanowiska badawczego w warunkach rzeczywistych na terenie oczyszczalni ścieków, umożliwiło realną ocenę możliwości wdrożeniowych technologii KBT do sektora komunalnego, uwzględniającą różne przeszkody, których nie można przewidzieć w warunkach laboratoryjnych.

Stworzono stanowisko badawcze na terenie oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” (rys. 13a), należącej do Chorzowsko-Świętochłowickiego Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji i na terenie oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice” (rys. 13b), należącej do Regionalnego Centrum Gospodarki Wodno-Ściekowej S.A. w Tychach. Instalacja oczyszczania składała się z reaktora KBT w skali pilotażowej, wraz z niezbędnym oprzyrządowaniem, automatyką i detektorami gazów:  $H_2S$ ,  $NH_3$  i LZO, umieszczonymi w namiocie o wymiarach 4 m x 4 m (rys. 14).



**Rys. 13.** Lokalizacja oczyszczalni ścieków: a) - oczyszczalnia ścieków „Klimzowiec”, b) - oczyszczalnia ścieków „Tychy-Urbanowice” (źródło fot.: <https://www.chspwik.pl/o-firmie/oczyszczalnia-sciekow-klimzowiec-chorzow>; <https://www.t4b.com.pl/2017/03/22/rozbudowa-podczyszczalni-sciekow-tychach/oczyszczalniatychy-urbanowice/>)

Wykonywano oznaczenia natężenia przepływu fazy ciekłej i gazowej, pH cyrkulowanej cieczy i zmienność stężenia zanieczyszczeń w gazach emitowanych przez oczyszczalnie ścieków pracujące w ruchu ciągłym. Schemat reaktora KBT w skali pilotażowej przedstawiono na rys.14.



**Rys. 14.** Schemat Kompaktowego Bioreaktora Trójfazowego w skali pilotażowej: 1) szafa sterownicza; 2) zbiorniki z roztworami buforowymi i wodą; 3) czujniki kontrolujące warunki w zbiorniku (temperatura, mętność, pH); 4) grzałka; 5) bioreaktor KBT; 6) przepływomierz cieczi; 7) pompa cyrkulacyjna; 8) dmuchawa; 9) chłodnica; 10) przepływomierz powietrza; 11) czujniki kontrolujące parametry gazu (ciśnienie, temperatura)

## 6.1. Badania w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”

### 6.1.1. Charakterystyka oczyszczalni ścieków

Oczyszczalnia ścieków „Klimzowiec” znajduje się w granicach administracyjnych miasta Chorzowa i Katowic. Oczyszczalnia obsługuje ponad 200 000 mieszkańców (równoważna liczba mieszkańców RLM = 218 950). Ścieki dopływają z miast: Chorzów, Świętochłowice (w tym także ze stawu Kalina), z "Osiedla Tysiąclecia" w Katowicach i z części Rudy Śląskiej (staw Marcin). W bliskim sąsiedztwie oczyszczalni „Klimzowiec” znajdują się duże osiedla mieszkaniowe, centra handlowe i Drogowa Trasa Średnicowa. Niewielkie odległości budowli od oczyszczalni ścieków wielokrotnie powodowały skargi mieszkańców.

W latach 2009-2011 przeprowadzono modernizację oczyszczalni, polegającą na zmniejszeniu emisji uciążliwych odorów. Poddano hermetyzacji uciążliwe zapachowo obiekty, a zanieczyszczone powietrze skierowano do biofiltrów (2 biofiltry znajdują się w części mechanicznej i 3 w części biologicznej oczyszczalni ścieków).

a. Część mechaniczna oczyszczalni ścieków:

- Biofiltr 042/1a - oczyszcza powietrze pochodzące z budynku krat rzadkich i z budynku krat gęstych;
- Biofiltr 042/1b - oczyszcza powietrze z piaskowników i z osadników wstępnych.

b. Część biologiczna oczyszczalni ścieków:

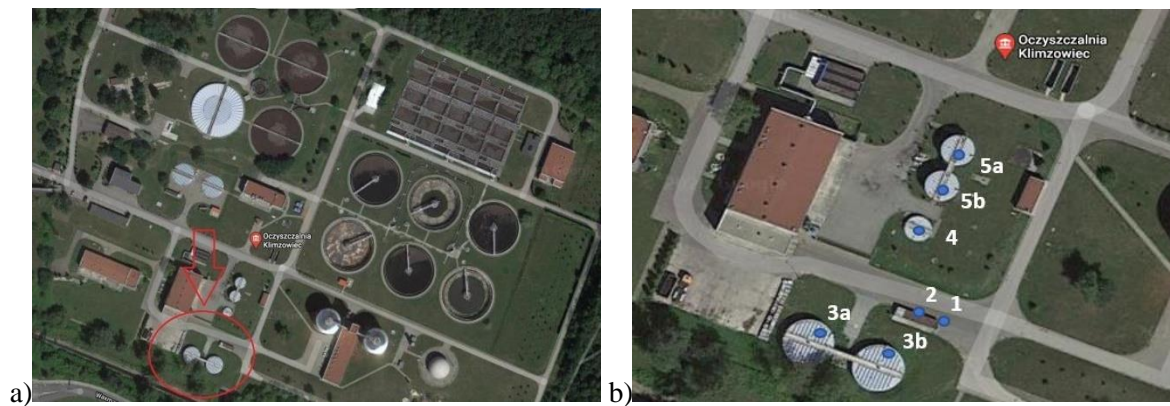
- Biofiltr 042/2 - oczyszcza powietrze ze zbiorników osadu nadmiernego, zagęszczonego i przefermentowanego;
- Biofiltr 042/3 - oczyszcza powietrze z komory predenitryfikacji, defosfatacji i z zagęszczaczy grawitacyjnych osadu wstępnego;
- Biofiltr 042/4 - oczyszcza powietrze z pompowni ścieków i z budynku przeróbki osadów.

Biofiltry są wypełnione korą sosnową, na powierzchni której znajdują się mikroorganizmy degradujące zanieczyszczenia. Wypełnienie to jest wymieniane średnio co 3 lata. Największą uciążliwość odorową wywołuje biofiltr 042/2, oczyszczający powietrze ze zbiorników osadu nadmiernego, zagęszczonego i przefermentowanego (rys. 15 i 16). W tym właśnie miejscu umieszczono pilotażową instalację KBT do oczyszczania powietrza (rys. 17).



**Rys. 15.** Biofiltr 042/2 oczyszczający powietrze ze zbiorników osadu nadmiernego, zagęszczonego i przefermentowanego w oczyszczalni ścieków "Klimzowiec"





**Rys. 16.** Oczyszczalnia ścieków „Klimzowiec”: a) strzałką oznaczono miejsce podłączenia instalacji KBT; b) rejon bioczyszczania: 1b- pilotażowy KBT, 2 - biofiltr, 3a i 3b- zbiorniki osadu przefermentowanego, 4- zbiornik osadu nadmiernego, 5a i 5b- zbiorniki osadu zagęszczonego



**Rys. 17.** Lokalizacja stanowiska badawczego w oczyszczalni ścieków "Klimzowiec"

### 6.1.2. Stanowisko badawcze

Badania w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” prowadzono od czerwca 2020 r. do września 2021 r. (wraz z okresem zimowym) w przygotowanym stanowisku (rys. 18). W tym okresie zdarzały się sporadyczne przerwy techniczne (oczekiwanie na wymianę detektorów zanieczyszczeń, pandemia COVID-19) oraz przerwy w dostawie prądu, niekorzystne warunki

atmosferyczne (przymrozki, upały, burze) i przerwy na serwisowanie, czyszczenie i kalibrowanie mierników.



**Rys. 18.** Stanowisko badawcze w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”

Przepływ zanieczyszczonego powietrza przez biofiltr wynosił 2800 m<sup>3</sup>/h. Maksymalna przepustowość instalacji pilotażowej wynosiła 30 m<sup>3</sup>/h. Stężenia zanieczyszczeń zmieniały się w zależności od zmiennego obciążenia oczyszczalni.

### 6.1.3. Aparatura badawcza

Pilotażowa instalacja do biooczyszczania powietrza składała się z reaktora KBT, wykonanego ze stali nierdzewnej z gatunku AISI 304, o średnicy zbiornika  $d = 0,8$  m i wysokości  $h = 2,13$  m (rys.19), z szafy sterowniczej, chłodnicy, orurowania oraz z zbiorników z roztworami buforowymi i wodą, zasilającym układ (rys. 14). Złoże reaktora miało wysokość 1,2 m i pojemność  $V_{bed} = 0,6$  m<sup>3</sup>; zawierało ono pierścieni polipropylenowych.



**Rys. 19.** Pilotażowa instalacja KBT w oczyszczalni ścieków "Klimzowiec"

W KBT fazy ciekła i gazowa przepływały współprądowo w dół przez złożę bioreaktora. Fazę gazową stanowiło zanieczyszczone powietrze, a faza ciekła składała się z zawiesiny mikroorganizmów w wodnym roztworze soli mineralnych, zawierających mikroelementy niezbędne do wzrostu mikroorganizmów. Zraszacz umieszczony nad złożem bioreaktora, równomiernie rozprowadzał ciecz po powierzchni wypełnienia, zapewniając stałe zwilżanie i dostarczanie mikroelementów do aktywnego biofilmu immobilizowanego na elementach wypełnienia. Oczyszczone powietrze przepływało przez skraplacz i było odprowadzane kominem do otoczenia, dzięki czemu w zbiorniku bioreaktora panowało ciśnienie zbliżone do atmosferycznego. Działanie KBT było zautomatyzowane, co umożliwiało utrzymanie stabilnego poziomu pH i temperatury. Wartość pH korygowano w trakcie prowadzenia badań poprzez dozowanie odpowiednich ilości roztworów buforowych, przy pomocy pompki perystaltycznych (10% roztwór  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  lub 10% roztwór  $\text{KOH}$ ). Czujnik temperatury w obiegu cyrkulacyjnym oraz grzałka elektryczna wewnątrz zbiornika bioreaktora zapewniały stabilną temperaturę fazy ciekłej wynoszącą  $25^\circ\text{C}$ .

#### 6.1.4. Mikroorganizmy zasiedlające bioreaktor

Mikroorganizmy użyte w badaniach pochodziły z dwóch źródeł, tj. z biofiltra obecnie używanego w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” oraz z hodowli mikroorganizmów należącej do podmiotu Ekoinwentyka Sp. z o.o.; w skład tej hodowli wchodziły szczepy *Pseudomonas*



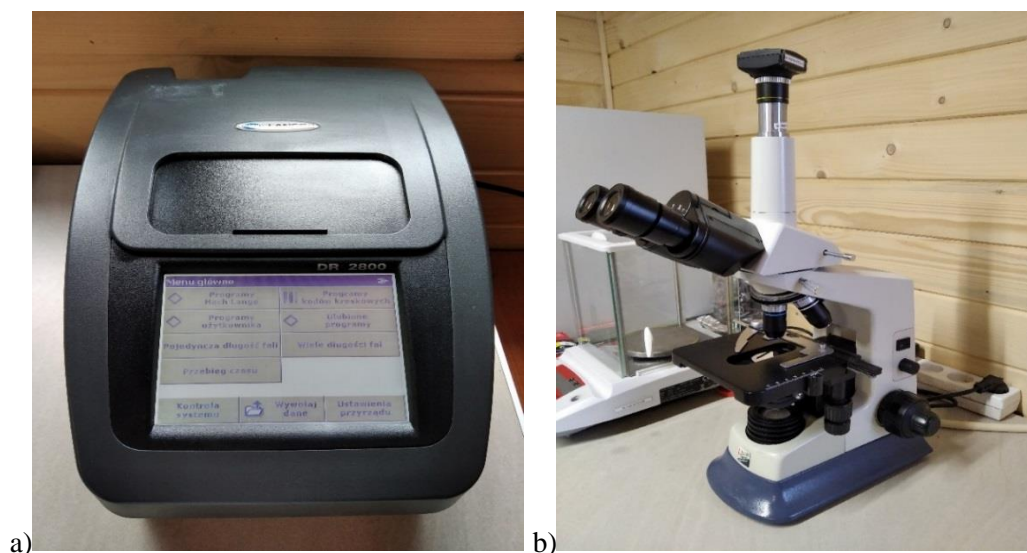
*fluorescens* i *Acidithiobacillus sp.* Mieszaninę mikroorganizmów poddano hodowli wzbogacającej w warunkach laboratoryjnych. Polegała ona na wprowadzeniu do próbki związków chemicznych pełniących rolę czynnika selekcyjnego podczas inkubacji. Czynniki selekcyjne stanowiły docelowe zanieczyszczenia, tj. odory wytwarzane przez oczyszczalnię ścieków; a inkubację próbek prowadzono w temperaturze  $302 \pm 5$  K ( $29^\circ\text{C}$ ), z dodatkiem roztworu soli mineralnych w inkubatorze z wytrząsaniem urządzeniem typu Biosan ES-20/60 (rys. 20). Następnie mieszaninę mikroorganizmów inokulowano w pilotażowym KBT, aby utworzyły biofilm na powierzchni wypełnienia złoża. Reaktor okresowo był uzupełniany roztworem soli mineralnych, niezbędnych do wzrostu mikroorganizmów w proporcji odpowiedniej do objętości fazy ciekłej w KBT. W skład roztworu wchodziły: EDTA-Na (Titriplex III),  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,  $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ , KOH i roztwór pierwiastków śladowych.

Obecność mikroorganizmów w krążącej cieczy kontrolowano z użyciem analizy mikroskopowej, pomiarów absorbancji i mętności oraz za pomocą NEFERMtestów. Hodowlę i wzrost mikroorganizmów, zarówno podczas prowadzenia hodowli wzbogacającej jak i w trakcie prowadzenia badań w KBT, kontrolowano za pomocą spektrofotometru Hach Lange DR2800 (zakres długości fal 340-900 nm; dokładność pomiaru długości fali:  $\pm 1,5$  nm; rozdzielczość długości fali 1 nm; widmowa szerokość pasma 5 nm) (rys. 21a).



**Rys. 20.** Hodowla mikroorganizmów w temperaturze  $302 \pm 5$  K ( $29^\circ\text{C}$ )





**Rys. 21.** Urządzenia do identyfikacji mikroorganizmów: a) spektrofotometr Hach Lange DR2800 (firmy Mettler-Toledo); b) mikroskop optyczny MBL 180T z zintegrowaną kamerą (firmy MikroLAB)

Analizy flory bakteryjnej próbek biomasy pobieranej cyklicznie z pracującego bioreaktora pozwoliły zidentyfikować dominujące szczepy bakterii. Ilościową analizę mikroorganizmów zawieszonych w cieczy reaktora wykonywano co trzy dni (pomiar absorbancji wycieku z KBT przy długości fali wynoszącej 550 nm). Ponadto wykonywano analizę mikroskopową (mikroskop typu MBL 180T z kamerą firmy mikroLAB, Polska) (rys. 21b) i biochemiczne testy do identyfikacji bakterii za pomocą bezodczynnikowych zestawów NEFERMtest 24. Zestaw testów umożliwiał identyfikację 40 szczepów bakterii (24 testy do identyfikacji jednego szczepu rozmieszczone w studzienkach do mikromiareczkowania). Odczyt wyników odbywał się wizualnie (rys. 22 i 23).



**Rys. 22.** Stanowisko laboratoryjne do analizy jakościowej mikroorganizmów



**Rys. 23.** Zestaw testów biochemicznych NEFERMtest 24 do identyfikacji bakterii

## 6.2. Badania w oczyszczalni ścieków "Tychy-Urbanowice"

### 6.2.1. Charakterystyka oczyszczalni ścieków

Oczyszczalnia ścieków "Tychy-Urbanowice" oczyszcza ścieki bytowe oraz przemysłowe z obszaru miasta Tychy (RLM=171 878), obejmującego m.in. "Książęcy Browar Tyski" i fabrykę samochodów "Fiat Auto Poland". Na terenie oczyszczalni ścieków znajdują się cztery biofiltry, do których jest kierowane powietrze z najbardziej uciążliwych obiektów, tj.: z hali krat, pompowni osadu surowego, zbiorników buforowych odpadów organicznych, zagęszczaczy grawitacyjnych, fermentatorów oraz ze stacji odwadniania i zagęszczania osadu. Biofiltry wypełnione są korą drzewną, zaszczepioną mikroorganizmami (rys. 24).





**Rys. 24.** Oczyszczalnia ścieków "Tychy-Urbanowice" (strzałką zaznaczono miejsce, w którym umiejscowiono instalację KBT do biooczyszczania powietrza pochodzącego ze zbiornika odpadów tłuszczowych)

#### 6.2.2. Stanowisko badawcze

Badania w oczyszczalni ścieków „Tychy – Urbanowice” prowadzono od października 2022 do marca 2023. W trakcie tego okresu, podobnie jak w przypadku oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”, występowały kilkukrotne przerwy techniczne; tak samo zostało również urządzone stanowisko badawcze (rys. 25).



**Rys. 25.** Stanowisko badawcze w oczyszczalni ścieków "Tychy-Urbanowice"

Największą uciążliwość odorową w oczyszczalni stwarza zbiornik odpadów tłuszczowych, przeznaczonych do współfermentacji w zamkniętych komorach. Wytwarzany biogaz, był odsiarczany przy użyciu torfowych rud żelaza, a następnie spalany w agregatach kogeneracyjnych w celu wytworzenia energii elektrycznej i ciepła. Uzyskane ciepło wykorzystywano do utrzymania stałej temperatury 38°C w komorach fermentacyjnych oraz do ogrzewania budynków oczyszczalni. Wytworzona z kolei energia elektryczna była wykorzystywana do zasilania urządzeń w oczyszczalni, a jej nadmiar był sprzedawany do zewnętrznej sieci energetycznej. Aby uzyskać więcej biogazu, oczyszczalnia ścieków współfermentuje osady ściekowe z zewnętrznymi organicznymi substratami odpadowymi pochodzącymi z przemysłu mleczarskiego, a także z produkcji oleju rzepakowego. Te zewnętrzne substraty składają się z półpłynnych odpadów tłuszczowych zawartych w zbiorniku, z którego pochodził gaz doprowadzany do pilotażowej instalacji KBT. Głównymi gazowymi zanieczyszczeniami były H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub> i LZO. W opisanym miejscu zainstalowano pilotażową instalację KBT, aby sprawdzić efektywność biodegradacji odorów. Maksymalna przepustowość jednostki pilotażowej wynosiła 30 m<sup>3</sup>/h. W trakcie badań bioreaktor zasilany był w sposób ciągły powietrzem pobieranym ze zbiornika odpadów tłuszczowych, z wyjątkiem sytuacji, gdy następowało dostarczanie i odprowadzanie odpadów tłuszczowych. Stężenia gazowych zanieczyszczeń zmieniały się, wraz ze zmianami obciążenia oczyszczalni.

### 6.2.3. Aparatura badawcza

Pilotażowa instalacja do biooczyszczania powietrza była zbudowana analogicznie jak w oczyszczalni "Klimzowiec" (rys. 26); również badania były tak samo zorganizowane i miały ten sam zakres. Ze względu na II strefę zagrożenia wybuchem, zaadaptowano instalację KBT do wymagań strefy EX – czyli obszarów z określonym zasięgiem i częstotliwością pojawiania się atmosfery wybuchowej. W tym celu wymieniono i zainstalowano dmuchawę zgodną z dyrektywą EX/ATEX (Dmuchawa SC201 Atex), zastosowano wymagane środki ostrożności zgodne z zasadami BHP, a także zabezpieczono mierniki i kontrolowano poziom zagrożenia wybuchem przy pomocy czujnika gazów palnych LEL w mierniku typu MultiRAE.



**Rys. 26.** Pilotażowa instalacja KBT w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice”

#### 6.2.4. Mikroorganizmy zasiedlające bioreaktor

Dobór mikroorganizmów ich hodowlę wzbogacającą, inokulację i ilościową analizę prowadzono w ten sam sposób, jak w przypadku oczyszczalni „Klimzowiec” (patrz rozdz. 6.1.4.). Mikroorganizmy zastosowane w badaniach w oczyszczalni ścieków "Tychy-Urbanowice", podobnie jak w przypadku badań w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”, pochodziły z dwóch źródeł, w tym z miejsca generującego uciążliwe odory. Próbką pobraną w oczyszczalni ścieków jest recykulowany osad czynny, stanowiący bogate źródło mikroorganizmów zdolnych do biodegradacji zanieczyszczeń, występujących w badanej oczyszczalni ścieków. Użyta flora bakteryjna obejmowała m.in. szczepy *Pseudomonas fluorescens* i *Acidithiobacillus* sp., pochodzące z hodowli własnej firmy Ekoinwentyka Sp. z o.o. Podobnie jak w przypadku oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”, mieszaninę mikroorganizmów poddano hodowli wzbogacającej w warunkach laboratoryjnych. Czynnikiem selekcyjnym były docelowe zanieczyszczenia, tj. odory generowane w okolicy zbiornika odpadów tłuszczowych w oczyszczalni ścieków "Tychy-Urbanowice".

#### 6.3. Aparatura pomiarowa

W celu określenia skuteczności biooczyszczania odorów w KBT, w obydwu oczyszczalniach ścieków monitorowano stężenia zanieczyszczeń w strumieniu gazów

wlotowych i wylotowych z bioreaktora. Do pomiaru stężeń zanieczyszczeń wykorzystano następujące typy przenośnych detektorów gazów (rys. 27):

- Industrial Scientific Ventis MX4 - detektor, wyposażony w czujnik elektrochemiczny do oznaczania stężenia  $H_2S$  w zakresie 0 ppm - 500 ppm w krokach co 0,1 ppm, z rejestracją danych co 10 s. Próbkę pobierano przy pomocy wbudowanej w mierniku pompki.
- Honeywell MiniRAE 3000 - detektor LZO, oparty na fotojonizacyjnej metodzie pomiaru z wzorcem mierzonego gazu: Izobutylen (M 56,106 g/mol). Zawartość LZO określa w zakresie 0 ppm - 15000 ppm. Czułość pomiaru dla zakresu 0 ppm - 999 ppm wynosi 0,1 ppm, a dla zakresu 100 ppm - 15 000 ppm wynosi 1 ppm. Próbkę pobiera się przy pomocy pompki wbudowanej w mierniku. Rejestrowanie danych jest ciągłe, a zapis pomiaru jest co 1 minutę.
- Honeywell MultiRAE - detektor LZO, oparty na fotojonizacyjnej metodzie pomiaru z wzorcem mierzonego gazu: Izobutylen (M56,106 g/mol). Dodatkowo może być wyposażony w czujniki elektrochemiczne do pomiaru stężenia odorów i tlenu. Zawartość LZO określa w zakresie 0ppm - 1000 ppm,  $H_2S$  w zakresie 0ppm - 200 ppm, CO: 0 ppm - 2000 ppm i  $O_2$  określa w zakresie 0% - 30% obj. Próbkę pobiera się przy pomocy pompki wbudowanej w mierniku. Rejestrowanie danych i zapis jw.
- Honeywell QRAE - detektor, wyposażony w czujniki elektrochemiczne do oznaczania stężenia  $H_2S$  i  $NH_3$ . Wyniki pomiaru wyrażane są w ppm w zakresie stężeń  $H_2S$ : 0 ppm - 100 ppm,  $NH_3$ : 0 ppm - 100 ppm. Próbkę pobiera się przy pomocy pompki wbudowanej w mierniku. Rejestrowanie danych i zapis jw.
- Analizator zawartości gazowego węgla organicznego model: AWE-PW2 firmy LAT sp. z o.o. z detektorem płomieniowo-jonizacyjnym. Do pomiaru stężenia masowego organicznych substancji gazowych jest zastosowana standardowa metoda referencyjna. Wyniki pomiaru wyrażane są w  $mg/m^3$  jako węgiel ogólny i są przeliczane dla ciśnienia 1013 hPa i temperatury 273 K.

Detektory gazu wykonywały pomiary stężenia w cyklach 10-sekundowych, a komputerowy system zapisu danych rejestrował jednoczesne i uśrednione wartości. Uzyskane dane posłużyły do wyznaczenia wskaźników charakteryzujących skutki biodegradacji: wlotowego obciążenia masowego (MS), zdolności eliminacji zanieczyszczeń (EC) i efektywności usuwania zanieczyszczeń (K).





Miernik MiniRAE3000



Miernik MiniRAE2000



Miernik MultiRAE



Miernik QRAE



Analizator AWE-PW 2

**Rys.27.** Przenośne detektory gazów

#### 6.4. Warunki prowadzenia procesu biooczyszczania

Poszczególne parametry procesu biologicznego oczyszczania powietrza w badanych oczyszczalniach ścieków obejmowały:

- natężenie przepływu fazy gazowej ( $V_g$ ) w zakresie od 0 m<sup>3</sup>/h do 30 m<sup>3</sup>/h;
- natężenie przepływu fazy ciekłej ( $V_c$ ) w zakresie od 3 m<sup>3</sup>/h do 7 m<sup>3</sup>/h ( $\pm 5\%$ );
- pH w zakresie od 5,0 do 7,0.

Zastosowanie takich samych zmiennych parametrów pracy bioreaktora w obu oczyszczalniach ścieków, miało na celu ocenę wpływu odmiennej charakterystyki emisji odorów na efektywność biodegradacji zanieczyszczeń, tj. zmiany stężenia mieszaniny zanieczyszczeń spowodowanej innym surowcem generującym odory, stabilności dopływu zanieczyszczeń uwarunkowanej innym trybem pracy oczyszczalni ścieków (regularność zrzutu ścieków do zbiornika półpłynnych odpadów tłuszczowych). Ponadto badanie wpływu zmian parametrów

pracy bioreaktora KBT, miało na celu dobór ich optymalnego zakresu, czasu zatrzymania w złożu, pH i natężenia przepływu fazy ciekłej, aby umożliwić przeskalowanie technologii na tryb przemysłowy i implementację w oczyszczalniach ścieków. Konfiguracja zmiennych parametrów pracy KBT w skali pilotażowej została przedstawiona w tabelach 3 i 4, dla pH fazy ciekłej: pH=7 oraz pH=5.

**Tabela 7.** Konfiguracja zmiennych parametrów pracy reaktora dla pH=7

	Vg=7 m <sup>3</sup> /h	Vg=15 m <sup>3</sup> /h	Vg=20 m <sup>3</sup> /h	Vg=25 m <sup>3</sup> /h	Vg=30 m <sup>3</sup> /h
Vc=3 m <sup>3</sup> /h	Vc=3, Vg=7	Vc=3, Vg=15	Vc=3, Vg=20	Vc=3, Vg=25	Vc=3, Vg=30
Vc=7 m <sup>3</sup> /h	Vc=7, Vg=7	Vc=7, Vg=15	Vc=7, Vg=20	Vc=7, Vg=25	Vc=7, Vg=30

**Tabela 8.** Konfiguracja zmiennych parametrów pracy reaktora dla pH=5

	Vg=7 m <sup>3</sup> /h	Vg=15 m <sup>3</sup> /h	Vg=20 m <sup>3</sup> /h	Vg=25 m <sup>3</sup> /h	Vg=30 m <sup>3</sup> /h
Vc=3 m <sup>3</sup> /h	Vc=3, Vg=7	Vc=3, Vg=15	Vc=3, Vg=20	Vc=3, Vg=25	Vc=3, Vg=30
Vc=7 m <sup>3</sup> /h	Vc=7, Vg=7	Vc=7, Vg=15	Vc=7, Vg=20	Vc=7, Vg=25	Vc=7, Vg=30

Zakres natężenia przepływu fazy gazowej stanowił zmienny parametr, którego wpływ na efektywność biooczyszczania powietrza kontrolowano podczas badań. Zakres zmienności tego parametru wynosił  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , co odpowiada zakresowi  $t_g = 1,2 \text{ min} - 5,1 \text{ min}$ , a natężenie przepływu fazy ciekłej  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $\mp 5\%$ ) oraz  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $\mp 5\%$ ).

Utrzymywanie pH= 7 w procesach biodegradacji jest uznawane za optymalne, ponieważ tworzy odpowiednie środowisko dla wzrostu i rozwoju mikroorganizmów wykorzystywanych do degradacji zanieczyszczeń (m.in. LZO i H<sub>2</sub>S) i ułatwia rozwój bakterii utleniających siarkę (Kim i Deshusses, 2005; Fulazzaky i in., 2014; Cheng i in., 2018). W przypadku pH < 5,0, spodziewana jest dominacja bakterii utleniających siarkę, co prowadzi do utraty różnorodności drobnoustrojów w biofilmie i zwiększonego ryzyka zatykania złoża z powodu gromadzenia się siarki elementarnej w bioreaktorze (Montebello i in., 2013). Utrzymywanie pH 7,0 zwłaszcza w okresie rozruchu procesu biodegradacji (Nhut i in., 2020) może korzystnie wpłynąć na bioróżnorodność mikroorganizmów zdolnych do biodegradacji zanieczyszczeń. Obecność H<sub>2</sub>S w gazach oczyszczanych, może powodować znaczne obniżenie pH fazy ciekłej, w wyniku absorpcji gazów w cieczy, co skutkuje zmniejszeniem rozpuszczalności zanieczyszczeń w cieczy (Khoshnevisan i in., 2017). Dlatego są konieczne powtarzalne działania kontrolne (wstrzykiwanie roztworów buforowych do cieczy) w celu ustabilizowania pH, aby zapobiec spowolnieniu absorpcji i zmniejszeniu szybkości degradacji H<sub>2</sub>S. Jednocześnie należy pamiętać, że im wyższa wartość zadana pH, tym więcej roztworów buforowych jest



zużywanych, co zwiększa koszty eksploatacji bioreaktora. Badanie efektywności biooczyszczania przy lekko kwaśnym pH = 5 ma na celu zbadanie możliwości osiągnięcia wysokiej skuteczności biodegradacji zanieczyszczeń oraz stabilnej pracy bioreaktora przy niższej wartości zadanej pH, a to pozwoli zaoszczędzić zużycie roztworów buforowych i elementów pompek perystaltycznych dozujących roztwory.

#### 6.5. Pomiary efektywności biooczyszczania powietrza w KBT

Ocena efektywności pracy bioreaktora w skali pilotażowej obejmowała pomiary czasu przebywania zanieczyszczonego powietrza w złożu ( $t_g$ ), wlotowego obciążenie masowego (MS), zdolności eliminacji zanieczyszczeń (EC) i efektywności usuwania zanieczyszczeń (K). Charakterystykę tych parametrów przedstawiono w rozdziale 4.2.2.

#### 6.6. Badania stanu złoża po rocznych pomiarach w oczyszczalni ścieków

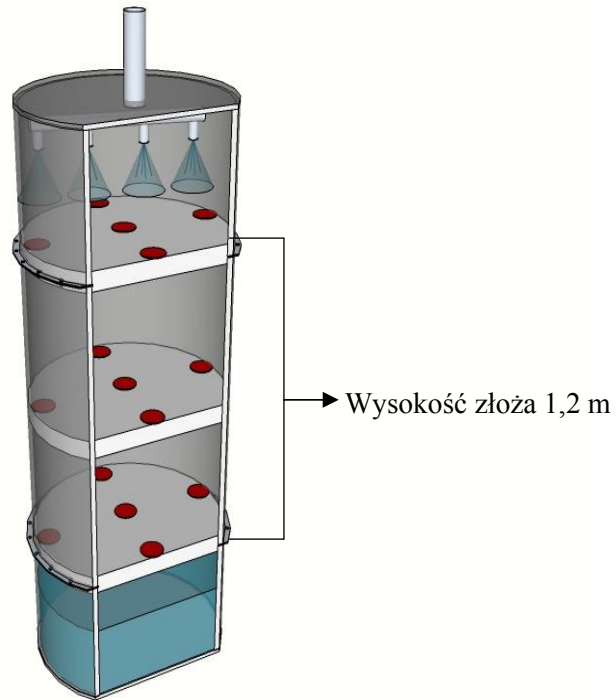
W celu sprawdzenia wpływu zanieczyszczeń odorowych pochodzących z oczyszczalni ścieków na wypełnienie reaktora KBT, oceniono stan złoża po ponad rocznych badaniach prowadzonych w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”. Złoże bioreaktora o wysokości 1,2 m i objętości roboczej 0,6 m<sup>3</sup>, składało się z polietylenowych pierścieni typu Ralu 15 mm x 15 mm o parametrach: powierzchnia właściwa = 320 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, waga 1 m<sup>3</sup> = 80 kg (rys. 28).



**Rys. 28.** Wypełnienie bioreaktora KBT

Ocena stanu złoża obejmowała pomiar mokrej i suchej masy na pojedynczym pierścieniu oraz ocenę wizualną. Każdorazowo pobrano po trzy próbki z pięciu różnych miejsc, na trzech poziomach wysokości wypełnienia (rys. 29). Każdy z pierścieni ważony był od razu po

pobraniu z bioreaktora, po czym suszony w cieplarni, w temperaturze 30°C przez 72 h. Po tym czasie ważono suche pierścienie i porównywano z masą mokrego pierścienia. Celem badania było sprawdzenie stopnia pokrycia złoża biofilmem na różnych jego poziomach, sprawdzenie ewentualnych zniszczeń lub odkształceń pierścieni, a także zbadanie drożności instalacji, obecności szlamu, ewentualnego zapychania złoża lub tworzenia kanalików.



**Rys. 29.** Miejsca poboru próbek złoża (czerwone punkty)

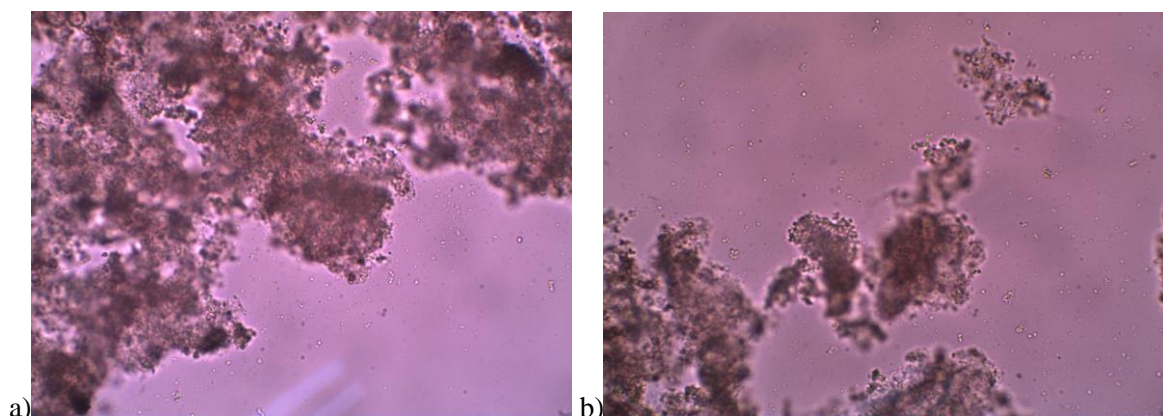
## 7. WYNIKI BADAŃ

### 7.1. Oczyszczalnia ścieków „Klimzowiec”

W pierwszym etapie badań, przez 7 dni prowadzono immobilizację mikroorganizmów na złożu bioreaktora (tabela 9). Temperaturę i pH fazy ciekłej utrzymywano na stałym poziomie dla zastosowanych mikroorganizmów  $T = 25^{\circ}\text{C}$ ,  $\text{pH} = 7$ . W pierwszym dniu immobilizacji przyjęto przepływ fazy gazowej  $V_g = 10 \text{ m}^3/\text{h}$  oraz fazy ciekłej  $V_c = 4 \text{ m}^3/\text{h}$ , w celu zapewnienia odpowiednich warunków do kolonizacji złoża przez mikroorganizmy. Kontrolowano to pomiarami mętności cieczy w KBT. Na rys. 30 przedstawiono zdjęcia mikroskopowe biofilmu bakteryjnego obecnego w próbce z KBT, pobrane po tygodniowym okresie immobilizacji mikroorganizmów na złożu bioreaktora. Na zdjęciach tych są widoczne fragmenty dojrzałego biofilmu jak również aktywne i ruchliwe mikroorganizmy zawieszony w cyrkulującej fazie ciekłej. Analizę jakościową mikroorganizmów okresowo przeprowadzano za pomocą testów NEFERMtest24, jak również kontrolowano ilość mikroorganizmów zawieszonych w cieczy za pomocą spektrofotometrii. Przeprowadzone testy NEFERMtest24 wskazały obecność szczepów: *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas fluorescens*, *Ralstonia picketti*, *Rhizobium radiobacter*, *Sphingomonas yanoikuyae*.

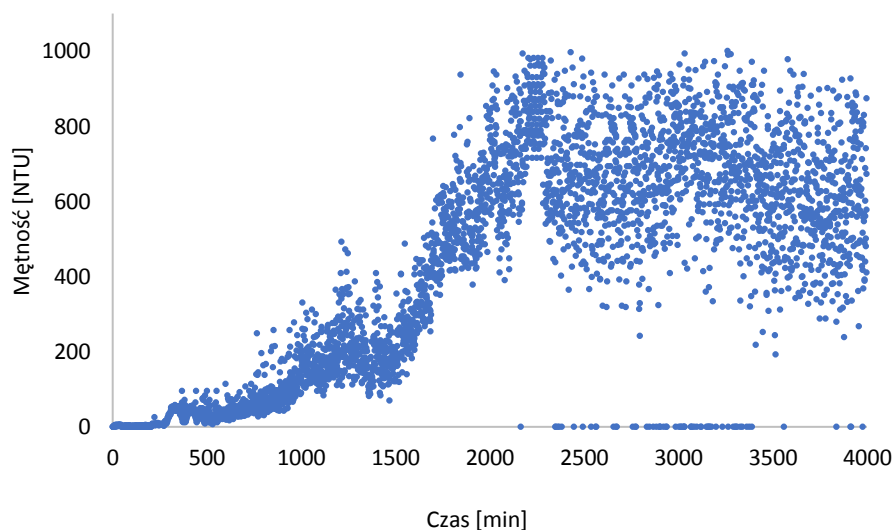
**Tabela 9.** Parametry pracy instalacji KBT w okresie immobilizacji mikroorganizmów

	Parametr	Jednostka	Wartości parametrów: 1 dzień immobilizacji	Wartości parametrów: 2-7 dzień immobilizacji
1.	pH	pH	7	7
2.	Przypływ fazy gazowej $V_g$	$\text{m}^3/\text{h}$	10	20
3.	Przepływ fazy ciekłej $V_c$	$\text{m}^3/\text{h}$	4	7
4.	Temperatura cieczy	K	298	298



**Rys. 30.** Zdjęcia mikroskopowe biofilmu bakteryjnego po 7 dniach immobilizacji mikroorganizmów w KBT; próbka z bioreaktora KBT: a) preparat I, b) preparat II

Rys. 31 przedstawia wzrost mętności w fazie ciekłej w okresie immobilizacji mikroorganizmów w KBT w oczyszczalni ścieków. Gdy faza ciekła była zasilana substancjami odżywczymi i roztworami buforowymi do stabilizacji pH, mętność stopniowo rosła. Na początku immobilizacji mętność szybko wzrastała, po czym widoczny był niewielki spadek i stabilizacja na średnim poziomie 700 NTU (nefelometryczna jednostka mętności), w zakresie 500 NTU – 900 NTU, wskazując na kolonizację złoża przez bakterie.

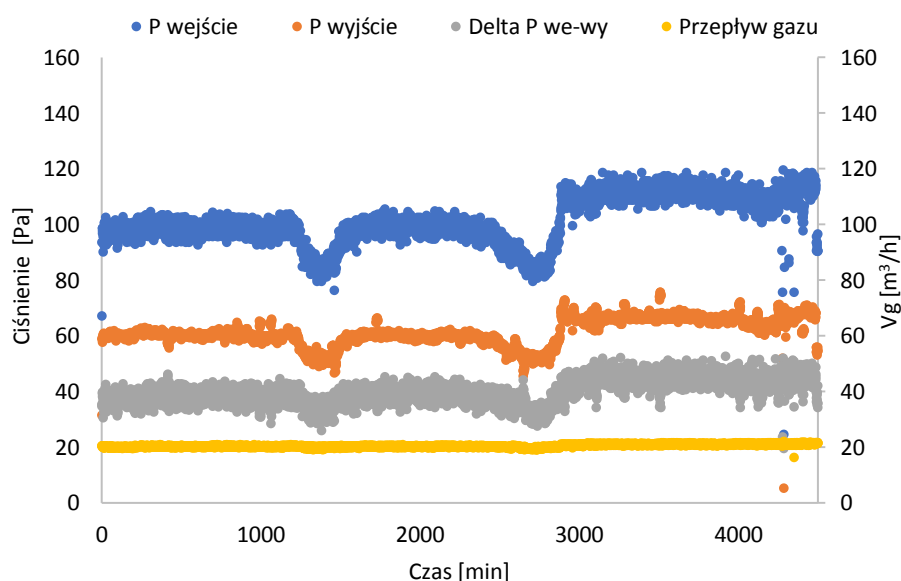


**Rys. 31.** Zmienność mętności fazy ciekłej od czasu, dla fazy rozruchu i immobilizacji mikroorganizmów w KBT

Rys. 32 przedstawia wartości ciśnienia obserwowane na wlocie i wylocie z reaktora KBT przy natężeniu przepływu fazy gazowej  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ . W początkowym okresie badań, przed zaszczepieniem złoża mikroorganizmami, ciśnienie na wejściu do KBT było w zakresie od 91 do 101 Pa, a ciśnienie wyjściowe od 57 do 61 Pa. Natomiast zakresy ciśnienia zmierzone po wprowadzeniu mikroorganizmów wynosiły na wejściu do KBT od 76 Pa do 119 Pa, a ciśnienie wyjściowe wynosiło od 46 Pa do 74 Pa. Poziomy ciśnienia utrzymywały się praktycznie na stałym poziomie przez cały okres testowania. Nie odnotowano znaczących spadków ciśnienia, co wskazuje na optymalny dobór warunków pracy reaktora KBT, brak nadmiernego rozwoju biomasy oraz na skuteczne zapobieganie powstawaniu warunków zatykania złoża. Sytuacje te zdarzają się w biofiltrach oraz bioskruberach, a także w bioreaktorach ze stałym złożem (Yang i in., 2010; De Vela i Gostomski, 2018). Spadek ciśnienia jest wskaźnikiem akumulacji biomasy w złożu. Zwiększony spadek ciśnienia wymaga większej energii potrzebnej do przetłoczenia gazu przez złożo. Jest to bardzo ważny parametr do monitorowania, ponieważ wpływa na obniżenie efektywności instalacji (Andreasen i in.,

2012), m.in. w wyniku zatykania złoża, wzrostu oporów przepływu cieczy i gazu oraz spadku zdolności złoża do oczyszczania odorów (Bihan, 2000; Arellano-Garcia i in., 2015). Zwiększony spadek ciśnienia jest niepożądany. Nierównomierny rozkład biomasy w złożu może powodować tworzenie się kanałów strumieni gazu w złożu (Xi i in. 2006; Yang i in. 2010). Z powodu braku tlenu, braku dostępu do pożywienia jak również braku kontroli zawartości soli mineralnych i składników niezbędnych do wzrostu, głębsza część biofilmu staje się nieaktywna. Gdy wzrost biomasy i grubość biofilmu są nadmierne, prowadzi to do rozwoju stref beztlenowych i zagniwania (Trejo-Aguilar i in., 2005; Dorado i in. 2012).

Kolejny etap badań obejmował testowanie wpływu poszczególnych parametrów pracy bioreaktora na efektywność biooczyszczania powietrza. W pierwszej części tego etapu zastosowano stały przepływ fazy ciekłej na poziomie  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i zastosowano pH fazy ciekłej na poziomie 7. Natomiast przepływ fazy gazowej występował w przedziale od 7 do  $30 \text{ m}^3/\text{h}$ , co odpowiada zakresowi czasu zatrzymania  $t_g = 1,2 - 5,1 \text{ min}$ .



**Rys. 32.** Zmienność ciśnienia w czasie: na wlocie i wylocie z reaktora KBT, dla  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$

#### 7.1.1. Biodegradacja $\text{H}_2\text{S}$

Średnie stężenie  $\text{H}_2\text{S}$  w strumieniu gazu doprowadzanego do KBT wynosiło  $20,2 \text{ mg}/\text{m}^3$  (tabela 10 i 11), natomiast maksymalne stężenie wynosiło  $297,4 \text{ mg}/\text{m}^3$  (tabela 11). Porównując wyniki uzyskane dla  $\text{pH} = 7$ , podczas stosowania przepływu fazy ciekłej  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , najwyższą efektywność oczyszczania powietrza wynoszącą  $K = 99,09\%$  odnotowano dla przepływu gazu  $20 \text{ m}^3/\text{h}$  i wlotowego obciążenia masowego w zakresie  $MS = 0,005 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 3,66 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  oraz dla przepływu gazu  $7 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $K = 98,06\%$ ,  $MS$  w zakresie  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 1,53$

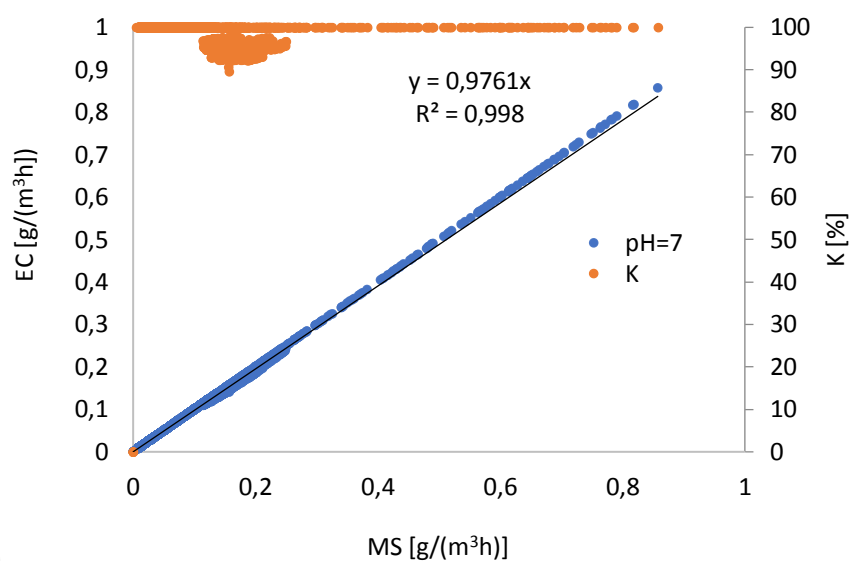
$g/(m^3h)$  (rys. 33). Średnie wlotowe obciążenie masowe dla przepływu gazu  $20 m^3/h$  wynosiło  $MS_{sr} = 0,56 g/(m^3h)$ , a dla przepływu  $7 m^3/h$   $MS_{sr} = 0,18 g/(m^3h)$  (rys. 33 i 34).

**Tabela 10.** Zestawienie występujących stężeń  $H_2S$  ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu  $pH = 7$ ,  $V_c = 7 m^3/h$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7 m^3/h - 30 m^3/h$

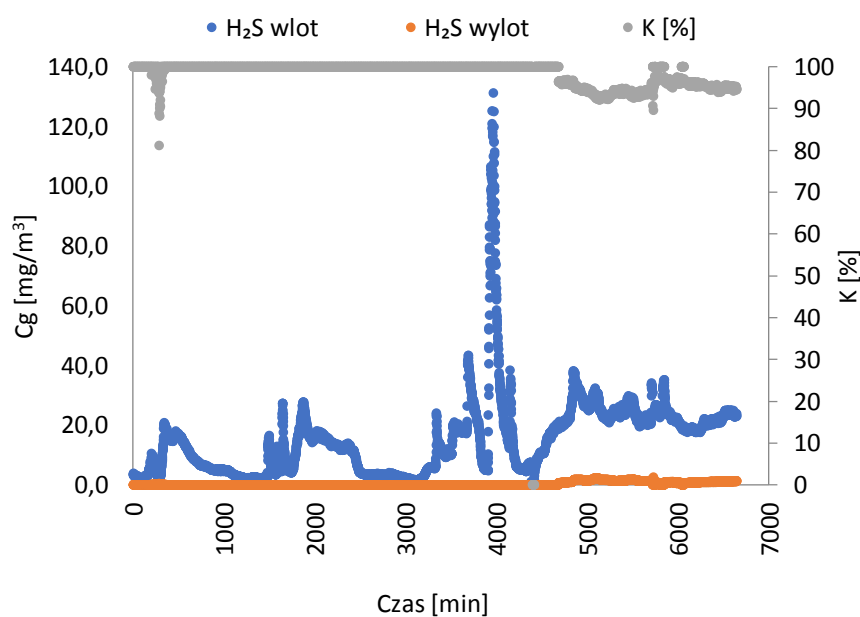
Parametr	$V_c = 7 m^3/h$ $pH = 7$				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
$C_g \text{ max [mg/m}^3]$	131,22	101,93	109,93	134,28	31,65
$C_g \text{ min [mg/m}^3]$	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00
$C_g \text{ śr. [mg/m}^3]$	15,45	8,96	16,69	10,79	12,46
$K \text{ śr. [%]}$	98,06	97,14	99,09	92,90	71,23
$MS \text{ max [g/(m}^3h)]$	1,53	2,55	3,66	5,60	1,58
$MS \text{ min [g/(m}^3h)]$	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
$MS \text{ śr [g/(m}^3h)]$	0,18	0,22	0,56	0,45	0,62

**Tabela 11.** Zestawienie występujących stężeń  $H_2S$  ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu  $pH = 5$ ,  $V_c = 7 m^3/h$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7 m^3/h - 30 m^3/h$

Parametr	$V_c = 7 m^3/h$ $pH = 5$				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
$C_g \text{ max [mg/m}^3]$	137,40	84,20	297,40	79,10	75,70
$C_g \text{ min [mg/m}^3]$	4,60	0,00	0,00	2,20	0,00
$C_g \text{ śr. [mg/m}^3]$	40,50	12,30	31,40	27,40	18,90
$K \text{ śr. [%]}$	99,90	80,20	93,94	92,64	53,50
$MS \text{ max [g/(m}^3h)]$	1,60	2,11	9,91	3,30	3,79
$MS \text{ min [g/(m}^3h)]$	0,05	0,00	0,00	0,09	0,00
$MS \text{ śr [g/(m}^3h)]$	0,47	0,31	1,05	1,14	0,95



a)

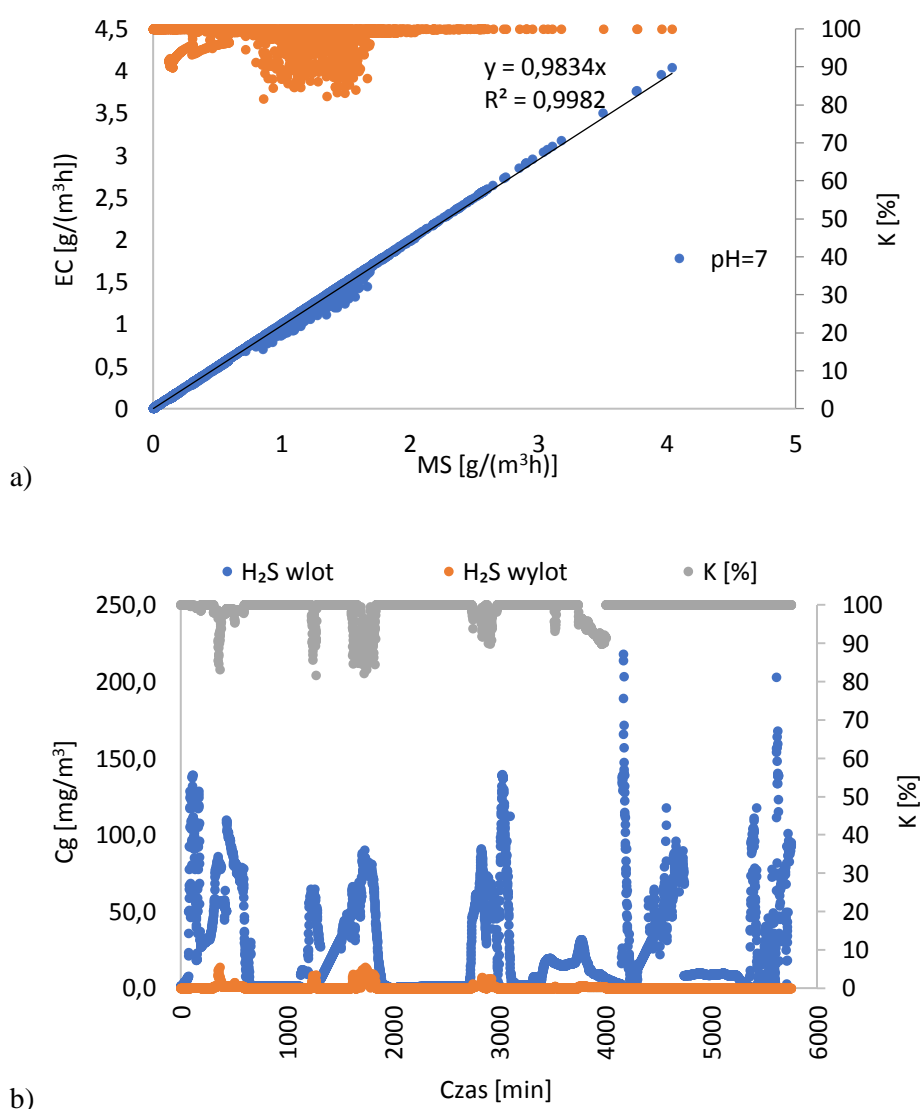


b)

**Rys. 33.** Efektywność biooczyszczania powietrza z  $H_2S$  dla warunków  $pH = 7$ ,  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ : a) zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), b) efektywność biodegradacji  $H_2S$  w zależności od stężenia ( $C_g$ )

Z kolei najniższą średnią efektywność  $K = 71,23\%$  zaobserwowano przy zastosowaniu przepływu  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , co odpowiada czasowi zatrzymania 1,2 min, MS w zakresie  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  -  $1,58 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ ; średnie obciążenie masowe było dla tych warunków najwyższe i wynosiło  $MS_{\text{sr}} = 0,62 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Gdy przepływ fazy gazowej wynosił  $7 \text{ m}^3/\text{h}$ , wówczas średnie obciążenie masowe było najniższe i wynosiło  $MS_{\text{sr}} = 0,18 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , przy średnim stężeniu  $H_2S$  na poziomie  $15,45 \text{ mg}/\text{m}^3$  i chwilowych skokach stężenia do około  $120 \text{ mg}/\text{m}^3$  -  $140 \text{ mg}/\text{m}^3$  w powietrzu

wlotowym do bioreaktora. Najczęściej odnotowywane stężenie  $H_2S$  zawierało się w przedziale  $10 \text{ mg/m}^3 - 20 \text{ mg/m}^3$  (28,20%) oraz od  $20 \text{ mg/m}^3 - 30 \text{ mg/m}^3$  (29,73%); natomiast najczęściej rejestrowana efektywność wynosiła 99% - 100%. Zaobserwowane chwilowe wzrosty stężenia  $H_2S$  do  $131,22 \text{ mg/m}^3$  w powietrzu wlotowym do bioreaktora nie wpłynęły na obniżenie efektywności biodegradacji. Gdy przepływ fazy gazowej wynosił  $20 \text{ m}^3/\text{h}$  przy średnim stężeniu  $H_2S$  na poziomie  $16,69 \text{ mg/m}^3$  i chwilowych skokach stężenia do około  $90-110 \text{ mg/m}^3$  w powietrzu wlotowym do bioreaktora, to średnia skuteczność usuwania  $H_2S$  wynosiła 99,09%. Zaobserwowane skoki stężenia  $H_2S$  do  $109,93 \text{ mg/m}^3$  w powietrzu wlotowym do bioreaktora, powodowały chwilowe spadki efektywności do około 83%.

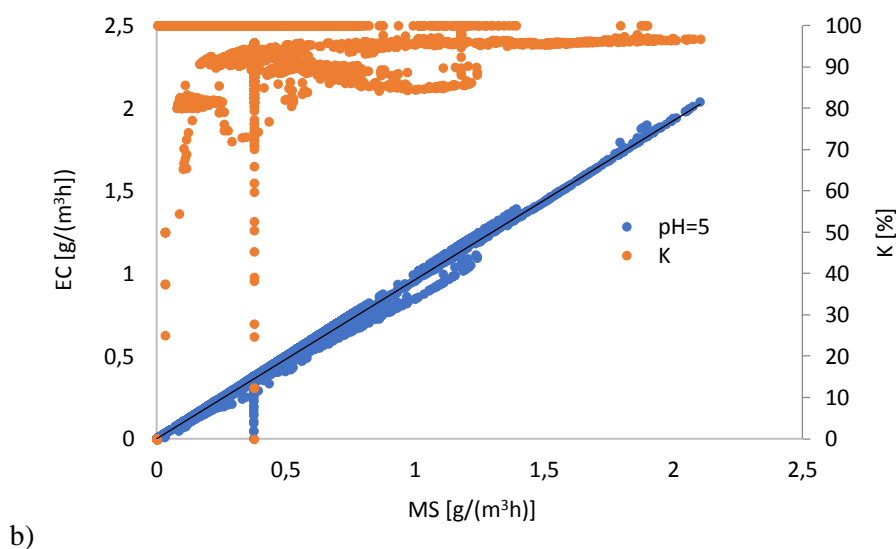
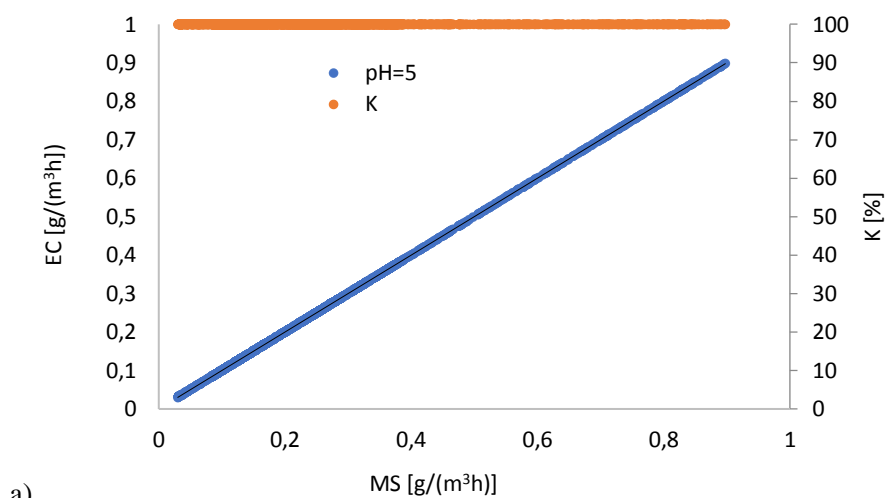


**Rys. 34.** Efektywność biooczyszczania powietrza z  $H_2S$  dla  $pH = 7$ ,  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$  :a) zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), b) efektywność biodegradacji  $H_2S$  w zależności od stężenia ( $C_g$ )

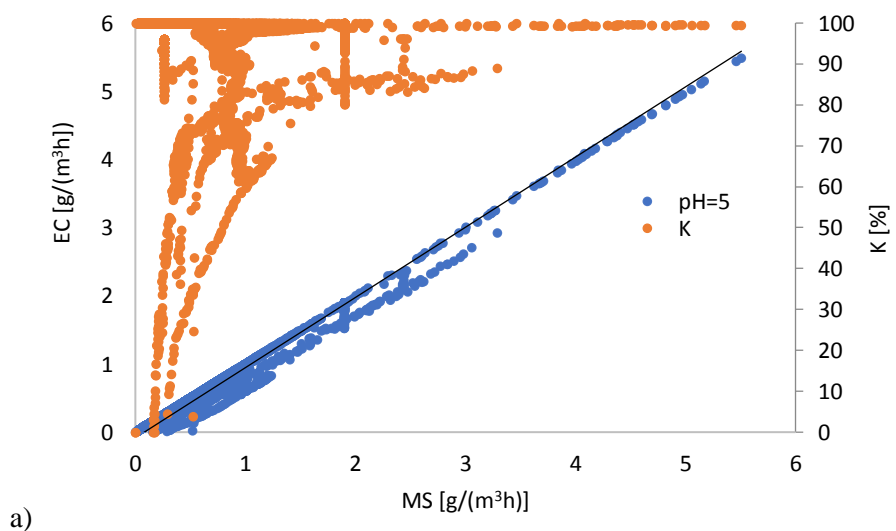


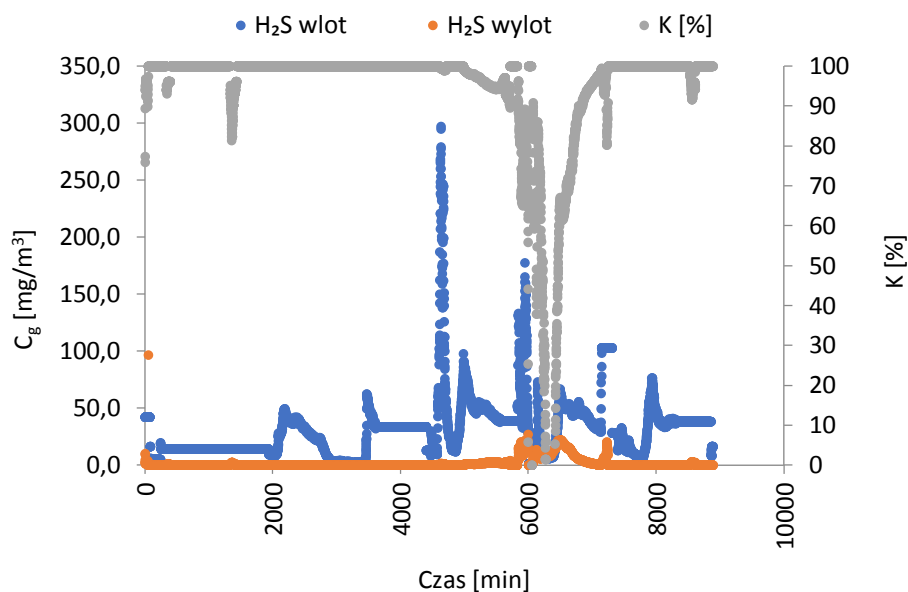
Najwięcej punktów pomiarowych odnotowano w zakresach stężeń od 0 mg/m<sup>3</sup> - 5 mg/m<sup>3</sup> (39,94%), od 5 mg/m<sup>3</sup> - 10 mg/m<sup>3</sup> (31,04%) i od 10 mg/m<sup>3</sup> - 20 mg/m<sup>3</sup> (22,82%); natomiast najczęściej rejestrowana efektywność wynosiła 99% - 100%.

Podobne wyniki uzyskano dla pH = 5. Najwyższą średnią efektywność biodegradacji H<sub>2</sub>S przy pH cieczy 5 uzyskano przy zastosowaniu przepływu gazu 7 m<sup>3</sup>/h (rys. 35) i 20 m<sup>3</sup>/h (rys. 36), natomiast najniższą w przypadku przepływu gazu 30 m<sup>3</sup>/h. W tabeli 11 zestawiono stężenia H<sub>2</sub>S na wlocie do KBT z uwzględnieniem zmiennych parametrów pracy bioreaktora oraz wlotowego obciążenia masowego (MS). Z tego zestawienia wynika, że stężenie H<sub>2</sub>S w tym okresie było w zakresie 0 mg/m<sup>3</sup> - 297,4 mg/m<sup>3</sup>, średnie stężenie H<sub>2</sub>S w przedziale 12,3 mg/m<sup>3</sup> - 40,5 mg/m<sup>3</sup>, a MS w zakresie 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 9,91 g/(m<sup>3</sup>h). Najwyższą efektywność biodegradacji zanieczyszczeń bliską 100%, dla warunków pH = 5 odnotowano dla przepływu fazy gazowej V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, co potwierdza także charakter liniowy zależności MS od EC (rys. 35a). Zakres stężenia wynosił od 4,6 mg/m<sup>3</sup> - 137,4 mg/m<sup>3</sup>, natomiast średnie stężenie H<sub>2</sub>S wynosiło 40,5 mg/m<sup>3</sup>. Wysokie stężenia powyżej 100 mg/m<sup>3</sup> występowały rzadko i chwilowo. To potwierdza, iż najwięcej punktów pomiarowych odnotowano w zakresach stężeń 40 mg/m<sup>3</sup> - 50 mg/m<sup>3</sup> (50,61%). Najwyższe chwilowe stężenie H<sub>2</sub>S w trakcie badań wynosiło 297,4 mg/m<sup>3</sup> i odnotowano je podczas zastosowania przepływu fazy gazowej V<sub>g</sub> = 20 m<sup>3</sup>/h (rys. 36), a średnie stężenie H<sub>2</sub>S w tym okresie wynosiło 31,4 mg/m<sup>3</sup>. Najwięcej punktów pomiarowych odnotowano w zakresach stężeń 10 mg/m<sup>3</sup> - 20 mg/m<sup>3</sup> (28,09%) oraz 30 mg/m<sup>3</sup> - 40 mg/m<sup>3</sup> (28,12%), co potwierdza, że wysokie stężenia występowały epizodycznie. Skoki stężenia powodowały chwilowe spadki efektywności, natomiast gdy stężenie H<sub>2</sub>S wracało do średnich wartości wówczas efektywność wynosiła 95% - 99%. Zastosowanie przepływu V<sub>g</sub> = 30 m<sup>3</sup>/h skutkowało spadkiem efektywności do 53,5%, przy obciążeniu MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 3,79 g/(m<sup>3</sup>h) i MS<sub>śr</sub> = 0,95 g/(m<sup>3</sup>h) (tabela 11). Średnie stężenie H<sub>2</sub>S w tym czasie było na poziomie 18,9 mg/m<sup>3</sup> i występowały chwilowe skoki stężenia do 75,7 mg/m<sup>3</sup>; najwięcej punktów pomiarowych odnotowano w zakresach stężeń od 10 mg/m<sup>3</sup> do 20 mg/m<sup>3</sup> (47,47%). Pomimo obserwowanych spadków efektywności, nie zaobserwowano widocznego zakrzywienia linii trendu zależności zdolności eliminacji H<sub>2</sub>S od wlotowego obciążenia masowego (rys. 35b i 36a), co wskazuje, że EC krytyczne nie zostało osiągnięte. Wskazuje to, że KBT pracuje w reżimie kontrolowanym wymianą masy.



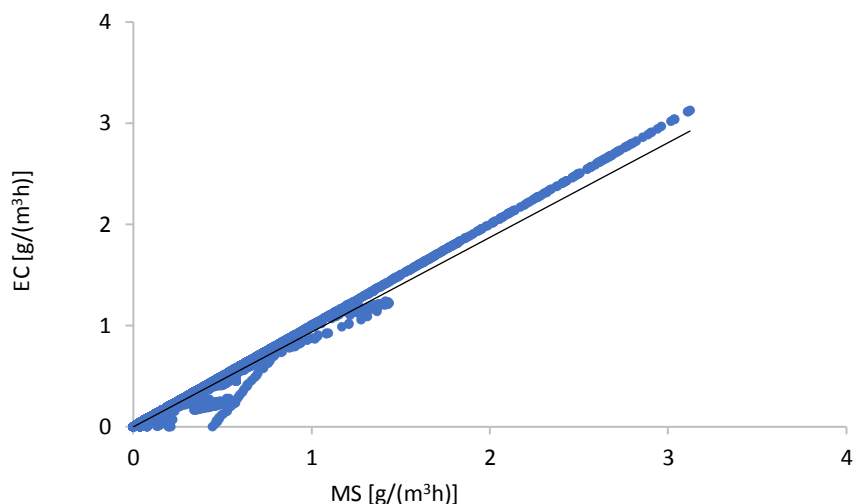
**Rys. 35.** Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z  $H_2S$  od wlotowego obciążenia masowego MS, dla parametrów pH=5: a)  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b)  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$



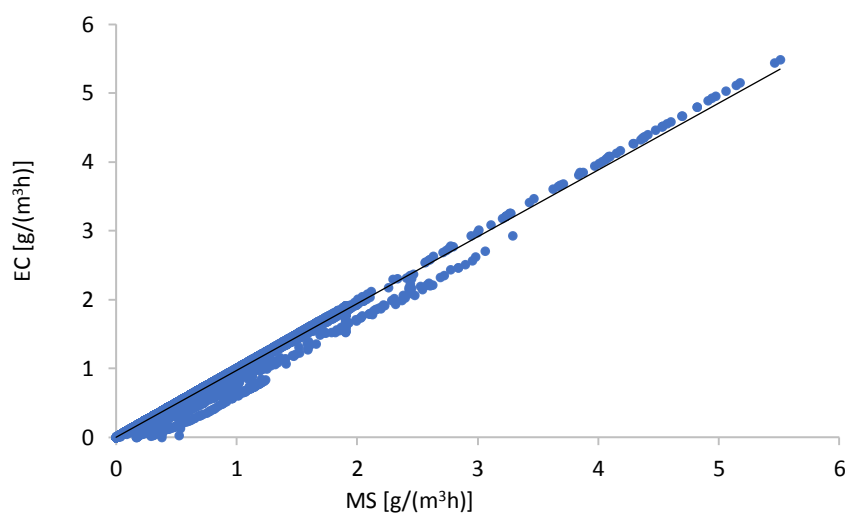


**Rys. 36.** Efektywność biooczyszczania powietrza z  $H_2S$  dla warunków  $pH = 5$ ,  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$  : a) zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), b) efektywność biodegradacji  $H_2S$  w zależności od stężenia ( $C_g$ )

Rys. 37a i 37b przedstawiają zależności między zdolnością eliminacji  $H_2S$  (EC), a wlotowym obciążeniem masowym (MS) przy różnych wartościach  $pH$ . Wykresy te ilustrują skumulowane wyniki badań bioreaktora w zakresie natężenia przepływu od  $7 \text{ m}^3/\text{h}$  do  $30 \text{ m}^3/\text{h}$ , charakteryzując tym samym pracę reaktora KBT, gdy zarówno stężenie  $H_2S$ , jak i natężenie przepływu fazy gazowej mogą się zmieniać. Specyficzna zdolność eliminacji to masa usuwanego zanieczyszczenia w jednostce czasu i jednostkowej objętości złoża bioreaktora. Gdy zanieczyszczone powietrze przepływa przez reaktor KBT, wówczas  $H_2S$  jest przenoszony z fazy gazowej poprzez absorpcję do fazy ciekłej i dyfunduje do biofilmu bakteryjnego na powierzchniach elementów wypełnienia złoża;  $H_2S$  jest następnie metabolizowany przez mikroorganizmy. Zdolność eliminacji  $H_2S$  w KBT jest jednym z najbardziej krytycznych wskaźników eksploatacyjnych. Dla większości przedstawionych wyników widoczna jest liniowa zależność EC i MS. Porównując rys. 37a i rys. 37b można stwierdzić, że pod względem zdolności eliminacyjnych, różnica między wynikami degradacji  $H_2S$  przy  $pH = 5$  i  $pH = 7$  jest nieznaczna, z wyjątkiem zakresu natężenia przepływu gazu  $25 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , gdzie przy  $pH = 7$ , krótkotrwałe skoki stężenia zanieczyszczeń pogarszały skuteczność usuwania  $H_2S$ .



a)



b)

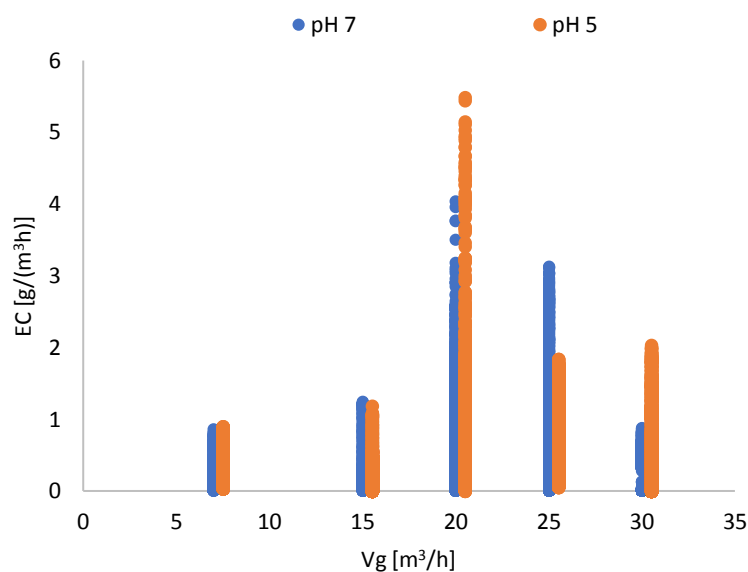
**Rys. 37.** Zależność zdolności eliminacji (EC) H<sub>2</sub>S od wlotowego obciążenia masowego (MS), w zakresie natężenia przepływu fazy gazowej 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h: a) faza ciekła pH = 7; b) faza ciekła pH = 5

Bioreaktor osiągnął najwyższą efektywność usuwania H<sub>2</sub>S przy przepływie fazy gazowej 7 m<sup>3</sup>/h oraz 20 m<sup>3</sup>/h dla obu wartości pH = 7 i pH = 5 (tabela 10 i 11). Z drugiej strony, najniższa skuteczność usuwania H<sub>2</sub>S występuje przy natężeniu przepływu fazy gazowej V<sub>g</sub> = 30 m<sup>3</sup>/h, gdy średnie obciążenie masowe było najwyższe i wynosiło MS<sub>sr</sub> = 0,62 g/(m<sup>3</sup>h) przy pH = 7 oraz MS<sub>sr</sub> = 0,95 g/(m<sup>3</sup>h) przy pH = 5. Dla V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, zarówno przy zastosowaniu warunków pH = 7 (rys. 33) dla zakresu MS od 0 g/(m<sup>3</sup>h) do 1,53 g/(m<sup>3</sup>h) i pH = 5 (rys. 35a) dla zakresu MS 0,05 g/(m<sup>3</sup>h) - 1,6 g/(m<sup>3</sup>h), zdolność eliminacji jest liniowo związana z

wlotowym obciążeniem masowym. To oznacza, że szybkość przenoszenia masy z gazu do cieczy, a nie metabolizm drobnoustrojów, ogranicza usuwanie H<sub>2</sub>S.

Z rys. 33 i 35 wynika, iż są możliwe jeszcze wyższe wlotowe obciążenia masowe, a zdolność eliminacji EC będzie dalej wzrastać wraz ze wzrostem obciążenia MS do momentu, gdy nie osiągnie EC krytycznego (maksymalnej zdolności eliminacji) oraz fazy stacjonarnej. To sugeruje, że reaktor KBT pracuje w reżimie kontrolowanym wymianą masy. Podobne zależności zaobserwowano dla przepływów 15 m<sup>3</sup>/h - 25 m<sup>3</sup>/h, kiedy EC wzrastało liniowo wraz ze wzrostem MS. Przy zastosowaniu przepływu gazu  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , zaobserwowano więcej odchyień od linii trendu zależności między EC a MS, natomiast nie zaobserwowano zakrzywienia linii; to świadczy o tym, że EC krytyczne nie zostało osiągnięte i proces znajduje się w obszarze kontrolowanym wymianą masy. Zakres MS w warunkach pH = 7 wynosił MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 1,58 g/(m<sup>3</sup>h), średnia efektywność biodegradacji była wtedy na poziomie K = 71,23% (tabela 10), natomiast dla pH = 5, zakres MS wynosił MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 3,79 g/(m<sup>3</sup>h) i średnia efektywność była na poziomie K = 53,50% (tabela 11). Wyższe wartości stężenia H<sub>2</sub>S w zanieczyszczonym powietrzu wprowadzanym do bioreaktora mogą prowadzić do nadmiernego wlotowego obciążenia masowego. Spostrzeżenie to jest zbieżne z wynikami wcześniejszych badań Yang i Allen (1994), którzy testując biofiltr w skali laboratoryjnej stwierdzili, że zadowalająca eliminacja H<sub>2</sub>S jest możliwa do osiągnięcia przy wyższych wartościach stężeń zanieczyszczeń tylko przy zmniejszonych natężeniach przepływu gazu.

Rys. 38 przedstawia zbiorcze zestawienie wyników zależności zdolności eliminacji H<sub>2</sub>S od różnych wartości przepływów fazy gazowej i różnych wartości pH fazy ciekłej. Najwyższe wartości EC zaobserwowane dla natężeń przepływu 20 m<sup>3</sup>/h i 25 m<sup>3</sup>/h wskazują na wysoką efektywność wymiany masy, pomiędzy fazą gazową i ciekłą dzięki odpowiedniemu ich wymieszaniu, a co za tym idzie zwiększeniu powierzchni kontaktu gaz-ciecz w złożu bioreaktora. W badanym zakresie natężeń przepływu fazy gazowej 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h dla eliminacji H<sub>2</sub>S w reaktorze KBT preferowany jest przedział 20 m<sup>3</sup>/h - 25 m<sup>3</sup>/h.



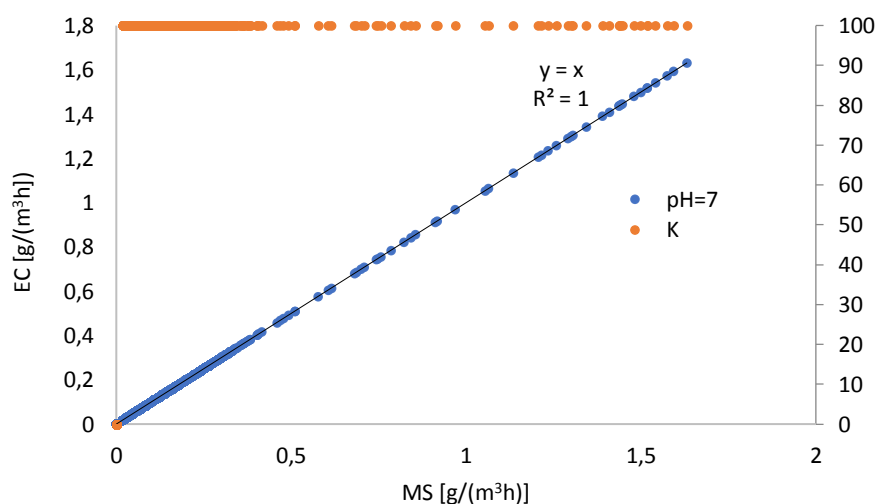
**Rys. 38.** Zależność zdolności eliminacji (EC) H<sub>2</sub>S od natężenia przepływu fazy gazowej Vg 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h, w zakresie pH = 5 i 7 fazy ciekłej i V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h

Przy zadanym przepływie fazy ciekłej V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, stężenie H<sub>2</sub>S w strumieniu gazu doprowadzanego do reaktora KBT było w zakresie 0 mg/m<sup>3</sup> - 141,71 mg/m<sup>3</sup> (tabela 12). Jednakże były to tylko epizodyczne skoki stężenia; najwięcej wyników znajdowało się w zakresie 5 mg/m<sup>3</sup> - 20 mg/m<sup>3</sup>, przy zmiennych parametrach pracy bioreaktora.

Porównując wszystkie wyniki uzyskane dla pH = 7 w warunkach przepływu fazy ciekłej V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, najwyższą efektywność oczyszczania powietrza z H<sub>2</sub>S odnotowano dla przepływu 20 m<sup>3</sup>/h - 25 m<sup>3</sup>/h - bliską 100% (rys. 39) przy zakresie MS odpowiednio 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 1,63 g/(m<sup>3</sup>h) oraz 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 1,28 g/(m<sup>3</sup>h). Natomiast warto zauważyć, że dla wszystkich zastosowanych przepływów fazy gazowej w zakresie 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h, efektywność degradacji H<sub>2</sub>S nie spadła poniżej 99%. Najniższa efektywność dotyczyła przepływu Vg = 30 m<sup>3</sup>/h i wynosiła 99,28% dla zakresu MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 7,09 g/(m<sup>3</sup>h). Występujące nagle skoki stężenia na wlocie do reaktora KBT powodowały jedynie chwilowe, spadki efektywności przy przepływie gazu Vg = 30 m<sup>3</sup>/h, które nie powodowały zatrucia mikroflory i inhibicji dalszej degradacji zanieczyszczeń (rys. 43a). Świadczy to o optymalnym doborze, adaptacji i immobilizacji mikroorganizmów na złożu bioreaktora. Ponadto, linia trendu przedstawiająca zależność eliminacji zanieczyszczeń EC i wlotowego obciążenia masowego MS, świadczy, że reaktor KBT pracuje w reżimie kontrolowanym wymianą masy. Możliwe są zatem jeszcze wyższe wlotowe obciążenia masowe, aż do wartości EC krytycznego, natomiast szybkość biodegradacji zależna jest od stężenia zanieczyszczenia.

**Tabela 12.** Zestawienie występujących wartości stężenia H<sub>2</sub>S (C<sub>g</sub>) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 7, V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie V<sub>g</sub> = 7 - 30 m<sup>3</sup>/h

Parametr	V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h pH = 7				
	V <sub>g</sub> = 7	V <sub>g</sub> = 15	V <sub>g</sub> = 20	V <sub>g</sub> = 25	V <sub>g</sub> = 30
C <sub>g</sub> max [mg/m <sup>3</sup> ]	33,48	28,51	48,94	30,78	141,71
C <sub>g</sub> min [mg/m <sup>3</sup> ]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C <sub>g</sub> śr. [mg/m <sup>3</sup> ]	5,25	4,60	4,59	3,61	7,48
K śr. [%]	99,99	99,90	99,99	99,99	99,28
MS max [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,39	0,71	1,63	1,28	7,09
MS min [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MS śr [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,06	0,12	0,15	0,15	0,37



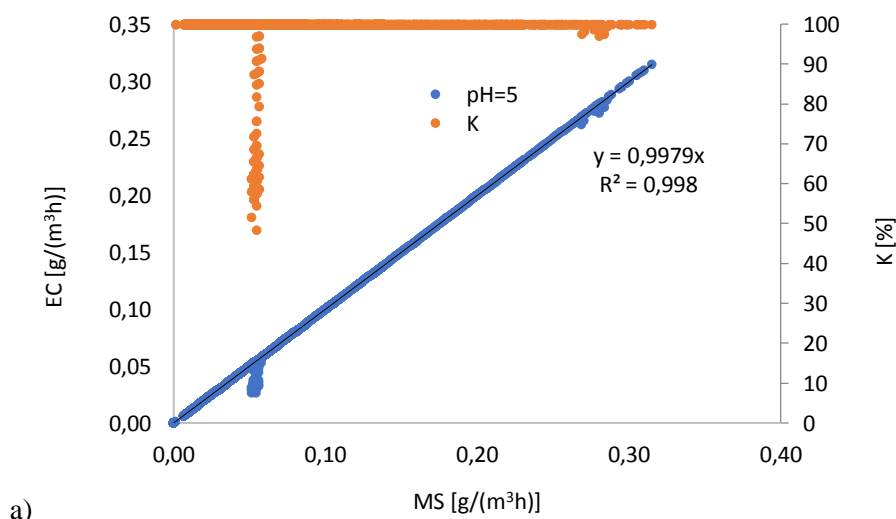
**Rys. 39.** Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z H<sub>2</sub>S od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów pH = 7, V<sub>g</sub> = 20 m<sup>3</sup>/h, V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h

Najwyższą średnią efektywność biodegradacji H<sub>2</sub>S wynoszącą blisko 100% przy pH = 5 uzyskano przy zastosowaniu przepływu gazu 15 m<sup>3</sup>/h, natomiast najniższą wynoszącą 83,59% odnotowano dla przepływu gazu 30 m<sup>3</sup>/h (tabela 13, rys. 40a i 40b). Występujące nagłe skoki stężenia na wlocie do reaktora KBT powodowały chwilowe, kilku procentowe spadki

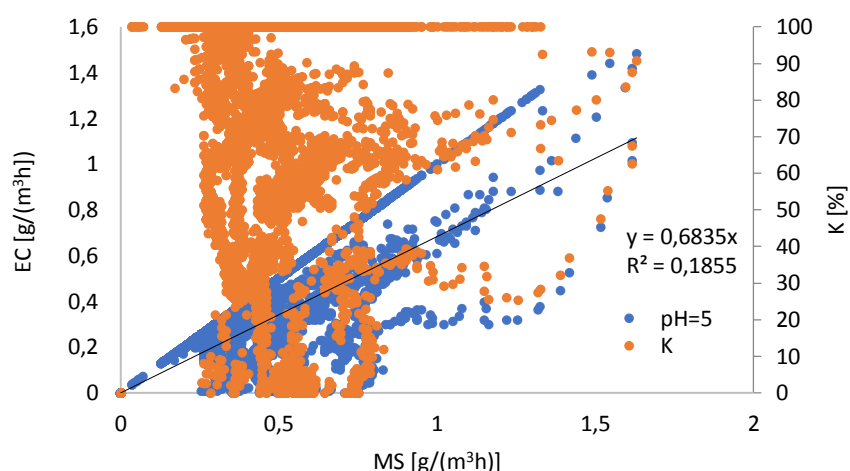
efektywności, które zaobserwowano w całym zakresie testowanych przepływów gazu od 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h.

**Tabela 13.** Zestawienie występujących wartości stężenia H<sub>2</sub>S (C<sub>g</sub>) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie V<sub>g</sub>=7 - 30 m<sup>3</sup>/h

Parametr	V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h pH = 5				
	V <sub>g</sub> = 7	V <sub>g</sub> = 15	V <sub>g</sub> = 20	V <sub>g</sub> = 25	V <sub>g</sub> = 30
C <sub>g</sub> max [mg/m <sup>3</sup> ]	27,09	10,21	38,16	40,85	32,62
C <sub>g</sub> min [mg/m <sup>3</sup> ]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C <sub>g</sub> śr. [mg/m <sup>3</sup> ]	5,6	3,63	0,89	4,95	8,96
K śr. [%]	99,56	99,99	97,62	99,31	83,59
MS max [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,32	0,26	1,27	1,70	1,63
MS min [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MS śr [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,07	0,09	0,03	0,21	0,45







b)

**Rys. 40.** Zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) biooczyszczania powietrza z H<sub>2</sub>S od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów pH = 5 i V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h: a) V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h; b) V<sub>g</sub> = 30 m<sup>3</sup>/h

Porównując efektywności biodegradacji H<sub>2</sub>S osiągnięte dla V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h i V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h zaobserwowano wyższe średnie efektywności dla V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, występowały one w zakresie K = 83,59% - 99,9% (tabela 12 i 13), podczas gdy dla V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h wynosiły K = 53,5% - 99,9% (tabela 10 i 11). Jednocześnie należy zaznaczyć, że zakres stężenia H<sub>2</sub>S występujący przy zastosowaniu V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h wynosił 0 mg/m<sup>3</sup> - 141,71 mg/m<sup>3</sup> z przeważającą ilością wyników w zakresie 0 mg/m<sup>3</sup> - 20 mg/m<sup>3</sup> i średnim stężeniem na poziomie 5 mg/m<sup>3</sup> - 10 mg/m<sup>3</sup>, podczas gdy dla V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h zakres ten był znacznie wyższy, tj. od 0 mg/m<sup>3</sup> - 297,4 mg/m<sup>3</sup>, ze średnim stężeniem na wlocie w zakresie 15 mg/m<sup>3</sup> - 30 mg/m<sup>3</sup>. Powodem takiej tendencji są niskie temperatury powietrza atmosferycznego (okres kalendarzowej zimy) podczas testowania efektywności pracy reaktora KBT dla zadanego przepływu cieczy V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h. Wraz ze wzrostem temperatury i rozpoczęciem lata, dochodzi z kolei do wzmożonego parowania ścieków i tym samym większej emisji odorów. Wartości MS w warunkach V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h i pH = 7 były w zakresie MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 5,6 g/(m<sup>3</sup>h), MS<sub>sr</sub> = 0,18 g/(m<sup>3</sup>h) - 0,62 g/(m<sup>3</sup>h), efektywność wówczas była w zakresie K = 71,23% - 99,09%. Porównując z warunkami gdzie V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h i pH = 7, MS wynosiło od 0 g/(m<sup>3</sup>h) do 7,09 g/(m<sup>3</sup>h), a MS<sub>sr</sub> = 0,06 g/(m<sup>3</sup>h) - 0,37 g/(m<sup>3</sup>h), natomiast efektywność była w zakresie K = 99,28% - 100%. Z kolei porównując otrzymane wyniki dla pH = 5: gdy V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, MS było w zakresie MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 9,91 g/(m<sup>3</sup>h), MS<sub>sr</sub> = 0-1,14 g/(m<sup>3</sup>h), efektywność była w zakresie K = 53,5%-99,9%. Z kolei gdy V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, MS było w zakresie MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 1,7 g/(m<sup>3</sup>h), MS<sub>sr</sub> = 0,03 g/(m<sup>3</sup>h) - 0,45 g/(m<sup>3</sup>h), a efektywność była w zakresie K = 83,59 - 100%.

Porównując uzyskane efektywności biodegradacji H<sub>2</sub>S dla podobnych wartości MS, w tych samych warunkach pH, stwierdzono, że wyniki efektywności uzyskane dla przepływu cieczy V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h (tabele 10 i 11) były wyższe od wyników uzyskanych dla V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h (tabele 12 i 13). Dla pH = 7 przy MS w zakresie 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 1,63 g/(m<sup>3</sup>h) średnia efektywność biooczyszczania powietrza z H<sub>2</sub>S dla V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h wynosiła K = 98,06%, natomiast dla V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h wynosiła K = 99,9%. Dla pH = 5 przy MS w zakresie 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 1,63 g/(m<sup>3</sup>h) średnia efektywność biooczyszczania powietrza dla V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h wynosiła K = 99,9%, natomiast dla V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h efektywność wynosiła K = 83,59%. W przypadku pH = 7 różnica efektywności była niewielka, natomiast w przypadku pH = 5 różnica ta wynosiła 16,31%, na co wpływać mogą także panujące warunki pH. Dla porównania stężeń H<sub>2</sub>S występujących doprowadzanych do KBT przy przepływie cieczy V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h oraz V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, zestawiono rozkład punktów pomiarowych odpowiadających stężeniu H<sub>2</sub>S na wlocie do KBT, wraz z efektywnością biooczyszczania w danych zakresach stężenia (tabele 14 - 17).

**Tabela 14.** Stężenia H<sub>2</sub>S w gazach doprowadzanych do KBT, dla parametrów: V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, pH = 5, V<sub>g</sub> = 20 m<sup>3</sup>/h

Zakresy stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ] pH = 5, V <sub>c</sub> = 7m <sup>3</sup> /h, V <sub>g</sub> = 20 m <sup>3</sup> /h				
Stężenie H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	% wyników w zakresie
>300	0	0,00	200-300	0,44
>200	39	0,44	100-200	2,99
>100	305	3,43	50-100	9,28
>50	1130	12,72	40-50	10,52
>40	2065	23,24	30 do 40	28,12
>30	4564	51,36	20 do 30	7,15
>20	5199	58,51	10 do 20	28,09
>10	7695	86,60	5 do 10	6,50
>5	8273	93,10	0-5	6,90
>0	8886	100,00		

**Tabela 15.** Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia H<sub>2</sub>S (C<sub>g</sub>) w gazach doprowadzanych do KBT, dla parametrów: V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, pH = 5, V<sub>g</sub> = 20 m<sup>3</sup>/h

Zakres stężenia [mg/m <sup>3</sup> ]	Efektywność [%] w danym zakresie stężenia na wlocie
0<C <sub>g</sub> <10	98,93
10<C <sub>g</sub> <20	97,15
20<C <sub>g</sub> <30	93,35
30<C <sub>g</sub> <40	98,33
40<C <sub>g</sub> <50	93,63
50<C <sub>g</sub> <100	89,37
100<C <sub>g</sub> <200	94,83

**Tabela 16.** Zestawienie wartości stężenia H<sub>2</sub>S w gazach doprowadzanych do KBT, dla parametrów: V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, pH = 7, V<sub>g</sub> = 30 m<sup>3</sup>/h

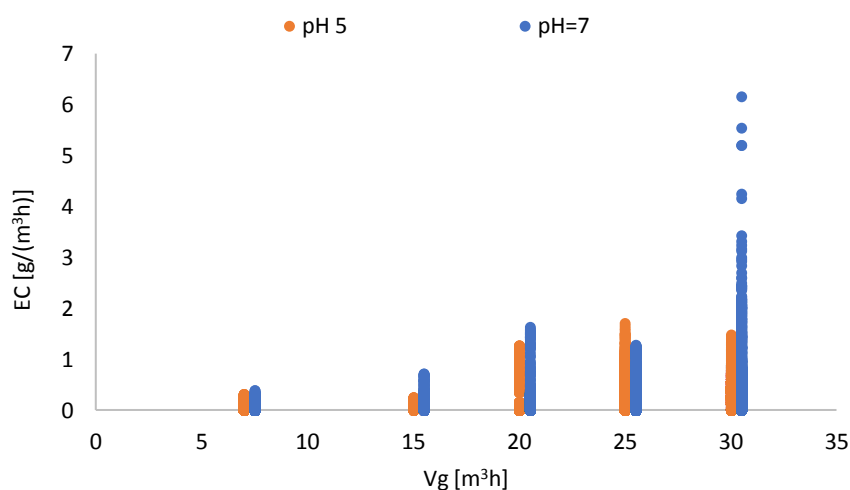
Zakresy stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ] pH = 7, V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h, V <sub>g</sub> = 30 m <sup>3</sup> /h				
Stężenie H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	% wyników w zakresie
>100	29	0,45	50-100	0,49
>50	60	0,94	40-50	0,78
>40	110	1,73	30-40	1,46
>30	203	3,18	20-30	2,34
>20	352	5,52	10-20	14,38
>10	1269	19,90	5-10	44,15
>5	4084	64,05	0-5	35,95
>0	6376	100,00		

W okresie stosowania natężenia przepływu fazy ciekłej V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, widoczne są spadki efektywności biooczyszczania powietrza z H<sub>2</sub>S poniżej 40%, spowodowane skokami stężenia tego gazu w powietrzu dostarczonym do KBT do ponad 140 mg/m<sup>3</sup> (tabela 17). Podobne skoki stężenia sięgające powyżej 200 mg/m<sup>3</sup>, występujące podczas zwiększenia przepływu fazy ciekłej V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, powodowały spadki efektywności do około 89%. Obserwacje te prowadzą do wniosku, że pomimo uzyskania wyższych średnich efektywności biodegradacji H<sub>2</sub>S podczas niższego przepływu fazy ciekłej, stabilniejsze warunki biodegradacji uzyskano dla wyższego przepływu fazy ciekłej V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h. Zgodnie z Diks i Ottengraf, (1991) przypuszcza się, że opisana tendencja empiryczna jest spowodowana lepszym wymieszaniem fazy ciekłej i gazowej, szybkim wymywaniem kwaśnych produktów, dobrą stabilizacją pH, a także lepszym zwilżeniem powierzchni biofilmu.

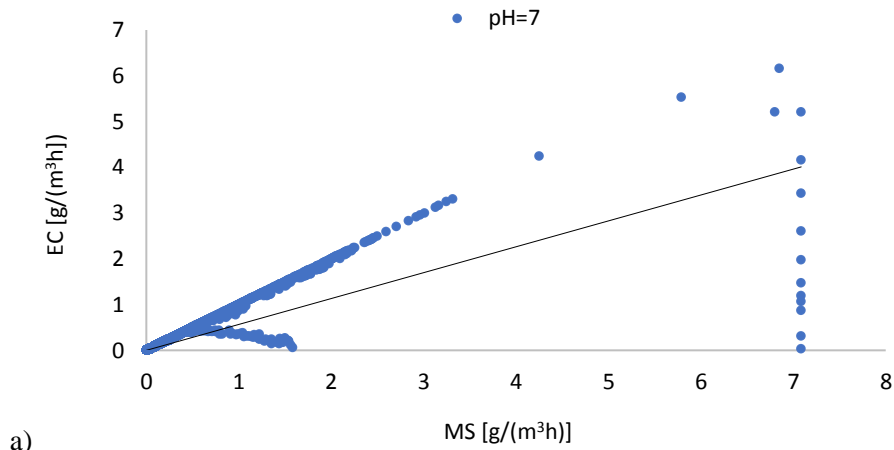
**Tabela 17.** Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia H<sub>2</sub>S (C<sub>g</sub>) w gazach doprowadzanych do KBT, dla parametrów: V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, pH = 7, V<sub>g</sub> = 30 m<sup>3</sup>/h

Zakres stężenia [mg/m <sup>3</sup> ]	Efektywność [%] w danym zakresie stężenia na wlocie
0<C <sub>g</sub> <10	99,98
10<C <sub>g</sub> <20	98,66
20<C <sub>g</sub> <30	87,23
30<C <sub>g</sub> <40	94,27
40<C <sub>g</sub> <50	99,65
50<C <sub>g</sub> <100	12,44
100<C <sub>g</sub> <150	41,27

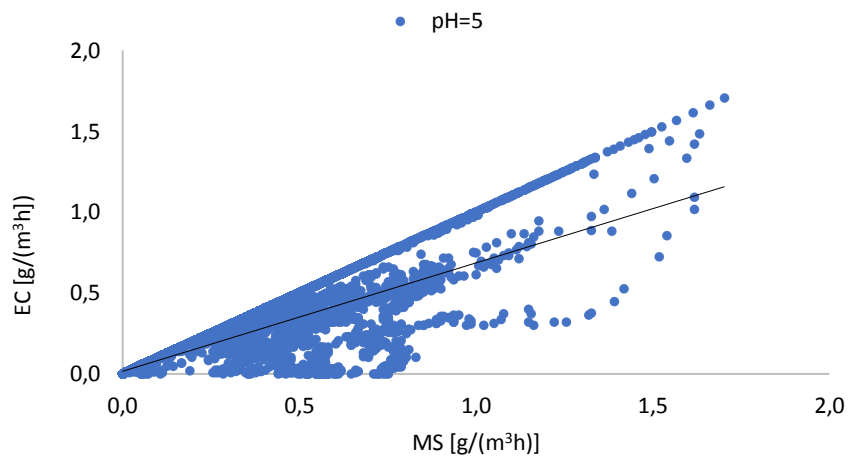
Odnotowano zależność, pomiędzy natężeniem przepływu fazy gazowej w zakresie od 7 m<sup>3</sup>/h do 30 m<sup>3</sup>/h, a specyficzną zdolnością eliminacji EC g/(m<sup>3</sup>h) H<sub>2</sub>S, w warunkach pH = 5 i pH = 7 oraz V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h (rys. 41). Dla większości zastosowanych natężeń przepływu gazu, uzyskano wyższą zdolność eliminacji EC przy pH = 7. Potwierdza to również wyższa efektywność biodegradacji osiągnięta dla pH = 7. Najwyższe EC zostało odnotowane dla przepływu gazu V<sub>g</sub> = 30 m<sup>3</sup>/h w warunkach pH = 7.



**Rys. 41.** Zdolność eliminacji (EC) H<sub>2</sub>S od natężenia przepływu fazy gazowej (V<sub>g</sub>) 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h, w zakresie pH = 5 i pH = 7 fazy ciekłej oraz V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h

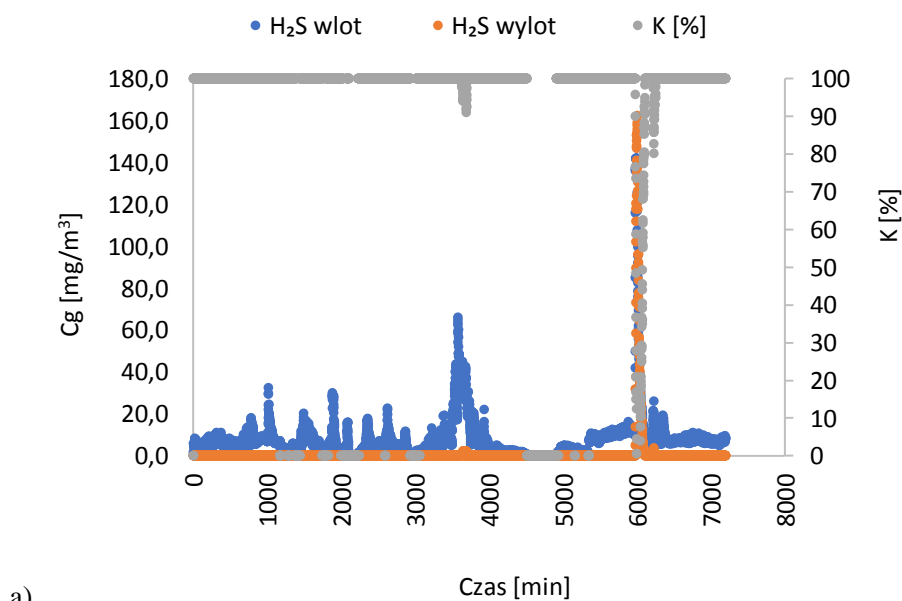


a)

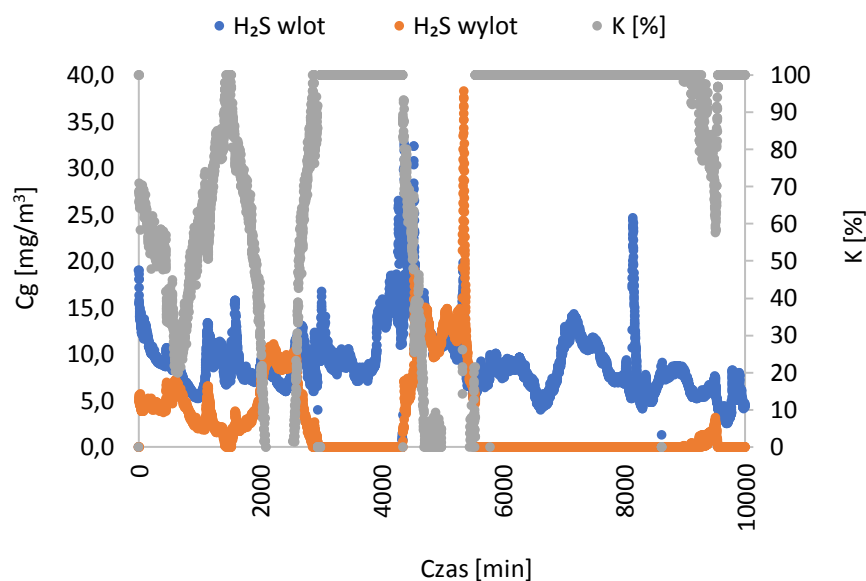


b)

**Rys. 42.** Zależność zdolności eliminacji (EC) H<sub>2</sub>S od wlotowego obciążenia masowego (Ms), w zakresie natężenia przepływu fazy gazowej 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h i Vc = 3,5 m<sup>3</sup>/h: a) faza ciekła pH = 7; b) faza ciekła pH = 5



a)



b)

**Rys. 43.** Efektywność biooczyszczania powietrza z  $H_2S$  w czasie, dla parametrów: a)  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $pH = 7$ ,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b)  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $pH = 5$ ,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$

Pomimo wyższych wartości obciążenia masowego przy zastosowaniu przepływu cieczy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , zależność wlotowego obciążenia masowego (MS) od zdolności eliminacji zanieczyszczeń (EC) charakteryzowała się mniejszymi i rzadszymi odchyleniami od linii trendu (rys. 37), niż przy  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  (rys. 42). Dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  niewiele punktów pomiarowych wskazywało na odchylenia od liniowej zależności; dotyczyły one głównie przepływu fazy gazowej  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  i odpowiadającym tym warunkom czasowi zatrzymania 1,2 min. Uzyskane wyniki biodegradacji  $H_2S$  przy zastosowaniu  $pH = 5$  i  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  (rys. 43b) wskazują na więcej odchyłeń i obniżenie efektywności biooczyszczania do  $K = 83,59\%$ . Może to sugerować, że czas zatrzymania jest za krótki, aby wprowadzany ładunek  $H_2S$  mógł ulec bioeliminacji; średnie wlotowe obciążenie masowe było wtedy najwyższe i wynosiło  $MS_{sr} = 0,45 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , dla  $pH = 7$  wynosiło  $MS_{sr} = 0,37 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Dla porównania, przy czasie zatrzymania  $t_g = 1,44 \text{ min}$  ( $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ ) obserwowano efektywność degradacji  $H_2S$  bliską 100% dla  $pH = 7$  oraz efektywność biodegradacji wynoszącą ponad 99% dla  $pH = 5$ . Natomiast najniższy z badanych przepływów gazu  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , odpowiadający czasowi zatrzymania 5,1 min skutkowało blisko 100% efektywnością eliminacji  $H_2S$ , w całym okresie pomiarów, dla obu wartości  $pH$ .

### 7.1.2. Biodegradacja LZO

Podczas badań z użyciem bioreaktora stężenie LZO w zanieczyszczonym powietrzu dostarczonym do KBT było w zakresie  $1000 \text{ mg/m}^3$  -  $1500 \text{ mg/m}^3$ . Występowały chwilowe skoki stężeń, do  $2200 \text{ mg/m}^3$  -  $2600 \text{ mg/m}^3$ , a maksymalna zarejestrowana wartość wynosiła  $34434,7 \text{ mg/m}^3$  (tabele 18 i 19). Były to jednakże pojedyncze i epizodyczne punkty pomiarowe, spowodowane zanieczyszczeniem lub zawilgotnieniem detektora. Średnie stężenia LZO w warunkach  $\text{pH} = 5$  były w zakresie  $1368 \text{ mg/m}^3$  -  $3919,6 \text{ mg/m}^3$ , natomiast w warunkach  $\text{pH} = 7$  wynosiły od  $198,4 \text{ mg/m}^3$  do  $2257,7 \text{ mg/m}^3$ . Pomiary LZO polegały na określeniu ich całkowitej zawartości w strumieniach powietrza na wlocie i wylocie z bioreaktora. Nie przeprowadzono analiz jakościowych składu mieszaniny LZO; natomiast pomiary jakości powietrza na terenie oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” wykazały obecność merkaptanów etylowych i butylowych (zgodnie z raportem wewnętrznym oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”: Sprawozdanie z badań nr 21414/LB/2017). Zestawienie występujących zakresów stężeń LZO oraz wlotowych obciążeń masowych w okresie prowadzenia badań, dla różnych wartości przepływu fazy gazowej, dwóch wartości  $\text{pH}$  oraz przepływu fazy ciekłej  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  przedstawiono w tabelach 18 i 19.

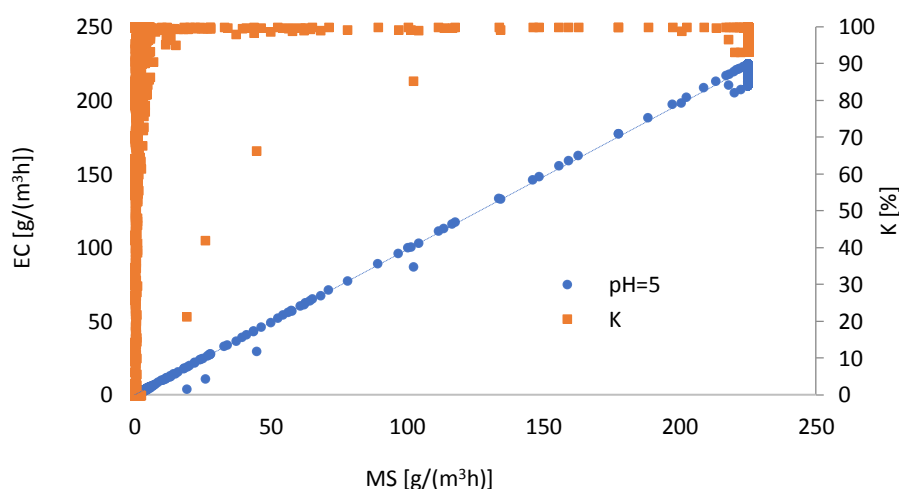
**Tabela 18.** Stężenia LZO ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu  $\text{pH} = 5$ ,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$

Parametr	$V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ $\text{pH} = 5$				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
$C_g \text{ max } [\text{mg}/\text{m}^3]$	34434,71	34434,71	34434,71	34434,71	34434,71
$C_g \text{ min } [\text{mg}/\text{m}^3]$	1,84	0,90	0,00	0,00	1,10
$C_g \text{ śr. } [\text{mg}/\text{m}^3]$	1650,24	2000,90	3919,60	1368,00	1785,40
$K \text{ śr. } [\%]$	99,90	83,70	93,20	99,99	47,80
$MS \text{ max } [\text{g}/(\text{m}^3\text{h})]$	400,40	860,87	1147,82	1434,78	1721,74
$MS \text{ min } [\text{g}/(\text{m}^3\text{h})]$	0,02	0,02	0,00	0,00	0,06
$MS \text{ śr } [\text{g}/(\text{m}^3\text{h})]$	19,19	50,02	130,65	57,00	89,27

**Tabela 19.** Stężenia LZO (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zachowaniu pH = 7,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$

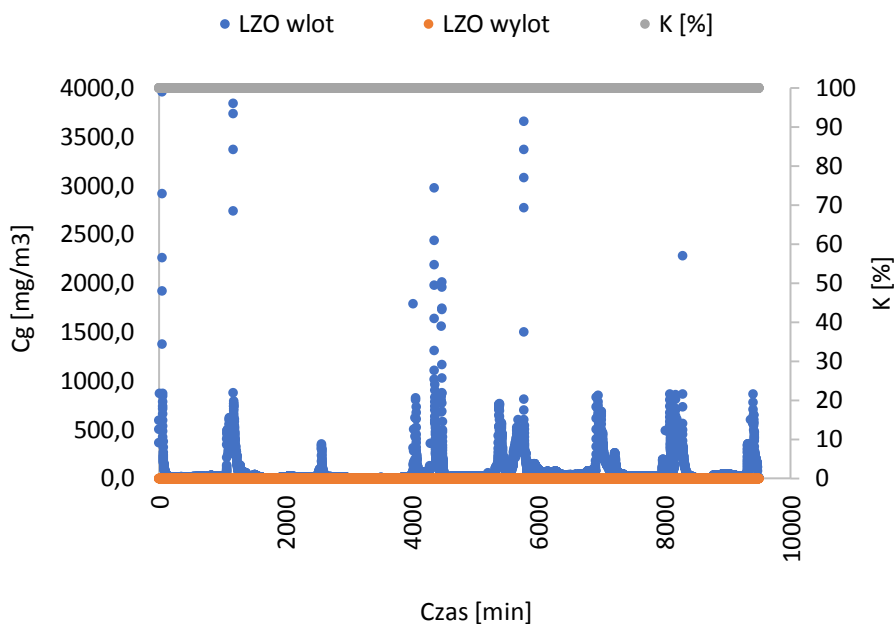
Parametr	$V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ pH = 7				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
Cg max [mg/m <sup>3</sup> ]	34434,71	2295,70	2295,40	2295,70	34434,71
Cg min [mg/m <sup>3</sup> ]	0,90	0,00	0,00	0,70	7,80
Cg śr. [mg/m <sup>3</sup> ]	1826,00	245,80	198,40	798,50	2257,70
K śr. [%]	81,39	82,06	95,64	94,88	92,57
MS max [g/(m <sup>3</sup> h)]	400,40	57,39	76,51	95,65	1721,74
MS min [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,01	0,00	0,00	0,03	0,39
MS śr [g/(m <sup>3</sup> h)]	21,23	6,15	6,61	33,27	112,89

Najwyższą efektywność usuwania LZO odnotowano przy utrzymywaniu pH = 5 w fazie ciekłej, dla natężenia przepływu  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$  (rys. 44) i  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ; wynosiła ona blisko 100%, przy obu zastosowanych natężeniach przepływu gazu. Najniższą skuteczność biodegradacji LZO, wynoszącą  $K = 47,8\%$  zaobserwowano przy pH = 5 i przy  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  (rys. 45). Odnotowano wtedy wysokie wartości wlotowego obciążenia masowego w zakresie  $0,06 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 1721,74 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  i  $MS_{\text{śr}} = 89,27 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ .



a)

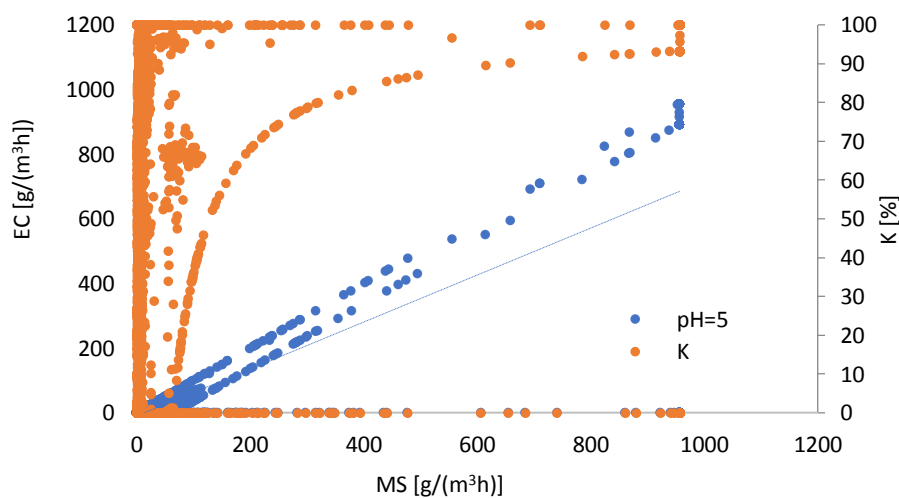




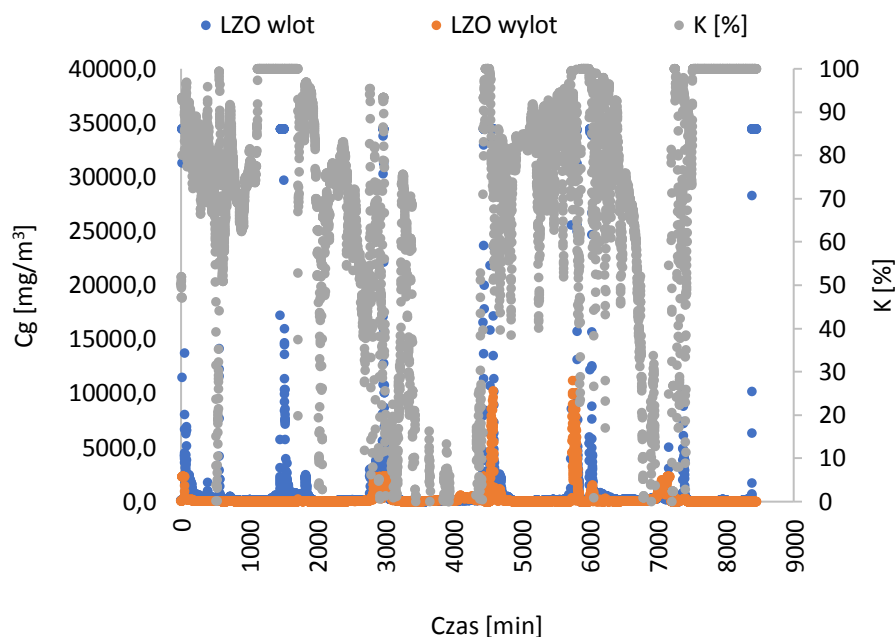
b)

**Rys. 44.** Efektywność biooczyszczania powietrza z LZO dla warunków  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ : a) zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), b) efektywność biodegradacji LZO w zależności od stężenia ( $C_g$ )

W przypadku  $\text{pH} = 7$ , najwyższą średnią efektywność usuwania LZO wynoszącą  $K = 95,64\%$  zaobserwowano przy  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$  (rys. 46b), gdy wlotowe obciążenie masowe znajdowało się w zakresie  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 76,51 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  oraz dla  $MS_{sr} = 6,61 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Porównując uzyskane efektywności dla podobnych wartości MS oraz  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , w różnych warunkach  $\text{pH}$ , stwierdzono, że przy MS w zakresie  $0,01 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 400,4 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  średnia efektywność biooczyszczania powietrza dla  $\text{pH} = 7$  wynosiła  $K = 81,39\%$ , natomiast dla  $\text{pH} = 5$  wynosiła  $K = 99,9\%$ .



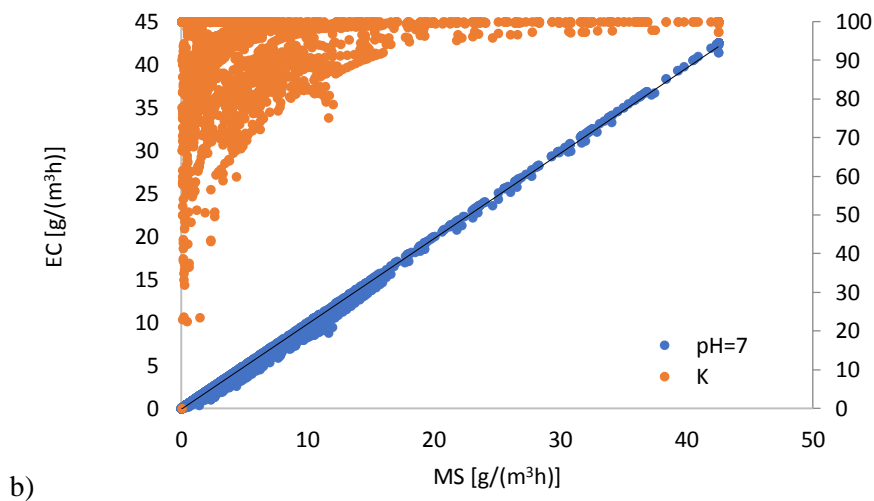
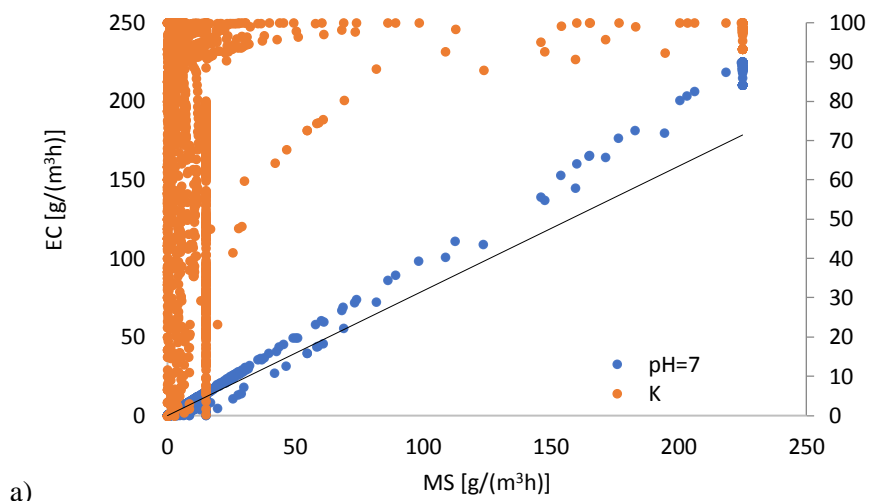
a)



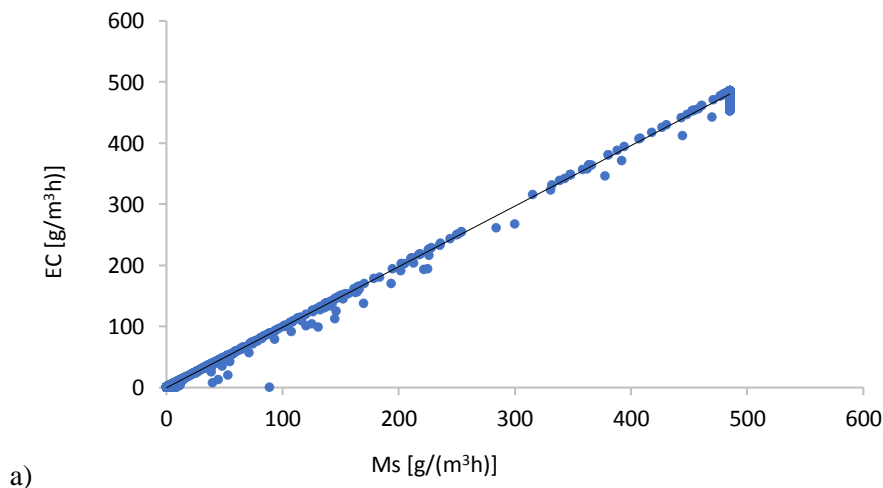
b)

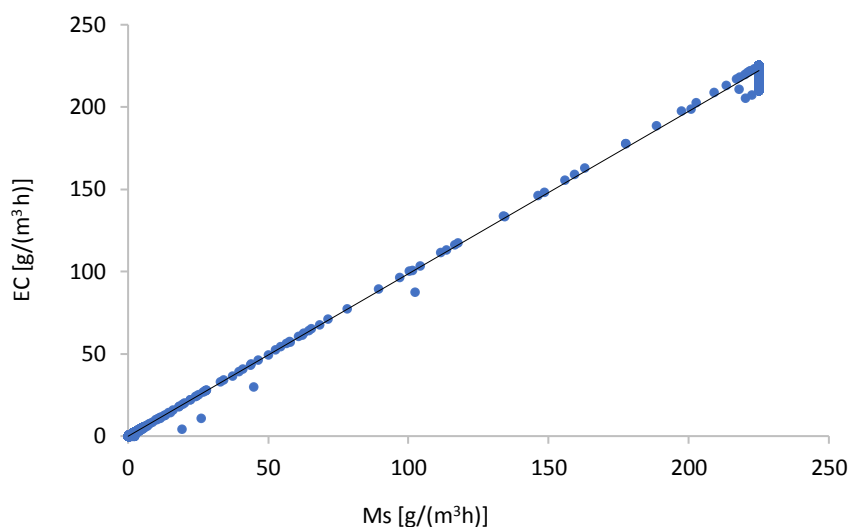
**Rys. 45.** Efektywność biooczyszczania powietrza z LZO dla warunków  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ : a) zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), b) efektywność biodegradacji LZO w zależności od stężenia ( $C_g$ )

Rys. 47a i 47b ilustrują zdolność EC do eliminacji LZO w funkcji masy zanieczyszczeń MS w różnych warunkach procesu. Wykresy pokazują, jak zmieniają się wartości EC przy stałych natężeniach przepływu gazu - odpowiednio  $7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $15 \text{ m}^3/\text{h}$ , gdy ładunki zanieczyszczeń MS mogą zmieniać się pod wpływem zmiennego stężenia LZO w powietrzu na wlocie do bioreaktora. Obie zależności są liniowe, co wskazuje, że usuwanie LZO ogranicza transport masy zanieczyszczeń do fazy ciekłej, a nie metabolizm drobnoustrojów. Skumulowane wyniki badań zależności między EC i MS, to znaczy przy uwzględnieniu zmienności MS spowodowanej zmianami stężenia LZO i natężenia przepływu powietrza, również dowodzą liniowości wspomnianych zależności. Efektywność biodegradacji LZO jest wysoka przy obu badanych poziomach  $\text{pH}$ ; dla  $\text{pH} = 7$  jest w zakresie 81,39% - 95,64%, a dla  $\text{pH} = 5$  w zakresie 47,8% - 99,9% (tabela 18 i 19). Wysokie wartości EC wskazują na efektywną wymianę masy pomiędzy fazami gazową i ciekłą dzięki ich odpowiedniemu wymieszaniu; wymieszanie to powoduje zwiększenie powierzchni kontaktu gaz/ciecz w złożu bioreaktora. Szybkość transportu masy (LZO) z fazy gazowej do fazy ciekłej, a następnie do immobilizowanych mikroorganizmów jest równa szybkości metabolizowania LZO przez mikroorganizmy. Innymi słowy, transport masy zanieczyszczeń jest czynnikiem ograniczającym efektywność biodegradacji w tym zakresie stężeń oraz przepływu fazy gazowej i ciekłej.



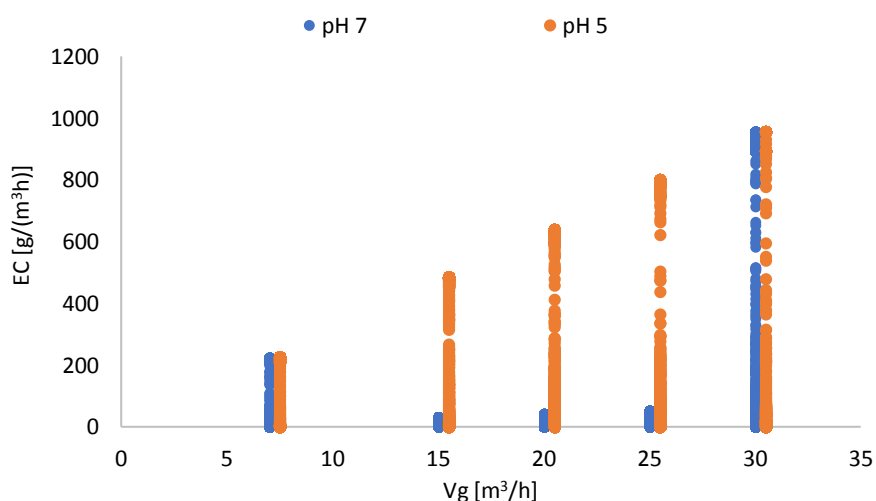
**Rys. 46.** Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z LZO od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów a) pH = 7 i  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b) pH = 7,  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$





**Rys. 47.** Zależność zdolności eliminacji (EC) LZO od wlotowego obciążenia masowego (MS), w zakresie natężenia przepływu fazy gazowej 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h i pH = 5: a) V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h ; b) V<sub>g</sub> = 15 m<sup>3</sup>/h

Rys. 48 przedstawia skumulowane wyniki zależności zdolności eliminacji LZO przy różnych natężeniach przepływu fazy gazowej i dwóch różnych wartościach pH fazy ciekłej. Na podstawie uzyskanych wyników, można sądzić, że wraz ze wzrostem przepływu fazy gazowej i tym samym wzrostem wlotowego obciążenia masowego następuje wzrost zdolności eliminacji, w warunkach pH = 5.



**Rys. 48.** Zależność zdolności eliminacji (EC) LZO od natężenia przepływu fazy gazowej 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h, w zakresie pH fazy ciekłej 5 i 7, V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h

Podczas badań z użyciem bioreaktora przy zastosowaniu V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, stężenie LZO w zanieczyszczonym powietrzu dostarczanym do KBT wynosiło zwykle poniżej 1000 mg/m<sup>3</sup>. Występowały chwilowe skoki stężeń, do ponad 30000 mg/m<sup>3</sup>, w szczególności w warunkach

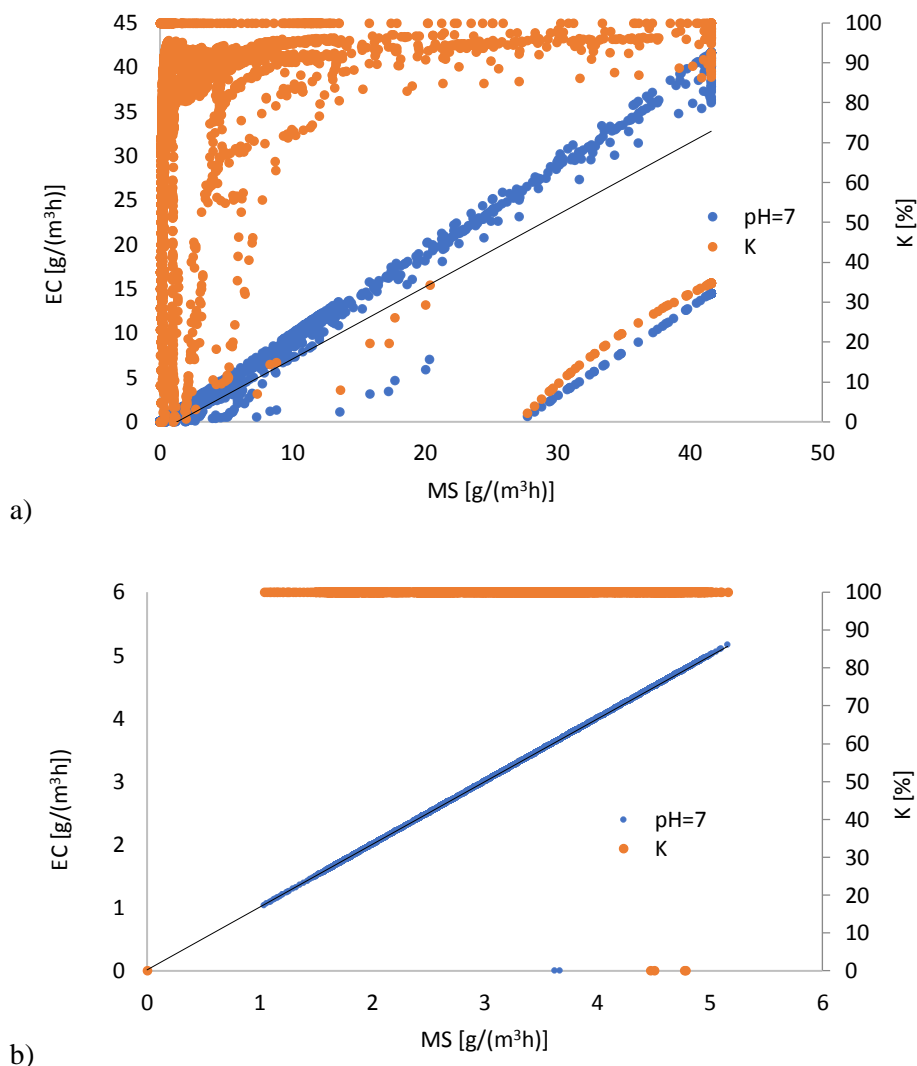
pH = 5 (tabela 20). Były to jednak pojedyncze punkty pomiarowe, których obecność prawdopodobnie były spowodowana zanieczyszczeniem lub zawilgoceniem detektora.

**Tabela 20.** Zestawienie występujących wartości stężenia LZO ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5,  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$

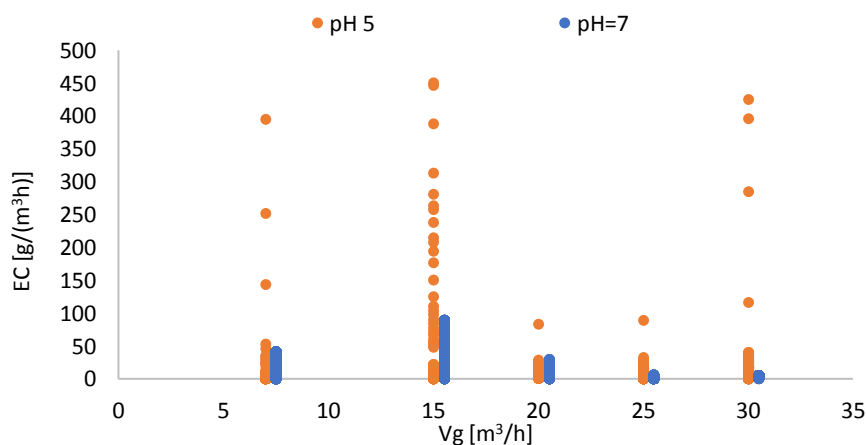
Parametr	$V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ pH = 5				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
$C_g \text{ max [mg/m}^3]$	33969,54	33831,55	33831,55	33967,73	33967,73
$C_g \text{ min [mg/m}^3]$	0,00	10,15	33,83	7,70	0,23
$C_g \text{ śr. [mg/m}^3]$	109,69	1050,17	274,16	1408,41	512,48
K śr. [%]	79,87	99,99	99,70	99,85	99,40
MS max [g/( $\text{m}^3\text{h}$ )]	394,99	845,79	1127,72	1415,32	1698,39
MS min [g/( $\text{m}^3\text{h}$ )]	0,00	0,25	1,13	0,32	0,01
MS śr [g/( $\text{m}^3\text{h}$ )]	1,28	26,25	9,14	58,68	25,62

**Tabela 21.** Zestawienie występujących wartości stężenia LZO ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 7,  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$

Parametr	$V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ pH = 7				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
$C_g \text{ max [mg/m}^3]$	3578,74	3578,74	892,93	142,13	103,16
$C_g \text{ min [mg/m}^3]$	0,47	0,00	0,00	0,00	20,77
$C_g \text{ śr. [mg/m}^3]$	312,84	151,16	65,07	12,98	63,61
K śr. [%]	77,16	99,99	99,99	99,99	99,99
MS max [g/( $\text{m}^3\text{h}$ )]	41,61	89,47	29,76	5,92	5,16
MS min [g/( $\text{m}^3\text{h}$ )]	0,01	0,00	0,00	0,00	1,04
MS śr [g/( $\text{m}^3\text{h}$ )]	3,64	3,78	2,17	0,54	3,18



**Rys. 49.** Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z LZO od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów a) pH = 7,  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b) pH = 7,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$



**Rys. 50.** Zależność zdolności eliminacji (EC) LZO od natężenia przepływu fazy gazowej ( $V_g$ ) w zakresie  $7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , przy pH fazy ciekłej 5 i 7 oraz  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$

Wysoką skuteczność, bliską 99-100% usuwania LZO z gazów doprowadzanych do KBT odnotowano zarówno przy pH = 5 jak i pH = 7 dla zakresu natężenia przepływu  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$  (tabela 20 i 21), co potwierdza także charakter liniowy zależności MS od EC (rys. 49b) uzyskany w trakcie testowania przy pH = 7 i  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ . Brak widocznego momentu zakrzywienia prostej (oznaczającego osiągnięcie EC krytycznego oraz efektywności biodegradacji bliskiej 99% - 100%) wskazują, iż proces biodegradacji LZO w bioreaktorze KBT limitowany jest dyfuzją zanieczyszczeń do fazy ciekłej. Wlotowe obciążenie masowe, dla warunków pH = 7 i  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  było w zakresie  $1,04 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 5,16 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , a  $MS_{sr}$  wynosiło  $3,18 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . W odniesieniu do tych samych warunków przepływu fazy gazowej i ciekłej, ale przy pH = 5, wlotowe obciążenie masowe było w zakresie  $0,01 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 1698,39 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  a  $MS_{sr}$  wynosiło  $25,62 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Pomimo tak znaczących różnic wartości wlotowego obciążenia masowego MS i  $MS_{sr}$ , odnotowano porównywalnie wysoką średnią efektywność biodegradacji na poziomie  $K = 99,40\%$  (tabela 20). Pomimo występowania wysokich, chwilowych skoków stężenia LZO, spadki efektywności odnotowano jedynie w przypadku przepływu fazy gazowej  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ . W przypadku przepływu tej fazy dla obu wartości pH, efektywność była na poziomie  $K = 77\% - 79\%$ . Epizodyczne wzrosty stężenia LZO, powodowały chwilowe spadki skuteczności usuwania zanieczyszczeń, ale nie powodowały zatrucia mikroflory, gdyż wraz ze stabilizacją stężenia efektywność wracała do zakresu 95% - 99%.

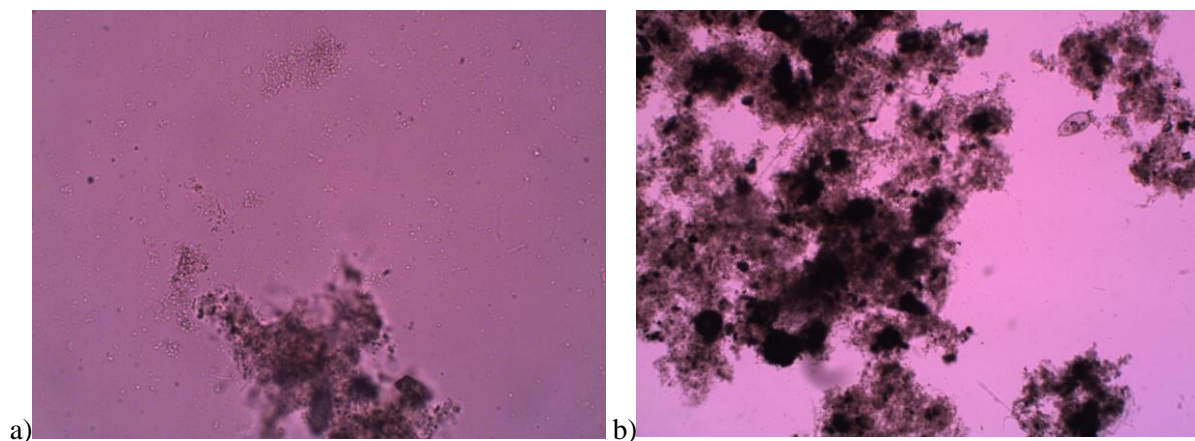
## 7.2. Oczyszczalnia ścieków „Tychy-Urbanowice”

W tabeli 22 przedstawiono parametry pracy instalacji KBT w okresie immobilizacji mikroorganizmów. Analogicznie do badań prowadzonych w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”, taki sam schemat i plan badań zastosowano w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice”. W pierwszym etapie prowadzono immobilizację mikroorganizmów na złożu bioreaktora, która trwała 7 dni. Temperaturę i pH fazy ciekłej utrzymywano na stałym poziomie zoptymalizowanym dla zastosowanych mikroorganizmów. W pierwszym dniu immobilizacji przyjęto niższy przepływ fazy gazowej  $V_g = 10 \text{ m}^3/\text{h}$  oraz fazy ciekłej  $V_c = 4 \text{ m}^3/\text{h}$ , w celu zapewnienia odpowiednich warunków do kolonizacji złoża przez mikroorganizmy. Kontrolowano to ponadto pomiarami mętności cieczy w KBT.

**Tabela 22.** Parametry pracy instalacji KBT w okresie immobilizacji mikroorganizmów

	Parametr	Jednostka	Wartości parametrów: 1 dzień immobilizacji	Wartości parametrów: 2-7 dzień immobilizacji
1.	pH	pH	7	7
2.	Przepływ fazy gazowej	m <sup>3</sup> /h	10	20
3.	Przepływ fazy ciekłej	m <sup>3</sup> /h	4	7
4.	Temperatura cieczy	K	298	298

Po 3 dniach immobilizacji efektywność procesu biodegradacji osiągnęła 97% - 100% przy natężeniu przepływu fazy gazowej  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$  i fazy ciekłej  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ . Wyniki te wskazują na bardzo dobrą adaptację zastosowanej, mieszanej kultury mikroorganizmów do zanieczyszczeń obecnych w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice”. Wyniki te potwierdzają także, że dobór warunków rozruchu instalacji był optymalny. Na rys. 51 przedstawiono zdjęcia mikroskopowe biofilmu bakteryjnego obecnego w próbce wycieku z bioreaktora, pobrane po trzydniowym (rys. 51a) oraz siedmiodniowym (rys. 51b) okresie immobilizacji mikroorganizmów na złożu bioreaktora KBT. W obu przypadkach widoczne są fragmenty dojrzałego biofilmu jak również aktywne i ruchliwe mikroorganizmy zawieszone w cyrkulującej fazie ciekłej. Przeprowadzone testy NEFERMtest24 wskazały obecność szczepów: *Vibrio metschnikovii*, *Sphingomonas parapaucimobilis*, *Sphingomonas paucimobilis* i *Pseudomonas putida*.

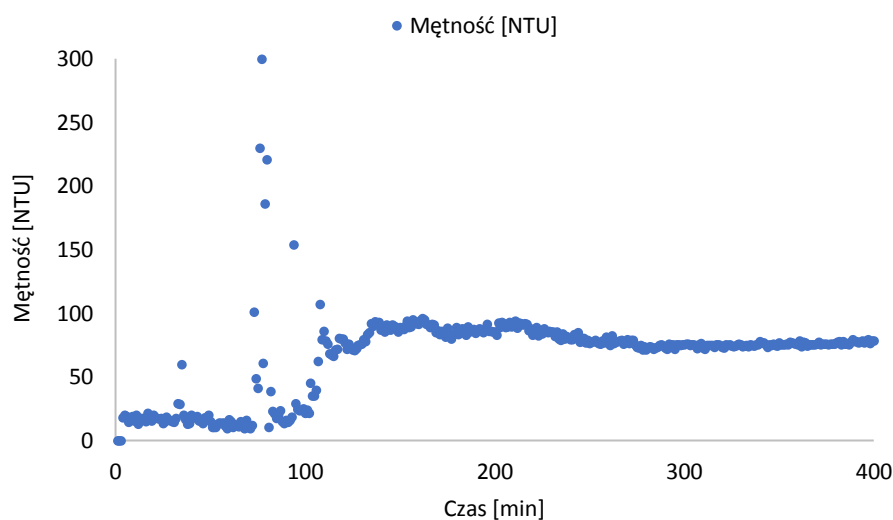


**Rys. 51.** Zdjęcia mikroskopowe biofilmu bakteryjnego: a) po 3 dniach oraz b) po 7 dniach immobilizacji mikroorganizmów w KBT, w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice”

W zakresie zmian mętności fazy ciekłej w czasie immobilizacji zaobserwowano tendencję empiryczną polegającą na tym, że gdy reaktor KBT był napełniany samą wodą mętność utrzymywała się na poziomie od 0 do 1 NTU (rys. 52); następnie faza ciekła była zasilana substancjami odżywczymi i roztworami buforowymi do stabilizacji pH, co skutkowało



niewielkim wzrostem mętności do 15 - 20 NTU. Na początku immobilizacji odnotowano szybki wzrost mętności do 95 - 100 NTU, a następnie niewielki spadek do 70 NTU, wskazując na kolonizację złoża przez bakterie. Późniejszy stopniowy wzrost mętności, w trakcie eksploatacji, świadczył o udanej adaptacji mikroorganizmów do warunków panujących w oczyszczalni ścieków. Po 3 dniach od uruchomienia KBT efektywność osiągnęła wartość 97% - 100%.

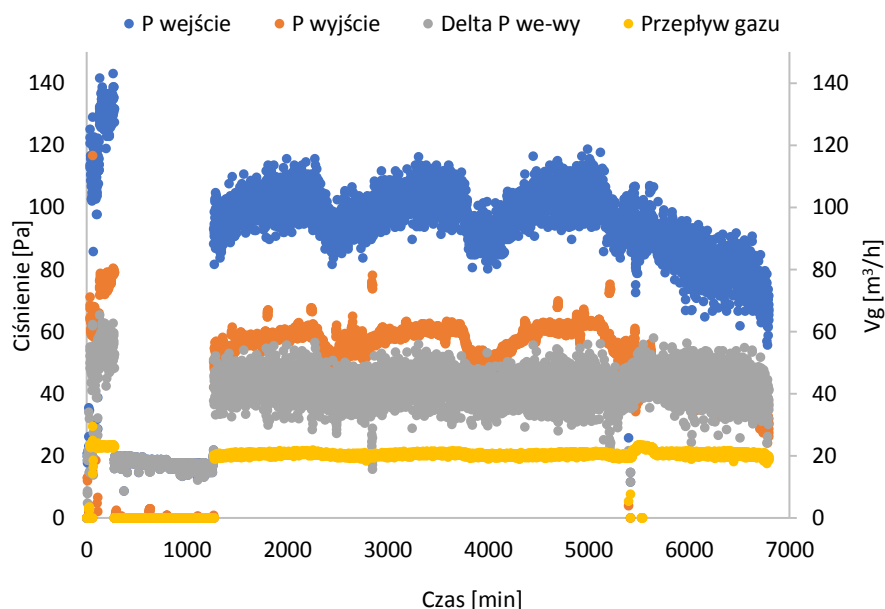


**Rys. 52.** Zmienność mętności fazy ciekłej wraz z upływem czasu, podczas fazy rozruchu i immobilizacji mikroorganizmów w KBT

W początkowym etapie badań, podczas immobilizacji mikroorganizmów wartość ciśnienia na wejściu do bioreaktora wynosiła od 80 Pa do 115 Pa, natomiast ciśnienie wyjściowe wynosiło od 50 Pa do 60 Pa. Poziomy ciśnienia utrzymywały się praktycznie na stałym poziomie przez cały okres testowania KBT w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice”. Nie odnotowano znaczących spadków ciśnienia. Zgodnie z Arellano-Garcia i in. (2015) przyjęto, że taka sytuacja wskazuje na optymalny dobór warunków pracy reaktora KBT, brak nadmiernego rozwoju biomasy i w konsekwencji zatykania złoża oraz na brak wzrostu oporów przepływu cieczy i gazu, skutkujące zwykle spadkiem zdolności złoża do oczyszczania odorów. Nadmierny rozwój biomasy na złożu bioreaktora prowadzić może do niedotlenienia głębszych warstw biofilmu, do rozwoju stref beztlenowych i procesów gnilnych (Dorado i in. 2012).

Kolejny etap badań obejmował testowanie wpływu poszczególnych parametrów pracy bioreaktora na efektywność biooczyszczania powietrza. W pierwszej części tego etapu zastosowano stały przepływ fazy ciekłej na poziomie  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i przy zachowaniu  $\text{pH} = 7$  fazy ciekłej. Natomiast przepływ fazy gazowej zachodził w tempie od  $7 \text{ m}^3/\text{h}$  do  $30 \text{ m}^3/\text{h}$ , co

odpowiada zakresowi czasu zatrzymania zanieczyszczenia w złożu  $t_g = 5,1 \text{ min.} - 1,2 \text{ min.}$ . Badanie wpływu zmiennego natężenia przepływu fazy gazowej na efektywność biooczyszczania powietrza miało na celu dobór optymalnego zakresu czasu zatrzymania.



**Rys. 53.** Zmienność ciśnienia wraz z czasem, na wlocie i wylocie z reaktora KBT, dla  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$

### 7.2.1. Biodegradacja $\text{H}_2\text{S}$

W oczyszczalni ścieków „Tychy – Urbanowice” stężenia  $\text{H}_2\text{S}$  w gazie pochodzącym ze zbiornika odpadów tłuszczowych wahały się w zakresie od  $0 \text{ mg}/\text{m}^3$  do  $243,98 \text{ mg}/\text{m}^3$ . W tabeli 23 zestawiono maksymalne, minimalne i średnie stężenia  $\text{H}_2\text{S}$  na wlocie do KBT, średnią efektywność oraz wlotowe obciążenia masowe, z uwzględnieniem zmiennych parametrów pracy bioreaktora. Porównując wyniki uzyskane dla  $\text{pH} = 7$  i zastosowania przepływu fazy ciekłej  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , najwyższą średnią efektywność oczyszczania powietrza wynoszącą  $K = 97,77\%$ ; odnotowano dla przepływu  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  (tabela 23); wlotowe obciążenie masowe MS było wówczas najniższe i wynosiło od  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  do  $0,38 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , natomiast  $\text{MS}_{\text{sr}}$  wynosiło  $0,08 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Równie wysoką efektywność osiągnięto przy przepływie fazy gazowej  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$  i wynosiło  $K = 96,43\%$ , przy kilkukrotnie wyższym zakresie wlotowego obciążenia masowego  $\text{MS} = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 4,53 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  wartość  $\text{MS}_{\text{sr}}$  wynosiła  $0,48 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ .

**Tabela 23.** Zestawienie występujących wartości stężenia H<sub>2</sub>S (C<sub>g</sub>) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zachowaniu pH = 7, V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h

Parametr	V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h pH = 7				
	V <sub>g</sub> = 7	V <sub>g</sub> = 15	V <sub>g</sub> = 20	V <sub>g</sub> = 25	V <sub>g</sub> = 30
C <sub>g</sub> max [mg/m <sup>3</sup> ]	32,60	83,80	108,80	108,80	59,20
C <sub>g</sub> min [mg/m <sup>3</sup> ]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C <sub>g</sub> śr. [mg/m <sup>3</sup> ]	6,50	9,80	14,50	11,60	5,80
K śr. [%]	97,77	91,64	94,78	96,43	95,40
MS max [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,38	2,10	3,63	4,53	2,96
MS min [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MS śr [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,08	0,25	0,48	0,48	0,29

Z kolei najniższą średnią efektywność, jednakże dalej powyżej 91%, uzyskano dla przepływu gazu V<sub>g</sub> = 15 m<sup>3</sup>/h i wynosiła K = 91,64%, z chwilowymi spadkami efektywności do 43% (rys. 54a). Warto zauważyć, że niewiele niższą średnią efektywność osiągnięto dla przepływu V<sub>g</sub> w zakresie 20 m<sup>3</sup>/h - 25 m<sup>3</sup>/h, wynoszącą odpowiednio K = 94,78% i K = 96,43%, podczas gdy stężenie H<sub>2</sub>S w gazach wprowadzanych do KBT znajdowało się w przedziale 0 mg/m<sup>3</sup> - 108,8 mg/m<sup>3</sup> (tabela 23); natomiast wlotowe obciążenie masowe było w zakresie MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 3,63 g/(m<sup>3</sup>h) dla V<sub>g</sub> = 20 m<sup>3</sup>/h i MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 4,53 g/(m<sup>3</sup>h). Najwyższą skuteczność biooczyszczania powietrza, przy V<sub>g</sub> = 25 m<sup>3</sup>/h odnotowano dla zakresu stężenia 0 mg/m<sup>3</sup> - 10 mg/m<sup>3</sup> i wynosiła 95,52% (tabela 27). Wraz ze wzrostem stężenia H<sub>2</sub>S i wzrostem obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń spadała efektywność biodegradacji, osiągając 89,25% dla zakresu stężenia H<sub>2</sub>S = 50 mg/m<sup>3</sup> - 100 mg/m<sup>3</sup> (tabela 27). Dla porównania, przy przepływie V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h stężenie H<sub>2</sub>S w gazach wlotowych do KBT wahało się w zakresie od 0 mg/m<sup>3</sup> do 32,6 mg/m<sup>3</sup>, z czego 63,29% wszystkich wyników o wartości powyżej 0 znajdowało się w zakresie 30 mg/m<sup>3</sup> - 32,6 mg/m<sup>3</sup> (tabela 24). Efektywność degradacji H<sub>2</sub>S w zakresie stężenia 20 mg/m<sup>3</sup> - 40 mg/m<sup>3</sup> była na poziomie blisko 97% (tabela 25). Na podstawie wyników pomiarów uzyskanych dla V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h i pH = 7 (rys. 54b) dostrzeżono liniową zależność EC i MS oraz wysoką efektywność degradacji H<sub>2</sub>S.

**Tabela 24.** Zestawienie wartości stężenia H<sub>2</sub>S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, pH = 7, V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h

Zakresy stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ] pH = 7, V <sub>g</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h, V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h				
Stężenie H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	% wyników w zakresie
>30	1169	63,29	20 do 30	21,71
>20	1570	85,00	10 do 20	5,68
>10	1675	90,69	5 do 10	1,03
>5	1694	91,72	0-5	8,28
>0	1847	100,00		

**Tabela 25.** Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia H<sub>2</sub>S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, pH = 7, V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h

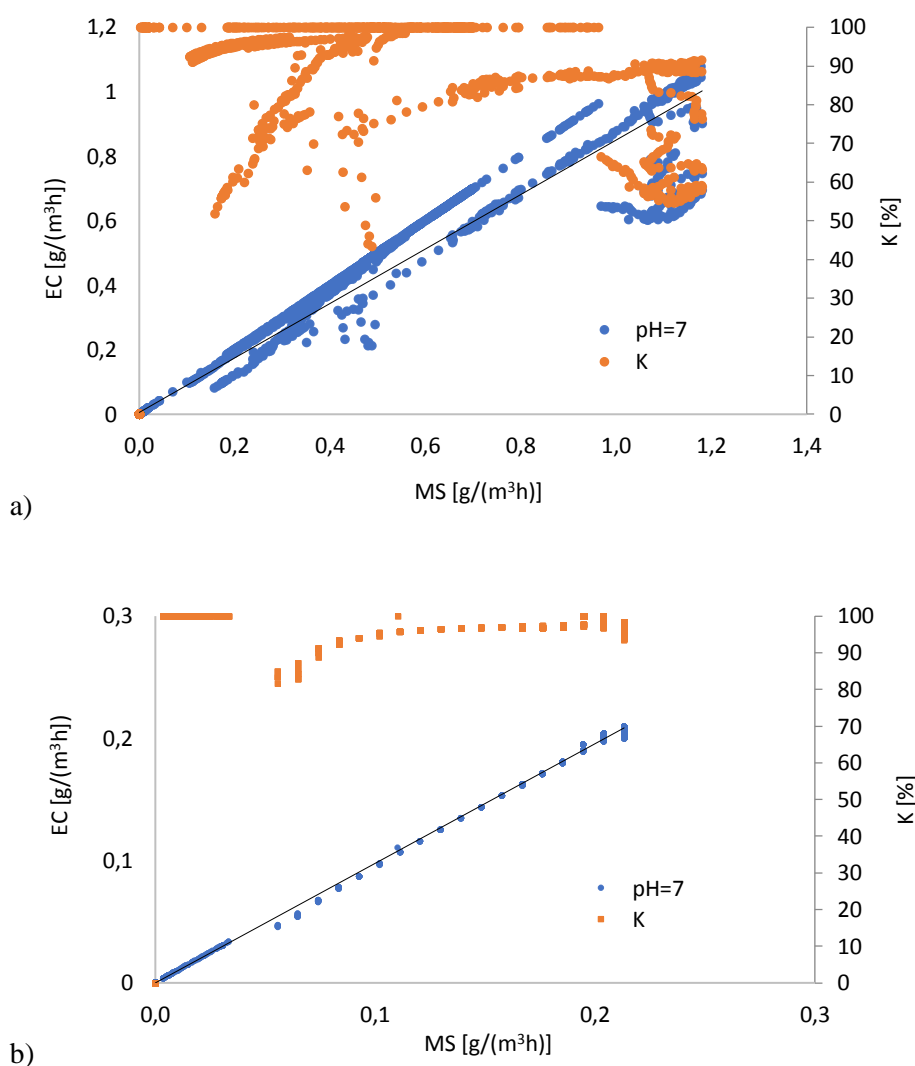
Zakres stężenia [mg/m <sup>3</sup> ]	Efektywność [%] w danym zakresie stężenia na wlocie
0<C <sub>g</sub> <10	84,30
10<C <sub>g</sub> <20	94,42
20<C <sub>g</sub> <30	97,09
30<C <sub>g</sub> <40	96,97

**Tabela 26.** Zestawienie wartości stężenia H<sub>2</sub>S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, pH = 7, V<sub>g</sub> = 25 m<sup>3</sup>/h

Zakresy stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ] pH = 7, V <sub>g</sub> = 25 m <sup>3</sup> /h, V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h				
Stężenie H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	% wyników w zakresie
>100	109	8,13	50-100	36,76
>50	602	44,89	20-50	38,11
>20	1113	83,00	10-20	14,91
>10	1313	97,91	0-10	2,09
>0	1341	100,00		

**Tabela 27.** Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia H<sub>2</sub>S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, pH = 7, V<sub>g</sub> = 25 m<sup>3</sup>/h

Zakres stężenia [mg/m <sup>3</sup> ]	Efektywność [%] w danym zakresie stężenia na wlocie
0<C <sub>g</sub> <10	95,52
10<C <sub>g</sub> <20	94,65
20<C <sub>g</sub> <30	85,71
30<C <sub>g</sub> <40	90,08
40<C <sub>g</sub> <50	91,29
50<C <sub>g</sub> <100	89,25



**Rys. 54.** Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności bioocyszczania powietrza z LZO od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów a) pH=7,  $V_g=15 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b) pH=7,  $V_g=7 \text{ m}^3/\text{h}$ .

W badaniach fazy ciekłej, przy zachowaniu  $\text{pH} = 5$ , stężenia  $\text{H}_2\text{S}$  w gazie ze zbiornika odpadów tłuszczowych wahały się od  $0 \text{ mg}/\text{m}^3$  do  $243,98 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Najwyższą efektywność biodegradacji  $\text{H}_2\text{S}$  uzyskano dla przepływów w zakresie  $15 \text{ m}^3/\text{h} - 25 \text{ m}^3/\text{h}$  (tabela 28, rys. 55a, 55b). W warunkach najwyższego spośród dotychczasowych przepływów gazu wynoszącego  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  (rys. 56b), przy czasie zatrzymania zanieczyszczenia w złożu do 1,2 minuty, nastąpił wzrost wlotowego obciążenia masowego MS od  $0,01 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  do  $3,41 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  i zwiększenie średniej  $\text{MS}_{\text{sr}}$  do  $1,71 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  (tabela 28) oraz spadek efektywności biodegradacji  $\text{H}_2\text{S}$  z ponad 98% dla  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$  do 88,12%. Warto wspomnieć, że dla przepływu gazu  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$  efektywność biodegradacji praktycznie przez cały czas utrzymywała się na poziomie 99,9% - 100% (rys. 55a). Jednocześnie 89,89% odnotowanych wyników stężenia  $\text{H}_2\text{S}$  powyżej 0 znajdowało się w zakresie  $0 \text{ mg}/\text{m}^3 - 150 \text{ mg}/\text{m}^3$ , z czego 31,69% z tych wyników dla zakresu

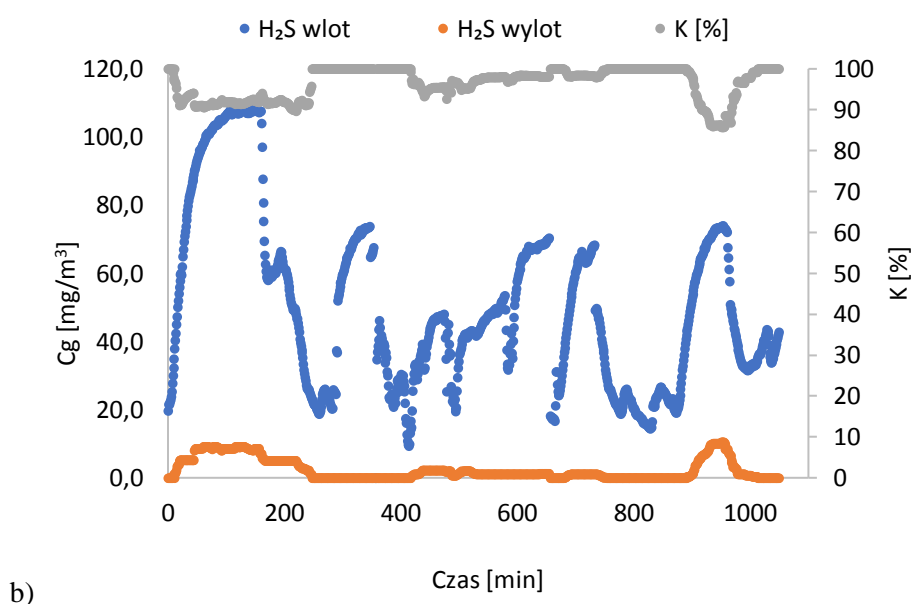
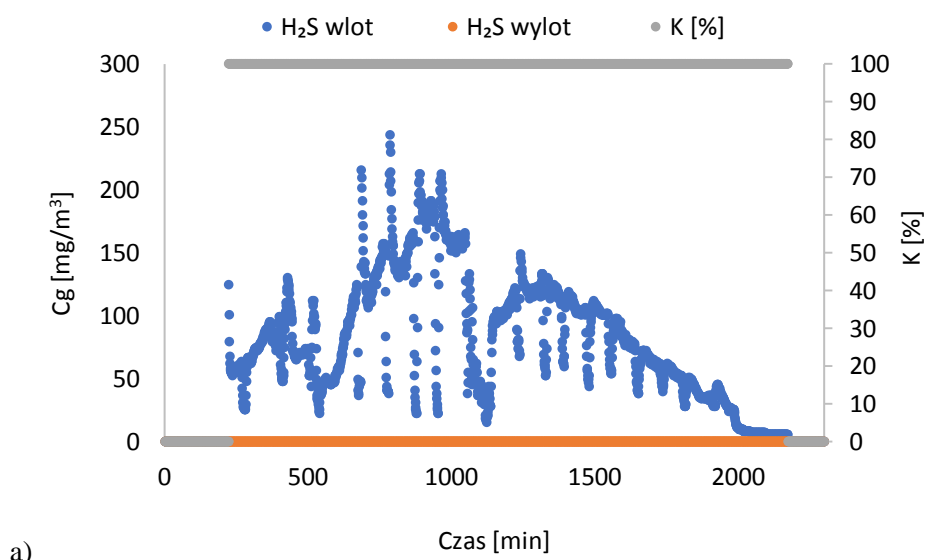
stężenia H<sub>2</sub>S 0 mg/m<sup>3</sup> - 50 mg/m<sup>3</sup>, 32,92% wyników dla zakresu stężenia H<sub>2</sub>S 50 - 100 mg/m<sup>3</sup>, 25,28% wyników dla zakresu stężenia H<sub>2</sub>S 100 mg/m<sup>3</sup> - 150 mg/m<sup>3</sup> oraz jedynie 9,07% dla wyników dla zakresu stężenia H<sub>2</sub>S 150 mg/m<sup>3</sup> - 200 mg/m<sup>3</sup> (tabela 29). Wlotowe obciążenie masowe wynosiło wówczas MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 6,10 g/(m<sup>3</sup>h), natomiast średnia MS<sub>sr</sub> wynosiła 0,93 g/(m<sup>3</sup>h) (tabela 28).

**Tabela 28.** Zestawienie występujących wartości stężenia H<sub>2</sub>S (C<sub>g</sub>) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h

Parametr	V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h pH = 5				
	V <sub>g</sub> = 7	V <sub>g</sub> = 15	V <sub>g</sub> = 20	V <sub>g</sub> = 25	V <sub>g</sub> = 30
C <sub>g</sub> max [mg/m <sup>3</sup> ]	44,68	243,98	108,09	95,04	68,23
C <sub>g</sub> min [mg/m <sup>3</sup> ]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28
C <sub>g</sub> śr. [mg/m <sup>3</sup> ]	28,94	37,32	50,47	13,85	34,27
K śr. [%]	95,84	99,99	96,49	98,10	88,12
MS max [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,52	6,10	3,60	3,96	3,41
MS min [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
MS śr [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,34	0,93	1,68	0,58	1,71

**Tabela 29.** Zestawienie wartości stężenia H<sub>2</sub>S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, pH = 5, V<sub>g</sub> = 25 m<sup>3</sup>/h

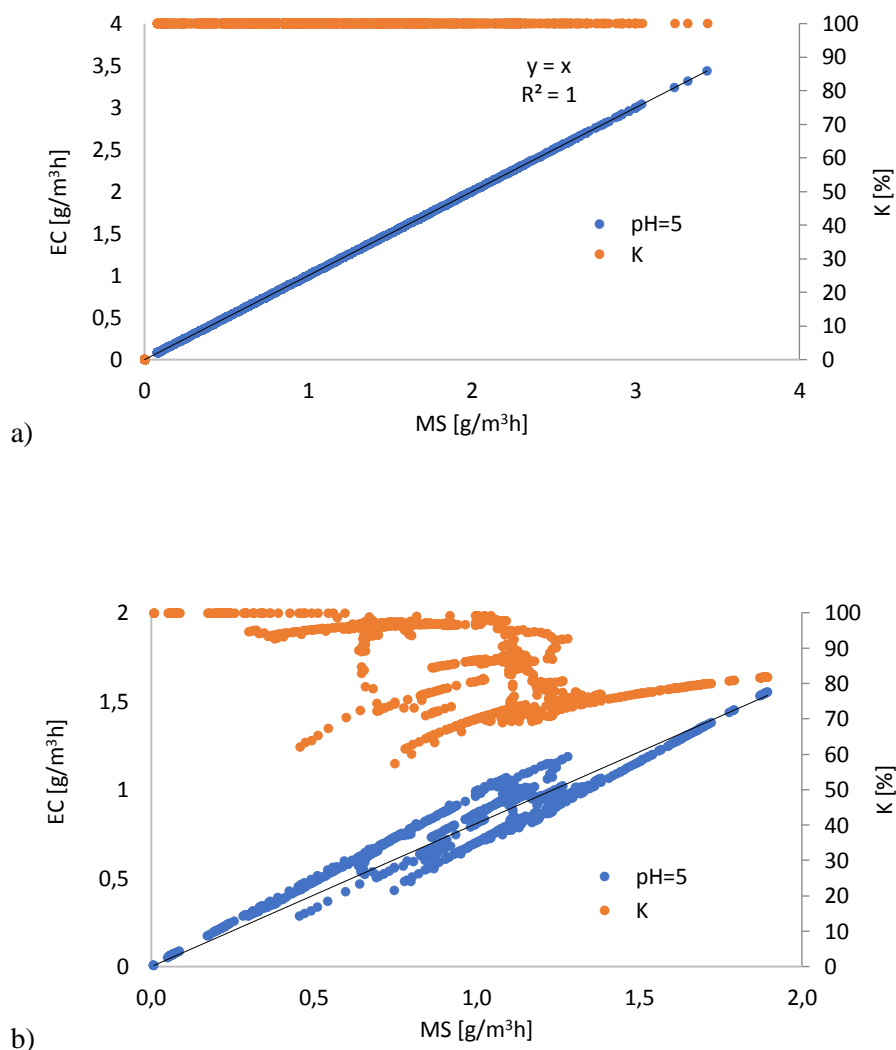
Zakresy stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ] V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h, V <sub>g</sub> = 25 m <sup>3</sup> /h, pH = 5				
Stężenie H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	% wyników w zakresie
>200	21	1,03	150-200	9,07
>150	205	10,10	100-150	25,28
>100	718	35,39	50-100	32,92
>50	1386	68,31	0-50	31,69
>0	2029	100,00		



**Rys. 55.** Efektywność biooczyszczania powietrza z  $H_2S$ , dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ : a)  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ , b)  $20 \text{ m}^3/\text{h}$

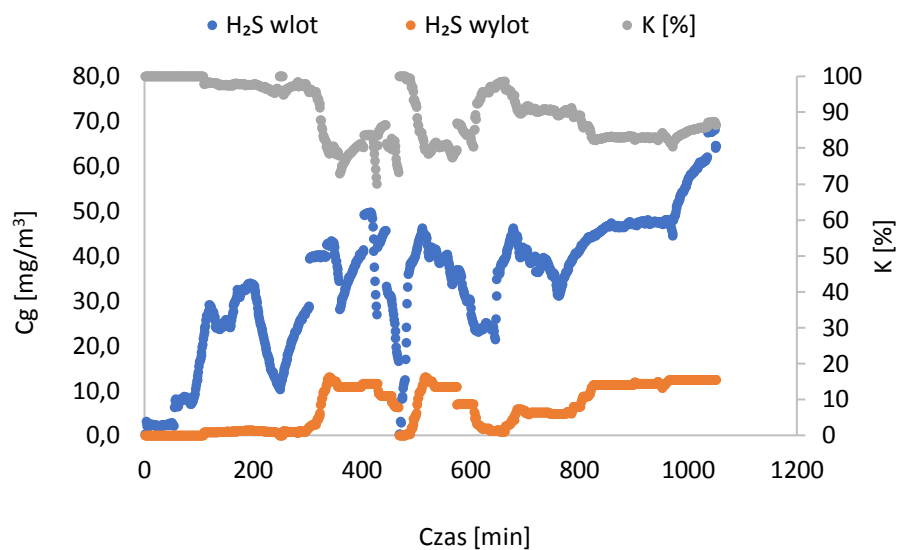
Odnotowano zmiany zdolności eliminacji (EC)  $H_2S$  przy natężeniach przepływu gazu wynoszących  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$  (rys. 56a) i  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  (rys. 56b) i zmiennym wlotowym obciążeniu masowym, spowodowanym zmianami stężenia  $H_2S$  na wlocie do KBT (rys. 56). Przy zastosowaniu  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ , stężeniu  $H_2S$  w gazach wlotowych w zakresie  $0 \text{ mg/m}^3 - 243,98 \text{ mg/m}^3$  i  $MS_{sr} = 0,93 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , zależność EC i MS jest liniowa a efektywność bliska 100% (rys. 55a). To wskazuje, że zdolność eliminacji EC wzrasta wraz ze stężeniem  $H_2S$  na wlocie do bioreaktora KBT. Szybkość transportu  $H_2S$  z fazy gazowej do fazy ciekłej jest

równa szybkości metabolizowania  $H_2S$  przez mikroorganizmy; wskazuje to, iż reaktor KBT pracuje w reżimie kontrolowanym wymianą masy. Z kolei przy przepływie gazu  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  (rys. 56b i 57), średnie wlotowe obciążenie masowe jest dwukrotnie wyższe niż w przypadku  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$  i wynosi  $MS_{sr} = 1,71 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , co może być przyczyną spadków efektywności biooczyszczania do około 69% - 80% i występowaniu odchyłeń od liniowego trendu zależności EC i MS. Średnia skuteczność biodegradacji wynosiła  $K = 88,12\%$ .



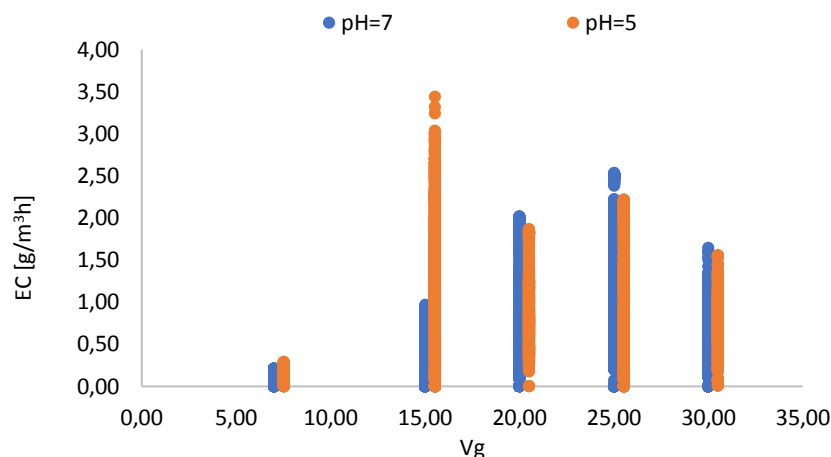
**Rys. 56.** Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z  $H_2S$  (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów a) pH=5,  $V_g=15 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b) pH=5,  $V_g=30 \text{ m}^3/\text{h}$





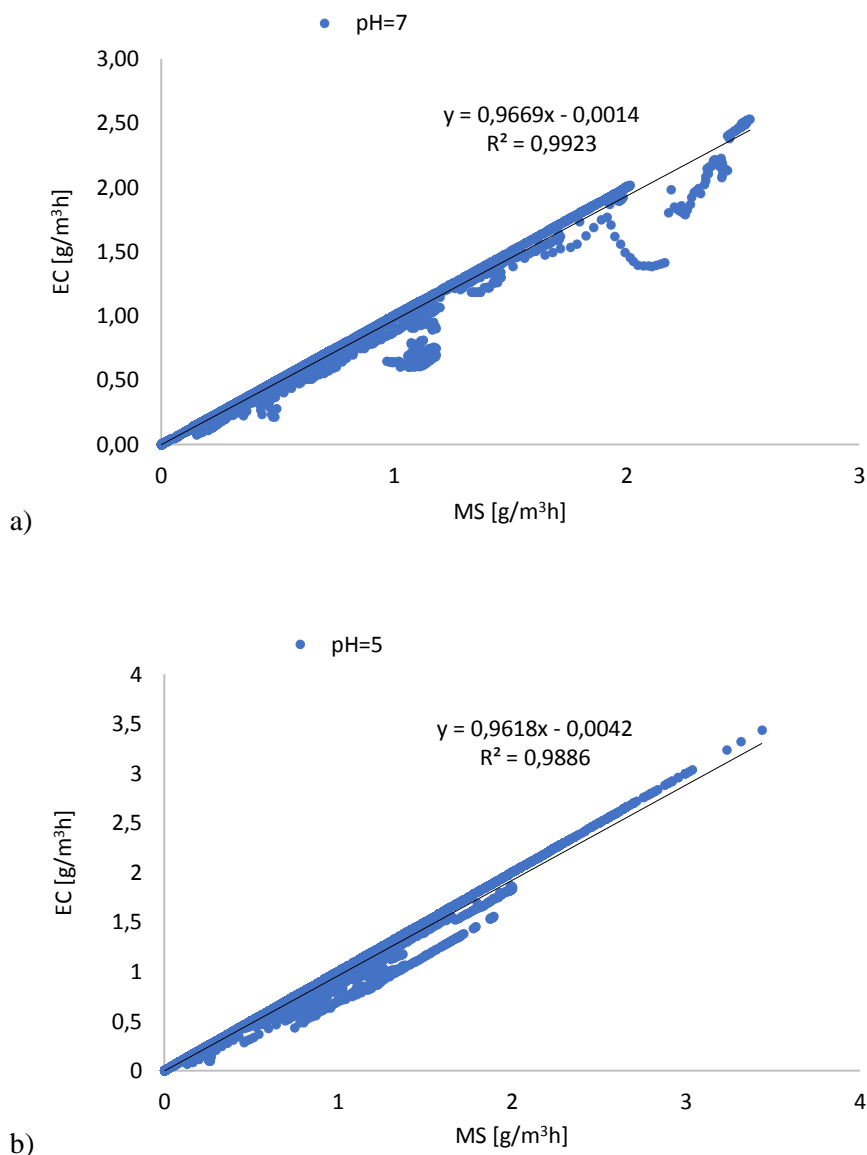
Rys. 57. Efektywność biooczyszczania powietrza z H<sub>2</sub>S (C<sub>g</sub>), dla V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, pH = 5, V<sub>g</sub> = 30 m<sup>3</sup>/h

Rys. 58 przedstawia zbiorcze wyniki oznaczania zdolności eliminacji H<sub>2</sub>S przy różnych natężeniach przepływu fazy gazowej i dwóch różnych wartościach pH w fazie ciekłej. W badanym zakresie natężeń przepływu fazy gazowej 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h dla eliminacji H<sub>2</sub>S w badanym reaktorze KBT preferowany jest przedział 20 m<sup>3</sup>/h - 25 m<sup>3</sup>/h. Pod względem zdolności eliminacyjnych różnica między wynikami degradacji H<sub>2</sub>S przy pH = 5 i pH = 7 jest nieznaczna, jednakże widoczne w większości zastosowanych przepływów jest uzyskanie wyższych wartości EC dla pH = 7. Wyjątkiem jest przepływ gazu V<sub>g</sub> = 15 m<sup>3</sup>/h, gdzie uzyskano znaczną różnicę zdolności eliminacji H<sub>2</sub>S, wyższą dla pH = 5. Pomimo dużego skoku stężenia H<sub>2</sub>S do 243,98 mg/m<sup>3</sup>, efektywność nie spadła poniżej 99% (rys. 55a). Różnica zdolności eliminacji przy V<sub>g</sub> = 15 m<sup>3</sup>/h może wynikać z kilku epizodycznych skoków stężenia H<sub>2</sub>S w powietrzu wprowadzanym do reaktora KBT, ponieważ pomimo wysokich stężeń sięgających 200 mg/m<sup>3</sup> - 243,98 mg/m<sup>3</sup> efektywność dalej utrzymywała się na poziomie bliskim K = 100%. Większość wartości stężenia H<sub>2</sub>S na wlocie do KBT jest zawartych w przedziale 0 mg/m<sup>3</sup> - 100 mg/m<sup>3</sup>. Potwierdza to chwilowy i epizodyczny charakter odnotowanych skoków stężenia H<sub>2</sub>S, który mógł być spowodowany problemami z zawilgoceniem mierników. Do sytuacji takich dochodziło po występowaniu przymrozków w nocy i wczesnych godzinach porannych, na skutek wykrapłania się fazy ciekłej w przewodzie doprowadzającym zanieczyszczony strumień powietrza do reaktora KBT. Środki zaradcze polegały na izolowaniu rury pianką poliuretanową i kablem grzejnym, instalowaniu dodatkowych filtrów przeciwwodnych w rurach doprowadzających gaz do detektorów, i codzienne czyszczenie, suszenie i kalibracja mierników oraz oczyszczanie przewodu doprowadzającego powietrze do reaktora KBT.



**Rys. 58.** Zależność zdolności eliminacji (EC) H<sub>2</sub>S od natężenia przepływu fazy gazowej (V<sub>g</sub>) 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h, w zakresie pH fazy ciekłej = 5 i = 7, V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h

Na rys. 59 przedstawiono wykresy zależności, między zdolnością eliminacji (EC) H<sub>2</sub>S, a wlotowym obciążeniem masowym (MS), dla różnych wartości pH. Wykresy te ilustrują skumulowane wyniki badań z użyciem bioreaktora w zakresie natężenia przepływu od 7 m<sup>3</sup>/h do 30 m<sup>3</sup>/h, charakteryzując tym samym pracę KBT, gdy zarówno stężenie H<sub>2</sub>S, jak i natężenie przepływu fazy gazowej mogą się zmieniać. Porównanie powyższych wykresów pozwala stwierdzić, że pod względem zdolności eliminacyjnych różnica między wynikami degradacji H<sub>2</sub>S przy pH = 5 i pH = 7 jest nieznaczna. Jednakże zgodnie z wykresami zależności EC i MS (rys. 59a i 59b), w zakresie MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 4,53 g/(m<sup>3</sup>h) występującym w warunkach pH = 7, otrzymuje się lepsze dopasowanie danych do liniowej zależności EC i MS, w porównaniu z danymi uzyskanymi dla pH = 5 (MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 6,1 g/(m<sup>3</sup>h)). Potwierdzają to także wyniki efektywności biodegradacji H<sub>2</sub>S, tj.: dla pH = 7 wartość K = 91,64% - 97,77%, a dla pH = 5 efektywność jest w zakresie K = 88,12% - 100% (tabela 23 i 28). W obu przypadkach wysokie wartości EC wskazują na efektywną wymianę masy pomiędzy fazami gazową i ciekłą dzięki ich odpowiedniemu wymieszaniu, a szybkość transportu H<sub>2</sub>S z fazy gazowej do fazy ciekłej odpowiada szybkości metabolizowania LZO przez mikroorganizmy. To oznacza, że reaktor KBT pracuje w reżimie kontrolowanym wymianą masy.



**Rys. 59.** Zależność zdolności eliminacji (EC) H<sub>2</sub>S od wlotowego obciążenia masowego (MS), w zakresie natężenia przepływu fazy gazowej 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h: a) pH = 7, b) pH = 5

W tabeli 30 zestawiono stężenia maksymalne, minimalne i średnie H<sub>2</sub>S na wlocie do KBT z uwzględnieniem zmiennych parametrów pracy bioreaktora, tj. natężenia przepływu gazy gazowej, przy przepływie fazy ciekłej  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i zastosowaniu warunków pH = 7. Z przedstawionych danych wynika, że stężenie H<sub>2</sub>S w oczyszczanych gazach dla przepływu fazy ciekłej  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  wynosiło 0 mg/m<sup>3</sup> - 200 mg/m<sup>3</sup>, natomiast średnia efektywność oczyszczania dla wszystkich zastosowanych przepływów fazy gazowej w zakresie 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h wynosiła 97,7% - 100%. Najwyższą efektywność biodegradacji H<sub>2</sub>S, bliską 100% uzyskano dla przepływu wynoszącego 15 m<sup>3</sup>/h (rys. 60a). Stężenia H<sub>2</sub>S wynosiły wówczas 0 mg/m<sup>3</sup> - 45,39 mg/m<sup>3</sup>, zakres MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 1,13 g/(m<sup>3</sup>h) i  $MS_{\text{sr}} = 0,33 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ ; przy czym większość wartości stężeń H<sub>2</sub>S (54,30%) na wlocie do KBT znajdowała się w zakresie 10

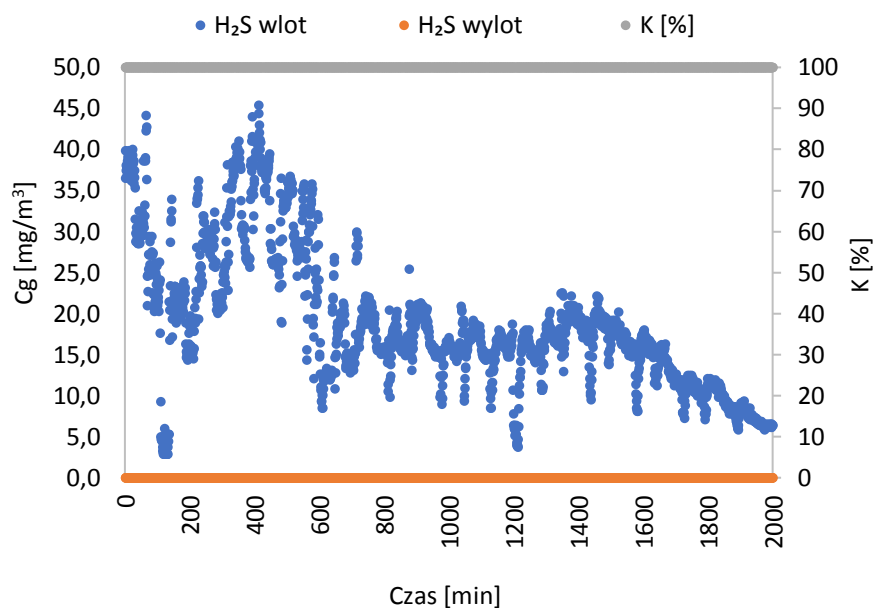
mg/m<sup>3</sup> - 20 mg/m<sup>3</sup>, a część (29,10%) miała wartość 20 mg/m<sup>3</sup> - 40 mg/m<sup>3</sup>. Dla porównania, przy przepływie fazy gazowej  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , wartości stężenia H<sub>2</sub>S na wlocie do KBT były zawarte w przedziale 0 mg/m<sup>3</sup> - 200 mg/m<sup>3</sup>, w tym 79,86% odnotowanych wyników znajdowało się w zakresie 50 mg/m<sup>3</sup> - 200 mg/m<sup>3</sup> (tabela 31); wlotowe obciążenie masowe wynosiło  $MS = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 10 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , a  $MS_{\text{śr}} = 1,48 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Średnia efektywność biodegradacji H<sub>2</sub>S wynosiła 99,53% (rys. 60b).

**Tabela 30.** Zestawienie występujących wartości stężenia H<sub>2</sub>S (C<sub>g</sub>) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 7,  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7-30 \text{ m}^3/\text{h}$

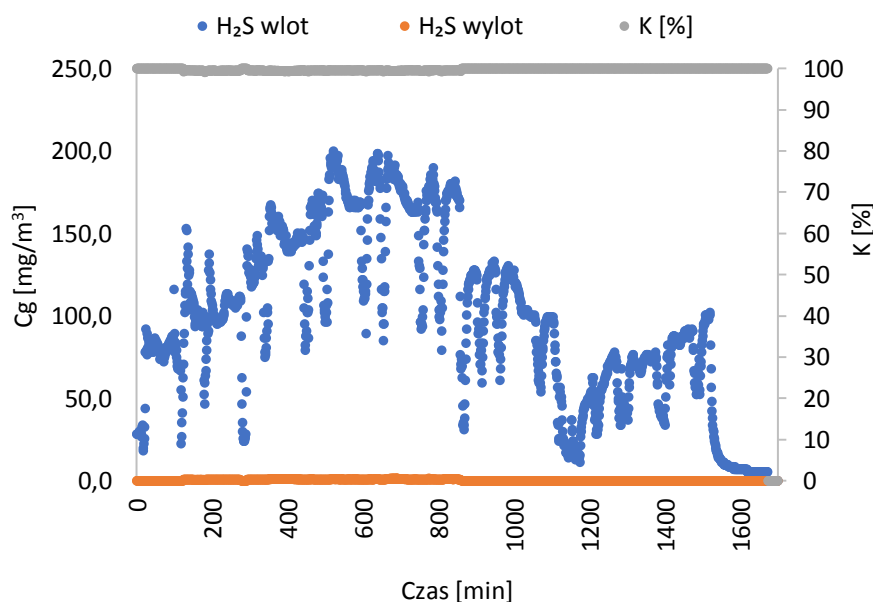
Parametr	$V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ pH = 7				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
C <sub>g</sub> max [mg/m <sup>3</sup> ]	20,85	45,39	61,56	150,36	200,00
C <sub>g</sub> min [mg/m <sup>3</sup> ]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C <sub>g</sub> śr. [mg/m <sup>3</sup> ]	2,28	13,30	16,78	35,85	29,51
K śr. [%]	98,54	99,99	97,70	98,26	99,53
MS max [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,24	1,13	2,05	6,27	10,00
MS min [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MS śr [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,03	0,33	0,56	1,49	1,48

**Tabela 31.** Zestawienie wartości stężenia H<sub>2</sub>S (C<sub>g</sub>) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów:  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , pH = 7,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$

Zakresy stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ] $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , pH = 7				
Stężenie H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	% wyników w zakresie
>200	1	0,06	150-200	21,64
>150	363	21,70	100-150	24,51
>100	773	46,20	50-100	33,71
>50	1337	79,92	10-50	13,15
>10	1557	93,07	5-10	6,93
>5	1673	100,00	0-5	0,00
>0	1673	100,00		



a)

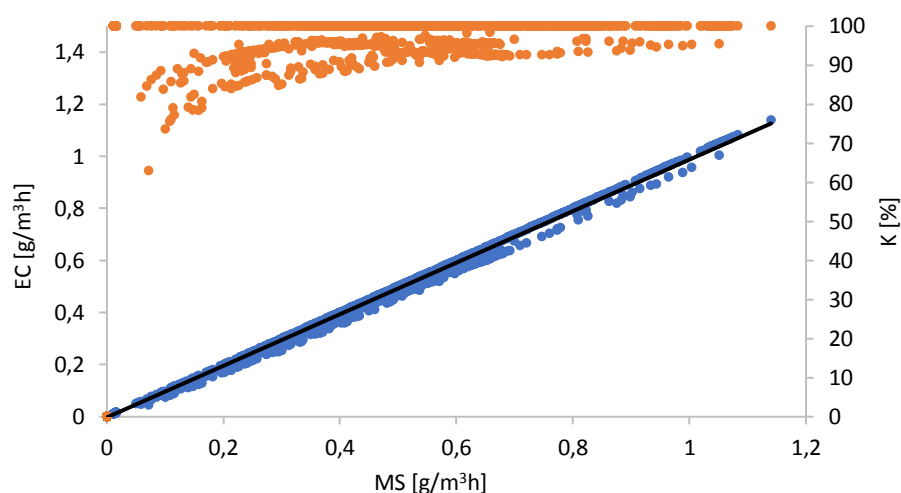


b)

**Rys. 60.** Efektywność biooczyszczania powietrza z H<sub>2</sub>S, dla V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, pH = 7: a) V<sub>g</sub> = 15 m<sup>3</sup>/h; b) V<sub>g</sub> = 30 m<sup>3</sup>/h

Najniższą efektywność dla badanych parametrów V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h oraz pH = 7, uzyskano dla przepływu fazy gazowej V<sub>g</sub> = 20 m<sup>3</sup>/h. Średnie stężenie H<sub>2</sub>S w tym okresie wynosiło 16,78 mg/m<sup>3</sup>, maksymalne stężenie H<sub>2</sub>S = 61,56 mg/m<sup>3</sup> (tabela 30), wlotowe obciążenie masowe było w zakresie MS = 0 g/(m<sup>3</sup>h) - 2,05 g/(m<sup>3</sup>h), a MS śr wynosiło 0,56 g/(m<sup>3</sup>h). Należy jednak podkreślić, że średnia efektywność biodegradacji H<sub>2</sub>S wynosiła K = 97,7%. Większość wyników wskazuje na efektywność na poziomie 95% - 99%, z widocznymi chwilowymi

spadkami efektywności do 80-90%. Natomiast zależność EC od MS w większości badanego okresu dla  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$  była liniowa (rys. 61).



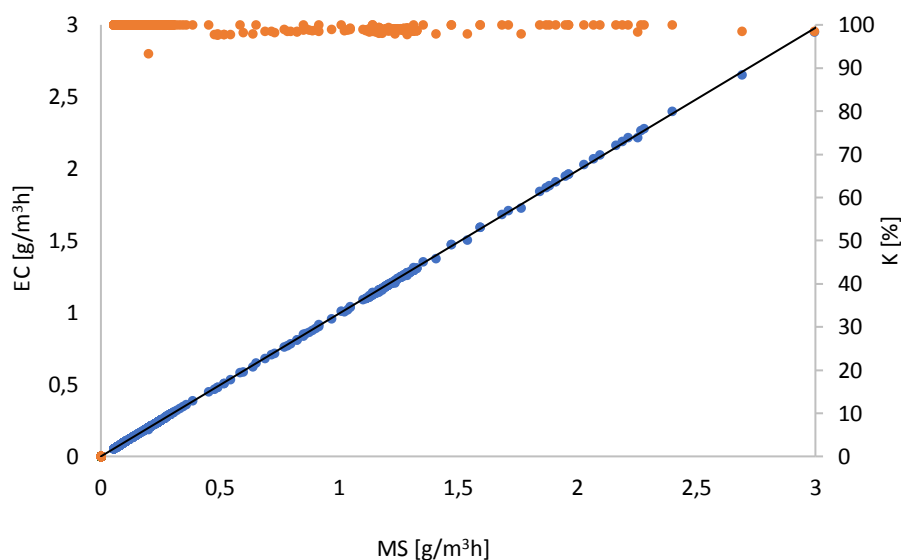
**Rys. 61.** Zależność zdolności eliminacji (EC)  $\text{H}_2\text{S}$  od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 7$ ,  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$

Podczas badań przy  $\text{pH} = 5$  fazy ciekłej, stężenia  $\text{H}_2\text{S}$  w gazach ze zbiornika odpadów tłuszczowych wynosiły od  $0 \text{ mg}/\text{m}^3$  do  $1418,47 \text{ mg}/\text{m}^3$  (tabela 32), a wlotowe obciążenie masowe wynosiło wówczas  $\text{MS} = 35,46 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Przy czym, wartości stężenia powyżej  $1000 \text{ mg}/\text{m}^3$  i odpowiadające im wartości wlotowego obciążenia masowego MS w danym przepływie fazy gazowej, były jedynie epizodyczne i jednon минутowe.

Najwyższą efektywność biodegradacji  $\text{H}_2\text{S}$  ( $K = 99,67\%$ ) uzyskano dla przepływu  $7 \text{ m}^3/\text{h}$ . Zakres stężenia na wlocie do KBT wynosił wówczas od  $0 \text{ mg}/\text{m}^3$  -  $1418,47 \text{ mg}/\text{m}^3$ , z czego  $70,86\%$  wszystkich wyników osiągało wartość  $0 - 50 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Wlotowe obciążenie masowe znajdowało się w zakresie  $\text{MS} = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  -  $16,49 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , a średnie  $\text{MS}_{\text{sr}} = 0,17 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Zależność zdolności eliminacji  $\text{H}_2\text{S}$  od wlotowego obciążenia masowego (rys. 62) jest liniowa, bez widocznego zakrzywienia linii trendu, co wskazuje, że EC krytyczne nie zostało osiągnięte. Reaktor KBT pracuje zatem w reżimie kontrolowanym wymianą masy. Najniższą efektywność biodegradacji  $\text{H}_2\text{S}$  ( $K = 75,46\%$ ) odnotowano dla przepływu  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ , przy średnim stężeniu  $\text{H}_2\text{S}$  na poziomie  $2,82 \text{ mg}/\text{m}^3$  i chwilowych skokach stężenia do  $215,61 \text{ mg}/\text{m}^3$  w powietrzu wlotowym do bioreaktora (rys. 63). Wlotowe obciążenie masowe było wówczas w zakresie  $\text{MS} = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  -  $8,98 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Najwięcej punktów pomiarowych ( $65,82\%$ ) odnotowano w zakresach stężeń od  $5 \text{ mg}/\text{m}^3$  -  $10 \text{ mg}/\text{m}^3$  (tabela 33). Najczęściej z kolei odnotowywana efektywność biodegradacji  $\text{H}_2\text{S}$  wynosiła od  $80\%$  do  $90\%$  (tabela 34).

**Tabela 32.** Zestawienie występujących wartości stężenia H<sub>2</sub>S (C<sub>g</sub>) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h

Parametr	V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h pH = 5				
	V <sub>g</sub> = 7	V <sub>g</sub> = 15	V <sub>g</sub> = 20	V <sub>g</sub> = 25	V <sub>g</sub> = 30
C <sub>g</sub> max [mg/m <sup>3</sup> ]	1418,47	1418,47	58,16	215,61	173,05
C <sub>g</sub> min [mg/m <sup>3</sup> ]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C <sub>g</sub> śr. [mg/m <sup>3</sup> ]	14,40	11,97	13,34	2,82	12,48
K śr. [%]	99,67	81,46	84,90	75,46	93,69
MS max [g/(m <sup>3</sup> h)]	16,49	35,46	1,94	8,98	8,65
MS min [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MS śr [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,17	0,30	0,44	0,12	0,62



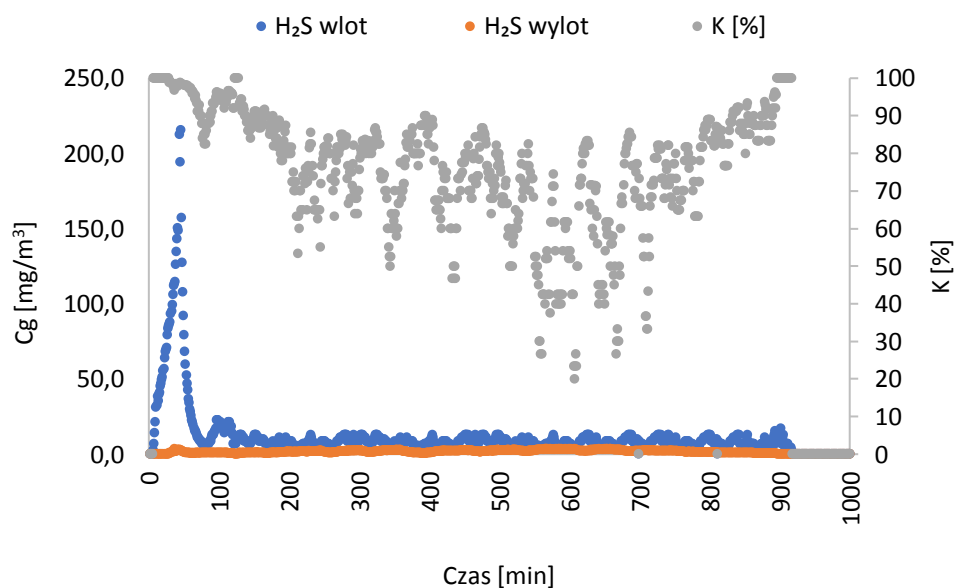
**Rys. 62.** Zależność zdolności eliminacji (EC) H<sub>2</sub>S od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, pH = 5, V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h

**Tabela 33.** Zestawienie wartości stężenia H<sub>2</sub>S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, pH = 5, V<sub>g</sub> = 25 m<sup>3</sup>/h

Zakresy stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ] V <sub>c</sub> =3,5 m <sup>3</sup> /h, V <sub>g</sub> =25 m <sup>3</sup> /h, pH=5				
Stężenie H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	% wyników w zakresie
>50	35	3,85	25-50	1,76
>25	51	5,60	10-25	21,43
>10	246	27,03	5-10	65,82
>5	845	92,86	0-5	7,14
>0	910	100,00		

**Tabela 34.** Zestawienie efektywności biodegradacji H<sub>2</sub>S, dla parametrów: V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, pH = 5, V<sub>g</sub> = 25 m<sup>3</sup>/h

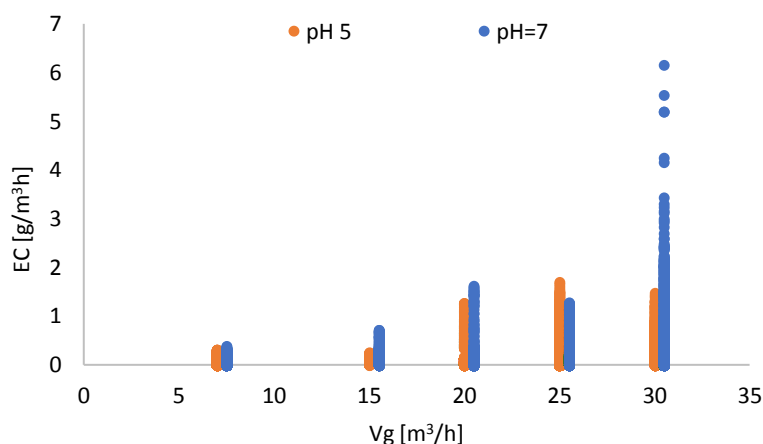
Efektywność K [%]	Il. pkt pomiarowych	% wyników	Zakres efektywności K [%]	% wyników w zakresie
>99	52	5,71	99-100%	5,71
>95	104	11,43	95-99%	5,71
>90	163	17,91	90-95%	6,48
>80	433	47,58	80-90%	29,67
>70	636	69,89	70-80%	22,31
>40	884	97,14	60-70%	27,25
>20	909	99,89	50-60%	2,75
>0	910	100,00	0-50%	0,11



**Rys. 63.** Efektywność biooczyszczania powietrza z H<sub>2</sub>S, dla V<sub>c</sub> = 3,5 m<sup>3</sup>/h, pH = 5, V<sub>g</sub> = 25 m<sup>3</sup>/h



Rys. 64 przedstawia zbiorcze wyniki zdolności eliminacji  $H_2S$  przy różnych natężeniach przepływu fazy gazowej i dwóch różnych wartościach pH w fazie ciekłej. Pod względem zdolności eliminacyjnych różnica między wynikami degradacji  $H_2S$  przy  $pH = 5$  i  $pH = 7$  jest nieznaczna. Wartości EC i efektywność biodegradacji  $H_2S$  są jednak najczęściej większe dla  $pH = 7$  dla większości zastosowanych przepływów (w szczególności w przypadku  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ).



**Rys. 64.** Zależność zdolności eliminacji (EC)  $H_2S$  od natężenia przepływu fazy gazowej ( $V_g$ )  $7 \text{ m}^3/\text{h}$  -  $30 \text{ m}^3/\text{h}$ , w zakresie pH fazy ciekłej = 5 i 7,  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$

Porównując wyniki uzyskane dla przepływu fazy ciekłej  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , stwierdzono wyższą efektywność dla  $pH = 7$  w całym zakresie zastosowanego przepływu fazy gazowej od  $7 \text{ m}^3/\text{h}$  -  $30 \text{ m}^3/\text{h}$ ; efektywność biooczyszczania w tych warunkach była w zakresie 97,7% - 100%, natomiast zakres wlotowego obciążenia masowego wynosił  $MS = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  -  $10,0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Najwyższą (bliską 100%) efektywność w warunkach  $pH = 7$  uzyskano dla przepływu fazy gazowej  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$  i dla wlotowego obciążenia masowego wynoszącego  $MS = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  -  $1,13 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Dla  $pH = 5$  uzyskano nieco niższe efektywności usuwania  $H_2S$ , gdyż w całym zakresie zastosowanych przepływów fazy gazowej ( $7 \text{ m}^3/\text{h}$  -  $30 \text{ m}^3/\text{h}$ ), efektywność znajdowała się w zakresie 75,46% - 99,67%, natomiast zakres wlotowego obciążenia masowego był w zakresie  $MS = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  -  $16,49 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Najwyższą efektywność biodegradacji  $K = 99,67\%$  uzyskano dla przepływu gazu  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , natomiast najniższą  $K = 75,46\%$  uzyskano dla  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ . Analizując przepływy fazy gazowej, dla których uzyskano najwyższą efektywność biodegradacji ( $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $pH = 5$  i  $pH = 7$ ), stwierdzono iż efektywność biooczyszczania w zakresie  $K = 97,77\%$  - 100% osiągnięto dla  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  -  $15 \text{ m}^3/\text{h}$ ;  $MS$  wynosił w tych warunkach  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  -  $6,10 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Natomiast najniższą efektywność ( $K = 75,46\%$  -  $88,12\%$ ) osiągnięto przy zastosowaniu wyższych

przepływów fazy gazowej tj.  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ; MS wynosił w tych warunkach od  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  do  $8,98 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ .

Porównując uzyskaną efektywność usuwania  $\text{H}_2\text{S}$  dla zbliżonych wartości MS oraz  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , w różnych warunkach pH, zaobserwowano, że były one porównywalne dla obu utrzymywanych wartości pH (niewiele wyższe odnotowano dla badań w warunkach  $\text{pH} = 5$ ). Stwierdzono, że przy MS o wartościach w zakresie  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 3,63 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , średnia efektywność biooczyszczania powietrza dla  $\text{pH} = 7$  wynosiła  $K = 94,78\%$ , natomiast dla  $\text{pH} = 5$  była wyższa  $K = 96,49\%$ . Dla MS w zakresach  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 3,96 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  i  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 4,53 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , średnia efektywność biooczyszczania powietrza dla  $\text{pH} = 7$  wynosiła  $K = 96,43\%$ ; z kolei dla  $\text{pH} = 5$  była wyższa i wynosiła  $K = 98,1\%$ . Natomiast odwrotną zależność odnotowano porównując efektywność dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , w różnych warunkach pH. Stwierdzono, że dla MS o wartościach w zakresach  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 1,94 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  i  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 2,05 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , średnia efektywność biooczyszczania powietrza dla  $\text{pH} = 7$  wynosiła  $K = 97,7\%$ , podczas gdy dla  $\text{pH} = 5$  była o  $12,8\%$  niższa i wynosiła  $K = 84,9\%$ .

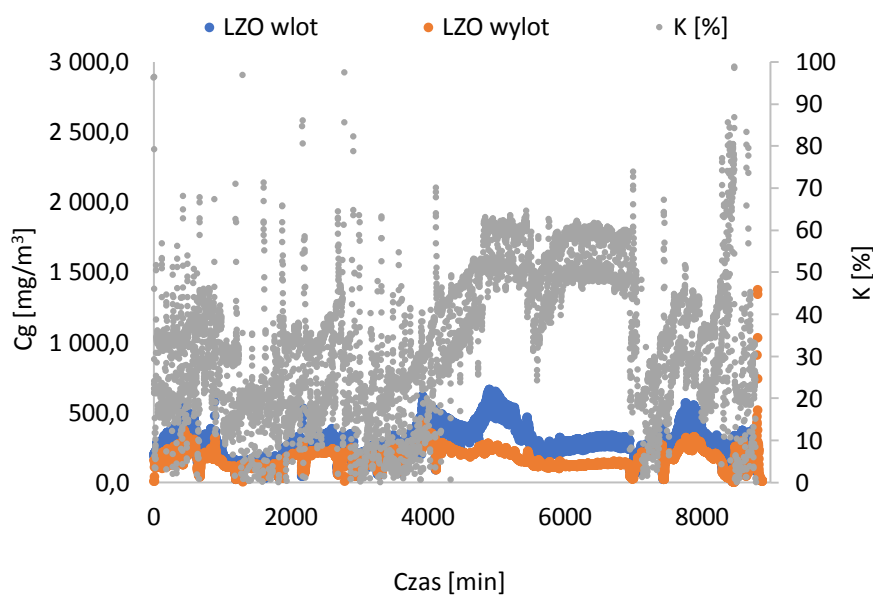
Wysoką skuteczność biodegradacji  $\text{H}_2\text{S}$  potwierdza liniowa zależności zdolności eliminacji (EC)  $\text{H}_2\text{S}$  od wlotowego obciążenia masowego (MS). Brak widocznego momentu zakrzywienia prostej, które oznaczałoby osiągnięcie EC krytycznego, wskazuje, że proces biodegradacji  $\text{H}_2\text{S}$  jest zależny od wymiany masy. Obserwacja ta odnosi się do wszystkich testowanych warunków i parametrów badań. Z kolei odnotowane odchylenia od liniowości mogły się zdarzyć z uwagi na wykonywanie badań w warunkach rzeczywistych, co skutkowało problemami natury technicznej lub pogodowej. Na bieżąco przeciwdziałano jednak takim utrudnieniom, aby pomiary były prowadzone w sposób ciągły (24h/dobę) i aby wyniki były uzyskiwane w rzeczywistych warunkach danej oczyszczalni ścieków.

### 7.2.2. Biodegradacja LZO

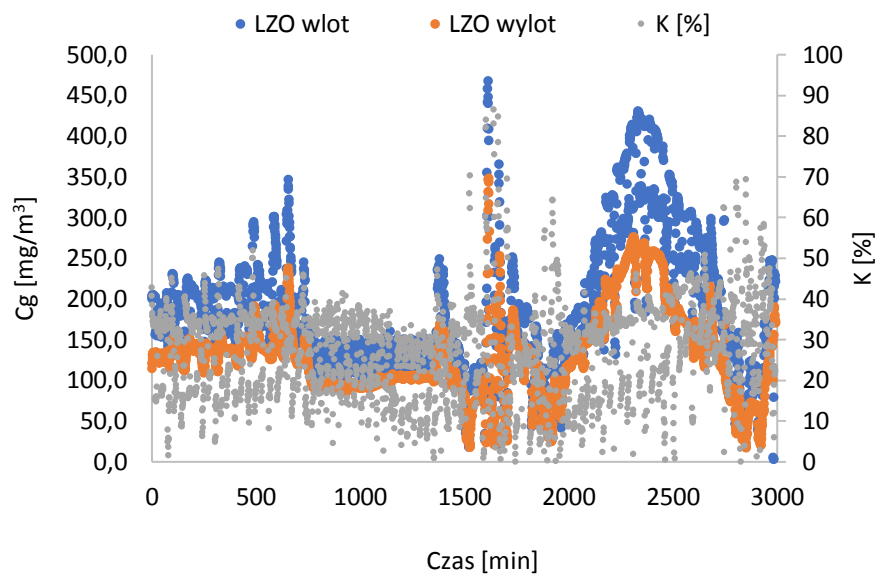
Stężenie LZO w fazie gazowej pochodzącej ze zbiornika na odpady tłuszczowe, kierowane do reaktora KBT, w całym okresie testowania ( $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ) wynosiło od  $0 \text{ mg}/\text{m}^3$  do  $2465,4 \text{ mg}/\text{m}^3$  (tabela 35); przy czym wartości powyżej  $1000 \text{ mg}/\text{m}^3$ , były epizodyczne i jednodominutowe. W warunkach przepływu fazy gazowej wynoszącego  $7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , średnia efektywność biodegradacji LZO w okresie badań wynosiła od  $27,85\% - 41,49\%$  (tabela 35, rys. 65a i 65b).

**Tabela 35.** Zestawienie występujących wartości stężenia LZO ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu  $pH = 7$ ,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$

Parametry	$V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ $pH = 7$				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
$C_g \text{ max [mg/m}^3]$	662,40	2465,40	467,70	771,50	1406,90
$C_g \text{ min [mg/m}^3]$	5,70	0,00	0,90	0,80	0,80
$C_g \text{ śr. [mg/m}^3]$	286,54	267,80	127,51	228,62	164,95
$K \text{ śr. [%]}$	36,17	27,85	30,80	41,49	41,49
$MS \text{ max [g/(m}^3\text{h)]}$	7,70	61,64	15,59	32,15	70,35
$MS \text{ min [g/(m}^3\text{h)]}$	0,07	0,00	0,03	0,03	0,04
$MS \text{ śr [g/(m}^3\text{h)]}$	3,33	6,70	4,25	9,53	8,25



a)



b)

**Rys. 65.** Efektywność biodegradacji LZO w warunkach  $pH = 7$ ,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  oraz a)  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b)  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$

Najwyższą efektywność biodegradacji LZO (wynoszącą 41,49%) uzyskano dla przepływów  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ . Zakres stężenia LZO na wlocie do KBT wynosił od  $0 \text{ mg}/\text{m}^3$  do  $1406,9 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Gdy przepływ fazy gazowej wynosił  $25 \text{ m}^3/\text{h}$  przy średnim stężeniu LZO w powietrzu wlotowym do bioreaktora wynoszącym  $228,62 \text{ mg}/\text{m}^3$  (chwilowe skoki do  $771,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ ), wówczas wlotowe obciążenie masowe MS wynosiło od  $0,03 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  do  $32,15 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ ,  $MS_{\text{sr}} = 9,53 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  (tabela 35). Najwięcej punktów pomiarowych MS odnotowano w zakresach stężeń  $100 \text{ mg}/\text{m}^3 - 200 \text{ mg}/\text{m}^3$  (27,03%) i  $300 \text{ mg}/\text{m}^3 - 500 \text{ mg}/\text{m}^3$  (25,92%) (tabela 36). Z kolei najczęściej odnotowywane wartości efektywności biodegradacji LZO znajdują się w zakresie 20% - 50% (średnio 41,49%). Gdy przepływ fazy gazowej wynosił  $30 \text{ m}^3/\text{h}$ , przy średnim stężeniu LZO na poziomie  $164,95 \text{ mg}/\text{m}^3$  w powietrzu wlotowym do bioreaktora, średnia efektywność usuwania LZO wynosiła 41,49%. Wlotowe obciążenie masowe wynosiło  $MS = 0,04 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 70,35 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , natomiast średnie  $MS_{\text{sr}} = 8,25 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Najwięcej punktów pomiarowych odnotowano w zakresach stężeń od  $0 \text{ mg}/\text{m}^3 - 50 \text{ mg}/\text{m}^3$  (32,67%) i  $200 \text{ mg}/\text{m}^3 - 300 \text{ mg}/\text{m}^3$  (21,95%) (tabela 37); ekstremalnie duże stężenia LZO o wartości do  $1406,9 \text{ mg}/\text{m}^3$  były chwilowe i epizodyczne. Osiąganie wysokiej efektywności biooczyszczania powietrza, dla wyższych przepływów fazy gazowej, może wskazywać na lepsze wymieszanie fazy ciekłej i gazowej. Z kolei najniższą efektywność usuwania LZO uzyskano dla przepływu gazu  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ , uzyskując jedynie 27,85% skuteczność degradacji LZO (tabela 35). Stężenie LZO wynosiło wówczas od  $0 \text{ mg}/\text{m}^3$  do  $2465,4 \text{ mg}/\text{m}^3$ , natomiast wlotowe obciążenie masowe było w zakresie  $MS = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 61,64 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$   $MS_{\text{sr}} = 6,70$

g/(m<sup>3</sup>h) (tabela 35). Najwięcej punktów pomiarowych odnotowano w zakresach stężeń 200 mg/m<sup>3</sup> - 300 mg/m<sup>3</sup> (50,29%), co wskazuje na fakt że skoki stężenia do 2465,4 mg/m<sup>3</sup> miały charakter epizodyczny. Przez większość okresu pomiarowego stężenia LZO były na poziomie średniego stężenia  $C_{g\text{sr}} = 267,8 \text{ mg/m}^3$ . Najczęściej odnotowywana efektywność znajdowała się w przedziale 20% - 50%.

**Tabela 36.** Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów:  $V_c=7 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH}=7$ ,  $V_g=25 \text{ m}^3/\text{h}$

Zakresy stężenia LZO [mg/m <sup>3</sup> ] $\text{pH}=7$ , $V_c=7 \text{ m}^3/\text{h}$ , $V_g=25 \text{ m}^3/\text{h}$				
Stężenie LZO [mg/m <sup>3</sup> ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	% wyników w zakresie
>700	1	0,02	500-700	6,58
>500	386	6,60	300 - 500	25,92
>300	1902	32,52	200 do 300	14,00
>200	2721	46,53	100 do 200	27,03
>100	4302	73,56	50 do 100	19,29
>50	5430	92,85	0-50	7,15
>0	5848	100,00		

**Tabela 37.** Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów:  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 7$ ,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$

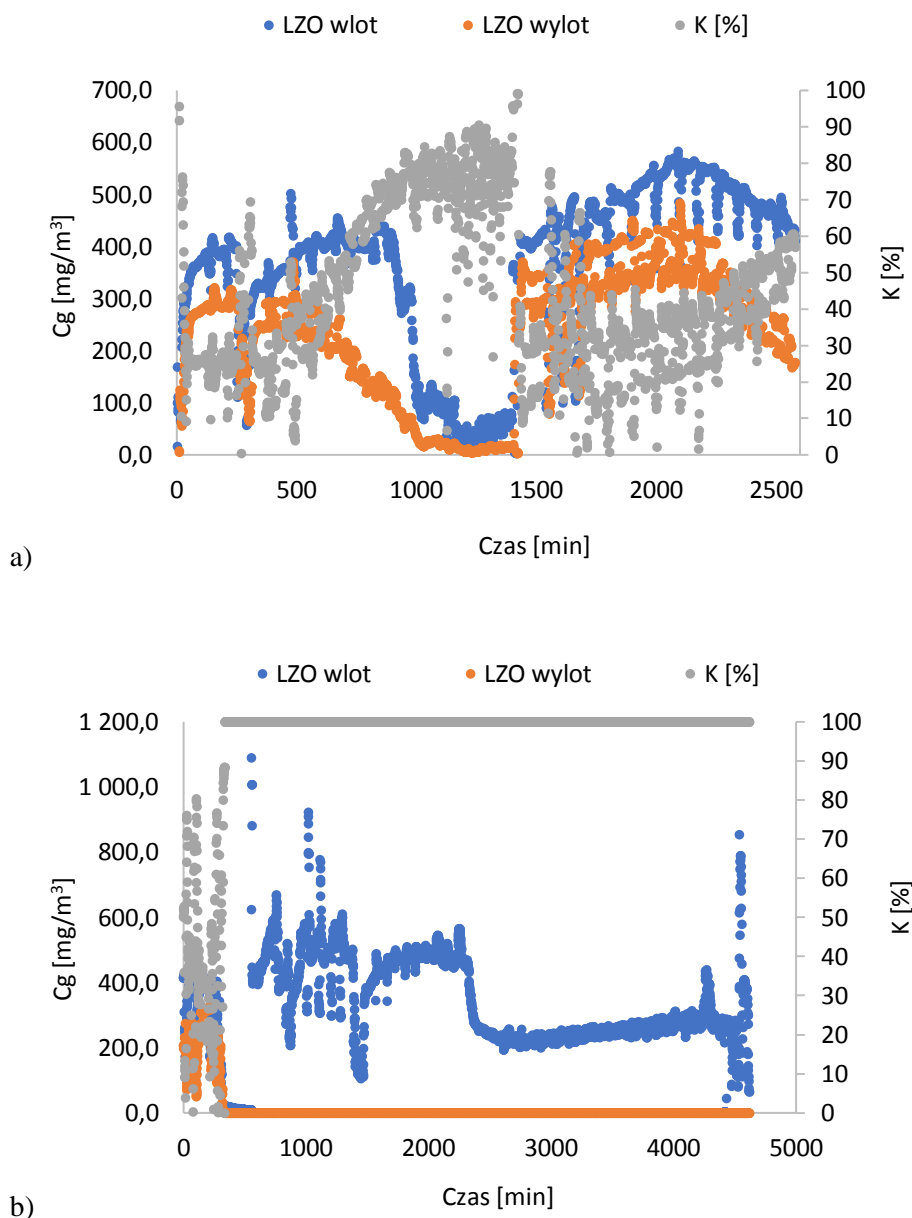
Zakresy stężenia LZO [mg/m <sup>3</sup> ], $\text{pH} = 7$ , $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$				
Stężenie LZO [mg/m <sup>3</sup> ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia H <sub>2</sub> S [mg/m <sup>3</sup> ]	% wyników w zakresie
>1000	2	0,05	500-1000	4,54
>500	184	4,59	300 do 500	11,65
>300	651	16,23	200 do 300	21,95
>200	1531	38,18	100 do 200	19,80
>100	2325	57,98	50 do 100	9,35
>50	2700	67,33	0-50	32,67
>0	4010	100,00		

W tabeli 38 zestawiono stężenia maksymalne, minimalne i średnie LZO na wlocie do KBT z uwzględnieniem zmiennych parametrów pracy bioreaktora, tj. natężenia przepływu gazy gazowej, przy przepływie fazy ciekłej  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i zastosowaniu warunków  $\text{pH} = 5$ . We wczesnej fazie badania, w warunkach  $\text{pH} = 5$  i  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  obserwowano nieoczekiwane spadki efektywności usuwania LZO do około 40% - 60% z powodu gwałtownego wzrostu stężenia LZO, po czym efektywność ta wracała do 80% (rys. 66a); to skutkowało widocznymi na rys. 67 odchyleniami od liniowego trendu zależności zdolności eliminacji EC od wlotowego

obciążenia masowego MS, jednakże wraz z upływem czasu i stabilizacji układu przy zastosowaniu  $\text{pH} = 5$ , obserwowano wzrost efektywności (tabela 38). Uzyskano średnią efektywność na poziomie  $K = 96,34\%$  przy  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$  (rys. 66b),  $K = 83,48\%$  przy  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $K = 82,46\%$  przy  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ , po czym odnotowano znaczny jej spadek do  $K = 36,21\%$  przy przepływie gazu  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  (tabela 38). Osiągnięcie wyższej efektywności biooczyszczania powietrza podczas zastosowania przepływów fazy gazowej  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h} - 25 \text{ m}^3/\text{h}$ , prawdopodobnie wskazuje na lepsze wymieszanie fazy ciekłej i gazowej. Natomiast obniżenie efektywności biooczyszczania dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  mogło być spowodowane niewystarczającym czasem na kontakt fazy gazowej i ciekłej. Powyższe obserwacje sugerują, że szybkość dyfuzji zanieczyszczeń jest czynnikiem ograniczającym efektywność biodegradacji. Gdy przepływ fazy gazowej wynosił  $15 \text{ m}^3/\text{h}$  przy średnim stężeniu LZO na poziomie  $323,81 \text{ mg}/\text{m}^3$  i przy chwilowych skokach stężenia do  $1090,7 \text{ mg}/\text{m}^3$  w powietrzu wlotowym do bioreaktora, wtedy średnia efektywność usuwania LZO wynosiła  $96,34\%$ . Wlotowe obciążenie masowe było wówczas w zakresie  $\text{MS} = 0,05 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 27,27 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  a średnie  $\text{MS} \text{ śr} = 8,10 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ . Najwięcej punktów pomiarowych -  $46,68\%$  - odnotowano w zakresach stężeń od  $200 - 300 \text{ mg}/\text{m}^3$  (tabela 39), to wskazuje, że skoki stężenia do  $1090,7 \text{ mg}/\text{m}^3$  miały charakter epizodyczny. Najczęściej osiągnięta efektywność wynosiła od  $99\% - 100\%$ .

**Tabela 38.** Zestawienie występujących wartości stężenia LZO ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu  $\text{pH} = 5$ ,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7-30 \text{ m}^3/\text{h}$

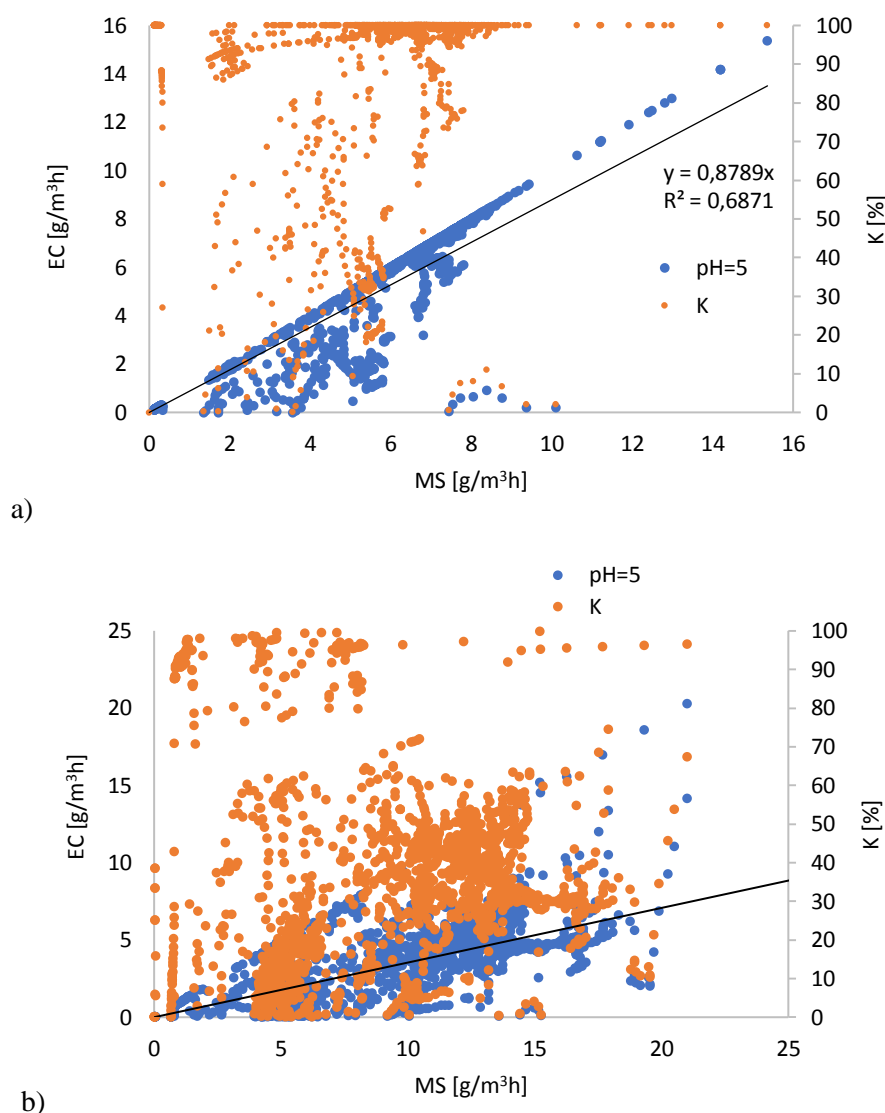
Parametry	$V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ $\text{pH} = 5$				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
$C_g \text{ max } [\text{mg}/\text{m}^3]$	583,30	1090,70	1593,70	2337,80	1257,90
$C_g \text{ min } [\text{mg}/\text{m}^3]$	2,50	2,10	2,10	0,80	0,00
$C_g \text{ śr. } [\text{mg}/\text{m}^3]$	357,59	323,81	341,82	204,68	145,18
$K \text{ śr. } [\%]$	44,13	96,34	83,48	82,46	36,21
$\text{MS max } [\text{g}/(\text{m}^3\text{h})]$	6,78	27,27	53,12	97,41	62,90
$\text{MS min } [\text{g}/(\text{m}^3\text{h})]$	0,03	0,05	0,07	0,03	0,00
$\text{MS śr } [\text{g}/(\text{m}^3\text{h})]$	4,16	8,10	11,39	8,53	7,26



**Rys. 66.** Efektywność biodegradacji LZO w warunkach pH = 5, Vc = 7 m<sup>3</sup>/h oraz a) Vg = 7 m<sup>3</sup>/h; b) Vg = 15 m<sup>3</sup>/h

**Tabela 39.** Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m<sup>3</sup>/h, pH = 5, Vg = 15 m<sup>3</sup>/h

Zakresy stężenia LZO [mg/m <sup>3</sup> ] pH = 5, Vc = 7 m <sup>3</sup> /h, Vg = 15 m <sup>3</sup> /h				
Stężenie LZO [mg/m <sup>3</sup> ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia LZO [mg/m <sup>3</sup> ]	% wyników w zakresie
>1000	4	0,09	500 do 1000	9,57
>500	446	9,66	300 do 500	34,01
>300	2017	43,67	200 do 300	46,68
>200	4173	90,34	100 do 100	3,64
>100	4341	93,98	0-100	6,02
>0	4619	100,00		



**Rys. 67.** Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z LZO (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ : a)  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b)  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$

W przypadkach najniższej efektywności jaką osiągnęto przy  $\text{pH} = 5$  i przepływie  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , najwięcej punktów pomiarowych - 59,21% - skupia się w zakresie stężeń  $0 \text{ mg}/\text{m}^3 - 100 \text{ mg}/\text{m}^3$  (tabela 40). Wlotowe obciążenie masowe uzyskiwało wówczas wartość w przedziale  $\text{MS} = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 62,90 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , natomiast  $\text{MS}_{\text{sr}} = 7,26 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$ . Zaobserwowano znaczne odchylenia od liniowej zależności zdolności eliminacji EC od ładunku zanieczyszczeń (MS) (rys. 67b). Ponadto, sprawdzono zależność efektywności biooczyszczania powietrza od zakresu stężenia LZO; stwierdzono, że efektywność spadała wraz ze wzrostem stężenia LZO (tabela 41), co



wskazuje, że zanieczyszczenie w fazie gazowej ma zbyt krótki czas na kontakt z cieczą. Poczynione obserwacje wskazują także, iż reaktor KBT pracuje w reżimie kontrolowanym wymianą masy.

**Tabela 40.** Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów:  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$

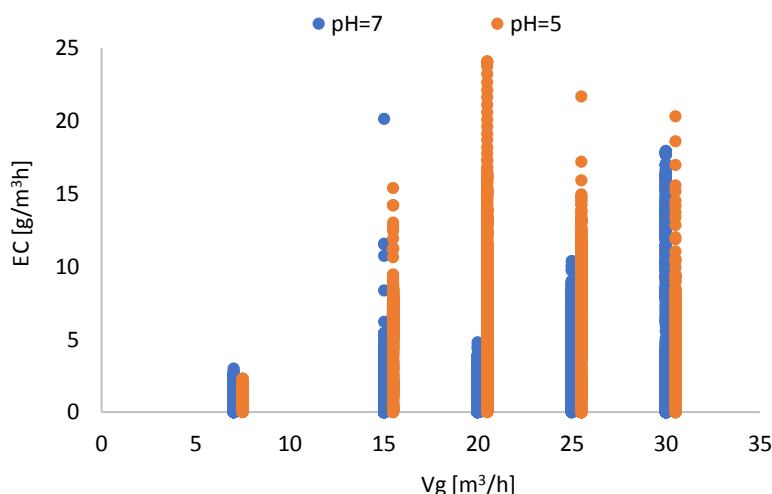
Zakresy stężenia LZO [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] $\text{pH} = 5$ , $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$				
Stężenie LZO [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia LZO [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]	% wyników w zakresie
>2000	0	0,00	1500-2000	0,00
>1500	0	0,00	1000-1500	0,02
>1000	1	0,02	500 do 1000	4,98
>500	292	5,00	300 do 500	19,55
>300	1434	24,55	200 do 300	5,46
>200	1753	30,02	100 do 200	10,77
>100	2382	40,79	0-100	59,21
>0	5840	100,00		

**Tabela 41.** Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia LZO ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów:  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$

Zakres stężenia [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]	Efektywność [%] w danym zakresie stężenia na wlocie
$0 < C_g < 50$	63,21
$50 < C_g < 100$	44,93
$100 < C_g < 200$	22,46
$200 < C_g < 300$	38,66
$300 < C_g < 500$	38,23
$500 < C_g < 1000$	38,19

Porównując wyniki uzyskane dla przepływu fazy ciekłej  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , odnotowano wyższe średnie efektywności dla  $\text{pH} = 5$ , a wlotowe obciążenie masowe było wówczas w zakresie  $MS = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 97,41 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  (tabela 38). W całym zakresie zastosowanego przepływu fazy gazowej ( $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ), efektywność eliminacji LZO wynosiła od 36,21% - do 96,34%, przy czym najniższą średnią wartość odnotowano przy przepływie fazy gazowej  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , natomiast najwyższą przy zastosowaniu przepływu gazu  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ . W warunkach  $\text{pH} = 7$  uzyskano niższe efektywności eliminacji LZO, gdyż w całym zakresie zastosowanych przepływów fazy gazowej ( $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ) wynosiły od 27,85% - do 41,49% (tabela 35). Wlotowe obciążenie masowe  $MS$  podczas badań w całym zakresie przepływu fazy gazowej (dla  $\text{pH} = 7$ ) wynosiło od  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  do  $70,35 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ .

Rys. 68 przedstawia zbiorcze wyniki oznaczeń zdolności eliminacji LZO przy różnych natężeniach przepływu fazy gazowej i dwóch różnych wartościach pH w fazie ciekłej. Pod względem zdolności eliminacyjnych, widoczne w większości zastosowanych przepływów jest uzyskanie wyższych wartości EC dla pH = 5 oraz wyższych efektywności biodegradacji LZO. W przypadku wyników badań dla warunków pH = 7, widoczny jest wzrost zdolności eliminacji EC wraz ze wzrostem przepływu fazy gazowej.



**Rys. 68.** Zależność zdolności eliminacji (EC) LZO od natężenia przepływu fazy gazowej ( $V_g$ ) 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h, w zakresie pH fazy ciekłej = 5 i = 7 oraz dla  $V_c = 7$  m<sup>3</sup>/h

Podczas pracy bioreaktora przy  $V_c = 3,5$  m<sup>3</sup>/h stężenie LZO w zanieczyszczonym powietrzu dostarczanym do KBT wynosiło zwykle poniżej 500 mg/m<sup>3</sup> (tabele 44, 46, 48; rys. 69, 70). Występowały chwilowe skoki stężeń LZO do 700 mg/m<sup>3</sup> – 1000 mg/m<sup>3</sup> ( $C_g \text{ max} = 2407,2$  mg/m<sup>3</sup> (tabele 44 i 45)). Pomiary LZO skupiały się na określaniu ich całkowitej zawartości w strumieniach powietrza na wlocie i wylocie z bioreaktora. Najwyższe wartości skuteczności usuwania LZO odnotowano przy utrzymywaniu pH = 5 w fazie ciekłej, dla natężenia przepływu  $V_g = 25$  m<sup>3</sup>/h (tabela 42); obserwacja ta wskazuje na dobre wymieszanie fazy ciekłej i gazowej oraz na intensyfikację transportu masy LZO, co potwierdzają wysokie wartości EC i liniowa zależność EC i MS (rys. 69a). Zakres wlotowego obciążenia masowego wynosił wówczas  $MS = 0$  g/(m<sup>3</sup>h) - 25,76 g/(m<sup>3</sup>h), a wartość średnia wynosiła  $MS_{\text{sr}} = 7,00$  g/(m<sup>3</sup>h). Z kolei efektywność usuwania LZO wynosiła 93,19% (tabela 42). Najwięcej bo 36,24% punktów pomiarowych odnotowano w zakresach stężeń LZO w gazach wprowadzanych do KBT od 0 mg/m<sup>3</sup> do 50 mg/m<sup>3</sup> (36,24%) i w zakresie stężeń 100 mg/m<sup>3</sup> - 200 mg/m<sup>3</sup> (26,63%) (tabela 44). Najczęściej odnotowywano efektywność w zakresie od 90%

do 95% (tabela 45). Natomiast przy zastosowaniu pozostałych wartości przepływu gazu, średnia efektywność usuwania LZO była niższa, najczęściej wynosiła od 15,54% do 31,08%.

Zaobserwowano tendencję, iż wraz ze zwiększaniem przepływu fazy gazowej w KBT, w warunkach  $\text{pH} = 5$  zwiększała się efektywność biodegradacji LZO, osiągając najwyższy wynik przy zastosowaniu przepływu  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ , a następnie zmniejszała się przy przepływie  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  (tabela 42). Tendencja ta może oznaczać, że wraz ze wzrostem przepływu gazu, poprawiał się stopień wymieszania fazy ciekłej i gazowej. Z kolei spadek efektywności usuwania LZO przy  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , mógł być efektem niewystarczającego czasu na kontakt LZO z cieczą. Warto zaznaczyć, że wraz ze zwiększaniem przepływu fazy gazowej wzrastało wlotowe obciążenie masowe, osiągając w warunkach  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  średnią wartość  $\text{MS}_{\text{sr}} = 12,04 \text{ g}/(\text{m}^3/\text{h})$  - blisko dwukrotnie wyższą niż przy zastosowaniu przepływu  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ .

**Tabela 42.** Zestawienie występujących wartości stężenia LZO ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu  $\text{pH} = 5$ ,  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$

Parametry	$V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ $\text{pH} = 5$				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
$C_g \text{ max [mg/m}^3]$	2407,20	2393,50	339,00	618,20	1139,20
$C_g \text{ min [mg/m}^3]$	0,30	0,00	1,80	0,10	0,00
$C_g \text{ śr. [mg/m}^3]$	130,92	174,22	166,86	168,09	240,78
$K \text{ śr. [%]}$	15,54	21,01	22,19	93,19	31,08
$\text{MS max [g}/(\text{m}^3/\text{h})]$	27,99	59,84	11,30	25,76	56,96
$\text{MS min [g}/(\text{m}^3/\text{h})]$	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00
$\text{MS śr [g}/(\text{m}^3/\text{h})]$	1,52	4,36	5,56	7,00	12,04

**Tabela 43.** Zestawienie występujących wartości stężenia LZO (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 7, Vc = 3,5 m<sup>3</sup>/h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h

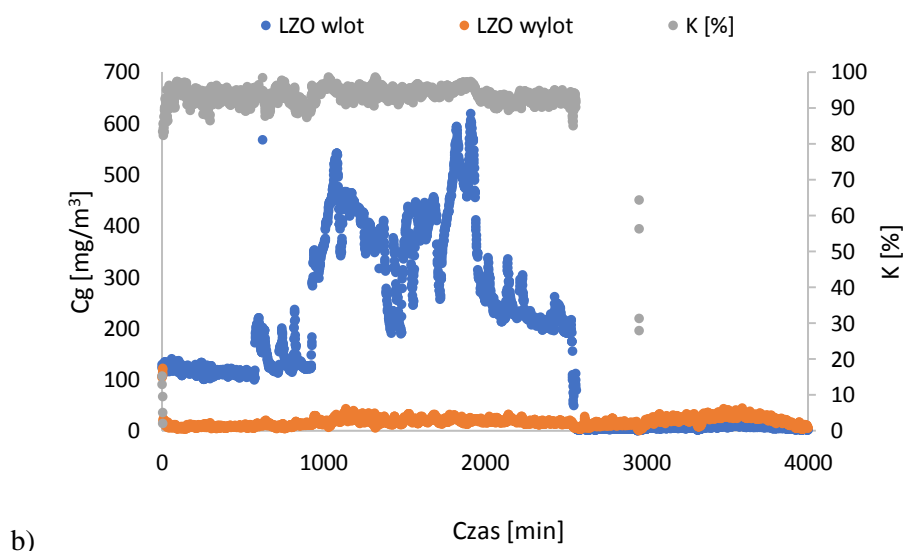
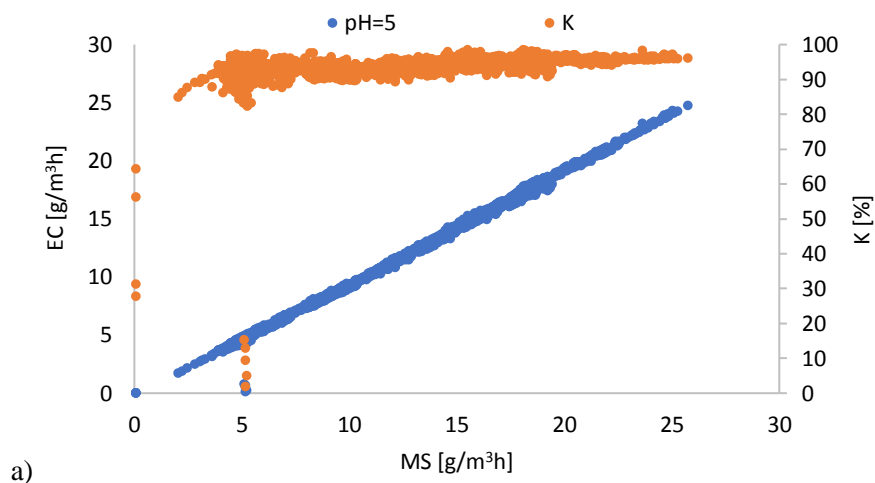
Parametry	Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h pH = 7				
	Vg = 7	Vg = 15	Vg = 20	Vg = 25	Vg = 30
Cg max [mg/m <sup>3</sup> ]	615,20	697,30	565,20	965,10	873,70
Cg min [mg/m <sup>3</sup> ]	30,60	88,50	39,30	0,10	8,50
Cg śr. [mg/m <sup>3</sup> ]	138,84	330,30	182,53	183,58	331,42
K śr. [%]	31,49	38,45	33,73	25,54	35,01
MS max [g/(m <sup>3</sup> h)]	7,15	17,43	18,84	40,21	43,69
MS min [g/(m <sup>3</sup> h)]	0,36	2,21	1,31	0,00	0,43
MS śr [g/(m <sup>3</sup> h)]	1,61	8,26	6,08	7,65	16,57

**Tabela 44.** Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m<sup>3</sup>/h, pH = 5, Vg = 25 m<sup>3</sup>/h

Zakresy stężenia LZO [mg/m <sup>3</sup> ], pH = 5, Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h, Vg = 25 m <sup>3</sup> /h				
Stężenie LZO [mg/m <sup>3</sup> ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia LZO [mg/m <sup>3</sup> ]	% wyników w zakresie
>500	114	2,84	400-500	10,62
>400	541	13,46	300-400	9,65
>300	929	23,11	200-300	16,44
>200	1590	39,55	100-200	23,63
>100	2540	63,18	50 - 100	0,57
>50	2563	63,76	0-50	36,24
>0	4020	100,00		

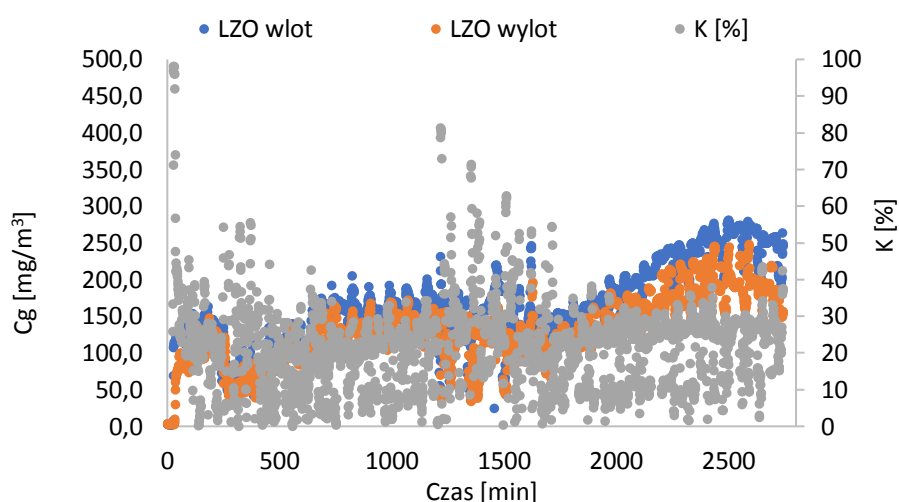
**Tabela 45.** Zestawienie efektywności biodegradacji LZO, dla parametrów:  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$

Efektywność K [%]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres efektywności K [%]	% wyników w zakresie
>99	0	0,00	99-100%	0,00
>95	601	23,41	95-99%	23,41
>90	2429	94,62	90-95%	71,21
>80	2558	99,65	80-90%	5,03
>70	2558	99,65	70-80%	0,00
>40	2560	99,73	60-70%	0,08
>20	2562	99,81	50-60%	0,08
0	2567	100,00	0-50%	0,19



**Rys. 69.** Zależność zdolności eliminacji EC i efektywności biooczyszczania powietrza z LZO od MS, dla parametrów  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$

Dla porównania przy przepływie fazy gazowej  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ , który na podstawie pozostałych wyników uznawany był dotychczas (m.in. wyniki „Klimzowiec”) za optymalny (przy którym osiągnęto wysokie efektywności biodegradacji zarówno  $\text{H}_2\text{S}$  jak i LZO), utrzymywało się stężenie na wlocie do KBT na stabilnym poziomie w zakresie ok  $150 \text{ mg}/\text{m}^3$  -  $250 \text{ mg}/\text{m}^3$  i nie zaobserwowano skoków stężenia (rys. 70). Stężenie LZO w gazach doprowadzanych do KBT występowało w zakresie  $1,8 \text{ mg}/\text{m}^3$  -  $339 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Przy czym najwięcej punktów pomiarowych, bo aż 80,76%, odnotowano w zakresie stężenia od  $100 \text{ mg}/\text{m}^3$  -  $250 \text{ mg}/\text{m}^3$  (tabela 46). Pomimo utrzymywania się stabilnego poziomu stężenia LZO na wlocie do KBT, efektywność usuwania LZO najczęściej znajdowała się w przedziale 20% - 40% (tabela 47).



**Rys. 70.** Efektywność biodegradacji LZO w warunkach  $\text{pH} = 5$ ,  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  oraz  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$

**Tabela 46.** Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów:  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$

Zakresy stężenia LZO [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] $\text{pH} = 5$ , $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$				
Stężenie LZO [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia LZO [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]	% wyników w zakresie
>300	1	0,03	250-300	8,57
>250	273	8,60	200-250	20,79
>200	933	29,39	150-200	32,98
>150	1980	62,36	100-150	26,99
>100	2837	89,35	50 - 100	8,82
>50	3117	98,17	0-50	1,83
>0	3175	100,00		

**Tabela 47.** Zestawienie efektywności biodegradacji LZO, dla parametrów:  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$

Efektywność K [%]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres efektywności K [%]	% wyników w zakresie
>99	0	0,00	99-100%	0,00
>95	29	0,98	95-99%	0,98
>90	32	1,08	90-95%	0,10
>80	36	1,21	80-90%	0,13
>70	43	1,45	70-80%	0,24
>40	147	4,95	40-70%	3,50
>20	1775	59,72	20-40%	54,78
0	2972	100,00	0-20%	40,28

W przypadku  $\text{pH} = 7$  średnia efektywność usuwania LZO była podobnie niska dla całego zakresu zastosowanych przepływów gazu, tj. od 25,54% do 38,45%. Stężenia LZO występujące w okresie testowania ( $\text{pH} = 7$ ) wynosiły poniżej  $1000 \text{ mg}/\text{m}^3$ , a najczęściej w zakresie  $150 \text{ mg}/\text{m}^3$  -  $350 \text{ mg}/\text{m}^3$ , natomiast wlotowe obciążenie masowe było w zakresie  $\text{MS} = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  -  $43,69 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , a  $\text{MS}_{\text{sr}} = 1,61 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  -  $16,57 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ .

Najwyższą efektywność odnotowano przy zastosowaniu  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ . Stężenie LZO w gazach doprowadzanych do KBT występowało wówczas w zakresie  $88,5 \text{ mg}/\text{m}^3$  -  $697,3 \text{ mg}/\text{m}^3$ , przy czym najwięcej wyników odnotowano w zakresie  $400 \text{ mg}/\text{m}^3$  -  $500 \text{ mg}/\text{m}^3$  (27,40%) (tabela 48); wlotowe obciążenie masowe wynosiło  $\text{MS} = 2,21 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , -  $17,43 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ ,  $\text{MS}_{\text{sr}} = 8,26 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , a efektywność usuwania LZO zawierała się najczęściej w przedziale 40% - 70% (tabela 49).

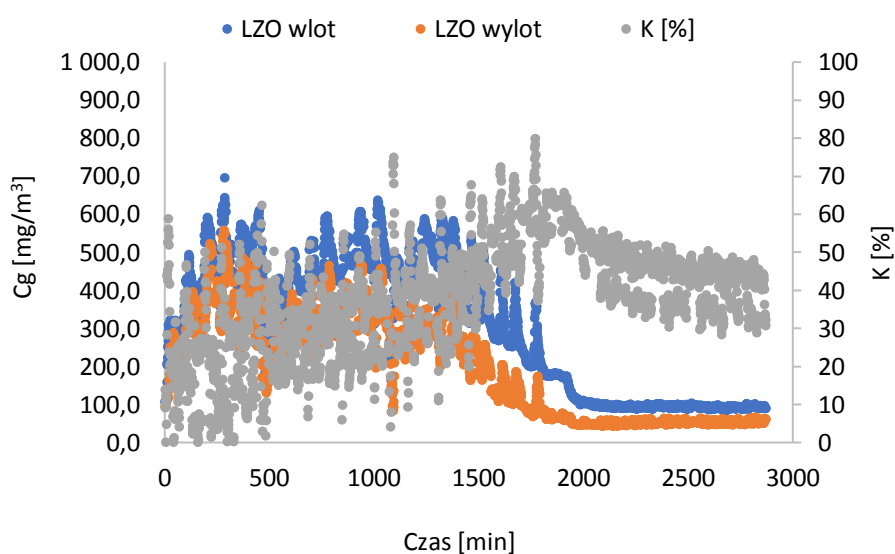
**Tabela 48.** Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów:  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$

Zakresy stężenia LZO [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] $\text{pH} = 7$ , $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$				
Stężenie LZO [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres stężenia LZO [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]	% wyników w zakresie
>600	42	1,63	500-600	16,36
>500	463	17,99	400-500	27,40
>400	1168	45,39	300-400	12,55
>300	1491	57,95	200-300	10,80
>200	1769	68,75	100-200	12,67
>100	2095	81,42	50 - 100	18,58
>50	2573	100,00	0-50	0,00
>0	2573	100,00		

**Tabela 49.** Zestawienie efektywności biodegradacji LZO, dla parametrów:  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$

Efektywność K [%]	Il. pkt. pomiarowych	% wyników	Zakres efektywności K [%]	% wyników w zakresie
>99	0	0,00	99-100%	0,00
>95	0	0,00	95-99%	0,00
>90	0	0,00	90-95%	0,00
>80	0	0,00	80-90%	0,00
>70	20	0,79	70-80%	0,79
>40	1240	48,86	40-70%	48,07
>20	2219	87,43	20-40%	38,57
0	2538	100,00	0-20%	12,57

Rys. 71 przedstawia efektywność biodegradacji LZO podczas zastosowania przepływu fazy gazowej  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ . Wraz ze wzrostem stężenia LZO obserwowano spadek efektywności biodegradacji LZO (tabela 50). Najwyższą efektywność biodegradacji LZO wynoszącą 53,88% odnotowano dla zakresu stężenia  $150 \text{ mg}/\text{m}^3 - 200 \text{ mg}/\text{m}^3$  na wlocie do KBT.



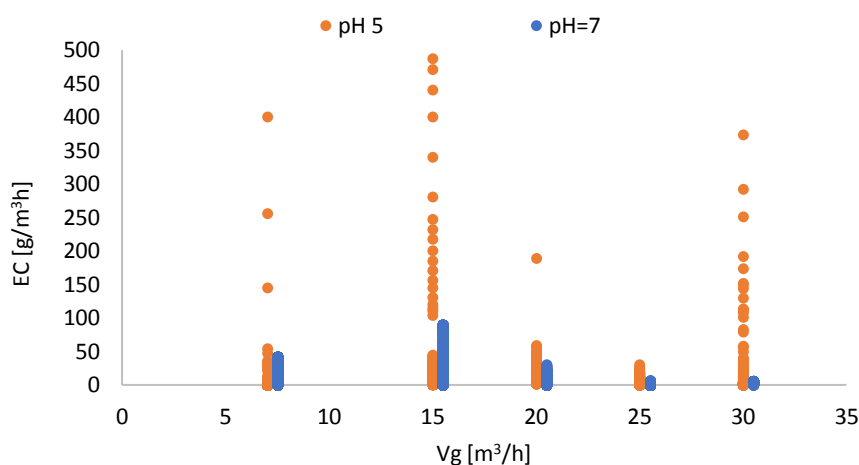
**Rys. 71.** Efektywność biodegradacji LZO w warunkach  $\text{pH} = 7$ ,  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  oraz  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$



**Tabela 50.** Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia LZO ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów:  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 7$ ,  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$

Zakres stężenia [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]	Efektywność [%] w danym zakresie stężenia na wlocie
$50 < C_g < 100$	44,22
$100 < C_g < 150$	50,36
$150 < C_g < 200$	53,88
$200 < C_g < 300$	44,07
$300 < C_g < 400$	34,70
$400 < C_g < 500$	31,08
$500 < C_g < 600$	32,40

Rys. 72 przedstawia zależność pomiędzy zastosowanym natężeniem przepływu fazy gazowej, a specyficzną zdolnością eliminacji LZO. Dla większości zastosowanych natężeń przepływu gazu, widoczna jest wyższa zdolność eliminacji EC przy  $\text{pH} = 5$  cieczy. Najwyższą zdolność eliminacji EC, przy  $\text{pH} = 7$  cieczy, zaobserwowano dla przepływu fazy gazowej  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ , odnotowano wtedy najwyższą efektywność biooczyszczania powietrza  $K = 38,45\%$ . Najniższa zdolność eliminacji EC dla tych warunków została zaobserwowana dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , odnotowano wtedy najwyższe wartości MS, MS  $\bar{s}$  wynosiło wtedy  $16,57 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$ .



**Rys. 72.** Zależność zdolności eliminacji (EC) LZO od natężenia przepływu fazy gazowej ( $V_g$ )  $7 \text{ m}^3/\text{h}$  -  $30 \text{ m}^3/\text{h}$ , w zakresie  $\text{pH}$  fazy ciekłej = 5 i = 7,  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$

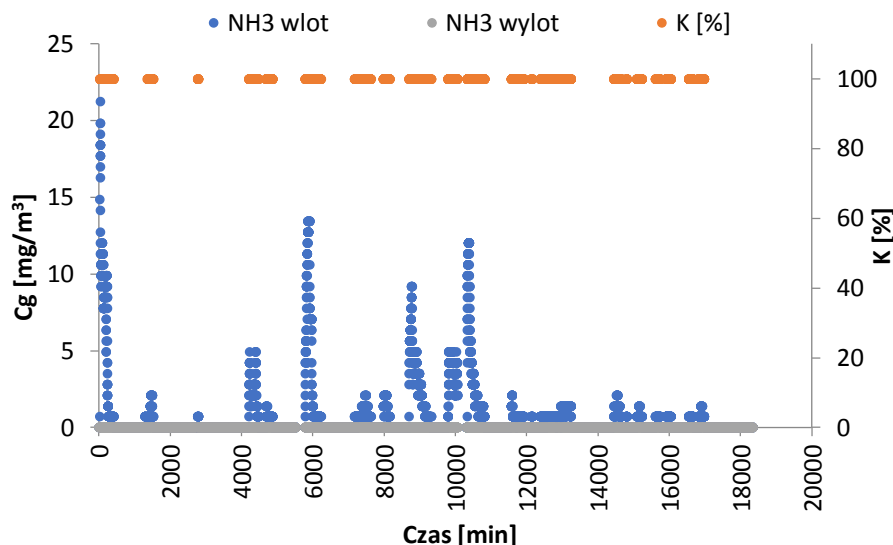
Porównując i podsumowując efektywność biodegradacji LZO przy zastosowaniu różnych przepływów fazy ciekłej (tabela 35, 38, 42 i 43) stwierdzono, iż wyniki uzyskane dla przepływu  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  charakteryzowały się znacznie niższą średnią efektywnością oraz większą wrażliwością układu na skoki stężenia LZO na wlocie do KBT; obserwowano wtedy spadki efektywności biooczyszczania powietrza z LZO. Porównując uzyskane efektywności

dla podobnych wartości MS w warunkach  $\text{pH} = 5$ , ale różnych przepływach fazy ciekłej, stwierdzono, że przy MS w zakresie  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 25,76 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  i w zakresie  $0,05 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 27,27 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , średnia efektywność biooczyszczania powietrza dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  wynosiła  $K = 96,34\%$ ; natomiast dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  wynosiła  $K = 93,19\%$ . Dla MS w zakresie  $0,07 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 53,12 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  oraz w zakresie  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 56,96 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , średnia efektywność biooczyszczania powietrza dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  wynosiła  $K = 83,48\%$ , natomiast dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  wynosiła  $K = 31,08\%$ .

Wyższa efektywność biooczyszczania powietrza uzyskana przy zastosowaniu wyższego przepływu fazy ciekłej, może świadczyć o lepszym wymieszaniu fazy ciekłej i gazowej oraz efektywniejszej wymianie masy. Zwiększona cyrkulacja fazy ciekłej w układzie, może mieć odzwierciedlenie w lepszym zwilżeniu biofilmu na wypełnieniu, większym dostarczeniu wody i składników odżywczych oraz w wymywaniu produktów biodegradacji zapobiegając gromadzeniu się ich w biofilmie. Po przeanalizowaniu początkowego 15 - dniowego okresu testowego ustalono, że skuteczność usuwania LZO osiągnęła wysoki i stały średni poziom  $K = 95 - 99\%$ , z widocznymi chwilowymi spadkami skuteczności w okresach nagłego wzrostu stężenia LZO w gazach wlotowych, po czym nastąpił wzrost efektywności usuwania LZO do wartości  $K$  w zakresie  $95-100\%$ . Powyższa obserwacja pokazuje, że parametry operacyjne KBT w skali pilotażowej są odpowiednio dopasowane do przetwarzania oczekiwanych stężeń zanieczyszczonych gazów, a szybkie dostosowanie inokulum do składu gazu ze zbiornika na odpady tłuszczowe skróciło czas rozruchu KBT.

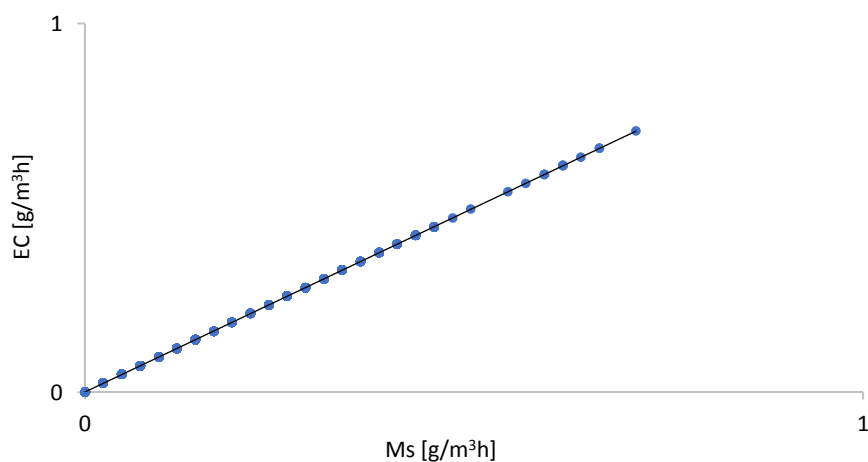
### 7.2.3. Biodegradacja $\text{NH}_3$

Stężenia  $\text{NH}_3$  w gazie ze zbiornika na odpady tłuszczowe na wlocie do KBT wahały się od  $0 \text{ mg}/\text{m}^3$  do  $21,5 \text{ mg}/\text{m}^3$  (rys. 73). Około  $90,0\%$  wyników pomiarów tych stężeń mieściło się w zakresie  $0 \text{ mg}/\text{m}^3 - 5 \text{ mg}/\text{m}^3$ , a  $69,6\%$  wyników pomiarów mieściło się w zakresie  $0 \text{ mg}/\text{m}^3 - 2 \text{ mg}/\text{m}^3$ ; tylko  $0,26\%$  wyników pomiarów zarejestrowało stężenie powyżej  $15 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Jak pokazano na rys. 73, efektywność usuwania  $\text{NH}_3$  z gazu wynosiła powyżej  $99,9\%$ , przy zastosowaniu przepływu cieczy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , dla obu wartości  $\text{pH} = 5$  i  $\text{pH} = 7$  oraz dla wszystkich zastosowanych przepływów fazy gazowej w zakresie  $7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ . Prezentowane wyniki są efektem dobrze dobranej i przystosowanej flory bakteryjnej do biodegradacji zanieczyszczenia oraz wysokiej skuteczności bioreaktorów KBT do usuwania  $\text{NH}_3$  z gazu pochodzącego ze zbiornika na odpady tłuszczowe.



Rys. 73. Efektywność biodegradacji NH<sub>3</sub> w warunkach V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h i V<sub>g</sub> = 7 - 30 m<sup>3</sup>/h

Rys. 74 ilustruje skumulowane wyniki badań bioreaktora w zakresie natężenia przepływu od 7 m<sup>3</sup>/h do 30 m<sup>3</sup>/h, charakteryzując tym samym pracę reaktora KBT, gdy stężenie NH<sub>3</sub> i natężenie przepływu fazy gazowej mogą się zmieniać. W zakresie stężenia NH<sub>3</sub> 0 mg/m<sup>3</sup> - 21,5 mg/m<sup>3</sup>, w całym przedziale badanych parametrów, widoczna jest liniowa zależność EC i MS, która wskazuje na całkowitą degradację zanieczyszczeń wprowadzonych do KBT. Podobnie jak w przypadku H<sub>2</sub>S i LZO, podobnie dla NH<sub>3</sub>, nie zaobserwowano wyraźnego zakrzywienia linii przedstawiającej zależność zdolności eliminacji EC od wlotowego obciążenia masowego MS; to oznacza, że EC krytyczne nie zostało osiągnięte. Reaktor KBT pracuje zatem w reżimie kontrolowanym transportem masy zanieczyszczeń.



Rys. 74. Zależność zdolności eliminacji (EC) NH<sub>3</sub> od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla V<sub>c</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h, V<sub>g</sub> = 7 m<sup>3</sup>/h - 30 m<sup>3</sup>/h

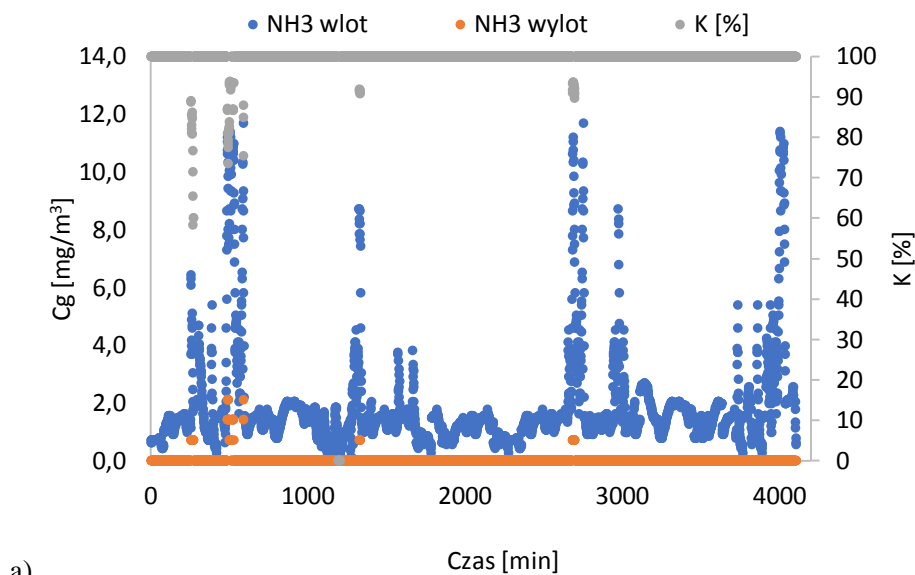
Stężenie  $\text{NH}_3$  w zanieczyszczonym powietrzu dostarczanym do KBT było w zakresie  $0 \text{ mg/m}^3 - 14,88 \text{ mg/m}^3$  (tabele 51 i 52). Wlotowe obciążenie masowe było w zakresie  $\text{MS} = 0 - 0,71 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  i wzrastało wraz ze wzrostem przepływu fazy gazowej; przepływ fazy ciekłej wynosił  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ . Efektywność utrzymywała się dalej na wysokim poziomie, nie spadała poniżej 98%. Spadki efektywności biodegradacji  $\text{NH}_3$  obserwowano wraz z chwilowymi skokami stężenia do ponad  $10 \text{ mg/m}^3$  i zastosowaniu wyższych przepływów gazu. Gdy stężenia  $\text{NH}_3$  na wlocie do KBT były w zakresie  $0 \text{ mg/m}^3 - 10 \text{ mg/m}^3$ , wówczas efektywność utrzymywała się na poziomie 99% - 100% dla przepływów  $7 \text{ m}^3/\text{h} - 20 \text{ m}^3/\text{h}$ . Odnotowano ponadto, iż wraz ze wzrostem przepływu fazy gazowej i tym samym wlotowego obciążenia masowego MS, spadała efektywność biodegradacji. Niewielkie spadki zostały odnotowane dla  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , wraz ze skokami stężenia, zarówno dla  $\text{pH} = 5$  jak i  $\text{pH} = 7$  (rys. 75 i 76). Jednakże należy podkreślić, że spadki efektywności biodegradacji  $\text{NH}_3$  były nieznaczne i chwilowe, maksymalnie do  $K = 98,25\%$  otrzymanego dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  przy  $\text{pH} = 7$  (tabela 52); w znacznej większości okresu pomiarowego obserwowano 99% - 100% efektywność degradacji  $\text{NH}_3$ . Analiza wpływu  $\text{pH}$  na biodegradację  $\text{NH}_3$  podczas zastosowania przepływu fazy ciekłej  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , wskazuje, iż efektywność była wysoka przy obu badanych poziomach  $\text{pH}$ : dla  $\text{pH} = 7$  wynosiła 98,25% - 100% przy  $\text{MS} = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 0,578 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , natomiast dla  $\text{pH} = 5$  wynosiła 99,22% - 100% przy  $\text{MS} = 0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h}) - 0,705 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  (tabela 51 i 52). Wskazaną tendencję potwierdza także, liniowa zależność EC i MS, która wskazuje zarazem na efektywną wymianę masy. Wymiana ta zachodzi dzięki odpowiedniemu wymieszaniu fazy ciekłej i gazowej, usuwanie  $\text{NH}_3$  i ograniczaniu dyfuzji zanieczyszczeń do fazy ciekłej; a nie dzięki metabolizmowi drobnoustrojów.

**Tabela 51.** Zestawienie występujących wartości stężenia  $\text{NH}_3$  ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu  $\text{pH} = 5$ ,  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7 - 30 \text{ m}^3/\text{h}$

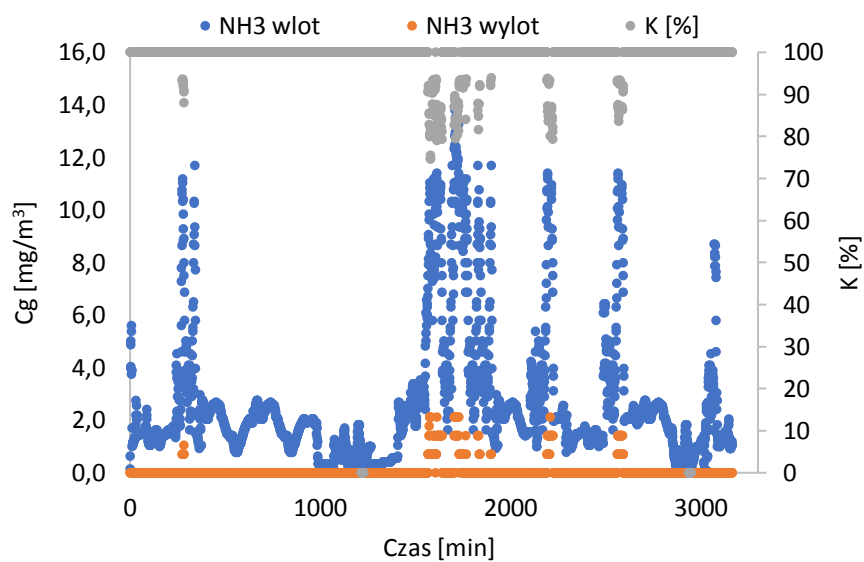
Parametry	$V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ $\text{pH} = 5$				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
$C_g \text{ max [mg/m}^3\text{]}$	2,76	5,38	13,32	11,69	14,10
$C_g \text{ min [mg/m}^3\text{]}$	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$C_g \text{ śr. [mg/m}^3\text{]}$	1,01	1,43	1,79	1,80	2,64
$K \text{ śr. [\%]}$	99,99	99,98	99,94	99,75	99,22
$MS \text{ max [g/(m}^3\text{h)]}$	0,03	0,14	0,44	0,49	0,71
$MS \text{ min [g/(m}^3\text{h)]}$	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$MS \text{ śr [g/(m}^3\text{h)]}$	0,01	0,04	0,06	0,08	0,13

**Tabela 52.** Zestawienie występujących wartości stężenia  $\text{NH}_3$  ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu  $\text{pH} = 7$ ,  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie  $V_g = 7 - 30 \text{ m}^3/\text{h}$

Parametry	$V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ $\text{pH} = 7$				
	$V_g = 7$	$V_g = 15$	$V_g = 20$	$V_g = 25$	$V_g = 30$
$C_g \text{ max [mg/m}^3\text{]}$	2,83	14,88	13,67	13,67	11,55
$C_g \text{ min [mg/m}^3\text{]}$	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$C_g \text{ śr. [mg/m}^3\text{]}$	0,05	1,08	3,09	2,95	1,47
$K \text{ śr. [\%]}$	99,99	99,40	98,59	99,63	98,25
$MS \text{ max [g/(m}^3\text{h)]}$	0,03	0,37	0,46	0,57	0,58
$MS \text{ min [g/(m}^3\text{h)]}$	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$MS \text{ śr [g/(m}^3\text{h)]}$	0,00	0,03	0,10	0,12	0,07

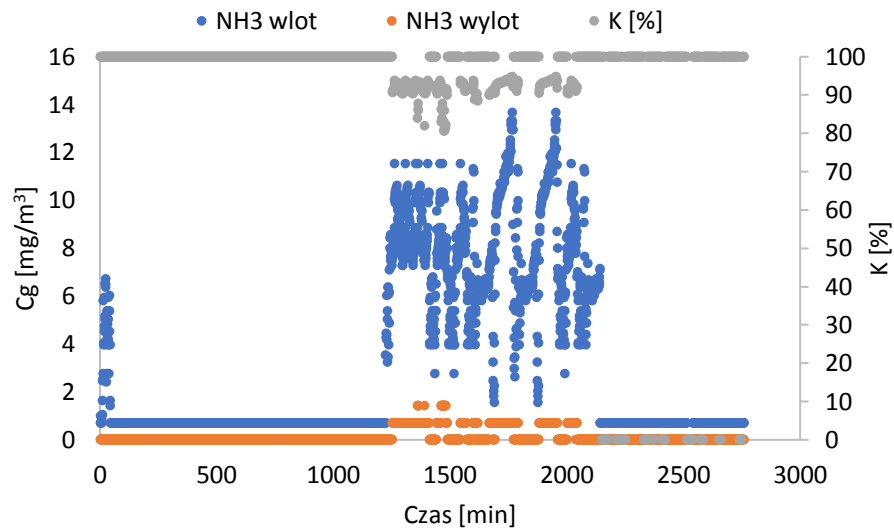


a)

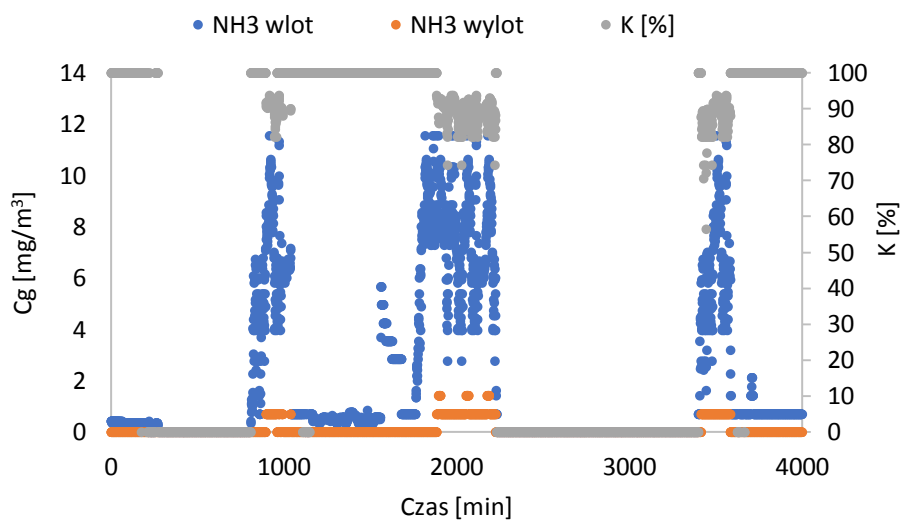


b)

**Rys. 75.** Efektywność biodegradacji  $\text{NH}_3$  w warunkach  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$  oraz a)  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ , b)  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$



a)



b)

**Rys. 76.** Efektywność biodegradacji  $\text{NH}_3$  w warunkach  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 7$  oraz a)  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ , b)  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$

### 7.3. Badania złoża

Wypełnienie bioreaktorów oraz biofiltrów stanowi jeden z najistotniejszych elementów, który wpływa na efektywność i parametry pracy tych instalacji. Wypełnienie, decyduje o skuteczności usuwania zanieczyszczeń oraz o kosztach operacyjnych prowadzenia procesu. Immobilizacja mikroorganizmów w obu oczyszczalniach ścieków nie trwała dłużej niż 7 dni, po czym bioreaktor osiągnął 97-100% efektywność biodegradacji odorów. Wyniki te wskazują

na bardzo dobrą adaptację zastosowanych mikroorganizmów do warunków panujących w reaktorze oraz immobilizację na złożu reaktora KBT, co również potwierdzają kontrolne pomiary ilości mikroorganizmów zawieszonych w cieczy oraz mętności cieczy (rys. 31 i 52). Po dodaniu mikroorganizmów zaobserwowano szybki wzrost mętności, a następnie niewielki spadek w czwartej dobie immobilizacji w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”, a w trzeciej dobie w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice”, wskazując na kolonizację złoża przez bakterie.

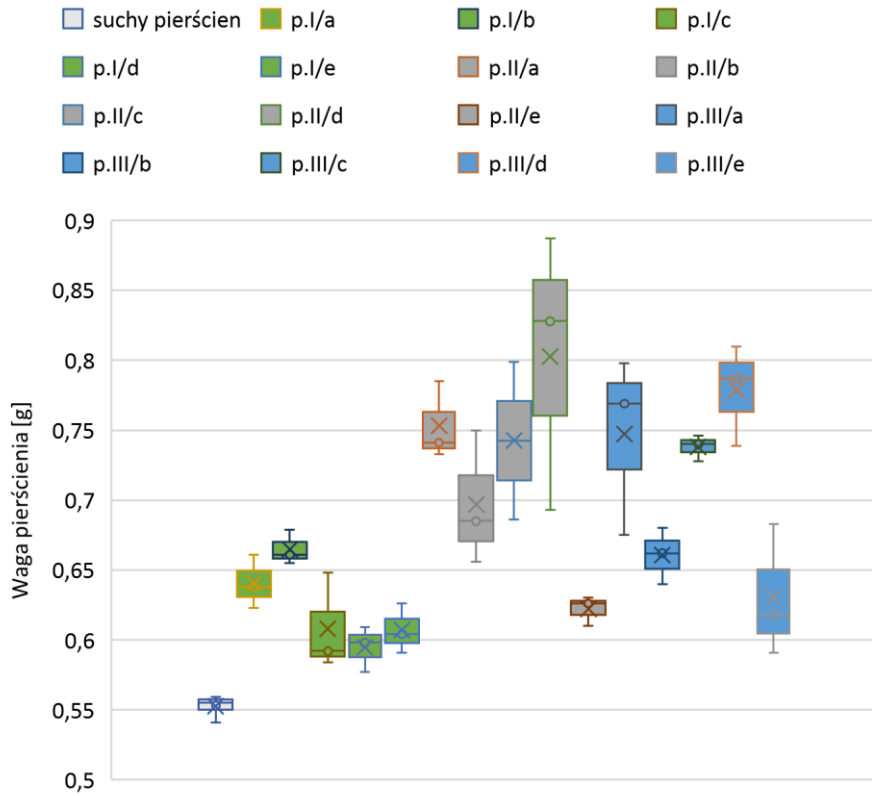


**Rys. 77.** Górna warstwa złoża KBT, po rocznych testach w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”. (Próbki pobrano z czterech miejsc bioreaktora na 3 poziomach wysokości złoża)

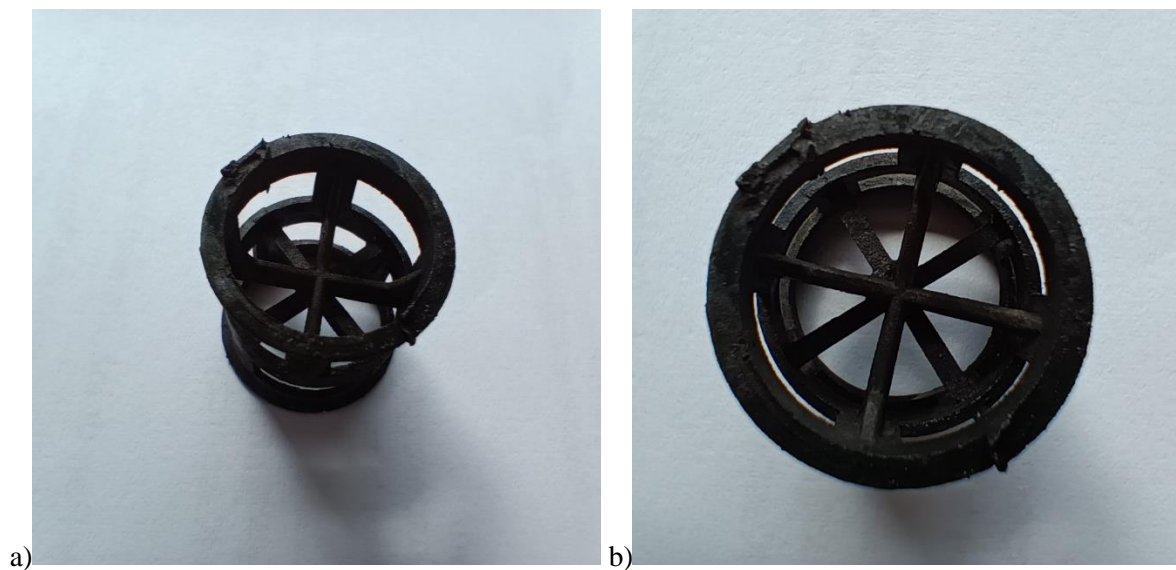
**Tabela 53.** Oznaczenie pobranych próbek

Badany poziom złoża	Przyjęte oznaczenie	Miejsce poboru próbek	Przyjęte oznaczenie
Góra	p.I	Właz rewizyjny	a
Środek	p.II	Tył KBT	b
Dół	p.III	Wlot KBT	c
		Wylot KBT	d
		Środek KBT	e

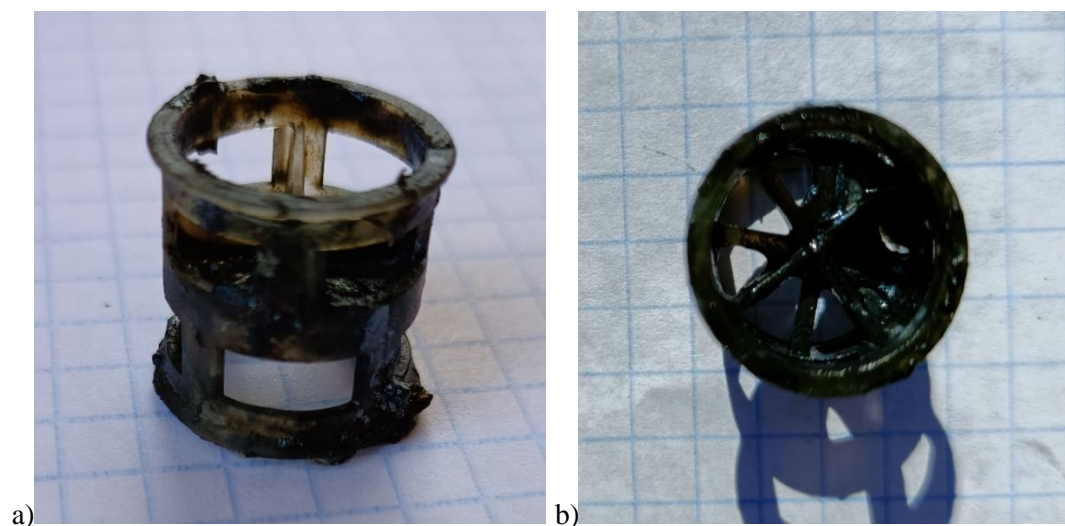




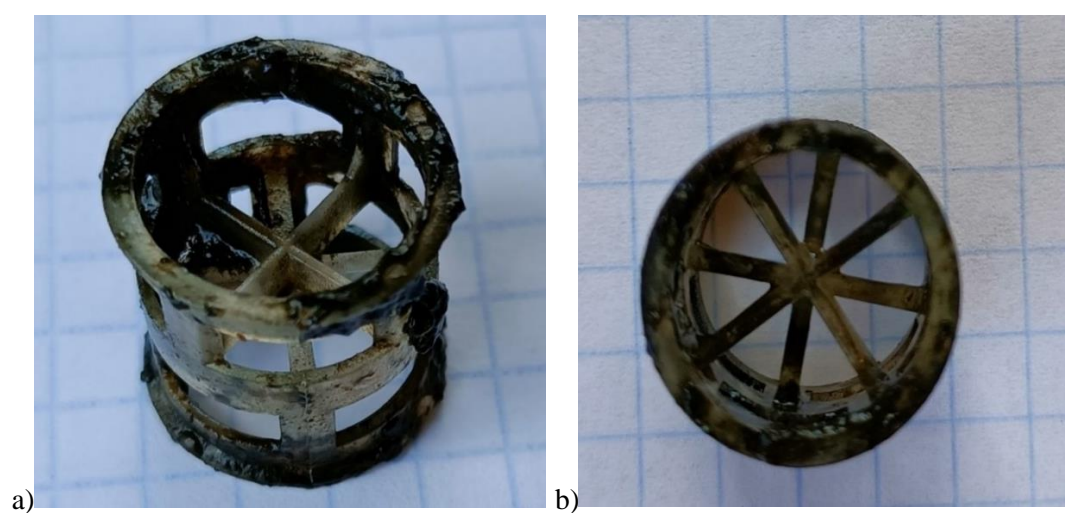
**Rys. 78.** Wykres przedstawiający wagę mokrych pierścieni pobranych z trzech poziomów usypanego złoża, z czterech różnych jego miejsc



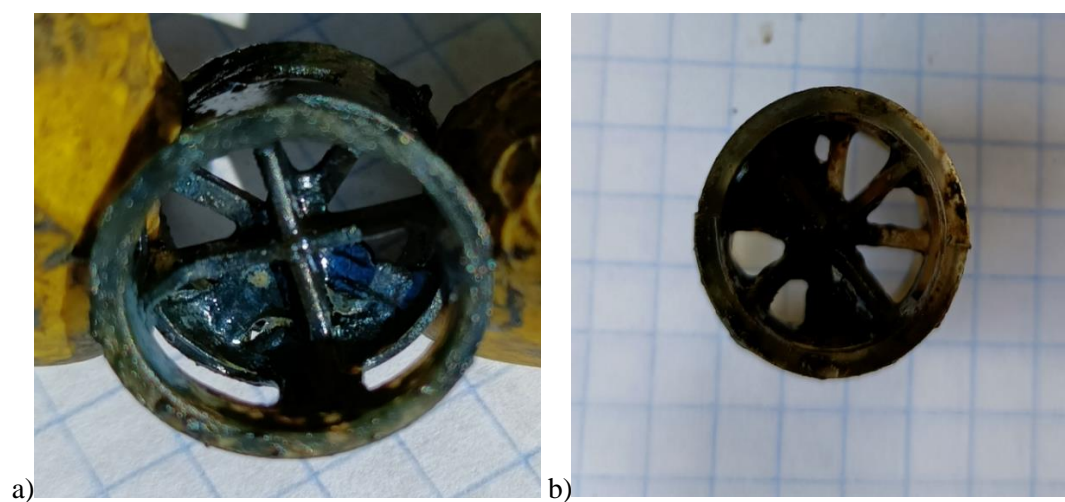
**Rys. 79.** Pierścienie pobrane z górnej warstwy złoża KBT: a) próbka I, b) próbka II



**Rys. 80.** Pierścienie pobrane z środkowej warstwy złoża KBT: a) próbka I, b) próbka II



**Rys. 81.** Pierścienie pobrane z dolnej warstwy złoża KBT: a) próbka I, b) próbka II



**Rys. 82.** Pierścienie pobrane z KBT: a) wylot z KBT, warstwa środkowa; b) wylot z KBT, warstwa dolna

Badania złoża bioreaktora KBT po ponad rocznych testach prowadzonych w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” miały na celu sprawdzenie stanu złoża, stopnia pokrycia złoża biofilmem, sprawdzenia występowania tendencji do zatykania złoża i tworzenia kanalików oraz tendencji do degradacji złoża. Instalacja KBT testowana była przez 15 miesięcy w oczyszczalni ścieków, ze stale recyrkulowaną fazą ciekłą, która w trakcie tego okresu nie była wymieniana. Po tym czasie bioreaktor KBT został zdemontowany i rozkręcony, aby sprawdzić stan złoża. Nie stwierdzono korozji ani żadnych uszkodzeń zarówno zbiornika jak i złoża. Pierścienie na wszystkich poziomach upakowanego złoża były o regularnych kształtach bez odkształceń. Złoże zostało wyczyszczone przy pomocy myjki ciśnieniowej i ponownie użyte do kolejnego etapu badań w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice”.

Próbki złoża pobrane z górnej warstwy, charakteryzowały się najniższą masą (rys. 79). Najwięcej biofilmu zaobserwowano na pierścieniach znajdujących się w środkowej warstwie zbiornika KBT (rys. 80), czyli na głębokości 60 cm usypanego złoża (rys. 78). W dolnej warstwie zbiornika pierścienie były pokryte biofilmem, jednak w mniejszym stopniu niż pierścienie warstwy środkowej (rys. 81). Ponadto, w warstwie dolnej i środkowej usypanego złoża, odnotowano najwięcej biofilmu na pierścieniach znajdujących się przy wylocie gazów z KBT (rys. 82). Powodem tego prawdopodobnie było wywiewanie biofilmu w kierunku wylotu reaktora. Jest to bardzo istotna obserwacja, ze względu na ryzyko ewentualnego zatykania złoża oraz nierównomiernego rozkładu biomasy w złożu, które może prowadzić do tworzenia się kanałów strumieni gazu w złożu. Nie zaobserwowano spadków ciśnienia, które są niepożądanym wskaźnikiem akumulacji biomasy w złożu. Poziomy ciśnienia utrzymywały się praktycznie na stałym poziomie przez cały okres testowania. Ponadto, na całej głębokości złoża nie odnotowano obecności szlamu, ani zbijania czy sklejanego się złoża. Poczynione obserwacje i badania stanu złoża, wskazują na optymalny dobór warunków pracy reaktora KBT i zapobieganie powstawania warunków zatykania złoża.

## **8. Dyskusja Wyników**

Na podstawie wyników testów pracy instalacji usuwania odorów z użyciem Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych (KBT) ustalono, że na efektywność biooczyszczania powietrza (K) największy wpływ ma odczyn fazy ciekłej (pH), intensywność przepływu odorów ( $V_g$ ) i fazy ciekłej ( $V_c$ ), wlotowe obciążenie masowe zanieczyszczeń (MS) i czas przebywania zanieczyszczeń w KBT (tg) jak również rodzaj zastosowanego wypełnienia. Poniżej omówiono wpływ tych parametrów na efektywność usuwania odorów w Kompaktowych Bioreaktorach Trójfazowych adaptowanych do pracy w warunkach rzeczywistych dwóch komunalnych oczyszczalni ścieków.

### 8.1. Wpływ pH

Testy pracy instalacji z użyciem bioreaktora KBT przebiegały przy dwóch różnych wartościach pH fazy ciekłej, tj. pH = 5 i pH = 7. W tych warunkach osiągnięto wysoką efektywność biooczyszczania powietrza z siarkowodoru. Przy czym nieznacznie większą efektywność i jednocześnie większą zdolność eliminacji odorów (EC) odnotowano przy pH = 7, niż przy pH = 5. Różnice te nie są duże, jednakże zauważalne w szczególności przy zastosowaniu najwyższych przepływów fazy gazowej  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  (tabele 10 i 11, rys. 35). W przypadku oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” średnia efektywność (K) usuwania siarkowodoru ( $\text{H}_2\text{S}$ ) była w zakresie (tabele 10 - 13):

- od 71,23% (dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 99,09% (dla  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , dla pH = 7;
- od 53,5% (dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 99,9% (dla  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , dla pH = 5;
- od 99,28% (dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 100% (dla  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , dla pH = 7;
- od 83,59 % (dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 100% (dla  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , dla pH = 5.

Średnia efektywność (K) usuwania siarkowodoru ( $\text{H}_2\text{S}$ ) w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice” była w zakresie (tabele 23, 28, 30 i 32):

- od 91,64% (dla  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 97,77% (dla  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , dla pH = 7;
- od 88,12% (dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 100% (dla  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ) przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , dla pH = 5;

- od 97,7% (dla  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 100% (dla  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , dla  $\text{pH} = 7$ ;
- od 75,46% (dla  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 99,67% (dla  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ) przy  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , dla  $\text{pH} = 5$ .

W prezentowanych badaniach nad usuwaniem  $\text{H}_2\text{S}$  w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” stwierdzono porównywalną zdolność eliminacji  $\text{H}_2\text{S}$  (EC) dla  $\text{pH} = 5$  i  $\text{pH} = 7$ , przy niższych przepływach fazy gazowej, tj.  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ . Natomiast przy zwiększonym natężeniu przepływu fazy gazowej  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ , EC była większa dla  $\text{pH} = 7$ , natomiast dla natężenia przepływu  $20 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $30 \text{ m}^3/\text{h}$  EC była większa dla  $\text{pH} = 5$ . W przypadku wyników uzyskanych w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice”, stwierdzono niewiele większą zdolność eliminacji dla  $\text{pH} = 7$  prawie w całym zakresie przepływu fazy gazowej, tj. od  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  do  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , z wyjątkiem  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ , gdzie wyższą zdolność eliminacji  $\text{H}_2\text{S}$  odnotowano dla  $\text{pH} = 5$  (rys. 58). Przy zmniejszonym natężeniu przepływu fazy ciekłej wynoszącym  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , wyższą zdolność eliminacji odnotowano dla  $\text{pH} = 7$  w przypadku prawie wszystkich zastosowanych przepływów fazy gazowej (z wyjątkiem przepływu  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ ); niewiele wyższe EC osiągnęto dla  $\text{pH} = 5$ .

Średnia efektywność biodegradacji lotnych związków organicznych (**LZO**) w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” wynosiła (tabele 14 - 17):

- od 81,39% (dla  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 95,64% (dla  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 7$ ;
- od 47,8% (dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 99,9% (dla  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 5$ ;
- od 77,16% (dla  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 99,99% (dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 7$ ;
- od 79,87 % (dla  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 99,99% (dla  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 5$ .

Średnia efektywność biodegradacji **LZO** w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice” była w zakresie (tabele 35, 39, 42, i 43):

- od 27,85% (dla  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 41,49% (dla  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 7$ ;
- od 36,21% (dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 96,34% (dla  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 5$ ;
- od 25,54% (dla  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 38,45% (dla  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 7$ ;

- od 15,54% (dla  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 93,19% (dla  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 5$ .

Średnia efektywność usuwania LZO w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice” jest wyraźnie mniejsza, niż w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” (tabela 41, 50, rys. 44, 45, 65, 70, 71). Tendencja ta jest spowodowana gwałtownym spadkiem temperatury powietrza atmosferycznego w otoczeniu KBT w nocy i o poranku doby pomiarowej. Taka sytuacja powodowała wzmożone skraplanie gazów w przewodzie doprowadzającym zanieczyszczone powietrze do reaktora KBT, a skropliny powodowały zawilgocenie detektorów w miernikach stężenia LZO. W celu przeciwdziałania tym sytuacjom, usuwano skropliny, izolowano rurki pianką poliuretanową i kablem grzejnym oraz instalowano dodatkowe filtry. Po wprowadzeniu tych środków zaradczych, efektywność usuwania LZO osiągała poziom  $K = 90\% - 95\%$ , jednak z chwilowymi spadkami tych wartości w okresach nagłego wzrostu stężenia LZO w gazach wlotowych; po tych epizodach następował ponowny wzrost efektywności do  $95\% - 100\%$  (tabela 45, rys. 65).

Średnia efektywność usuwania amoniaku ( $\text{NH}_3$ ) w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice” w środowisku o  $\text{pH} = 5$  jak i  $\text{pH} = 7$  była wysoka (tabele 51 i 52, rys. 73 i 75 - 76) i wynosiła:

- od 99,9% do 100% w całym zakresie  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 7$ ;
- od 99,9% do 100%, w całym zakresie  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 5$ ;
- od 98,25% (dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 100% (dla  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 7$ ;
- od 99,22% (dla  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ) do 100% (dla  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ), przy  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 5$ .

W oczyszczalni ścieków "Klimzowiec" nie prowadzono oczyszczania powietrza z  $\text{NH}_3$  z powodu jego braku ( $C_g = 0,00 \text{ ppm}$ ) lub zawartości poniżej wartości dopuszczalnej, określonej rozporządzeniem (Dz. U. 2010 nr 16 poz. 87).

Przedstawione powyżej dane potwierdzają i w istotny sposób uzupełniają dotychczasową wiedzę w zakresie wpływu  $\text{pH}$  na efektywność i zdolność eliminacji odorów z powietrza w oczyszczalniach ścieków. Wyniki omawianych badań wskazują na prawidłowość, iż zastosowanie  $\text{pH} = 7$  cieczy jest optymalne dla zastosowania KBT do usuwania odorów w badanych oczyszczalniach ścieków. Ten sam wniosek sformułowali wcześniej inni autorzy,

według których środowisko obojętne i lekko zasadowe intensyfikują wymianę masy, sprzyjając w ten sposób większej efektywności usuwania H<sub>2</sub>S (Cheng i in., 2018; Jia i in., 2022). Efektywność usuwania H<sub>2</sub>S w zakresie 82% - 100% osiągnięto w środowisku o pH między 7 i 9, przy użyciu inokulum uzyskanego ze zbiornika beztlenowego oczyszczalni ścieków (Zhuo i in. 2019). Według Fortuny i in. (2011) efektywność biodegradacji H<sub>2</sub>S jest niewrażliwa na spadek pH, natomiast wzrost pH istotnie wpływał na większą aktywność mikroorganizmów i biodegradację H<sub>2</sub>S w bioreaktorze. W kwaśnym środowisku mocno zmniejsza się różnorodność mikroorganizmów z dominacją bakterii utleniających siarkę; jednakże według badań Zhang i in., (2021) pH = 1,2 zapewniło najskuteczniejsze usuwanie H<sub>2</sub>S i siloksanów z biogazu z użyciem bioreaktora posiadającego w złożu szczep *Acidithiobacillus* sp. przy stężeniach H<sub>2</sub>S w zakresie 400 ppm - 600 ppm. Według Yang i Allen (1994) duża skuteczność usuwania H<sub>2</sub>S jest zależna również od pH poniżej 3,2. Przyjmuje się, że przedział pH = 6 - 8 jest preferowanym także dla utrzymywania wysokiej aktywności i wzrostu mikroorganizmów zdolnych do biodegradacji LZO (Ralebitso-senior i in., 2012; Fulazzaky i in., 2014). Lekko zasadowy odczyn fazy ciekłej ułatwia rozwój bakterii utleniających siarkę (Kim i Deshusses, 2005; Cheng i in., 2018). W innych pracach, wysoką zdolność eliminacji LZO osiągnięto w środowisku kwaśnym. Warunki takie (pH = 3,04 - 4,5) prawdopodobnie sprzyjają rozwojowi grzybów (Garcia-Pena i in., 2001; Estevez i in., 2005) i mikroorganizmów ekstremofilnych (Garcia-Pena i in., 2001; Aydin i in., 2012; Morales i in., 2017). Według Cox i Deshusses (2002), efektywność biodegradacji toluenu i H<sub>2</sub>S z odorów nie zależy od pH. Gdy produkty metaboliczne biodegradacji H<sub>2</sub>S powodują spadek pH cieczy, obserwuje się mniejszą rozpuszczalność zanieczyszczeń w fazie ciekłej (Khoshnevisan i in., 2017; Jia i in., 2022). Konieczne są wówczas działania stabilizujące pH, poprzez dozowanie roztworów buforowych do cieczy, aby zapobiec spowolnieniu absorpcji i zmniejszeniu szybkości degradacji H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub> i LZO. Preferowanym zakresem pH dla mikroorganizmów degradujących NH<sub>3</sub>, są znacznie węższe jego zakresy, niż w przypadku H<sub>2</sub>S (Jiang i in., 2009, Ramirez i in. 2009, Hernandez i in., 2012). Optymalne zakresy dla bakterii utleniających NH<sub>3</sub> oraz bakterii utleniających azotyny wynoszą pH = 6,0 - 9,0 dla szczepu *Nitrosomonas*, a pH = 7,3 - 7,5 dla szczepu *Nitrobacter* (Alinezhad i in., 2019).

W testowanej instalacji oczyszczania powietrza w oczyszczalniach ścieków "Klimzowiec" i "Tychy-Urbanowice" stwierdzono krótkotrwałe istotne wahania pH fazy ciekłej, z powodu niestabilności stężenia H<sub>2</sub>S i natężenia jego emisji w okresach ciepłych i z powodu stabilności w okresach zimowych (tabele 10 - 13). Za niezbędne uznano podawanie

roztworów buforowych do KBT, w celu stabilizacji pH. Niewiele wyższą efektywność oczyszczania powietrza z odorów osiągnięto przy zastosowaniu  $\text{pH} = 7$ , z wyjątkiem momentów ze zwiększonym przepływem fazy gazowej  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  (wtedy obserwowano spadki efektywności dla obu wartości pH). Z uwagi na niewielkie różnice w efektywności procesu biodegradacji, wystarczająca jest stabilizacja pH do wartości  $\text{pH} = 5$ , poprzez dozowanie roztworów buforowych. Zastosowanie  $\text{pH} = 5$  nie powoduje znacznego spadku efektywności, jak również inhibicji aktywności mikroorganizmów, ponadto nie dochodzi do zatykania złoża ani korozji KBT. Podsumowując stwierdzono, że uzyskane w pracy wyniki wskazują, iż efektywność usuwania odorów była wysoka przy obu utrzymywanych poziomach pH i wynosiła najczęściej od 97% do 99% dla  $\text{H}_2\text{S}$  (tabele 10 - 13, 23, 28, 30 i 42); od 83% do 97% dla LZO (tabele 18 - 21, 35, 38 i 42 - 43) oraz od 98% do 99% dla  $\text{NH}_3$  (tabele 51 - 52, rys. 73). Prowadzenie testów instalacji w oczyszczalniach "Klimzowiec" i "Tychy-Urbanowice" przy zachowaniu  $\text{pH} = 5$  i  $\text{pH} = 7$  a nie innego był uzasadniony.

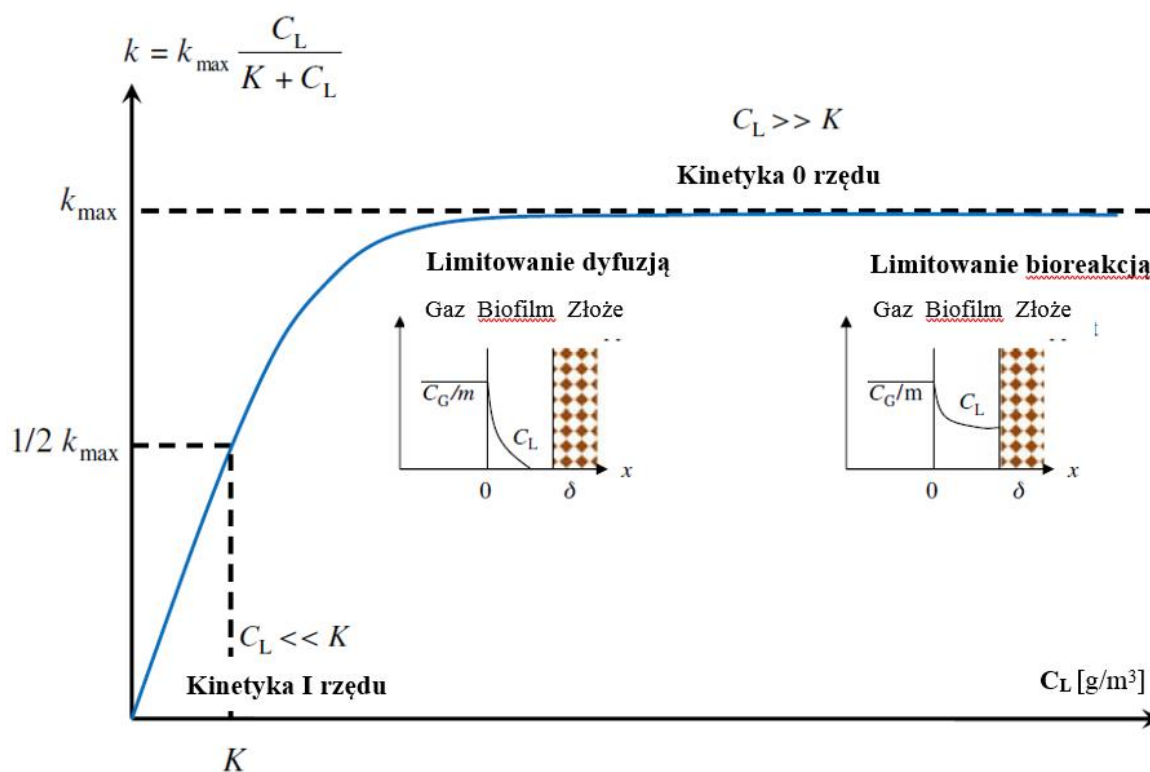
Temperaturę fazy ciekłej w KBT utrzymywano zgodnie z sugestiami na stałym poziomie  $25 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$  w obydwu omawianych oczyszczalniach ścieków komunalnych: „Klimzowiec” i „Tychy-Urbanowice” przez cały okres prowadzenia badań, w celu uzyskania optymalnej aktywności użytych mikroorganizmów.

## 8.2. Wpływ intensywności przepływu fazy gazowej, wlotowego obciążenia masowego oraz czasu przebywania zanieczyszczeń w KBT

Omówione wcześniej wyniki pomiaru wskaźników charakteryzujących proces usuwania odorów z powietrza emitowanego z oczyszczalni ścieków "Klimzowiec" i oczyszczalni ścieków "Tychy-Urbanowice" potwierdzają odnotowaną wcześniej przez innych autorów prawidłowość, istotnego wpływu intensywności przepływu fazy gazowej i czasu zatrzymania zanieczyszczeń w złożu na efektywność usuwania odorów. Prawidłowość ta wynika z mechanizmu biodegradacji odorów w bioreaktorze KBT (Kasperczyk i in. 2023). Biodegradacja ta odbywa się dwuetapowo, tj. najpierw zanieczyszczenie jest usuwane drogą absorpcji z fazy gazowej do ciekłej, a w drugim etapie jest ono dyfundowane do biofilmu bakteryjnego i metabolizowane przez mikroorganizmy (Barbusiński i in. 2021). Ocena kąta nachylenia krzywej kinetyki degradacji i wyznaczenie maksymalnej zdolności eliminacji umożliwiają ocenę, w jakim kroku/reżimie znajduje się dana biodegradacja w KBT (rys. 83). Kinetyka I rzędu występuje wówczas, gdy stężenie zanieczyszczenia w cieczy ( $C_L$ ) jest niskie



( $C_L \ll K$ ), wtedy szybkość reakcji jest proporcjonalna do stężenia zanieczyszczenia; biodegradacja limitowana jest wówczas dyfuzją. Natomiast kinetyka 0 (zero) rzędu ma miejsce przy dużych stężeniach zanieczyszczenia w cieczy ( $C_L$ ) ( $C_L \gg K$ ), wówczas szybkość reakcji jest stała i niezależna od stężenia zanieczyszczenia; biodegradacja jest wtedy limitowana bioreakcją (Devinny i in., 1999; Soreanu i Dumont, 2020).

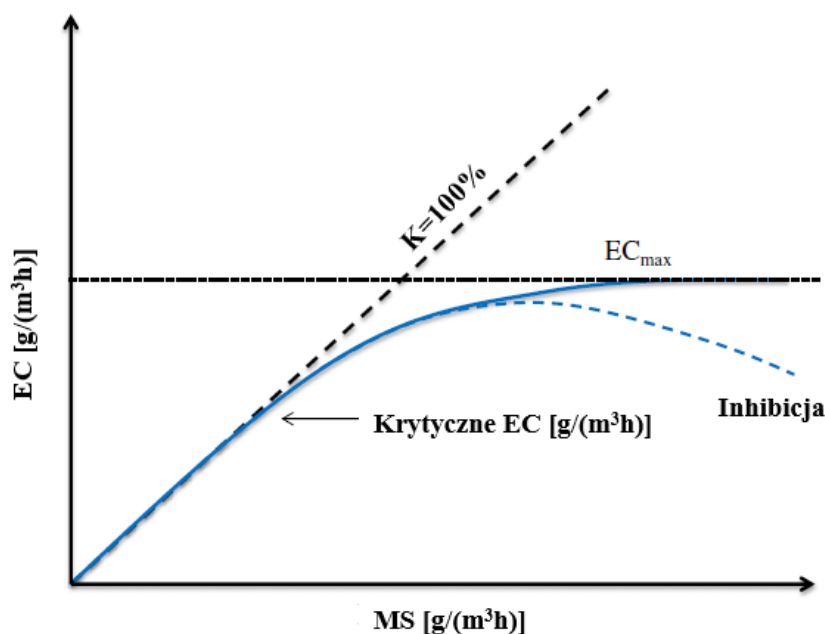


**Rys. 83.** Kinetyka biodegradacji, według równania Michaelisa-Menten, w zależności od stężenia zanieczyszczenia (wg Devinny i in., 1999; Soreanu i Dumont, 2020)

Objaśnienia:  $C_L$  – stężenia zanieczyszczenia w cieczy

Efektywność biodegradacji odorów zmienia się w zależności od stężenia zanieczyszczeń, przepływu fazy gazowej i ciekłej (Devinny i in., 1999). Natomiast zdolność eliminacji (EC) pozwala na bezpośrednie porównanie wyników z różnych systemów, ponieważ uwzględnia ich objętość oraz przepływ gazu. Równie istotnym parametrem bezpośrednio wpływającym na efektywność instalacji z użyciem KBT jest wlotowe obciążenie masowe zanieczyszczeniem (MS) wprowadzone do instalacji. Zależność zdolności eliminacji od wlotowego obciążenia masowego przedstawiono na Rys. 84. W warunkach niskiego wlotowego obciążenia masowego jest ono równe zdolności eliminacji zanieczyszczeń. Zwiększając wartość MS osiąga się punkt krytycznej zdolności eliminacji EC, powyżej którego

następuje spadek efektywności biodegradacji (Soreanu i Dumont, 2020). W przypadkach gdy przepływ gazu zostanie zwiększony lub zmniejszona objętość złoża, wtedy czas przebywania zanieczyszczeń w reaktorze zostanie skrócony i zanieczyszczenie może nie mieć wystarczającego czasu na dyfuzję do biofilmu.



**Rys. 84.** Efektywność biodegradacji i zależność zdolności eliminacji EC od wlotowego obciążenia masowego MS (wg Soreanu i Dumont, 2020)

Z kolei, gdy stężenie odoru będzie wzrastać, a czas zatrzymania zanieczyszczeń w złożu będzie stały, wówczas mikroorganizmy mogą nie być w stanie przyjąć takiego stężenia odoru, czego efektem będzie większe stężenie na wylocie z reaktora (Devinny i in., 1999; Wu i in., 2018). Skuteczność eliminacji zanieczyszczeń jest z kolei duża, gdy obciążenia są małe, a mała gdy obciążenia są duże; duże obciążenia mogą bowiem prowadzić do koncentracji zanieczyszczeń w instalacji, zakwaszenia układu i zatrucia mikroflory (Kennes i Veiga, 2001). Może być również na odwrót, że duże stężenia zanieczyszczeń są degradowane z większą efektywnością. Okresowe wygłodzenie mikroorganizmów (Kennes i Veiga, 2001) podczas przestojów pracy i przerw świątecznych, może z kolei powodować wzrost efektywności, nawet przy dużych obciążeniach ładunkiem zanieczyszczeń. Trzeba się jednak liczyć z szybkim wzrostem biomasy i koniecznością usuwania jej nadmiaru, w celu uniknięcia ewentualnego zapychania złoża oraz wzrostu oporów przepływu. Zapychania się złoża można uniknąć przez jego przepłukiwanie na zmianę przeciw- i współprądowo (Smith i in., 1996; Smith i in., 1998), a ponadto przez zastosowanie okresowo wyższych przepływów fazy ciekłej (Laurenzis i in., 1998), przez wprowadzenie mikroorganizmów drapieżnych które będą żywić się biomasą (Cox and

Deshusses, 1999) i przez okresowe ograniczenie ilości składników odżywczych (Weber i Hartmans, 1996; Cox i in., 1998; Holubar i in., 1999).

Przyjmuje się, że wraz z wydłużeniem czasu przebywania/zatrzymania zanieczyszczeń w reaktorze wzrasta efektywność ich biodegradacji (Devinny i in., 1999; An i in., 2010; Rene i in., 2010; Hernandez i in., 2013). Parametr ten jest bezpośrednio powiązany z objętością złoża i wpływa na wielkość całej instalacji i na koszty. W warunkach małego obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń, zdolność eliminacji jest zwykle równa obciążeniu, wtedy efektywność biooczyszczania osiąga 100%. Wraz ze stopniowym zwiększaniem obciążenia instalacji, system będzie utrzymywał 100% efektywność do momentu, kiedy nie zostanie przekroczone krytyczne obciążenie systemu ładunkiem zanieczyszczeń (Kennes i Veiga, 2001). Jeśli natężenie przepływu gazu zostanie zwiększone i tym samym obniżony czas zatrzymania, wówczas zanieczyszczenie może nie mieć wystarczająco dużo czasu na absorpcję z fazy gazowej do ciekłej i dyfuzję w cieczy do biofilmu, w którym zachodzi biodegradacja (Wu i in., 2018). Podobna sytuacja jest w momencie nagłych skoków stężenia zanieczyszczenia, kiedy to istnieje ryzyko niecałkowitego wchłonięcia zanieczyszczenia do fazy ciekłej i biofilmu. Wtedy część zanieczyszczenia może przepłynąć przez system, ujawniając chwilowy wzrost stężenia na wylocie instalacji i tym samym chwilowy spadek efektywności.

Zakres testowanego w oczyszczalni ścieków "Klimzowiec" i oczyszczalni ścieków "Tychy-Urbanowice" przepływu fazy gazowej wynosił od 7 m<sup>3</sup>/h do 30 m<sup>3</sup>/h, co odpowiada czasowi zatrzymania zanieczyszczeń w złożu w zakresie od 1,2 minuty do 5,1 minuty. Przy zastosowaniu przepływu cieczy o wartości  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , zależność zdolności eliminacji H<sub>2</sub>S od zadanego przepływu fazy gazowej w zakresie od 7 m<sup>3</sup>/h do 30 m<sup>3</sup>/h wyglądała podobnie w obu oczyszczalniach ścieków. Wraz ze zwiększaniem przepływu fazy gazowej od 7 m<sup>3</sup>/h do 20 m<sup>3</sup>/h (w przypadku oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”) i od 7 m<sup>3</sup>/h do 25 m<sup>3</sup>/h (oczyszczalnia ścieków „Tychy-Urbanowice”) odnotowywano wzrost zdolności eliminacji EC (rys. 38 i 58). Optymalny przepływ fazy gazowej, przy którym osiągnięto maksymalne EC, wynosił  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h} - 25 \text{ m}^3/\text{h}$ , co odpowiada czasowi zatrzymania  $t_g = 1,44 \text{ minuty} - 1,8 \text{ minuty}$  (rys. 38, 41 i 58).

W oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” bioreaktor osiągnął najwyższą efektywność degradacji H<sub>2</sub>S przy przepływie fazy gazowej  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ , co odpowiada czasowi zatrzymania  $t_g = 5,14 \text{ minuty}$  i  $t_g = 1,8 \text{ minuty}$ , dla wartości pH = 7 i pH = 5 (tabela 10 - 13, rys. 33 - 35a). Zastosowanie przepływu  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  i obniżenie tym samym czasu zatrzymania do 1,2 minuty skutkowało obniżeniem efektywności i zdolności eliminacji odorów

(tabela 10 i 11). Zgodnie z Ottengraf (1987) przyjęto, że dla  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $t_g = 5,1$  minuty) specyficzna zdolność eliminacji i wlotowe obciążenie masowe wykazują największe dopasowanie punktów do linii trendu tej zależności, co może oznaczać, że szybkość przenoszenia masy z gazu do cieczy, a nie metabolizm drobnoustrojów, decyduje o zmniejszeniu efektywności usuwania  $\text{H}_2\text{S}$ . To samo dotyczy przepływów  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $t_g = 2,4$  minuty) i  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $t_g = 1,44$ ), dla których zaobserwowano także liniową zależność zdolności eliminacji EC od wlotowego obciążenia masowego MS. Porównując średnią efektywność osiągniętą dla przepływów fazy gazowej  $15 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $25 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $30 \text{ m}^3/\text{h}$  w tych samych warunkach pH i  $V_c$  oraz podobnych zakresach stężeń  $\text{H}_2\text{S}$ , stwierdzono, że najniższa efektywność została uzyskana dla najwyższego przepływu fazy gazowej  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $K = 53,5\%$ , podczas gdy dla  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $K = 80,2\%$ ; natomiast dla  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$   $K = 92,64\%$  (tabela 11). Zbliżając się do intensywności przepływu  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $t_g = 1,2$  minuty), zaobserwowano więcej odchyleń od liniowej zależności między EC a MS, zwłaszcza dla pH = 7 (rys. 40). Natomiast nie zaobserwowano zakrzywienia linii trendu zależności EC od MS, co świadczy o tym, że krytyczna zdolność eliminacji (EC krytyczne) nie została osiągnięta i proces znajduje się w obszarze dyfuzyjnym (tj. praca KBT znajduje się w reżimie kontrolowanym wymianą masy). Z powyższej dyskusji wynika, że intensywność przepływu  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  jest zbyt duża, a odpowiadający jej czas zatrzymania  $t_g = 1,2$  minuty jest za krótki by osiągnąć ponadprzeciętną (np. > 90%) efektywność usuwania odorów i dużą zdolność ich eliminacji. Wyższe stężenie  $\text{H}_2\text{S}$  w zanieczyszczonym powietrzu wprowadzanym do bioreaktora prowadzi bowiem do nadmiernego ładunku zanieczyszczeń. Wniosek ten jest zgodny z wynikami badań nad biodegradacją  $\text{H}_2\text{S}$  przeprowadzoną wcześniej m.in. przez Yang i Allen (1994), którzy przetestowali biofiltr w skali laboratoryjnej. Stwierdzili oni, że zadowalająca eliminacja  $\text{H}_2\text{S}$  jest możliwa do osiągnięcia przy większych wartościach stężenia zanieczyszczeń, tylko przy zmniejszonych natężeniach przepływu gazu.

Wyniki uzyskane w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice” w warunkach przepływu gazu  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ , wskazują na wysoką efektywność biodegradacji  $\text{H}_2\text{S}$ ; wynosiła ona  $K = 94,78\%$  dla pH = 7 i  $96,49\%$  dla pH = 5 (tabele 23 i 28, rys. 55b). Zaobserwowano prawidłowość, że dla warunków pH = 7, zdolność eliminacji EC jest liniowo związana z określonym ładunkiem zanieczyszczeń (rys. 61). Prawidłowość ta wskazuje, że szybkość transferu masy z gazu do cieczy, jest czynnikiem ograniczającym usuwanie  $\text{H}_2\text{S}$ , co jest zgodne z wcześniejszymi obserwacjami Ottengrafa (1987). Natomiast przy zastosowaniu pH = 5 odnotowano więcej odchyleń od liniowego trendu zależności zdolności eliminacji EC od MS.

Zgodnie z Jin i in. (2005) przyjęto, że gdy stężenie w fazie gazowej było małe, wówczas transport masy było procesem ograniczającym szybkość biodegradacji.

Powyższa dyskusja wskazuje, że przenoszenie masy na granicy faz gaz-ciecz jest czynnikiem ograniczającym biodegradację. Pomimo pojawiających się odchyłeń od krzywej zależności zdolności eliminacji (EC) od wlotowego obciążenia masowego (MS), zachowany jest liniowy trend tej zależności. Nie zaobserwowano widocznego momentu zakrzywienia prostej, które oznaczałoby osiągnięcie EC krytycznego, co także potwierdza, że proces biodegradacji  $H_2S$  jest limitowany dyfuzją. Natomiast odchylenia od liniowości mogły się zdarzyć sporadycznie, z uwagi na wykonywanie badań w warunkach nieoptymalnych (rzeczywistych); a to skutkowało wykraplaniem się cieczy w przewodach doprowadzających gaz.

Porównując średnią efektywność biodegradacji LZO osiągniętą dla przepływu fazy gazowej  $7\text{ m}^3/\text{h}$  i  $30\text{ m}^3/\text{h}$  w tych samych warunkach pH i  $V_c$  oraz dla podobnych zakresów stężeń LZO, uzyskano znacznie mniejszą efektywność dla  $V_g = 30\text{ m}^3/\text{h}$  wynoszącą  $K = 47,8\%$ ; podczas gdy dla  $V_g = 7\text{ m}^3/\text{h}$  efektywność wynosiła  $K = 99,9\%$  (tabela 18). Do podobnych obserwacji doszli wcześniej Lebrero i in., (2012), którzy badali biodegradację LZO (merkaptan metylowy, toluen, heksan i alfa-piren) w bioreaktorze ze stałym złożem, przy różnych czasach zatrzymania zanieczyszczeń w złożu. Wraz z obniżaniem czasu zatrzymania spadała efektywność biodegradacji, osiągając najmniejsze wartości oraz gromadziły się toksyczne metabolity.

Degradacja  $NH_3$  w okresie prowadzenia badań osiągnęła dużą skuteczność, wynoszącą blisko 100%. Było to możliwe w warunkach  $pH = 5$  i  $pH = 7$  oraz przy intensywności przepływu  $V_c = 7\text{ m}^3/\text{h}$  (rys. 73 i 74). W przypadku testowania przepływu fazy ciekłej na poziomie  $V_c = 3,5\text{ m}^3/\text{h}$ , efektywność usuwania  $NH_3$  była w zakresie od 99,22% (dla  $V_g = 30\text{ m}^3/\text{h}$ ) do blisko 100% (dla  $V_g = 7\text{ m}^3/\text{h}$ ) (tabele 51 i 52, rys. 75 i 76). W warunkach  $pH = 5$  dłuższy czas zatrzymania w KBT wynoszący  $t_g = 5,1$  minuty zapewnił bliskie 100% usunięcie  $NH_3$  (tabela 51). Wraz ze skróceniem czasu zatrzymania, efektywność malała, osiągając kolejno  $K = 99,98\%$  dla  $t_g = 2,4$  minuty,  $K = 99,94\%$  dla  $t_g = 1,8$  minuty,  $K = 99,75\%$  dla  $t_g = 1,44$  minuty oraz efektywność  $K = 99,22\%$  dla  $t_g = 1,2$  minuty (tabela 51). Porównywalne wyniki uzyskano dla warunków  $pH = 7$ ; osiągnięto bowiem  $K = 100\%$  dla najdłuższego czasu zatrzymania  $t_g = 5,1$  minuty, a ponadto osiągnięto kolejno  $K = 99,4\%$  dla  $t_g = 2,4$  minuty,  $K = 98,59\%$  dla  $t_g = 1,8$  minuty,  $K = 99,63\%$  dla  $t_g = 1,4$  minuty oraz efektywność  $K = 98,25\%$  dla  $t_g = 1,2$  minuty (tabela 52, rys. 76). Jednoczesne występowanie  $H_2S$  i  $NH_3$  w składzie odorów może prowadzić

do obniżenia efektywności biodegradacji, gdyż  $H_2S$  niekiedy wywołuje hamowanie nitrifikacji, z uwagi na mniejszą rozpuszczalność  $NH_3$  w wodzie (Liu i in. 2020). Do takiej sytuacji w oczyszczalniach ścieków "Klimzowiec" i "Tychy-Urbanowice" jednak nie doszło, o czym świadczy duża i stabilna wartość efektywności  $K = 99\% - K = 100\%$  (tabele 51 i 52, rys. 73, 75 i 76).

### 8.3. Wpływ intensywności przepływu fazy ciekłej

Natężenie przepływu krążącej w układzie cieczy ( $V_c$ ) bezpośrednio wpływa na utrzymanie stabilnych warunków sprzyjających efektywności reakcji biologicznych m.in. poprzez absorpcję zanieczyszczeń, stopień zwilżenia biofilmu na wypełnieniu, dostarczanie wody i składników odżywczych, a także wpływa na usuwanie/wymywanie produktów biodegradacji ze złoża bioreaktora. Produkty te w przeciwnym przypadku gromadziłyby się w biofilmie, osiągając toksyczne stężenie (Wu i in., 2018). Prędkość przepływu fazy ciekłej ma duże znaczenie dla bioeliminacji związków hydrofobowych (Cheng i in., 2016). Ciągłe monitorowanie i regulacja parametrów chemicznych w recyrkulowanej cieczy pozwala na lepszą kontrolę aktywności drobnoustrojów w biofilmie; kontrola ta jest możliwa w instalacji z użyciem KBT, gdyż jest zautomatyzowana. Zbyt niskie przepływy fazy ciekłej mogą powodować niecałkowite i zbyt wolne usunięcie wytworzonych kwaśnych produktów oraz powodować nadmierny spadek pH, prowadzący do inhibicji aktywności mikroorganizmów (Diks i Ottengraf, 1991; Oh i Bartha, 1994). Przyjmuje się, że zwiększenie zdolności do eliminacji odorów obserwuje się przy większej prędkości przepływu cieczy, na skutek zwiększenia powierzchni zwilżenia biofilmu (Diks i Ottengraf, 1991; Okkerse i in., 1999) lub zmniejszenia oporów przenoszenia masy w fazie ciekłej (Hartmans i Tramper, 1991). Kierunek przepływu fazy ciekłej względem fazy gazowej zaleca się by był współprądowy, z uwagi na pojawiające się w przeciwnym kierunku ryzyko wystąpienia wypierania/odpędzania zanieczyszczeń z fazy ciekłej w stronę wylotu gazów z reaktora; to powoduje zmniejszenie efektywności biodegradacji (Kennes i Veiga, 2001).

Efektywność eliminacji gazów pochodzących z oczyszczalni ścieków "Klimzowiec" i oczyszczalni ścieków "Tychy-Urbanowice" badano dla dwóch natężeń przepływu cieczy, tj. dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ . Zaobserwowano obniżenie efektywności biodegradacji LZO podczas badań w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” z około 99% do prawie 50% z powodu maksymalnego przepływu fazy ciekłej ( $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ) i fazy gazowej ( $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ )

(tabela 18). Podczas gdy przy zastosowaniu  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , pomimo zmniejszenia czasu zatrzymania zanieczyszczeń, efektywność degradacji LZO wynosiła blisko 100% (tabela 16). Podobną sytuację zaobserwowano w trakcie biodegradacji  $\text{H}_2\text{S}$ ; wówczas na skutek zwiększenia przepływu fazy ciekłej do  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i fazy gazowej do  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  przy  $\text{pH} = 5$  odnotowano spadek efektywności bioeliminacji  $\text{H}_2\text{S}$  z około 99,9% do 53,5% oraz spadek efektywności z  $K = 98,06\%$  do  $K = 71,23\%$  w środowisku o  $\text{pH} = 7$  (tabele 10 i 11); co więcej stężenia odorów były znacznie niższe w okresie stosowania mniejszego przepływu fazy ciekłej (tabele 12, 13, 20 i 21). Powodem niższych stężeń odorów w gazach doprowadzanych do instalacji KBT było wykonywanie badań także w niskich temperaturach w okresie kalendarzowej zimy. Podsumowując powyższą dyskusję stwierdzono, że efektywność bioeliminacji  $\text{H}_2\text{S}$  i LZO z zanieczyszczonego powietrza była zawsze większa dla mniejszej prędkości przepływu fazy ciekłej. Prawidłowość ta jest zgodna z wcześniejszymi wynikami badań innych autorów (Wu i in., 2018; Soreanu i Dumont, 2020).

Zasadne stało się analogiczne porównanie uzyskanych efektywności biooczyszczania powietrza dla różnych przepływów fazy ciekłej i gazowej w tych samych warunkach  $\text{pH}$  i przy zbliżonych wartościach zakresu wlotowego obciążenia masowego (MS). Na podstawie wyników uzyskanych w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” stwierdzono, że w zakresach MS od  $0 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  do  $1,63 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  średnia efektywność biooczyszczania powietrza z  $\text{H}_2\text{S}$  dla przepływu fazy ciekłej  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  wynosiła  $K = 99,9\%$ , natomiast dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  efektywność ta wynosiła  $K = 83,59\%$  (tabele 11, 13). Ponadto w zakresach MS od  $0 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  do  $1,53 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  i od  $0 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  do  $1,63 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$ , przy  $\text{pH} = 7$  i  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , średnia efektywność biooczyszczania powietrza wynosiła  $K = 98,06\%$ ; natomiast dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  średnia efektywność wynosiła  $K = 99,99\%$  (tabela 10 i 12). Z kolei średnia efektywność biodegradacji LZO dla MS w zakresach od  $0 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  do  $57,39 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  i od  $0 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  do  $41,61 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  oraz dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 7$  wynosiła  $K = 82,06\%$ ; dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  średnia efektywność wynosiła  $K = 77,16\%$  (tabele 19, 21). Natomiast przy zakresach MS =  $0 \text{ g}/\text{m}^3\text{h} - 1434,78 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  i  $0,32 \text{ g}/\text{m}^3\text{h} - 1415,32 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$ , średnia efektywność biooczyszczania powietrza dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  była porównywalna i wynosiła odpowiednio  $K = 99,9\%$  i  $K = 99,85\%$  (tabele 18 i 20).

W przypadku oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice” zaobserwowano prawidłowość, wyrażającą się zwiększaniem efektywności usuwania odorów wraz ze zwiększaniem przepływu fazy ciekłej. Dla przepływu fazy ciekłej  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  efektywność bioeliminacji  $\text{H}_2\text{S}$  była w zakresie od 88,12 % do 100%, natomiast dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  była w zakresie od 75,46% do 100% (tabele 23, 28, 30 i 32). Dla LZO, przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  efektywność

była w zakresie  $K = 27,85\% - 83,48$ , natomiast dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  w zakresie  $K = 15,54\% - 93,19\%$  (tabele 35, 38, 42 i 43). W przypadku bioeliminacji  $\text{NH}_3$  również zauważono podobną zależność, tj. przy  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  efektywność bioeliminacji wynosiła blisko  $K = 100\%$ , natomiast dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  była w zakresie  $K = 98,25\% - 100\%$  (tabele 51, 52 i rys. 73).

Porównując uzyskane efektywności biodegradacji  $\text{H}_2\text{S}$  dla podobnych wartości MS w tych samych warunkach  $\text{pH} = 7$ , ale przy różnych przepływach fazy ciekłej, stwierdzono, że przy MS w zakresach  $0 \text{ g}/\text{m}^3\text{h} - 0,38 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  i  $0 \text{ g}/\text{m}^3\text{h} - 0,24 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$ , średnia efektywność biooczyszczania powietrza dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  była porównywalna i wynosiła odpowiednio  $K = 97,77\%$  i  $K = 98,54\%$  (tabele 23 i 30). Z kolei średnia efektywność biodegradacji LZO przy MS w zakresach  $0,05 \text{ g}/\text{m}^3\text{h} - 27,27 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  i  $0 \text{ g}/\text{m}^3\text{h} - 25,76 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$ , dla  $\text{pH} = 5$  i dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  wynosiła  $K = 96,34\%$ ; natomiast dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  średnia efektywność wynosiła  $K = 93,19\%$  (tabele 38 i 42). Dla MS w zakresach  $0,07 \text{ g}/\text{m}^3\text{h} - 53,12 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  i  $0 \text{ g}/\text{m}^3\text{h} - 56,96 \text{ g}/\text{m}^3\text{h}$  średnia efektywność biooczyszczania powietrza dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  wynosiła  $K = 83,48\%$ , natomiast dla  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  średnia efektywność wynosiła  $K = 31,08\%$  (tabele 38 i 42). Wyższe efektywności biooczyszczania powietrza przy zastosowaniu wyższego przepływu fazy ciekłej, mogą świadczyć o lepszym wymieszaniu fazy ciekłej i gazowej oraz o efektywniejszej wymianie masy. Zwiększona cyrkulacja fazy ciekłej w KBT, może powodować lepsze zwilżenie biofilmu w złożu KBT, optymalną dostawę wody i składników odżywczych oraz lepsze wymycie produktów biodegradacji.

Podsumowując dyskusję omawianych wyników stwierdzono, że w warunkach małego obciążenia KBT ładunkiem zanieczyszczeń i dłuższego ich czasu zatrzymania w reaktorze, wskazane jest zastosowanie większego przepływu fazy ciekłej. Należy unikać krótkiego czasu zatrzymania zanieczyszczeń i dużego stężenia odorów na wlocie do KBT. Przyjmuje się bowiem, że prędkość przepływu cieczy ma duży wpływ na rozwój biofilmu, na maksymalną jego grubość, szybkość odrywania biomasy od biofilmu oraz na transfer masy w warstwie granicznej dyfuzji. Ponadto, im jest większe natężenie przepływu cieczy, tym jest mniejsza zdolność eliminacji  $\text{H}_2\text{S}$  (Jin i in. 2005). Wykazano także, że przy małym obciążeniu bioreaktora zanieczyszczeniami, szybkość recyrkulacji cieczy ma niewielki wpływ na efektywność biodegradacji, a przy dużym obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń, natężenie przepływu fazy ciekłej ma istotny wpływ na efektywność usuwania zanieczyszczeń (Chou i Huang, 1997).



#### 8.4. Ocena wypełnienia i narosłego biofilmu

W trakcie prowadzenia badań w oczyszczalni ścieków "Klimzowiec" i oczyszczalni "Tychy-Urbanowice" nie odnotowano istotnych spadków ciśnienia, nadmiernego rozwoju biomasy, ani zniszczeń i odkształceń wypełnienia złoża; to wskazuje na optymalny dobór warunków pracy bioreaktora KBT. Najwięcej biofilmu znajdowało się w środkowej warstwie złoża, czyli na głębokości 60 cm oraz na pierścieniach znajdujących się przy wylocie gazów z KBT (rys. 78). Jakość wypełnienia złoża jest istotnym wskaźnikiem do monitorowania, ponieważ zła jakość wypełnienia złoża wpływa na obniżenie efektywności instalacji bioreaktora, m.in. w wyniku możliwości zatykania złoża, wzrostu oporów przepływu cieczy i gazu oraz spadku zdolności złoża do oczyszczania odorów (Arellano-Garcia i in., 2015). Nadmierny wzrost biomasy i grubości biofilmu w wypełnieniu złoża, może prowadzić do rozwoju stref beztlenowych i zagniwania. Z powodu braku tlenu i pożywienia, głębsza część biofilmu staje się wówczas nieaktywna (Trejo-Aguilar i in., 2005; Dorado i in. 2012). Złoże w instalacji KBT w testowanych oczyszczalniach ścieków "Klimzowiec" i "Tychy-Urbanowice" nie było pokryte szlamem, nie odnotowano też stref z nadmiernie rozwiniętą biomasą (rys. 79 - 82), które mogłyby stanowić potencjalne zagrożenie zatykania pierścieni. Wyniki te wskazują na bardzo dobrą adaptację zastosowanej mieszanej kultury mikroorganizmów do zanieczyszczeń obecnych w oczyszczalniach ścieków.

#### 8.5. Adaptacja technologii do innych oczyszczalni ścieków

Uzyskane wysokie i stabilne efekty usuwania odorów w oczyszczalniach ścieków "Klimzowiec" i "Tychy-Urbanowice", łatwość wpracowania reaktorów KBT do warunków optymalnych, a także wysoka ocena jakości złoża i biofilmu, dowodzą zasadności implementacji tej technologii do innych komunalnych oczyszczalni ścieków.

Decyzja o zastosowaniu technologii oczyszczania z użyciem KBT powietrza emitowanego z oczyszczalni ścieków jest uzależniona od kosztów jej wprowadzenia. Wykonanie kalkulacji kosztów i korzyści uruchomienia tej technologii w oczyszczalniach ścieków "Klimzowiec" i "Tychy-Urbanowice" wykracza poza cel i zakres niniejszej pracy. Jednak na podstawie informacji dotyczących dotychczasowych zastosowań reaktorów KBT wiadomo, że technologia z użyciem KBT nie generuje dodatkowych kosztów związanych z wymianą, utylizacją i regeneracją złoża i z dużym zużyciem energii; nie ma też konieczności stosowania kosztownych środków chemicznych i katalizatorów oraz nie powstają

niebezpieczne i kosztowne do usuwania produkty uboczne (rys. 12). Pilotażowe badania instalacji usuwania odorów w omawianych oczyszczalniach ścieków pokazały, że KBT może zostać zaimplementowany w innych zakładach sektora komunalnego w Polsce i za granicą. Konwencjonalne technologie oczyszczania powietrza, takie jak: absorpcja, adsorpcja, spalanie i spalanie katalityczne, uznawane są za nieopłacalne, ze względu na duże koszty użytkowania katalizatorów, regeneracji adsorbentów, generowania niebezpiecznych produktów ubocznych (m.in. CO, NO<sub>x</sub>) i duże koszty stosowania środków chemicznych (Shareefdeen i Singh, 2005, Kamal i in., 2016).

## 9. PODSUMOWANIE

Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że:

1. Osiągnięto wysoką zdolność eliminacji odorów (EC) i dużą efektywność biooczyszczania powietrza (K) pochodzącego z komunalnych oczyszczalni ścieków "Klimzowiec" i "Tychy-Urbanowice" w zakresie eliminacji odorów i LZO.
2. Dla ustalonych najkorzystniejszych wartości parametrów pracy reaktorów KBT (wartości pH cyrkulującej cieczy, prędkości przepływu cieczy i zanieczyszczonego gazu, czasu zatrzymania odorów w złożu oraz wlotowego obciążenia masowego) uzyskano następujące efekty:
  - a) Średnia efektywność biooczyszczania powietrza:
    - z siarkowodoru w oczyszczalni ścieków „**Klimzowiec**” wynosiła 99% i została osiągnięta dla  $\text{pH} = 7$ ,  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , zakresu MS od  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  do  $3,66 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ ,  $\text{MS}_{\text{sr}} = 0,56 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , natomiast w oczyszczalni ścieków "**Tychy-Urbanowice**" wynosiła 99% i została osiągnięta dla  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , zakresu MS od  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  do  $6,10 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ ,  $\text{MS}_{\text{sr}} = 0,93 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ ;
    - z lotnych związków organicznych w oczyszczalni ścieków „**Klimzowiec**” wynosiła 99% dla  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 25 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , zakresu MS od  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  do  $1434,78 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ ,  $\text{MS}_{\text{sr}} = 57,0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ , natomiast w oczyszczalni ścieków "**Tychy-Urbanowice**" wynosiła 96% dla  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , zakresu MS od  $0,05 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  do  $27,27 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ ,  $\text{MS}_{\text{sr}} = 8,10 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ ;
    - z amoniaku, w oczyszczalni ścieków "**Tychy-Urbanowice**" wynosiła 99% w całym zakresie  $V_g$  i  $\text{pH}$  dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ , zakresu MS od  $0 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$  do  $1,08 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ ,  $\text{MS}_{\text{sr}} = 0,13 \text{ g}/(\text{m}^3\text{h})$ .
  - b) Wraz ze wzrostem przepływu zanieczyszczonego powietrza przez KBT w zakresie od  $7 \text{ m}^3/\text{h}$  do  $25 \text{ m}^3/\text{h}$  zwiększała się zdolność eliminacji odorów (EC) i efektywność ich usuwania (K). Przepływ zanieczyszczonego powietrza, przy którym osiągnięto maksymalną zdolność eliminacji odorów, wynosił od  $20 \text{ m}^3/\text{h}$  do  $25 \text{ m}^3/\text{h}$ , co odpowiadało czasowi zatrzymania odorów w złożu od 1,4 do 1,8 minut. Zastosowanie przepływu  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  i obniżenie tym samym czasu zatrzymania do 1,2 minuty skutkowało obniżeniem efektywności oraz liczniejszymi odchyleniami od liniowego trendu zależności między zdolnością eliminacji zanieczyszczeń a wlotowym obciążeniem masowym.

- c) Zdolność eliminacji odorów była liniowo zależna od wartości wlotowego obciążenia masowego, co oznacza, że szybkość przenoszenia masy z gazu do cieczy, a nie metabolizm drobnoustrojów, ogranicza biodegradację odorów w badanym zakresie  $V_g$ ,  $V_c$  i  $C_g$ .
  - d) Wraz z zastosowaniem większego przepływu cieczy obserwowano wzrost zdolności eliminacji odorów. Obserwacje te prowadzą do wniosku, że pomimo uzyskania większych średnich efektywności biodegradacji odorów podczas niższego przepływu fazy ciekłej, stabilniejsze warunki biodegradacji uzyskano dla wyższego przepływu fazy ciekłej. Przypuszcza się, że opisana tendencja empiryczna jest spowodowana lepszym wymieszaniem fazy ciekłej i gazowej, szybkim wymywaniem kwaśnych produktów, dobrą stabilizacją pH, a także lepszym zwilżeniem powierzchni biofilmu.
  - e) Testy oczyszczania powietrza w badanych oczyszczalniach ścieków wykazały, iż zastosowanie pH = 7 cieczy jest optymalne dla zastosowania KBT do usuwania odorów w badanych oczyszczalniach ścieków. Z uwagi na niewielkie różnice w wydajności procesu biodegradacji, stwierdzono, że wystarczająca jest stabilizacja pH do wartości pH = 5, poprzez dozowanie roztworów buforowych. Zastosowanie pH = 5 nie powoduje znacznego spadku efektywności, jak również inhibicji aktywności mikroorganizmów, ponadto nie dochodzi do zatykania złoża ani korozji KBT.
  - f) Odpowiedni dobór parametrów pracy instalacji z użyciem reaktorów KBT i efektywny przebieg usuwania odorów został potwierdzony wysoką oceną jakości złoża po zakończeniu jej testowania. Nie odnotowano bowiem stref z nadmiernie rozwiniętą biomasą, nie stwierdzono zniszczeń, ani odkształceń wypełnienia złoża, nie odnotowano obecności szlamu, ani zbijania i sklejanego się złoża, nie zaobserwowano wahań ciśnienia w złożu oraz nie stwierdzono śladów korozji bioreaktora.
  - g) Na tej podstawie można stwierdzić, że reaktory KBT mogą znaleźć zastosowanie do usuwania odorów w skali technicznej, w innych komunalnych oczyszczalniach ścieków.
3. W trakcie badań występowały również niekorzystne warunki pracy instalacji oczyszczania powietrza podczas zmian składu chemicznego odorów oraz zmian temperatury otoczenia bioreaktora:
- a) Wykraplanie się cieczy w przewodach doprowadzających odory, wywołane spadkiem temperatury powietrza atmosferycznego w otoczeniu KBT (w czasie przymrozków), powodowało zawilgocenie filtrów powietrza i zabrudzenie detektorów. Bieżące przeciwdziałanie takim utrudnieniom zatrzymywało ewentualne obniżanie się

efektywności oczyszczania powietrza. Wskazany jest więc zastosowanie odpowiedniej izolacji przewodów doprowadzających gazy do KBT w pełnowymiarowych instalacjach w skali technicznej.

4. Efektywny przebieg usuwania odorów w oczyszczalniach ścieków, potwierdzony wysoką oceną jakości złoża i stabilnością warunków oczyszczania powietrza z odorów wskazują, że technologia usuwania odorów w reaktorach KBT może zostać z powodzeniem zastosowana w komunalnych oczyszczalniach ścieków.

Podsumowując, można stwierdzić, że uzyskane rezultaty badań dotyczących usuwania odorów w Kompaktowych Reaktorach Trójfazowych w skali pilotażowej, zainstalowanych w dwóch komunalnych oczyszczalniach ścieków wykazały, że technologia ta charakteryzuje się znacznym potencjałem wdrożeniowym do pełnej skali technicznej. **Wobec powyższego, postawione w prezentowanej rozprawie doktorskiej tezy:**

1. *„Kompaktowe Bioreaktory Trójfazowe zapewniają wysoką efektywność usuwania odorów i LZO powstających w rzeczywistych warunkach eksploatacji komunalnych, mechaniczno-biologicznych oczyszczalni ścieków.”*

oraz

2. *„Dzięki sterowaniu parametrami pracy (prędkością przepływu fazy gazowej i ciekłej, wartością pH fazy ciekłej), a także doborowi starannie wyselekcjonowanej grupy mikroorganizmów, w Kompaktowych Bioreaktorach Trójfazowych można uzyskać wysoką efektywność usuwania LZO, H<sub>2</sub>S i NH<sub>3</sub> nawet w warunkach znacznej zmienności stężeń tych zanieczyszczeń w emitowanych gazach „, zostały pozytywnie zweryfikowane.*

**Potwierdzono także założony cel pracy** odnośnie wykazania skuteczności i zasadności biooczyszczania powietrza z odorów i LZO w Kompaktowych Bioreaktorach Trójfazowych w skali pilotażowej, w warunkach rzeczywistej zmienności stężeń zanieczyszczeń w emitowanych gazach, pod kątem możliwości przeskalowania do pełnowymiarowej instalacji technicznej i wdrożenia do sektora komunalnego, w szczególności do komunalnych oczyszczalni ścieków.

Firma Ekoinwentyka sp. z o.o., będąca Partnerem realizowanej pracy w ramach projektu doktoratu wdrożeniowego, uznała wykonane badania za perspektywiczne w zakresie technologii usuwania odorów w komunalnych oczyszczalniach ścieków. Dlatego rezultaty przedstawionej pracy doktorskiej będą w przyszłości podstawą do opracowania projektów i budowy Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych w skali technicznej do usuwania odorów, zarówno w oczyszczalniach ścieków, jak również w szeroko rozumianym sektorze komunalnym, **co ostatecznie potwierdza wdrożeniowy charakter przedsięwzięcia.**

## **10. KIERUNKI DALSZYCH BADAŃ**

Na podstawie uzyskanych wyników kierunki dalszych badań powinny obejmować:

- Powiększenie skali instalacji i zastosowanie jej w warunkach rzeczywistych oczyszczalni ścieków. Uzyskane wyniki prowadzonego eksperymentu w skali pilotażowej wskazują na wysoki potencjał zastosowania technologii w pełnej skali technicznej i możliwości wdrożenia w zakładach sektora komunalnego.
- Opracowanie modelu na podstawie uzyskanych wyników, do przewidywania i sprawdzania efektywności Kompaktowego Bioreaktora Trójfazowego w usuwaniu odorów oraz zbadanie możliwości dostosowania tego modelu do innych zanieczyszczeń (np. metanu). Walidacja uzyskanego modelu z pomocą dodatkowych danych eksperymentalnych pochodzących z różnych gałęzi przemysłu, może zwiększyć jego niezawodność i poszerzyć zakres jego zastosowania w zakresie warunków rzeczywistych. Umożliwi to optymalizację instalacji, minimalizację zużycia energii, co będzie miało odzwierciedlenie w ocenie kosztów operacyjnych, projektowaniu i eksploatacji technologii Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych.
- Uzyskane wyniki badań mogą posłużyć do zbadania możliwości współdziałania technologii Kompaktowych Bioreaktorów Trójfazowych z innymi technologiami oczyszczania powietrza, takimi jak adsorpcja, skrubery chemiczne, czy procesy biologiczne, co prowadzić będzie do opracowania kompleksowych i zrównoważonych rozwiązań w zakresie usuwania szerokiej gamy zanieczyszczeń z gazów emitowanych z różnych gałęzi przemysłu.

## **11. LITERATURA**

1. Aatamila M., Verkasalo P., Korhonen M.J., Viluksela M.K., Pasanen K., Tiittanen P., Nevalainen A.: Odor Annoyance near Waste Treatment Centers: A Population-Based Study in Finland. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 60, 4, 2010.
2. Abraham M.H., Gola J.M.R., Cometto-Muniz J.E., Cain W.S.: The Correlation and Prediction of VOC Thresholds for Nasal Pungency, Eye Irritation and Odor in Humans. *Indoor and Built Environment*, 10, 252-257, 2001.
3. Agus E., Zhang L., Sedlak D.L.: A framework for identifying characteristic odor compounds in municipal wastewater effluent. *Water Research*, 46, 5970-5980, 2012.
4. Aita B.C., Mayer F.D., Muratt D.T., Brondani M., Pujol S.B., Denardi L.B., Hoffmann R., Da Silveira D.D.: Biofiltration of H<sub>2</sub>S - rich biogas using *Acidithiobacillus thiooxidans*. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 18, 689-703, 2016.
5. Alfonsín C., Lebrero R., Estrada J.M., Muñoz R., Kraakman N.J.R., Feijoo G.: Selection of odour removal technologies in wastewater treatment plants: A guideline based on Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 149, 77-84, 2015.
6. Alinezhad E., Haghighi M., Rahmani F., Keshizadeh H., Abdi M., Naddafi K.: Technical and economic investigation of chemical scrubber and bio-filtration in removal of H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub> from wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Management*, 241, 32-43, 2019.
7. Alonso C., Zhu X., Suidan M.T., Kim B.R., Kim B.J.: Mathematical Model of Biofiltration of VOCs: Effect of Nitrate Concentration and Backwashing. *Journal of Environmental Engineering*, 127, 655-664, 2001.
8. An T., Wan S., Li G., Sun L., Guo B.: Comparison of the removal of ethanethiol in twin-biotrickling filters inoculated with strain RG-1 and B350 mixed microorganisms. *Journal of Hazardous Materials*, 183, 372-380, 2010.
9. Andreasen R.R., Nicolai R.E., Poulsen T.G.: Pressure drop in biofilters as related to dust and biomass accumulation. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 87, 6, 806-816, 2012.
10. Arellano-García L., Dorado A.D., Morales-Guadarrama A., Sacristan E., Gamisans X., Revah S.: Modeling the effects of biomass accumulation on the performance of a biotrickling filter packed with PUF support for the alkaline biotreatment of dimethyl disulfide vapors in air. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99, 97-107, 2015.

11. Aroca B., Urrutia H., Nunez D., Oyarzun P., Arancibia A., Guerrero K.: Comparison on the removal of hydrogen sulfide in biotrickling filters inoculated with *Thiobacillus thioparus* and *Acidithiobacillus thiooxidans*. *Electronic Journal of Biotechnology*, 10, 4, 514-520, 2007.
12. Awe O.W., Zhao Y., Nzihou A., Minh D.P., Lyczko N.: A Review of Biogas Utilisation, Purification and Upgrading Technologies. *Waste Biomass Valorization* 8, 267-283, 2017.
13. Aydin B., Natalie C., Hoda J.M.: Volatile organic compounds removal methods: a review. *American Journal of Biochemistry and Biotechnology* 8, 220-229, 2012.
14. Baltrenas P., Januševicius T., Zagorskis A., Baltrenaite-Gedienė E.: Removal of ammonia by biofilters with straight and wavy lamellar plates. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 1-10, 2020.
15. Barbusiński K., Kalemba K.: Use of biological methods for removal of H<sub>2</sub>S from biogas in wastewater treatment plants – a review. *Architecture, Civil Engineering, Environment*, 9, 103-112, 2016.
16. Barbusiński K., Kalemba K., Kasperczyk D., Urbaniec K., Kozik V.: Biological methods for odor treatment - A review. *Journal of Cleaner Production*, 152, 223-241, 2017.
17. Barbusiński K., Kasperczyk D., Parzentna-Gabor A.: Biodegradacja lotnych związków organicznych i odorów w kompaktowych bioreaktorach trójfazowych. *Chemia Przemysłowa*, 1, 56-60, 2022.
18. Barbusiński K., Parzentna-Gabor A., Kasperczyk D.: Removal of odors (mainly H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub>) using biological treatment methods. *Clean Technology*, 3, 138-155, 2021.
19. Bąk A., Kozik V., Dybał P., Sułowicz S., Kasperczyk D., Kuś S., Barbusiński K.: Abatement robustness of volatile organic compounds using compact trickle-bed bioreactor: Biotreatment of styrene, ethanol and dimethyl sulfide mixture in contaminated airstream. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 316-328, 2017.
20. Biard P., Couvert A., Renner C., Levasseur J.: Wet scrubbing intensification applied to hydrogen sulphide removal in wastewater treatment plant. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 88, 682-687, 2010.
21. Biard P., Couvert A., Renner C., Levasseur J.: Intensification of volatile organic compounds mass transfer in a compact scrubber using the O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> advanced oxidation process: kinetic study and hydroxyl radical tracking. *Chemosphere*, 85, 1122-1129, 2011.
22. Bihan Y., Lessard P.: Monitoring biofilter clogging: biochemical characteristics of the biomass. *Water Research*, 34, 17, 4284-4294, 2000.



23. Blanco-Rodríguez A., Camara V.F., Campo F., Becherán L., Durán A., Vieira V.D., Melo H., Garcia-Ramirez A.R.: Development of an electronic nose to characterize odours emitted from different stages in a wastewater treatment plant. *Water Research*, 134, 92-100, 2018.
24. Boumnijel I., Amor H.B., Chekir H., Hajji N.: Hydrogen sulphide removal from the effluents of a phosphoric acid production unit by absorption into chlorinated seawater under alkaline conditions. *Comptes Rendus Chimie*, 19, 4, 517-524, 2016.
25. Brudniak A., Niedźwiedzka K.: Identyfikacja i analiza przyczyn uciążliwości odorowej obiektów gospodarki ściekowej (OGŚ) Miasta Olsztyn. *Katedra Inżynierii Środowiska w Olsztynie*, 11, 2014.
26. Burgués J., Doñate S., Esclapez M.D., Saúco L., Marco S.: Characterization of odour emissions in a wastewater treatment plant using a drone-based chemical sensor system. *Science of the Total Environment*, 846, 2022.
27. Capelli L., Sironi S., Del Rosso R., Céntola P.: Predicting odour emissions from wastewater treatment plants by means of odour emission factors. *Water Research*, 43, 1977-1985, 2009.
28. Carrera-Chapela F., Donoso-Bravo A., Souto J.A., Ruiz-Filippi G.: Modelling the odor generation in WWTP: An integrated approach review. *Water, Air and Soil Pollution*, 225, 6, 1-15, 2014.
29. Chang S., Lu C., Huang H., Hsu S.: Removal of VOCs emitted from p-xylene liquid storage tanks by a full-scale compost biofilter. *Process Safety and Environmental Protection*, 93, 218-226, 2015.
30. Chen Y., Higgins M., Beightol S., Murthy S., Toffey W.: Anaerobically digested biosolids odor generation and pathogen indicator regrowth after dewatering. *Water Research*, 45, 2616-2626, 2011.
31. Chen Y., Wang X., He S., Zhu S., Shen S.: The performance of a two-layer biotrickling filter filled with new mixed packing materials for the removal of H<sub>2</sub>S from air. *Journal of Environmental Management*, 165, 11-16, 2016.
32. Chen Y., Xie L., Cai W., Wu J.: Pilot-scale study using biotrickling filter to remove H<sub>2</sub>S from sewage lift station: Experiment and CFD simulation. *Biochemical Engineering Journal*, 144, 177-184, 2019.
33. Cheng C.Y., Mei H.C., Tsao C.F., Liao Y.R., Huang H.H., Chung Y.C.: Diversity of the bacterial community in a bioreactor during ammonia gas removal. *Bioresource Technology*, 101, 434-437, 2010.

34. Cheng Y., He H., Yang C., Zeng G., Li X., Chen H., Yu G.: Challenges and solutions for biofiltration of hydrophobic volatile organic compounds. *Biotechnology Advances*, 34, 1091-1102, 2016.
35. Cheng Y., Yuan T., Deng Y., Lin C., Zhou J., Lei Z., Shimizu K., Zhang Z.: Use of sulfur-oxidizing bacteria enriched from sewage sludge to biologically remove H<sub>2</sub>S from biogas at an industrial-scale biogas plant. *Bioresource Technology Reports*, 3, 43-50, 2018.
36. Chheda D., Sorial G.A.: Evaluation of co-metabolic removal of trichloroethylene in a biotrickling filter under acidic conditions. *Journal of Environmental Sciences*, 57, 54-61, 2017.
37. Choi J.H., Kim Y.H., Joo D.J., Choi S.-J., Ha T.W., Lee D.H., Park I.H., Jeong Y.S.: Removal of Ammonia by Biofilters: A Study with Flow-Modified System and Kinetics. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 53, 92-101, 2003.
38. Chou M.S., Huang J.J.: Treatment of methyl ethyl ketone in air stream by biotrickling filters. *Journal of Environmental Engineering*, 123, 569-576, 1997.
39. Chung Y.C., Huang C., Tseng C.-P., Pan J.R.: Biotreatment of H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub> containing waste gases by co-immobilized cells biofilter. *Chemosphere*, 41, 329-336, 2000.
40. Chung K.H., Lee K.Y.: Removal of trimethylamine by adsorption over zeolite catalysts and deodorization of fish oil. *Journal of Hazardous Materials*, 172, 922-927, 2009.
41. Cox H.H.J., Deshusses M.A.: Co-treatment of H<sub>2</sub>S and toluene in a biotrickling filter. *Chemical Engineering Journal*, 87, 101-110, 2002.
42. Cox H.H.J., Deshusses M.A.: Biomass control in waste air biotrickling filters by protozoan predation. *Biotechnology and Bioengineering*, 62, 216-224, 1999.
43. Cox H.H.J., Deshusses M.A., Converse B.M., Schroeder E.D., Iranpour R.: Odor and volatile organic compound treatment by biotrickling filters: Pilot-scale studies at hyperion treatment plant. *Water Environment Research*, 74, 557-563, 2002.
44. Cox H.H.J., Nguyen T.T., Deshusses M.A.: Elimination of toluene vapors in biotrickling filters: performance and carbon balances. In: *Proceedings of the 91 SI Annual Meeting & Exhibition of the Air & Waste Management Association*, Pittsburgh, PA, 1998.
45. De Vela R.J.L., Gostomski P.A.: Minimising biomass accumulation in biotrickling filters. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 17, 417-430, 2018.
46. Deshusses M.A., Gabriel D.: *Biotrickling filter technology. Biotechnology for odor and air pollution control*, Springer, 2005.

47. Deshusses M.A., Hamer G., Dunn I.J.: Transient-state behavior of a biofilter removing mixtures of vapors of MEK and MIBK from air. *Biotechnology and Bioengineering*, 49, 587-598, 1996.
48. Devinny J.S., Deshusses M.A., Webster T.S.: *Biofiltration for air pollution control*. Taylor and Francis Group, 1999.
49. Diks, R.M.M., Ottengraf, S.P.P.: Verification studies of a simplified model for the removal of dichloromethane from waste gases using a biological trickling filter. *Bioprocess and Biosystems Engineering* 6, 131-140, 1991.
50. Dincer F., Dincer F.K., Sari D., Ceylan Ö., Ercan Ö.: Dispersion modelling and air quality measurements to evaluate the odor impact of a wastewater treatment plant in Izmir. *Atmospheric Pollution Research*, 11, 2119-2125, 2020.
51. Dincer F., Muezzinoglu A.: Odor-causing volatile organic compounds in wastewater treatment plant units and sludge management areas. *Journal of Environmental Science and Health*, 43 1569-1574, 2008.
52. Dorado A.D., Lafuente J., Gabriel D., Gamisans X.: Biomass accumulation in a biofilter treating toluene at high loads. Part 2: Model development, calibration and validation. *Chemical Engineering Journal*, 2012, 209, 670-676.
53. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/U z dnia 24 listopada 2010, w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola). *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej*.
54. Dz. U. L 257 z 10.10.1996, Dyrektywa Rady 96/61/WE z dnia 24 września 1996 dotycząca zintegrowanego zapobiegania zanieczyszczeniom i ich kontroli, str 26.
55. Dz. U. 2001 Nr 62 poz. 627, Ustawa z dn. 27 kwietnia 2001: Prawo Ochrony Środowiska. Kancelaria Sejmu, 1-341.
56. Dz. U. Z 2010 r. Nr 16, poz.87, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010, w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu.
57. Dz. U. 2010 r. nr 130 poz. 880 i 881, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 02.07.2010.
58. Dz. U. 2014 poz. 1169, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 27.08.2014.
59. Estevez E., Veiga M.C., Kennes C.: Biodegradation of toluene by the new fungal isolates *Paecilomyces variotii* and *Exophiala oligosperma*. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 32, 33-37, 2005.

60. Fabrega F., Kumar V., Schuhmacher M., Domingo J.L., Nadal M.: PBPK modeling for PFOS and PFOA: validation with human experimental data. *Toxicology Letters*, 230, 244–251, 2014.
61. Fang J., Zhang H., Yang N., Shao L., He P.: Gaseous pollutants emitted from a mechanical biological treatment plant for municipal solid waste: Odor assessment and photochemical reactivity. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 63, 11, 1287-1297, 2013.
62. Faraj S.H.E., Esfahany M.N., Kadivar M., Zilouei H.: Vinyl chloride removal from an air stream by biotrickling filter. *Journal of Environmental Science and Health A, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 47, 2263–2269, 2012.
63. Fortin N.Y., Deshusses, M.A.: Treatment of methyl tert-butyl ether vapors in biotrickling filters. Reactor startup, steady-state performance, and culture characteristics. *Environmental Science and Technology*, 33, 2980-2986, 1999.
64. Fortuny M., Gamisans X., Deshusses M.A., Lafuente J., Casas C., Gabriel D.: Operational aspects of the desulfurization process of energy gases mimics in biotrickling filters. *Water Research*, 45, 5665–5674, 2011.
65. Friedrich M., Kośmider J., Terebecki P., Nizerna-Nowotna P.: Odour abatement of waste gases from sludge thickeners in wastewater treatment plant using bioscrubber. *Chemical Engineering Transactions*, 40, 205-210, 2014.
66. Fulazzaky M.A., Talaiekhosani A., Ponraj M., Abd Majid M.Z., Hadibarata T., Goli A.: Biofiltration process as an ideal approach to remove pollutants from polluted air. *Desalination and Water Treatment*, 52, 3600-3615, 2014.
67. Gabriel D., Cox H.H.J., Deshusses M.A.: Conversion of Full-Scale Wet Scrubbers to Biotrickling Filters for H<sub>2</sub>S Control at Publicly Owned Treatment Works. *Journal of Environmental Engineering*, 130, 1110–1117, 2004.
68. Garcia-Pena E.I., Hernandez S., Favela-Torres E., Auria R., Revah S.: Toluene biofiltration by the fungus *Scedosporium apiospermum* TB1. *Biotechnology and Bioengineering*, 76, 61-69, 2001.
69. Giri B.S., Kim K.H., Pandey R.A., Cho J., Song H., Kim Y.S.: Review of biotreatment techniques for volatile sulfur compounds with an emphasis on dimethyl sulfide. *Process Biochemistry* 49, 1543–1554, 2014.
70. Giri B.S., Mudliar S.N., Deshmukh S.C., Banerjee S., Pandey R.A.: Treatment of waste gas containing low concentration of dimethyl sulphide (DMS) in a bench-scale biofilter. *Bioresource Technology*, 101, 2185-2190, 2010.

71. Glushchenko E., Kadyseva A.: Wastewater deodorization: problems and solutions; IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci., 2021.
72. Główny Urząd Statystyczny: Ochrona środowiska 2021, Warszawa 2021.
73. Główny Urząd Statystyczny: Ochrona środowiska 2019, Warszawa 2019.
74. González D., Gabriel D., Sánchez A.: Odors Emitted from Biological Waste and Wastewater Treatment Plants: A Mini-Review. *Atmosphere*, 13, 798, 2022a.
75. González D., Colón J., Sánchez A., Gabriel D.: Multipoint characterization of the emission of odour, volatile organic compounds and greenhouse gases from a full-scale membrane-based municipal WWTP. *Journal of Environmental Management*, 313, 1-10, 2022b.
76. Gospodarek M., Rybarczyk P., Szulczyński B., Gębicki J.: Comparative Evaluation of Selected Biological Methods for the Removal of Hydrophilic and Hydrophobic Odorous VOCs from Air. *Processes*, 7, 187, 2019.
77. Hamoda M.F., Alshalahi S.F.: Assessment of hydrogen sulfide emission in a wastewater pumping station. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 352, 2021.
78. Hansen N., Rindel K.: Biosrubbing, an effective and economic solution to odour control at wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 41, 155-164, 2000.
79. Hartmans S., Tramper J.: Dichloromethane removal from waste gases with a biotrickling filter. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 6, 83-92, 1991.
80. Hayes J.E., Fisher R.M., Stevenson R.J., Mannebeck, C., Stuetz R.M.: Unrepresented community odour impact: Improving engagement strategies. *Science of the Total Environment*, 609, 1650-1658, 2017.
81. Hekmat D., Feuchtinger A., Stephan M., Vortmeyer D.: Biofilm population dynamics in a trickle-bed bioreactor used for the biodegradation of aromatic hydrocarbons from waste gas under transient conditions. *Biodegradation*, 15, 133-144, 2004.
82. Hernández J., Lafuente J., Prado Ó.J., Gabriel D.: Startup and longterm performance of biotrickling filters packed with polyurethane foam and poplar wood chips treating a mixture of ethylmercaptan, H<sub>2</sub>S, and NH<sub>3</sub>, *Journal of the Air and Waste Management Association*, 63, 462-471, 2013.
83. Hernández J., Lafuente J., Prado Ó.J., Gabriel D.: Simultaneous removal of H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, and ethyl mercaptan in biotrickling filters packed with poplar wood and polyurethane foam: impact of pH during startup and crossed effects evaluation. *Water, Air and Soil Pollution*, 223, 3485–3497, 2013.

84. Holubar P., Andorfer C., Braun R.: Effects of nitrogen limitation on biofilm formation in a hydrocarbon-degrading trickle-bed filter. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 51, 536-540, 1999.
85. Huan C., Fang J., Tong X., Zeng Y., Liu Y., Jiang X., Ji G., Xu L., Lyu Q., Yan Z.: Simultaneous elimination of H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub> in a biotrickling filter packed with polyhedral spheres and best efficiency in compost deodorization. *Journal of Cleaner Production*, 284, 2021.
86. Iftekhar M.S., Burton M., Zhang F., Kininmonth I., Fogarty J.: Understanding Social Preferences for Land Use in Wastewater Treatment Plant Buffer Zones. *Landscape and Urban Planning*, 178, 208-216, 2018.
87. Janas M., Zawadzka A.: Biofiltration as an effective method for reduction of pollutant emissions. *Acta Innovations*, 23, 43-50, 2017.
88. Jia H., Gao S., Duan Y., Fu Q., Che X., Xu H., Wang Z., Cheng J.: Investigation of health risk assessment and odor pollution of volatile organic compounds from industrial activities in the Yangtze River Delta region, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 2021.
89. Jia T., Zhanga L., Zhao Q., Penga Y.: The effect of biofilm growth on the sulfur oxidation pathway and the synergy of microorganisms in desulfurization reactors under different pH conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 432, 2022.
90. Jiang X., Yan R., Tay J.H.: Transient-state biodegradation behavior of a horizontal biotrickling filter in co-treating gaseous H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub>. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 81, 969-975, 2009.
91. Jin Y.M., Veiga M.C., Kennes C.: Autotrophic deodorization of hydrogen sulfide in a biotrickling filter. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 80, 998-1004, 2005.
92. Juntranaporn J., Vikromvarasiri N., Soralump C., Pisutpaisal N.: Hydrogen sulfide removal from biogas in biotrickling filter system inoculated with *Paracoccus pantotrophus*. *International Journal of Hydrogen Energy*, 44, 56, 29554-29560, 2019.
93. Kamal M.S., Razzak S.A., Hossain M.M.: Catalytic Oxidation of Volatile Organic Compounds (VOCs) - a review. *Atmospheric Environment* 140, 117-134, 2016.
94. Kamiński A., Koziczyński P.: Analiza możliwości zastosowania bioreaktora strużkowego do oczyszczania lotnych związków organicznych powstających na terenie oczyszczalni ścieków PKN Orlen S.A, *Inżynieria Ekologiczna*, 18, 2017.

95. Kancelaria Senatu, Biuro Analiz i Dokumentacji: Regulacje prawne dotyczące przeciwdziałania uciążliwościom zapachowym (odorum) w wybranych krajach Unii Europejskiej. Opinie i Ekspertyzy OE-222, 2014.
96. Kang J.H., Song J.H., Yoo S.S., Lee B.J., Ji H.W.: Prediction of Odor Concentration Emitted from Wastewater Treatment Plant Using an Artificial Neural Network (ANN). *Atmosphere*, 11, 784, 2020.
97. Kapusta K.: Ochrona zapachowej jakości powietrza. Doświadczenia światowe w świetle potrzeby unormowań prawnych w Polsce. *Prace naukowe GIG, Górnictwo i Środowisko*, 4, 2007.
98. Karageorgos P., Latos M., Kotsifaki C., Lazaridis M., Kalogerakis N.: Treatment of unpleasant odors in municipal wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 2010.
99. Kasperczyk Damian: Zastosowanie bioreaktorów trójfazowych do degradacji lotnych związków organicznych i substancji odorogennych (Application of trickle-bed bioreactors for the degradation of volatile organic compounds and odorogenic substances) PhD thesis Silesian University of Technology, Poland, Gliwice, 2019.
100. Kasperczyk D., Barbusiński K., Parzentna-Gabor A., Urbaniec K.: Application, optimization and upscaling of Compact Trickle Bed Bioreactors for removal of VOCs and H<sub>2</sub>S in biological wastewater treatment plants. *Materiały Międzynarodowej Konferencji: 16th Conference of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems, 10-15 październik 2021, Dubrovnik*.
101. Kasperczyk D., Barbusiński K., Parzentna-Gabor A., Urbaniec K., Colmenares-Quintero R.F.: Removal of volatile organic compounds and hydrogen sulfide in biological wastewater treatment plant using compact trickle-bed bioreactor. *Desalination and Water Treatment*, 287, 80-88, 2023.
102. Kasperczyk D., Parzentna-Gabor A.: Innowacyjne oraz atrakcyjne ekologicznie i ekonomicznie rozwiązania niskoenergetyczne w ochronie środowiska – Bioreaktory w walce z odorem – przedstawienie zrealizowanych i planowanych projektów POIR oraz Akcelerator. *Materiały Konferencji XIV Ogólnopolskiego Festiwalu Ekoenergetyki, 21-22 wrzesień, 2022*.
103. Kasperczyk D., Parzentna-Gabor A., Barbusiński K., Urbaniec K.: Compact Trickle Bed Bioreactor technology as an effective method for odor and VOC removal in biological wastewater treatment plants. *Materiały Międzynarodowej Konferencji: 17th Conference of*

Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems, 6-10 listopad 2022, Paphos.

104. Kasperczyk D., Urbaniec K.: Application of a compact trickle-bed bioreactor to the biodegradation of pollutants from the ventilation air in a copper-ore mine. *Journal of Cleaner Production*, 87, 971-976, 2015.
105. Kasperczyk D., Urbaniec K., Barbusiński K.: Removal of Pollutants from the Air in a Copper-Ore Mine Using a Compact Trickle-Bed Bioreactor. *Chemical Engineering Transactions*, 39, 1309-1314, 2014.
106. Kasperczyk D., Urbaniec K., Barbusiński K., Rene E.R., Colmenares-Quintero R.F.: Application of a compact trickle-bed bioreactor for the removal of odor and volatile organic compounds emitted from a wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Management*, 236, 413-419, 2019.
107. Kasperczyk D., Urbaniec K., Barbusiński K., Rene E.R., Colmenares-Quintero R.F. Development and adaptation of the technology of air biotreatment in trickle-bed bioreactor to the automotive painting industry. *Journal of Cleaner Production*, 309, 2021.
108. Kavyashree B.A., Ramya N., Sanjay Urs A.M., Chandan K.B., Shilpa B.S., Rashmi M.B.: Ammonia gas removal using biofilter. *International Advances Research Journal in Science, Engineering and Technology*, 2, 110–114, 2015.
109. Kennes C., Veiga M.C.: *Bioreactors for waste gas treatment*. Springer-Science and Business Media, 2001.
110. Khoshnevisan B., Tsapekos P., Alfaro N., Díaz I., Fdz-Polanco M., Rafiee S., Angelidaki I.: A review on prospects and challenges of biological H<sub>2</sub>S removal from biogas with focus on biotrickling filtration and microaerobic desulfurization. *Biofuel Research Journal*, 16, 741–750, 2017.
111. Kim S., Deshusses M.A.: Understanding the limits of H<sub>2</sub>S degrading biotrickling filters using a differential biotrickling filter. *Chemical Engineering Journal*, 113, 119-126, 2005.
112. Kim J.H., Rene E.R., Park H.S.: Performance of an immobilized cell biofilter for ammonia removal from contaminated air stream. *Chemosphere* 68, 274-280, 2007.
113. Kolar P., Kastner J.: Low-temperature catalytic oxidation of aldehyde mixtures using wood fly ash: kinetics, mechanism, and effect of ozone. *Chemosphere* 78, 1110-1115, 2010.
114. Kolasińska P., Cieślik B., Dymerski T., Konieczka P., Namieśnik J.: Characteristics of odors emitted from municipal wastewater treatment plant and methods for their identification and dezodorization techniques. *Environmental Research*, 151, 573-586, 2016.



115. Kołwzan B.: Analiza zjawiska biofilmu-warunki jego powstawania i funkcjonowania. *Ochrona środowiska*, 33, 4, 3-14, 2011.
116. Kośmider J., Mazur-Chrzanowska B., Wyszynski B.: *Odory*, PWN, 2012.
117. Kraakman N.J.R., Estrada J.M., Lebrero R., Cesca J., Muñoz R.: Evaluating odour control technologies using reliability and sustainability criteria - A case study for water treatment plants. *Water Science and Technology*, 69, 1426–1433, 2014.
118. Kraakman N.J., Rocha-Rios J., van Loosdrecht M.C.: Review of mass transfer aspects for biological gas treatment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 91, 4, 873-886, 2011.
119. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE): Materiał dotyczący regulacji oraz wymagań w zakresie bilansowania emisji Niemetanowych Lotnych Związków Organicznych (NMLZO). Warszawa, 2012.
120. Kullavanijaya E., Trimm D.L., Cant N.A.: Adsorption/catalytic combustion for VOC and odour control. *Studies in Surface Science and Catalysis*, 130, 569-574, 2000.
121. Kumar A., Alaimo C.P., Horowitz R., Mitloehner F. M., Kleeman M.J., Green P. G.: Volatile organic compound emissions from green waste composting: Characterization and ozone formation. *Atmospheric Environment*, 45, 1841-1848, 2011.
122. Kwarciak-Kozłowska A., Bańka B.: Biofiltracja jako metoda unieszkodliwiania odorów powstających podczas kompostowania frakcji biodegradowalnej odpadów komunalnych i przemysłowych. *Inżynieria Ochrony Środowiska*, 17, 631-645, 2014.
123. Kwaśny J., Balcerzak W.: Characteristics of selected indirect methods of reducing the emission of odors. *Archives of Journal of Waste Management and Environmental Protection*, 16, 125-133, 2014.
124. Laurenzis A., Heits H., Wiibker S.M., Heinze U., Friedrich C., Werner U.: Continuous biological waste gas treatment in stirred trickle-bed reactor with discontinuous removal of biomass. *Biotechnology and Bioengineering*, 57, 497-503, 1998.
125. Lebrero R., Estrada J.M., Muñoz R., Quijano G.: Toluene mass transfer characterization in a biotrickling filter. *Biochemical Engineering Journal*, 60, 44-49, 2012.
126. Lebrero R., Gondim A.C., Pérez R., García-Encina P.A., Muñoz R.: Comparative assessment of a biofilter, a biotrickling filter and a hollow fiber membrane bioreactor for odor treatment in wastewater treatment plants. *Water Research*, 49, 339-350, 2014.
127. Lebrero R., Rangel M.G.L., Muñoz R.: Characterization and biofiltration of a real odorous emission from wastewater treatment plant sludge. *Journal of Environmental Management*. 116, 50-57, 2013.

128. Lebrero R., Rodríguez E., Collantes M., De Juan C., Norden G., Rosenbom K., Muñoz R.: Comparative Performance Evaluation of Commercial Packing Materials for Malodorants Abatement in Biofiltration. *Applied Sciences*, 11, 2966, 2021.
129. Lee H.D., Jeon S.B., Choi W.J., Lee S.S., Lee M.H., Oh K.J.: A novel assessment of odor sources using instrumental analysis combined with resident monitoring records for an industrial area in Korea. *Atmospheric Environment*, 74, 277-290, 2013.
130. Lee D.H., Lau A.K., Pinder K.L.: Development and performance of an alternative biofilter system. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 51, 78-85, 2001.
131. Lewkowska P., Cieślik B., Dymerski B., Konieczka P., Namieśnik J.: Characteristics of odors emitted from municipal wastewater treatment plant and methods for their identification and deodorization techniques. *Environmental Research*, 151 573-586, 2016.
132. Liang J., Cheng G., Feng H.: Engineering practices of dezodorization for odor in urban sewage treatment plant in China. *Advances in Economics, Business and Management Research*, 30, 86-91, 2016.
133. Liu J., Kang X., Liu X., Yue P., Sun J., Lu C.: Simultaneous removal of bioaerosols, odors and volatile organic compounds from a wastewater treatment plant by a full-scale integrated reactor. *Process Safety and Environmental Protection*, 144, 2-14, 2020.
134. Liu Q., Li M., Chen R., Li Z., Qian G., An T., Fu J., Sheng G.: Biofiltration treatment of odors from municipal solid waste treatment plants. *Waste Management*, 29, 7, 2051-2058, 2009.
135. Lucernoni F., Tapparo F., Capelli L., Sironi S.: Evaluation of an odour emission factor (OEF) to estimate odour emissions from landfill surfaces. *Atmospheric Environment*, 144, 87-99, 2016.
136. Łabij-Reduta B., Borawski J., Naumnik B.: Uwaga! SMOG!, *Varia Medica*, 3, 1, 68-76, 2019.
137. Makles Z., Galwas-Zakrzewska M.: Złowonne gazy w środowisku pracy. *Bezpieczeństwo pracy*, 9, 12-16, 2005.
138. Márquez P., Benítez A., Caballero Á., Siles J.A., Martín M.A.: Integral evaluation of granular activated carbon at four stages of a full-scale WWTP deodorization system. *Science of the total environment*, 754, 2021.
139. Márquez P., Gutierrez M.C., Toledo M., Alhama J., Michan C., Martín M.A.: Activated sludge process versus rotating biological contactors in WWTPs: evaluating the influence of

- operation and sludge bacterial content on their odor impact. *Process Safety and Environmental Protection*, 160, 775-785, 2022.
140. Matejczyk M., Suchowierska M.: Charakterystyka zjawiska Quorum Sensing i jego znaczenie w aspekcie formowania i funkcjonowania biofilmu w inżynierii środowiska, budownictwie, medycynie oraz gospodarstwie domowym. *Budownictwo i inżynieria środowiska*, 2, 71 – 75, 2011.
141. Michałak A., Krzeszowiak J., Pawlas K.: Does exposure to unpleasant odors harm human health? *Environmental Medicine (Czy ekspozycja na nieprzyjemne zapachy (odory) szkodzi zdrowiu człowieka? Medycyna Środowiskowa)*, 17, 76-81, 2014.
142. Michałkiewicz M., Kruszelnicka I., Ginter-Kramarczyk D., Mizerna-Nawrotna P.: Uciążliwość odorowa i mikrobiologiczna oczyszczalni ścieków – studium przypadku. *Ochrona środowiska*, 38, 3, 2016.
143. Ministerstwo Klimatu i Środowiska „Bezpieczne odległości od zabudowań dla przedsięwzięć, których funkcjonowanie wiąże się z ryzykiem powstawania uciążliwości zapachowej” Warszawa, 2020.
144. Ministerstwo Klimatu i Środowiska „Lista substancji i związków chemicznych, które są przyczyną uciążliwości zapachowej”, Warszawa, 2016a.
145. Ministerstwo Klimatu i Środowiska „Kodeks przeciwdziałania uciążliwości zapachowej”, Departament Ochrony Powietrza i Klimatu, 2016b.
146. Montebello A.M., Bezerra T., Rovira R., Rago L., Lafuente J., Gamisans X., Campoy S., Baeza M., Gabriel D.: Operational aspects, pH transition and microbial shifts of a H<sub>2</sub>S desulfurizing biotrickling filter with random packing material. *Chemosphere*, 93, 2675-2682, 2013.
147. Morales P., Caceres M., Scott F., Diaz-Robles L., Aroca G., Vergara-Fernandez A.: Biodegradation of benzo[ $\alpha$ ]pyrene, toluene, and formaldehyde from the gas phase by a consortium of *Rhodococcus erythropolis* and *Fusarium solani*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101, 6765-6777, 2017.
148. Moussavi G., Khavanin A., Sharifi A.: Ammonia removal from a waste air stream using a biotrickling filter packed with polyurethane foam through the SND process. *Bioresource Technology*, 102, 2517-2522, 2011.
149. Mudliar S., Giri B., Padoley K., Satpute D., Dixit R., Bhatt P., Pandey R., Juwarkar A., Vaidya A.: Bioreactors for treatment of VOCs and odours – A review. *Journal of Environmental Management*, 91, 1039-1054, 2010.

150. National Research Council. Acute Exposure Guideline Levels for Selected Airborne Chemicals; The National Academies Press: Washington, DC, USA, 6, 2008.
151. Nhut H., Thanh V., Le L.: Removal of H<sub>2</sub>S in biogas using biotrickling filter: recent development. *Process Safety and Environmental Protection*, 144, 297-309, 2020.
152. Nisola G., Cho E., Orata J., Redillas M., Farnazo D., Tuuguu E., Chung W.: NH<sub>3</sub> gas absorption and biooxidation in a single bioscrubber system. *Process Biochemistry*, 44, 161-167, 2009.
153. Niu Z.G., Xu S.Y., Gong Q.C.: Health risk assessment of odors emitted from urban wastewater pump stations in Tianjin, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 10349-10360, 2014.
154. Noel C., Vanroelen C., Gadeyne S.: Qualitative research about public health risk perceptions on ambient air pollution. A review study. *SSM-Population Health*, 15, 2021.
155. Oh Y.S., Bartha R.: Design and performance of a trickling air biofilter for chlorobenzene and o-dichlorobenzene vapors. *Applied and Environmental Microbiology*, 60, 2717-2722, 1994.
156. Okkerse W.J.H., Ottengraf S.P.P., Osinga-Kuipers B., Okkerse M.: Dynamics modeling of biotrickling filter for waste gas treatment: Evaluation of a dynamic model using dichloromethane as a model pollutant. *Biotechnology and Bioengineering*, 63, 418-430, 1999.
157. Okoro O.V., Sun Z.: Desulphurisation of Biogas: A Systematic Qualitative and Economic-Based Quantitative Review of Alternative Strategies. *Chemical Engineering Journal*, 3, 76, 2019.
158. Omri I., Aouidi F., Bouallagui H., Godon J.J., Hamdi M.: Performance study of biofilter developed to treat H<sub>2</sub>S from wastewater odour. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 20, 169-176, 2013.
159. Ottengraf S.P.P.: Biological systems for waste gas elimination. *Trends in Biotechnology*, 5, 132-136, 1987.
160. Oya A., Iu W.: Deodorization performance of charcoal particles loaded with orthophosphoric acid against ammonia and trimethylamine. *Carbon*, 40, 1391-1399, 2002.
161. Pagans E., Font X., Sánchez A.: Biofiltration for ammonia removal from composting exhaust gases. *Chemical Engineering Journal*, 113, 105-110, 2005.
162. Park S.J., Nam S.L., Choi E.S.: Removal of odor emitted from composting facilities using a porous ceramic biofilter. *Water Science and Technology*, 44, 301-308, 2001.

163. Parzentna-Gabor A., Barbusiński K., Kasperczyk D.: Usuwanie odorów i lotnych związków organicznych w Kompaktowych Bioreaktorach Trójfazowych. Współczesne problemy ochrony środowiska i energetyki 2019. Praca zbiorowa pod redakcją Krzysztofa Pikonia i Magdaleny Bogackiej, 123-130. Gliwice, 2020.
164. Parzentna-Gabor A., Barbusiński K., Kasperczyk D.: Implementation to industry and municipal sector the Compact Trickle Bed Bioreactors technology to odor and VOCs removal. *Architecture Civil Engineering Environment*, 3, 2021.
165. Parzentna-Gabor A.: Możliwości zastosowania bioreaktorów w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec” – wyniki pracy doktorskiej. Materiały III Międzynarodowej Konferencji „Bioreaktory w walce czyste powietrze”, 27 lipiec 2021, Uniwersytet Śląski w Katowicach.
166. Parzentna-Gabor A.: Możliwości zastosowania bioreaktorów. Materiały Konferencji „Szybkie testy jakości paliw”, 4 listopad 2021, Katowice.
167. Parzentna-Gabor A.: Możliwości zastosowania bioreaktorów w oczyszczalni ścieków – wyniki pracy doktorskiej. Materiały IV Międzynarodowej Konferencji „Bioreaktory w walce czyste powietrze”, 20 październik 2022, Grzybów.
168. Parzentna-Gabor A., Kasperczyk D., Barbusiński K., Rene E.R.: Comparison of odor and VOC emission biopurification using Compact Trickle Bed Bioreactors (CTBB) working in two different wastewater treatment plants. Materiały II Międzynarodowej Konferencji “International Conference on Pollution Prevention and Clean Technologies”, 1-2 grudzień 2022, Warszawa.
169. Parzentna-Gabor A.: Bioreaktory KBT w walce z odorem - możliwości wdrożeniowe w oczyszczalni ścieków. Materiały V Międzynarodowej Konferencji „Bioreaktory w walce czyste powietrze”, 12 maj 2023, Katowice.
170. Parzentna-Gabor A.: Application of a compact trickle-bed bioreactors for odor and VOCs removal in various industries and the municipal sector. Materiały III Międzynarodowej Konferencji “International Conference on Pollution Prevention and Clean Technologies”, 13-15 wrzesień 2023, Ceske Budejovice.
171. Parzentna-Gabor A., Kasperczyk D., Barbusiński K., Rene E.R., Urbaniec K.: Odor and volatile organic compounds biotreatment using compact trickle bed bioreactors (CTBB) in wastewater treatment plant. *Bioresource Technology*, 376, 2023.
172. Piccardo M.T., Geretto M., Pulliero A., Izzotti A.: Odor emissions: A public health concern for health risk perception, *Environmental Research*, 204, 2022.

173. Pochwat K., Kida M., Ziembowicz S., Koszelnik P.: Odours in Sewerage-A Description of Emissions and of Technical Abatement Measures. *Environments*, 6, 89, 2019.
174. Popoola L.T., Grema A.S., Latinwo G.K., Gutti B., Balogun A.S.: Corrosion problems during oil and gas production and its mitigation. *International Journal of Industrial Chemistry* 4, 2013.
175. Potivichayanon S., Pokethitiyook P., Kruatrauche M.: Hydrogen sulfide removal by a novel fixed-film bioscrubber system. *Process Biochemistry*, 41, 708-7015, 2006.
176. Qamaruz-Zaman N., Milke M.W.: VFA and ammonia from residential food waste as indicators of odor potential. *Waste Management*, 32, 2426-2430, 2012.
177. Qamaruz-Zaman N., Kun Y., Rosli R.N.: Preliminary observation on the effect of baking soda volume on controlling odour from discarded organic waste. *Waste Management*, 35, 187-190, 2015.
178. Rabbani K.A., Charles W., Kayaalp A., Cord-Ruwisch R., Ho G.: Pilot-scale biofilter for the simultaneous removal of hydrogen sulphide and ammonia at a wastewater treatment plant. *Biochemical Engineering Journal*, 107, 1-10, 2016.
179. Ralebitso-Senior T.K., Senior E., Felice R., Jarvis K.: Waste gas biofiltration: advances and limitations of current approaches in microbiology. *Environmental Science and Technology*, 46, 16, 8542-8573, 2012.
180. Ramírez M., Gómez J.M., Cantero D., Paca J., Halecky M., Kozliak E.I., Sobotka M.: Hydrogen sulfide removal from air by *Acidithiobacillus thiooxidans* in a trickle bed reactor. *Folia Microbiologica*, 54, 409-414, 2009.
181. Ramírez M., Gómez J.M., Aroca G., Cantero D.: Removal of ammonia by immobilized *Nitrosomonas europaea* in a biotrickling filter packed with polyurethane foam. *Chemosphere*, 74, 1385-1390, 2009.
182. Ramírez M., Gómez J.M., Aroca G., Cantero D.: Removal of hydrogen sulfide by immobilized *Thiobacillus thioparus* in a biotrickling filter packed with polyurethane foam. *Bioresource Technology*, 100, 4989-4995, 2009.
183. Ramirez A.A., Jones J.P., Heitz M.: Methane treatment in biotrickling filters packed with inert materials in presence of a non-ionic surfactant. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 87, 848-853, 2012.
184. Rappert S., Muller R.: Odor compounds in waste gas emissions from agricultural operations and food industries. *Waste Management* 25, 887-907, 2005.

185. Reddy C.N., Bae S., Min B.: Biological removal of H<sub>2</sub>S gas in a semi-pilot scale biotrickling filter: optimization of various parameters for efficient removal at high loading rates and low pH conditions. *Bioresource Technology*, 285, 2019.
186. Rehman Z., Farooqi I., Ayub S.: Performance of biofilter for the removal of hydrogen sulphide odour. *International Journal of Environmental Research*, 3, 537-544, 2009.
187. Ren B., Zhao Y., Lyczko N., Nzihou A.: Current Status and Outlook of Odor Removal Technologies in Wastewater Treatment Plant. *Waste and Biomass Valorization*, 10, 1443-1458, 2019.
188. Rene E.R., Lopez M.E., Veiga M.C., Kennes C.: Performance of a fungal monolith bioreactor for the removal of styrene from polluted air. *Bioresource Technology*, 101, 2608-2615, 2010.
189. Rene E.R., Montes M., Veiga M.C., Kennes C.: Novel Bioreactors for Waste Gas Treatment. In *Environmental Chemistry for a Sustainable World*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2, 121-164, 2012.
190. Repeckiene J., Svediene J., Paskevicius A., Tekoriene R., Raudoniene V., Gudeliunaite E., Baltrenas P., Misevicius A.: Succession of microorganisms in a plate-type air treatment biofilter during filtration of various volatile compounds. *Environmental Technology* 36, 881-889, 2015.
191. Ruiz-Munoz A., Siles J.A., Marquez P., Toledo M., Gutierrez M.C., Martín M.A.: Odor emission assessment of different WWTPs with Extended Aeration Activated Sludge and Rotating Biological Contactor technologies in the province of Cordoba (Spain). *Journal of Environmental Management*, 326, 2023.
192. Rybarczyk P., Szulczyński B., Gębicki J., Hupka J.: Treatment of malodorous air in biotrickling filters: A review. *Biochemical Engineering Journal*, 141, 146-162, 2019.
193. Sakuma T., Jinsiriwanit S., Hattori T., Deshusses M.A.: Removal of ammonia from contaminated air in a biotrickling filter-Denitrifying bioreactor combination system. *Water Research*, 42, 4507-4513, 2008.
194. Sanctis M. D., Murgolo S., Altieri V.G., Gennaro L. D., Amodio M., Mascolo G., Di Iaconi C.: An innovative biofilter technology for reducing environmental spreading of emerging pollutants and odour emissions during municipal sewage treatment. *Science of The Total Environment*, 803, 149966-149971, 2022.
195. Sarbak Z.: Bezpieczeństwo odorowe środowiska. *Przegląd Naukowo-Metodyczny. Edukacja Bezpieczeństwa*, 7, 151-171, 2014.

196. Scaglia B., Orzi V., Artola A., Font X., Davoli E., Sanchez A., Adani F.: Odours and volatile organic compounds emitted from municipal solid waste at different stage of decomposition and relationship with biological stability. *Bioresource Technology*, 102, 7, 4638-4645, 2011.
197. Senatore V., Zarra T., Galang M.G., Oliva G., Buonerba A., Li C.-W., Belgiorno V., Naddeo V.: Full-Scale Odor Abatement Technologies in Wastewater Treatment Plants (WWTPs): A Review. *Water*, 13, 3503, 2021.
198. Shareefdeen Z., Singh A.: *Biotechnology for odor and air pollution control*. Springer, 2005.
199. Smith F.L., Sorial G.A., Suidan M.T., Breen A.W., Biswas P., Brenner R.C.: Development of Two Biomass Control Strategies for Extended, Stable Operation of Highly Efficient Biofilters with High Toluene Loadings. *Environmental Science and Technology*, 30, 1744-1751, 1996.
200. Smith F.L., Sorial G.A., Suidan M.T., Pandit A., Biswas P.: Evaluation of trickle bed air biofilter performance as a function of inlet VOC concentration and loading, and biomass control. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 48, 627-636, 1998.
201. Sobczyński P., Sówka I., Bezyk Y.: Charakterystyka zmienności emisji odorów z osadników wstępnych i jej wpływ na zasięg oddziaływania zapachowego oczyszczalni ścieków komunalnych. *Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska*. 6, 356-363, 2015.
202. Song T., Yang C., Zeng G., Yu G., Xu C.: Effect of surfactant on styrene removal from waste gas streams in biotrickling filters. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 87, 785-790, 2012.
203. Soreanu G., Dumont E.: *From biofiltration to promising options in gaseous fluxes biotreatment. Recent developments, new trends, advances and opportunities*. Elsevier, 2020.
204. Sówka I.: *Metody identyfikacji odorotwórczych gazów emitowanych z obiektów przemysłowych*, Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2011
205. Sówka I., Grzelka A., Miller U.: Problematyka odorów w procesach gospodarki ściekowej / Problems of odors in wastewater management processes, *Wodociągi-Kanalizacja* 6, 160, 2017.



206. Sówka I., Sobczyński P., Miller U.: Wpływ sezonowej zmienności odorów emitowanych ze źródeł powierzchniowych pasywnych na zasięg oddziaływania zapachowego wybranej komunalnej oczyszczalni ścieków. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 1339-1349, 2015.
207. Sprawozdanie z badań nr 21414/LB/2017, wykonanych na terenie oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”. Katowice 31. 10.2017
208. Sun S.H., Jia T.P., Chen K.Q., Peng Y.Z., Zhang L.: Removal of hydrogen sulfide produced in a municipal WWTP using a biotrickling filter with polypropylene rings as the packing material and microbial community analysis. *Environmental Science*, 40, 4585-4593, 2019.
209. Sun S.H., Jia T.P., Chen K.Q., Peng Y. Z., Zhang, L. Simultaneous removal of hydrogen sulfide and volatile organic sulfur compounds in off-gas mixture from a wastewater treatment plant using a two-stage bio-trickling filter system. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 13, 60, 2019.
210. Szyrkowska M.I., Wojciechowska E., Węglińska A., Paryjczak T.: Odourus emission. An environmental protection issue. (Odory. Aktualny problem w ochronie środowiska.). *Przemysł Chemiczny* 88, 712-720, 2009.
211. Tiwari A., Sharma S., Singh P., Raghav N.: Emerging tool for controlling pollution: a review article. *Journal of Science Innovations and Nature of Earth*, 3, 51-57, 2023.
212. Trejo-Aguilar G., Revah S., Lobo R. Hydrodynamic characterization of a trickle bed air biofilter. *Chemical Engineering Journal*, 113, 145-152, 2005.
213. Tu X., Xu M., Li J., Li E., Feng R., Zhao G., Huang S., Guo J.: Enhancement of using combined packing materials on the removal of mixed sulfur compounds in a biotrickling filter and analysis of microbial communities. *BMC Biotechnology*, 19, 52, 2019.
214. Tu X., Li J., Feng R., Sun G., Guo J.: Comparison of removal behavior of two biotrickling filters under transient condition and effect of pH on the bacterial communities. *PLoS One*, 11, 5, 2016.
215. Tymczyna L., Chmielowiec-Korzeniowska A., Saba L.: Biological treatment of laying house air with open biofilter use. *Polish Journal of Environmental Studies*, 13, 425-428, 2004.
216. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska.
217. Van der Heyden C., Demeyer P., Volcke EIP: Mitigating emission from pig and poultry housing facilities through air scrubbers and biofilters: state-of-the-art and perspectives. *Biosystems Engineering*, 134, 74-93, 2015.

218. Vega E., Martin M., Gonzalez-Olmos R.: Integration of advanced oxidation processes at mild conditions in wet scrubbers for odourous sulphur compounds treatment. *Chemosphere* 109, 113-119, 2014.
219. Vergara-Fernández A., Quiroz E.F., Aroca G., Pulido N.A.A.: Biological treatment of contaminated air with toluene in an airlift reactor. *Electronic Journal of Biotechnology*, 11, 2008.
220. Vilmain J., Courousse V., Biard P., Azizi M., Couvert A.: Kinetic study of hydrogen sulfide absorption in aqueous chlorine solution. *Chemical Engineering Research and Design*, 92, 191-204, 2014.
221. Wang X., Xie B., Wu D., Hassan M., Huang C.: Characteristics and risks of secondary pollutants generation during compression and transfer of municipal solid waste in Shanghai. *Waste Management*, 43, 1-8, 2015.
222. Wang S., Yan Y., Gao X., Zhang H., Cui Y., He Q., Wang Y., Wang X.: Emission characteristics and health risks of volatile organic compounds (VOCs) measured in a typical recycled rubber plant in China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19, 2022.
223. Weber F.J., Hartmans S.: Prevention of clogging in a biological trickle-bed reactor removing toluene from contaminated air. *Biotechnology and Bioengineering*, 50, 91-97, 1996.
224. Wierzbińska M., Modzelewski W.E.: Zastosowanie biofiltrów do dezodoryzacji uciążliwych gazów. *Inżynieria Ekologiczna*, 41, 125-132, 2015.F
225. Wu H., Yan H., Quan Y., Zhao H., Jiang N., Yin C.: Recent progress and perspectives in biotrickling filters for VOCs and odorous gases treatment. *Journal of Environmental Management*, 222, 409-419, 2018.
226. Wysocka I., Gębicki J., Namieśnik J.: Technologies for deodorization of malodorous gases. *Environmental Science Pollution Research*, 26, 9409-9434, 2019.
227. Vergara-Fernandez A., Salgado-Ismodes V., Pino M., Hernandez S., Revah S.: Temperature and moisture effect on spore emission in the fungal biofiltration of hydrophobic VOCs. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47, 605-613, 2012.
228. Vikrant K., Kim K.-H., Szulejko J.E., Pandey S. K., Singh R.S., Giri B.S., Brown R.J.C., Lee S.-H.: Bio-filters for the treatment of VOCs and odors – a review. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 11, 3, 139-152, 2017.

229. Vikrant K., Kailasa S.K., Tsang D.C.W., Lee S.S., Kumar P., Giri B.S., Singh R.S., Kim K.H.: Biofiltration of hydrogen sulfide: trends and Challenges. *Journal of Cleaner Production*, 187, 131-147, 2018.
230. Xi J., Hu H., Qian Y.: Effect of operating conditions on long-term performance of a biofilter treating gaseous toluene: Biomass accumulation and stable-run time estimation. *Biochemical Engineering Journal*, 31, 2, 165-172, 2006.
231. Yang C., Chen H., Zeng G., Yu G., Luo S.: Biomass accumulation and control strategies in gas biofiltration. *Biotechnology Advances*, 28, 4, 531-540, 2010.
232. Yang C., Chen F., Luo S., Xie G., Zeng G., Fan C.: Effects of surfactants and salt on Henry's constant of n-hexane. *Journal of Hazardous Materials*, 175, 187-192, 2010
233. Yang Z., Li J., Liu J., Cao J., Sheng D., Cai T.: Evaluation of a pilot-scale bio-trickling filter as a VOCs control technology for the chemical fibre wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Management*, 246, 71-76, 2019.
234. Yang Y., Allen E.R.: Biofiltration Control of Hydrogen Sulfide 1. Design and Operational Parameters. *Environmental Science*, 44, 863-868, 1994.
235. Yao X.Z., Ma R.C., Li H.J., Wang C., Zhang C., Yin S.S., Wu D., He X.Y., Wang J., Zhan L.T., He R.: Assessment of the major odor contributors and health risks of volatile compounds in three disposal technologies for municipal solid waste. *Waste Management*, 91, 128-138, 2019.
236. Yao X., Shi Y., Wang K., Wang C., He L., Li C., Yao Z.: Highly efficient degradation of hydrogen sulfide, styrene, and m-xylene in a bio-trickling filter. *Science of the Total Environment*, 808, 2022.
237. Ying S., Kong X., Cai Z., Man Z., Xin Y., Liu D.: Interactions and microbial variations in a biotrickling filter treating low concentrations of hydrogen sulfide and ammonia. *Chemosphere*, 255, 126931, 2020.
238. You J., Chen J., Sun Y., Fang J., Cheng Z., Ye J., Chen D.: Treatment of mixed waste-gas containing H<sub>2</sub>S, dichloromethane and tetrahydrofuran by a multi-layer biotrickling filter. *Journal of Cleaner Production*, 319, 128630, 2021.
239. Zabava B.S., Voicu G., Ungureanu N., Dinca M., Paraschiv G., Munteanu M., Ferdes M.: Methods of biogas purification-A review. *Acta Technica Corviniensis - Bulletin of Engineering*, 12, 65-68, 2019.

240. Zarra T., Galang G., Ballesteros J., Belgiorno V., Naddeo V., Environmental odour management by artificial neural network-A review. *Environment International*, 133, 13, 2019.
241. Zhai J., Shi P., Wang Z., Jiang H., Long C.: A comparative study of bacterial and fungal-bacterial steady-state stages of a biofilter in gaseous toluene removal: performance and microbial community. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 92, 2853-2861, 2017.
242. Zhang X., Yan S., Tyagi R., Surampalli R.: Odor control in lagoons. *Journal of Environmental Management*, 124, 62-71, 2013.
243. Zhang Y., Oshita K., Takaoka M., Kawasaki Y., Minami D., Inoue G., Tanaka T.: Effect of pH on the performance of an acidic biotrickling filter for simultaneous removal of H<sub>2</sub>S and siloxane from biogas. *Water Science and Technology*, 83, 1511-1521, 2021.
244. Zheng M., Li C., Liu S., Gui M., Ni J.: Potential application of aerobic denitrifying bacterium *Pseudomonas aeruginosa* PCN-2 in nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>) removal from flue gas. *Journal of Hazardous Materials*, 318, 571-578, 2016.
245. Zhou Y., Hallis S.A., Vitko T., Suffet I.H.: Identification, quantification and treatment of fecal odors released into the air at two wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 180, 257-263, 2016.
246. Zhuo Y., Han Y., Qu Q., Li J., Zhong C., Peng D.: Characteristics of low H<sub>2</sub>S concentration biogas desulfurization using a biotrickling filter: Performance and modeling analysis. *Bioresource Technology*, 280, 143-150, 2019.
247. Zwoździak J., Piechocka A.: Przeróbka osadów ściekowych, emisja odorów oraz możliwości ich dalszego zagospodarowania. *Quarterly of Environmental Engineering and Design*, 170, 50, 2018.
248. gios.gov.pl
249. [https://www.ventilazioneindustriale.it/public/prodotti/24/FT\\_32022751.jpg](https://www.ventilazioneindustriale.it/public/prodotti/24/FT_32022751.jpg)
250. <https://rotec.pl/dopalacze-lotnych-zwiazkow-organicznych.html>
251. <https://bioarcus.pl/biofiltry/>
252. <https://www.dekonta.pl/oferta/biofiltry/>
253. <https://www.osha.gov/SLTC/hydrogensulfide/hazards.html>

## **SPIS TABEL**

<b>Tabela 1.</b> Wpływ odorów na człowieka i środowisko	19
<b>Tabela 2.</b> Stężenia związków odorowych nad powierzchnią ścieków komunalnych	29
<b>Tabela 3.</b> Porównanie biologicznych metod oczyszczania gazów w oczyszczalniach ścieków	42
<b>Tabela 4.</b> Optymalne warunki do rozwoju mikroorganizmów w bioreaktorach ze złożem zraszanym	46
<b>Tabela 5.</b> Mikroorganizmy stosowane do biodegradacji H <sub>2</sub> S i NH <sub>3</sub>	48
<b>Tabela 6.</b> Skuteczność biodegradacji, w zależności od zastosowanego wypełnienia złoża	55
<b>Tabela 7.</b> Konfiguracja zmiennych parametrów pracy reaktora dla pH=7	76
<b>Tabela 8.</b> Konfiguracja zmiennych parametrów pracy reaktora dla pH=5	76
<b>Tabela 9.</b> Parametry pracy instalacji KBT w okresie immobilizacji mikroorganizmów	79
<b>Tabela 10.</b> Zestawienie występujących stężeń H <sub>2</sub> S (C <sub>g</sub> ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 7, V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie V <sub>g</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h	82
<b>Tabela 11.</b> Zestawienie występujących stężeń H <sub>2</sub> S (C <sub>g</sub> ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie V <sub>g</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h	82
<b>Tabela 12.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia H <sub>2</sub> S (C <sub>g</sub> ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 7, V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie V <sub>g</sub> = 7 - 30 m <sup>3</sup> /h	91
<b>Tabela 13.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia H <sub>2</sub> S (C <sub>g</sub> ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie V <sub>g</sub> =7 - 30 m <sup>3</sup> /h	92
<b>Tabela 14.</b> Stężenia H <sub>2</sub> S w gazach doprowadzanych do KBT, dla parametrów: V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, V <sub>g</sub> = 20 m <sup>3</sup> /h	94
<b>Tabela 15.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia H <sub>2</sub> S (C <sub>g</sub> ) w gazach doprowadzanych do KBT, dla parametrów: V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, V <sub>g</sub> = 20 m <sup>3</sup> /h	95
<b>Tabela 16.</b> Zestawienie wartości stężenia H <sub>2</sub> S w gazach doprowadzanych do KBT, dla parametrów: V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 7, V <sub>g</sub> = 30 m <sup>3</sup> /h	95
<b>Tabela 17.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia H <sub>2</sub> S (C <sub>g</sub> ) w gazach doprowadzanych do KBT, dla parametrów: V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 7, V <sub>g</sub> = 30 m <sup>3</sup> /h	96
<b>Tabela 18.</b> Stężenia LZO (C <sub>g</sub> ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie V <sub>g</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h	99

<b>Tabela 19.</b> Stężenia LZO (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zachowaniu pH = 7, Vc = 7 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7 m <sup>3</sup> /h -30 m <sup>3</sup> /h	100
<b>Tabela 20.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia LZO (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h	105
<b>Tabela 21.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia LZO (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 7, Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg=7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h	105
<b>Tabela 22.</b> Parametry pracy instalacji KBT w okresie immobilizacji mikroorganizmów	108
<b>Tabela 23.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia H <sub>2</sub> S (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zachowaniu pH = 7, Vc = 7 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h	111
<b>Tabela 24.</b> Zestawienie wartości stężenia H <sub>2</sub> S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 7, Vg = 7 m <sup>3</sup> /h	112
<b>Tabela 25.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia H <sub>2</sub> S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 7, Vg = 7 m <sup>3</sup> /h	112
<b>Tabela 26.</b> Zestawienie wartości stężenia H <sub>2</sub> S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 7, Vg = 25 m <sup>3</sup> /h	112
<b>Tabela 27.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia H <sub>2</sub> S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 7, Vg = 25 m <sup>3</sup> /h	112
<b>Tabela 28.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia H <sub>2</sub> S (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, Vc = 7 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7 m <sup>3</sup> /h -30 m <sup>3</sup> /h	114
<b>Tabela 29.</b> Zestawienie wartości stężenia H <sub>2</sub> S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 25 m <sup>3</sup> /h	114
<b>Tabela 30.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia H <sub>2</sub> S (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 7, Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7-30 m <sup>3</sup> /h	120
<b>Tabela 31.</b> Zestawienie wartości stężenia H <sub>2</sub> S (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 7, Vg = 30 m <sup>3</sup> /h	120
<b>Tabela 32.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia H <sub>2</sub> S (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h	123
<b>Tabela 33.</b> Zestawienie wartości stężenia H <sub>2</sub> S w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 25 m <sup>3</sup> /h	124
<b>Tabela 34.</b> Zestawienie efektywności biodegradacji H <sub>2</sub> S, dla parametrów: Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 25 m <sup>3</sup> /h	124

<b>Tabela 35.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia LZO (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 7, Vc = 7 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h	127
<b>Tabela 36.</b> Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc=7 m <sup>3</sup> /h, pH=7, Vg= 25 m <sup>3</sup> /h	129
<b>Tabela 37.</b> Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 7, Vg = 30 m <sup>3</sup> /h	129
<b>Tabela 38.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia LZO (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, Vc = 7 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7-30 m <sup>3</sup> /h	130
<b>Tabela 39.</b> Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 15 m <sup>3</sup> /h	131
<b>Tabela 40.</b> Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 30 m <sup>3</sup> /h	133
<b>Tabela 41.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia LZO (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 30 m <sup>3</sup> /h	133
<b>Tabela 42.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia LZO (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h	135
<b>Tabela 43.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia LZO (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 7, Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h	136
<b>Tabela 44.</b> Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 7 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 25 m <sup>3</sup> /h	136
<b>Tabela 45.</b> Zestawienie efektywności biodegradacji LZO, dla parametrów: Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 25 m <sup>3</sup> /h	137
<b>Tabela 46.</b> Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 20 m <sup>3</sup> /h	138
<b>Tabela 47.</b> Zestawienie efektywności biodegradacji LZO, dla parametrów: Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 20 m <sup>3</sup> /h	139
<b>Tabela 48.</b> Zestawienie wartości stężenia LZO w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 15 m <sup>3</sup> /h	139
<b>Tabela 49.</b> Zestawienie efektywności biodegradacji LZO, dla parametrów: Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, Vg = 15 m <sup>3</sup> /h	140
<b>Tabela 50.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza w zależności od zakresu stężenia LZO (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, dla parametrów: Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 7, Vg = 15 m <sup>3</sup> /h	141
<b>Tabela 51.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia NH <sub>3</sub> (Cg) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu pH = 5, Vc = 3,5 m <sup>3</sup> /h i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie Vg = 7 - 30 m <sup>3</sup> /h	145

<b>Tabela 52.</b> Zestawienie występujących wartości stężenia $\text{NH}_3$ ( $C_g$ ) w gazach doprowadzanych do reaktora KBT, przy zastosowaniu $\text{pH} = 7$ , $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ i różnych wartości przepływu fazy gazowej w zakresie $V_g = 7 - 30 \text{ m}^3/\text{h}$	145
<b>Tabela 53.</b> Oznaczenie pobranych próbek	148



## **SPIS RYSUNKÓW**

<b>Rys. 1.</b> Emisja odorów w różnych etapach oczyszczania ścieków komunalnych	25
<b>Rys. 2.</b> Skład biogazu	28
<b>Rys. 3.</b> Adsorpcja na węglu aktywnym	31
<b>Rys. 4.</b> Dopalacz termiczny, instalacja firmy Rotec	33
<b>Rys. 5.</b> Rodzaje biofiltrów: a) otwarty b) zamknięty	35
<b>Rys. 6.</b> Schemat biofiltra	36
<b>Rys. 7.</b> Schemat bioskrubera	38
<b>Rys. 8.</b> Schemat bioreaktora ze złożem zraszanym	40
<b>Rys. 9.</b> Schemat Kompaktowego Bioreaktora Trójfazowego	44
<b>Rys. 10.</b> Biodegradacja zanieczyszczeń w bioreaktorach ze złożem zraszanym, w tym w KBT	45
<b>Rys. 11.</b> Degradacja zanieczyszczeń przez mikroorganizmy	46
<b>Rys. 12.</b> Kompaktowe Bioreaktory Trójfazowe wdrożone w pełnej skali przemysłowej do usuwania LZO	58
<b>Rys. 13.</b> Lokalizacja oczyszczalni ścieków: a) - oczyszczalnia ścieków „Klimzowiec”, b) - oczyszczalnia ścieków „Tychy-Urbanowice”	62
<b>Rys. 14.</b> Schemat Kompaktowego Bioreaktora Trójfazowego w skali pilotażowej	63
<b>Rys. 15.</b> Biofiltr 042/2 oczyszczający powietrze ze zbiorników osadu nadmiernego, zagęszczonego i przefermentowanego w oczyszczalni ścieków "Klimzowiec"	64
<b>Rys. 16.</b> Oczyszczalnia ścieków „Klimzowiec”: a) strzałką oznaczono miejsce podłączenia instalacji KBT; b) rejon biooczyszczania: 1b- pilotażowy KBT, 2 - biofiltr, 3a i 3b- zbiorniki osadu przefermentowanego, 4- zbiornik osadu nadmiernego, 5a i 5b- zbiorniki osadu zagęszczonego	65
<b>Rys. 17.</b> Lokalizacja stanowiska badawczego w oczyszczalni ścieków "Klimzowiec"	65
<b>Rys. 18.</b> Stanowisko badawcze w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”	66
<b>Rys. 19.</b> Pilotażowa instalacja KBT w oczyszczalni ścieków "Klimzowiec"	67
<b>Rys. 20.</b> Hodowla mikroorganizmów w temperaturze $302 \pm 5$ K (29°C)	68
<b>Rys. 21.</b> Urządzenia do identyfikacji mikroorganizmów: a) spektrofotometr Hach Lange DR2800 (firmy Mettler-Toledo); b) mikroskop optyczny MBL 180T z zintegrowaną kamerą (firmy MikroLAB)	69
<b>Rys. 22.</b> Stanowisko laboratoryjne do analizy jakościowej mikroorganizmów	63
<b>Rys. 23.</b> Zestaw testów biochemicznych NEFERMtest 24 do identyfikacji bakterii	70
<b>Rys. 24.</b> Oczyszczalnia ścieków "Tychy-Urbanowice" (strzałką zaznaczono miejsce, w którym umiejscowiono instalację KBT do biooczyszczania powietrza pochodzącego ze zbiornika odpadów tłuszczowych)	71
<b>Rys. 25.</b> Stanowisko badawcze w oczyszczalni ścieków "Tychy-Urbanowice"	71

<b>Rys.26.</b> Pilotażowa instalacja KBT w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice”	73
<b>Rys.27.</b> Przenośne detektory gazów	75
<b>Rys.28.</b> Wypełnienie bioreaktora KBT	77
<b>Rys.29.</b> Miejsca poboru próbek złoza (czerwone punkty)	78
<b>Rys.30.</b> Zdjęcia mikroskopowe biofilmu bakteryjnego po 7 dniach immobilizacji mikroorganizmów w KBT; próbka z bioreaktora KBT: a) preparat I, b) preparat II	79
<b>Rys.31.</b> Zmienność mętności fazy ciekłej od czasu, dla fazy rozruchu i immobilizacji mikroorganizmów w KBT	80
<b>Rys. 32.</b> Zmienność ciśnienia w czasie: na wlocie i wylocie z reaktora KBT, dla $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$	81
<b>Rys. 33.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza z $\text{H}_2\text{S}$ dla warunków $\text{pH} = 7$ , $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ : a) zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), b) efektywność biodegradacji $\text{H}_2\text{S}$ w zależności od stężenia ( $C_g$ )	83
<b>Rys. 34.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza z $\text{H}_2\text{S}$ dla $\text{pH} = 7$ , $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ : a) zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), b) efektywność biodegradacji $\text{H}_2\text{S}$ w zależności od stężenia ( $C_g$ )	84
<b>Rys. 35.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z $\text{H}_2\text{S}$ od wlotowego obciążenia masowego MS, dla parametrów $\text{pH}=5$ : a) $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b) $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$	86
<b>Rys. 36.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza z $\text{H}_2\text{S}$ dla warunków $\text{pH} = 5$ , $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ : a) zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), b) efektywność biodegradacji $\text{H}_2\text{S}$ w zależności od stężenia ( $C_g$ )	87
<b>Rys. 37.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) $\text{H}_2\text{S}$ od wlotowego obciążenia masowego (MS), w zakresie natężenia przepływu fazy gazowej $7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ : a) faza ciekła $\text{pH} = 7$ ; b) faza ciekła $\text{pH} = 5$	88
<b>Rys. 38.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) $\text{H}_2\text{S}$ od natężenia przepływu fazy gazowej $V_g 7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , w zakresie $\text{pH} = 5$ i $7$ fazy ciekłej i $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$	90
<b>Rys. 39.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z $\text{H}_2\text{S}$ od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów $\text{pH} = 7$ , $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ , $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$	91
<b>Rys. 40.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) biooczyszczania powietrza z $\text{H}_2\text{S}$ od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów $\text{pH} = 5$ i $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ : a) $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b) $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$	93
<b>Rys. 41.</b> Zdolność eliminacji (EC) $\text{H}_2\text{S}$ od natężenia przepływu fazy gazowej ( $V_g$ ) $7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , w zakresie $\text{pH} = 5$ i $\text{pH} = 7$ fazy ciekłej oraz $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$	96
<b>Rys. 42.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) $\text{H}_2\text{S}$ od wlotowego obciążenia masowego (MS), w zakresie natężenia przepływu fazy gazowej $7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ i $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ : a) faza ciekła $\text{pH} = 7$ ; b) faza ciekła $\text{pH} = 5$	97
<b>Rys. 43.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza z $\text{H}_2\text{S}$ w czasie, dla parametrów: a) $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , $\text{pH} = 7$ , $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b) $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , $\text{pH} = 5$ , $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$	98

- Rys. 44.** Efektywność biooczyszczania powietrza z LZO dla warunków  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ : a) zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), b) efektywność biodegradacji LZO w zależności od stężenia ( $C_g$ ) 101
- Rys. 45.** Efektywność biooczyszczania powietrza z LZO dla warunków  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$ : a) zależność zdolności eliminacji (EC) i efektywności (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), b) efektywność biodegradacji LZO w zależności od stężenia ( $C_g$ ) 102
- Rys. 46.** Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z LZO od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów a)  $\text{pH} = 7$  i  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b)  $\text{pH} = 7$ ,  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$  103
- Rys. 47.** Zależność zdolności eliminacji (EC) LZO od wlotowego obciążenia masowego (MS), w zakresie natężenia przepływu fazy gazowej  $7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$  i  $\text{pH} = 5$ : a)  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b)  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$  104
- Rys. 48.** Zależność zdolności eliminacji (EC) LZO od natężenia przepływu fazy gazowej  $7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , w zakresie  $\text{pH}$  fazy ciekłej 5 i 7,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  104
- Rys. 49.** Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z LZO od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów a)  $\text{pH} = 7$ ,  $V_g = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b)  $\text{pH} = 7$ ,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  106
- Rys. 50.** Zależność zdolności eliminacji (EC) LZO od natężenia przepływu fazy gazowej ( $V_g$ ) w zakresie  $7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , przy  $\text{pH}$  fazy ciekłej  $=5$  i  $=7$  oraz  $V_c = 3,5 \text{ m}^3/\text{h}$  106
- Rys. 51.** Zdjęcia mikroskopowe biofilmu bakteryjnego: a) po 3 dniach oraz b) po 7 dniach immobilizacji mikroorganizmów w KBT, w oczyszczalni ścieków „Tychy-Urbanowice” 108
- Rys. 52.** Zmienność mętności fazy ciekłej wraz z upływem czasu, podczas fazy rozruchu i immobilizacji mikroorganizmów w KBT 109
- Rys. 53.** Zmienność ciśnienia wraz z czasem, na wlocie i wylocie z reaktora KBT, dla  $V_g = 20 \text{ m}^3/\text{h}$  110
- Rys. 54.** Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z LZO od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów a)  $\text{pH}=7$ ,  $V_g=15 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b)  $\text{pH}=7$ ,  $V_g=7 \text{ m}^3/\text{h}$ . 113
- Rys. 55.** Efektywność biooczyszczania powietrza z  $\text{H}_2\text{S}$ , dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ : a)  $V_g = 15 \text{ m}^3/\text{h}$ , b)  $20 \text{ m}^3/\text{h}$  115
- Rys. 56.** Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z  $\text{H}_2\text{S}$  (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów a)  $\text{pH}=5$ ,  $V_g=15 \text{ m}^3/\text{h}$ ; b)  $\text{pH}=5$ ,  $V_g=30 \text{ m}^3/\text{h}$ . 116
- Rys. 57.** Efektywność biooczyszczania powietrza z  $\text{H}_2\text{S}$  ( $C_g$ ), dla  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$ ,  $\text{pH} = 5$ ,  $V_g = 30 \text{ m}^3/\text{h}$  117
- Rys. 58.** Zależność zdolności eliminacji (EC)  $\text{H}_2\text{S}$  od natężenia przepływu fazy gazowej ( $V_g$ )  $7 \text{ m}^3/\text{h} - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ , w zakresie  $\text{pH}$  fazy ciekłej  $= 5$  i  $= 7$ ,  $V_c = 7 \text{ m}^3/\text{h}$  118

<b>Rys. 59.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) H <sub>2</sub> S od wlotowego obciążenia masowego (MS), w zakresie natężenia przepływu fazy gazowej 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h: a) pH = 7, b) pH = 5	119
<b>Rys. 60.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza z H <sub>2</sub> S, dla V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 7: a) V <sub>g</sub> = 15 m <sup>3</sup> /h; b) V <sub>g</sub> = 30 m <sup>3</sup> /h	121
<b>Rys. 61.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) H <sub>2</sub> S od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 7, V <sub>g</sub> = 20 m <sup>3</sup> /h	122
<b>Rys. 62.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) H <sub>2</sub> S od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, V <sub>g</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h	117
<b>Rys. 63.</b> Efektywność biooczyszczania powietrza z H <sub>2</sub> S, dla V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, V <sub>g</sub> = 25 m <sup>3</sup> /h	124
<b>Rys. 64.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) H <sub>2</sub> S od natężenia przepływu fazy gazowej (V <sub>g</sub> ) 7 m <sup>3</sup> /h – 30 m <sup>3</sup> /h, w zakresie pH fazy ciekłej = 5 i = 7, V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h	125
<b>Rys. 65.</b> Efektywność biodegradacji LZO w warunkach pH = 7, V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h oraz a) V <sub>g</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h; b) V <sub>g</sub> = 20 m <sup>3</sup> /h	128
<b>Rys. 66.</b> Efektywność biodegradacji LZO w warunkach pH = 5, V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h oraz a) V <sub>g</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h; b) V <sub>g</sub> = 15 m <sup>3</sup> /h	131
<b>Rys. 67.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) oraz efektywności biooczyszczania powietrza z LZO (K) od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla parametrów V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h: a) pH = 5, V <sub>g</sub> = 15 m <sup>3</sup> /h; b) pH = 5, V <sub>g</sub> = 30 m <sup>3</sup> /h	132
<b>Rys. 68.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) LZO od natężenia przepływu fazy gazowej (V <sub>g</sub> ) 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h, w zakresie pH fazy ciekłej = 5 i = 7 oraz dla V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h	134
<b>Rys. 69.</b> Zależność zdolności eliminacji EC i efektywności biooczyszczania powietrza z LZO od MS, dla parametrów V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 5, V <sub>g</sub> = 25 m <sup>3</sup> /h	137
<b>Rys. 70.</b> Efektywność biodegradacji LZO w warunkach pH = 5, V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h oraz V <sub>g</sub> = 20 m <sup>3</sup> /h	138
<b>Rys. 71.</b> Efektywność biodegradacji LZO w warunkach pH = 7, V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h oraz V <sub>g</sub> = 15 m <sup>3</sup> /h	140
<b>Rys. 72.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) LZO od natężenia przepływu fazy gazowej (V <sub>g</sub> ) 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h, w zakresie pH fazy ciekłej = 5 i = 7, V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h	141
<b>Rys. 73.</b> Efektywność biodegradacji NH <sub>3</sub> w warunkach V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h i V <sub>g</sub> = 7 - 30 m <sup>3</sup> /h	143
<b>Rys. 74.</b> Zależność zdolności eliminacji (EC) NH <sub>3</sub> od wlotowego obciążenia masowego (MS), dla V <sub>c</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h, V <sub>g</sub> = 7 m <sup>3</sup> /h - 30 m <sup>3</sup> /h	143
<b>Rys. 75.</b> Efektywność biodegradacji NH <sub>3</sub> w warunkach V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 5 oraz a) V <sub>g</sub> = 25 m <sup>3</sup> /h, b) V <sub>g</sub> = 30 m <sup>3</sup> /h	146
<b>Rys. 76.</b> Efektywność biodegradacji NH <sub>3</sub> w warunkach V <sub>c</sub> = 3,5 m <sup>3</sup> /h, pH = 7 oraz a) V <sub>g</sub> = 20 m <sup>3</sup> /h, b) V <sub>g</sub> = 30 m <sup>3</sup> /h	147
<b>Rys. 77.</b> Górna warstwa złoża KBT, po rocznych testach w oczyszczalni ścieków „Klimzowiec”. (Próbki pobrano z czterech miejsc bioreaktora na 3 poziomach wysokości złoża)	148

<b>Rys. 78.</b> Wykres przedstawiający wagę mokrych pierścieni pobranych z trzech poziomów usypanego złoża, z czterech różnych jego miejsc	149
<b>Rys. 79.</b> Pierścienie pobrane z górnej warstwy złoża KBT: a) próbka I, b) próbka II	149
<b>Rys. 80.</b> Pierścienie pobrane z środkowej warstwy złoża KBT: a) próbka I, b) próbka II	150
<b>Rys. 81.</b> Pierścienie pobrane z dolnej warstwy złoża KBT: a) próbka I, b) próbka II	150
<b>Rys. 82.</b> Pierścienie pobrane z KBT: a) wylot z KBT, warstwa środkowa; b) wylot z KBT, warstwa dolna	150
<b>Rys. 83.</b> Kinetyka biodegradacji, według równania Michaelisa-Menten, w zależności od stężenia zanieczyszczenia	157
<b>Rys. 84.</b> Efektywność biodegradacji i zależność zdolności eliminacji EC od wlotowego obciążenia masowego MS	158