

Biofiltracja par rozpuszczalników organicznych

Maciej Czemarmazowicz

Wrocław, grudzień 2001

Spis treści

1.	Wstęp, uzasadnienie wyboru tematu	4
2.	Cel pracy	5
3.	Zastosowanie filtracji biologicznej. Znaczenie na tle innych metod [1,2,3]	7
3.1.	Wprowadzenie	7
3.2.	Złoże	8
3.3.	Kryteria wyboru technologii oczyszczania gazów z zanieczyszczeń organicznych	12
4.	Podstawy procesu biofiltracji.....	20
4.1.	Wprowadzenie	20
4.2.	Mechanizm biofiltracji	22
4.2.1.	Rozpuszczanie w wodzie	22
4.2.2.	Adsorpcja	26
4.2.3.	Biodegradacja [1,3,5]	29
5.	Warunki ograniczenia stosowania biofiltracji [15]	31
5.1.	Wpływ wilgotności	32
5.2.	Wpływ temperatury	34
5.3.	Podaż składników pokarmowych	37
5.4.	Odczyn	37
5.5.	Zapylenie	38
5.6.	Zanieczyszczenia chemiczne	39
6.	Modelowanie procesu biofiltracji	39
6.1.	Model Ottengraf'a [4]	42
6.2.	Model Van Litha i innych [24]	45
6.3.	Model Hodge'a i Devinny	47
6.4.	Podsumowanie	50
7.	Opis badań.....	53
7.1.	Badania laboratoryjne	53
7.1.1.	Opis stanowiska laboratoryjnego	53
7.1.2.	Interpretacja wyników badań	56
7.1.3.	Prezentacja wyników	57
7.1.4.	Omówienie wyników	66
7.2.	Badania pilotowe	66
7.3.	Podsumowanie badań	71
8.	Modelowanie procesu biodegradacji na złożu biofiltracyjnym	73
9.	Wytyczne projektowe	84
9.1.	Uwagi wstępne	84
9.2.	Nawilżacz	89
9.3.	Biofiltr	93
10.	Instalacje wdrożeniowe	96
10.1.	Instalacja biofiltra dla malarni FAP ZETKAMA S.A.	97
10.2.	Instalacja biofiltra dla zakładu produkcji kosmetyczno-farmaceutycznej "INCO-VERITAS" Celia	101

10.3. Porównanie instalacji	103
11. Wnioski końcowe.....	106
12. Literatura	107
13. Załączniki	110
13.1. Zagadnienia konstrukcyjne.....	110
13.1.1. Wstęp	110
13.1.2. Obliczenia konstrukcyjne	112
13.2. Analiza ekonomiczna	116
13.2.1. INCO VERITAS	117
13.2.2. ZETKAMA SA	120
14. Spis oznaczeń	124

1. WSTĘP, UZASADNIENIE WYBORU TEMATU

Jednym z najważniejszych dla środowiska następstw przeobrażeń gospodarczych towarzyszących transformacji ustrojowej w Polsce lat dziewięćdziesiątych była zmiana strumieni zanieczyszczeń wprowadzanych do atmosfery. Optymalizacja zużycia energii i ogólnie zmierzch przemysłu toflerowskiej drugiej fali doprowadziły do redukcji emisji z procesów energetycznego spalania paliw. Pozytywne skutki tych procesów dały się szybko zauważyć w otoczeniu. Nie zaobserwowano równolegle występującego trendu w przypadku innych zanieczyszczeń, jak na przykład organicznych. Ich wielkość w analogicznym okresie prawie nie uległa zmianie. Dowodzi to z jednej strony witalności części gospodarki, w skład której wchodzi nowoczesne przedsiębiorstwa farmaceutyczne, drukarnie, lakiernie, zakłady przetwórstwa spożywczego i inne o stosunkowo wysokiej rentowności, z drugiej strony nasuwa obawę, że w ochronie powietrza atmosferycznego są luki, obok których nie można przecież przejść obojętnie.

Odpowiedzialne urzędy nie są wyposażone w wystarczająco silne instrumenty prawne, które mogłyby masowo skłonić emitentów do redukcji zanieczyszczeń, a ponieważ w ochronie środowiska rynek stymulują sankcje prawne to i oferta dostawców technologii nie jest bogata.

Firmy niechętnie podejmują decyzje o ograniczeniu emisji do atmosfery. Zwykle rozpoczynają inwestycje ograniczającą negatywne oddziaływanie bardziej z powodu protestów organizacji ekologicznych i z tym powiązaną groźbą utraty pozytywnego wizerunku na rynku niż przymusu ekonomicznego spowodowanego wysokimi karami pieniężnymi.

Inwestorzy w obawie przed zmianami technologii powodującymi obniżenie jakości produktów wolą zastosować oczyszczanie gazów odlotowych zamiast modyfikacji procesu wytwarzania, który powoduje emisje zanieczyszczeń do atmosfery.

Na polskim rynku wciąż nie ma wystarczającej ilości wiarygodnych dostawców prostych i tanich technologii spełniających kryteria inwestorów w omawianej dziedzinie techniki. Dostawcy zaś nie są wyposażeni w wystarczającą wiedzę o procesach na podstawie, których konstruują swoje oferty.

Opisana sytuacja sprzyja wzrostowi zapotrzebowania na proste i tanie a przy tym skuteczne technologie oczyszczania gazów odlotowych z zanieczyszczeń organicznych.

Przykładem takiej technologii jest biofiltracja należąca do grupy metod biologicznego rozkładu zanieczyszczeń.

Rosnące zainteresowanie biofiltracją oraz duża liczba potencjalnych miejsc zastosowania tej metody uzasadniają celowość jej zweryfikowania pod kątem zwiększenia zakresu stosowalności oraz lepszego poznania mechanizmów rozkładu biologicznego.

W pracy przedstawiono opracowany model o istotnym znaczeniu praktycznym, stanowiący narzędzie wspomagające dla projektantów biofiltrów.

Drogą racjonalną w pracach wdrożeniowych jest wykonanie badań laboratoryjnych, następnie pilotowych na źródle przemysłowym a dopiero potem budowa instalacji przemysłowej. W niniejszej pracy wykonano jeszcze dwa kolejne kroki. Po doświadczeniach pierwszego wdrożenia opracowano model biofiltracji, który został wykorzystany w projektowaniu i realizacji drugiej instalacji biofiltra tym razem z pominięciem etapu badań pilotowych. Uzyskane wyniki wydają się potwierdzać słuszność obranej drogi. Sprawne modelowanie procesu pozwala na osiągnięcie znaczących oszczędności zarówno po stronie inwestycyjnej, jak również czasu realizacji, a to obecnie ma coraz większe znaczenie. Modelowanie zaprezentowane w niniejszej pracy zostało oparte na wynikach badań laboratoryjnych wykonywanych w Instytucie Inżynierii Ochrony Środowiska.

Ze względu na charakter zanieczyszczeń, których ta praca dotyczy koncentrowano się na opisie biofiltrów zamkniętych czy inaczej kontenerowych. Wszelkie odniesienia konstrukcyjne będą czynione do tego typu rozwiązań.

Można żywić nadzieję, że zaprezentowana praca będzie przydatna w zastosowaniach inżynierskich.

2. CEL PRACY

Przed przystąpieniem do pracy autorowi przyświecał jeden cel. Pokazać, że biofiltracja jest technologią, która może być wykorzystana w oczyszczaniu zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego z par rozpuszczalników organicznych, które są generalnie źle rozpuszczalne w wodzie. Ten parametr ma istotne znaczenie w procesach biodegradacyjnych. Pośrednio jest on opisywany stałą równowagi:

$$y_A = Hx_A \quad (2.1)$$

gdzie:

y_A – molowe stężenie równowagowe w fazie gazowej

x_A – molowe stężenie równowagowe w fazie ciekłej

H – stała równowagi Henry'ego [-]

Im wyższa wartość H tym rozpuszczalność składnika A jest mniejsza. Różnice w wartościach dla związków uznawanych za dobrze biodegradowalne w stosunku do tych które uznawane są za średnio lub źle podatne na taką degradację liczone są w rzędach wielkości.

Tabela 2.1. Stałe równowagi dla wybranych rozpuszczalników organicznych [32].

Związek chemiczny	Stała równowagi Henry'ego H [-]
Benzen	0,216
Etylobenzen	0,355
Ksylen	0,355
Toluen	0,275
MEK (metyloetyloketon)	$2,35 \times 10^{-3}$
MIBK (metyloizobutyloketon)	$5,71 \times 10^{-3}$
Octan etylu	$5,50 \times 10^{-3}$

Cztery pierwsze związki stanowią przykład trudnych przypadków. Dotychczas technologia ta była wykorzystywana głównie dla takich związków jak trzy ostatnie. Porównanie stałych równowagi uświadamia, że osiągnięcie założonego celu mogło się wydawać ryzykowne.

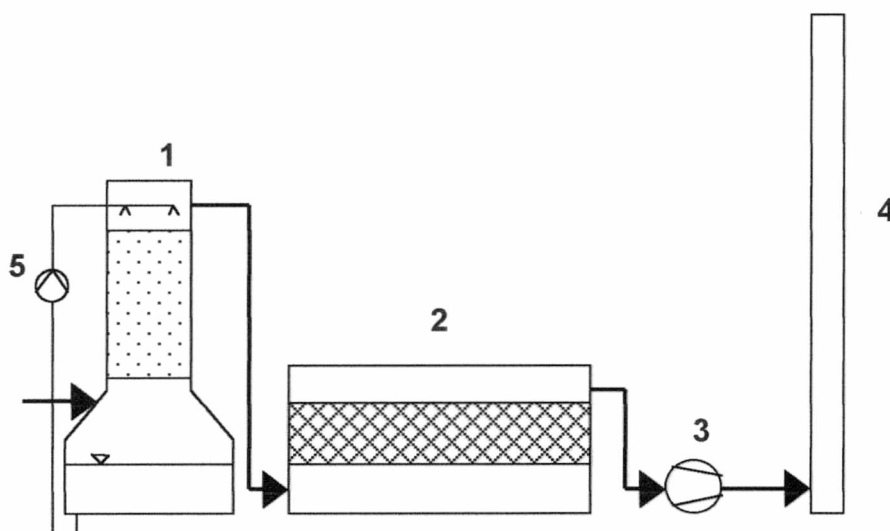
Drugi cel, ale nie mniej ważny wyłonił się później w trakcie prac badawczych. Żmudny cykl prac badawczo - wdrożeniowych skłaniał do zastanowienia się nad możliwościami skonstruowania narzędzia inżynierskiego, które pozwoli w zasadniczy ale jednocześnie bezpieczny i wiarygodny sposób go skrócić. Za podstawę do obliczeń inżynierskich, ale także do stworzenia modelu matematycznego opisującego zjawisko przyjęto zależność efektywności biodegradacji na złożu od jego obciążenia. Autor założył, że w celu weryfikacji metody należy poddać analizie porównawczej tę zależność dla przynajmniej dwóch związków różniących się zasadniczo stałymi równowagi a więc rozpuszczalnością ich par w wodzie.

3. ZASTOSOWANIE FILTRACJI BIOLOGICZNEJ. ZNACZENIE NA TLE INNYCH METOD [1,2,3]

3.1. WPROWADZENIE

Biofiltracja jest technologią oczyszczania gazów odlotowych z zanieczyszczeń organicznych z wykorzystaniem drobnoustrojów zasiedlających wilgotne złoża filtracyjne. Proces oczyszczania zachodzi w urządzeniach zwanych biofiltrami, które z procesowego punktu widzenia są wymiennikami masy pomiędzy fazą gazową jaką jest strumień powietrza a fazą stałą czyli złożem oraz fazą ciekłą przez co rozumie się biofilm osadzony na złożu. W biofiltrze muszą panować dla mikroorganizmów korzystne warunki temperatury (od 5°C do 35°C) i wilgotności (powyżej 95%) [25].

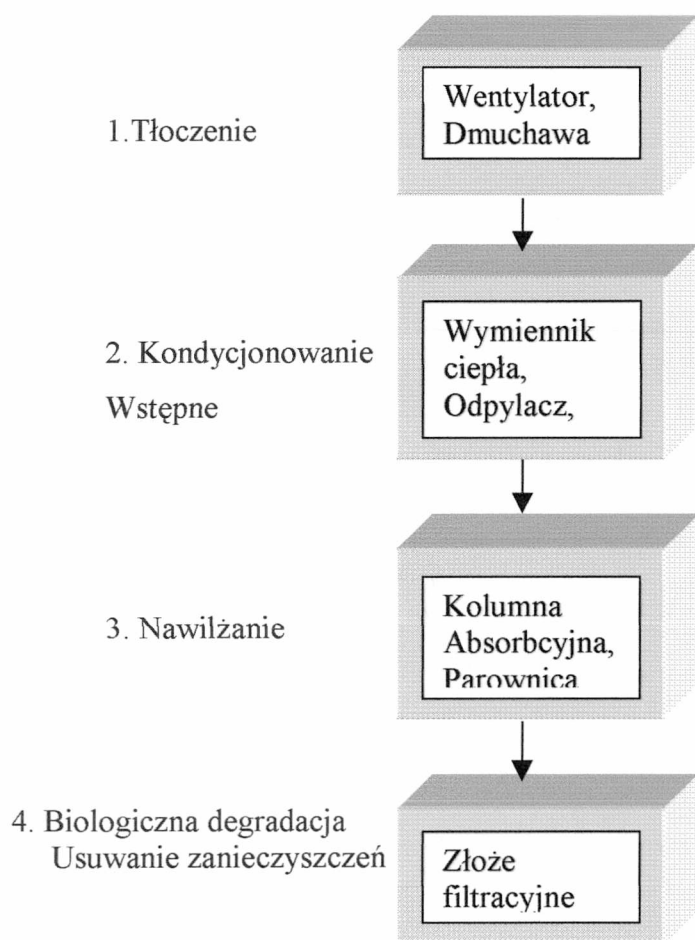
Schemat typowej instalacji biofiltra przedstawiono na rysunku 3.1, gdzie pokazano typowe urządzenia jakie wchodzi w skład standardowego zestawu.



Rysunek 3.1. Schemat instalacji biofiltra.

Gazy odlotowe wprowadzane są do nawilżacza (1) gdzie osiągają wymagane parametry wilgotności i temperatury następnie kierowane są na złożo biologiczne biofiltra (2) pozwalające przeprowadzić podstawowy proces oczyszczania skąd wentylatorem (3) kieruje się je do emitora (4). Często wentylator jest umieszczany przed biofiltrem, wówczas instalacja jest mniej uciążliwa dla środowiska ze względu na hałas, ale z drugiej jednak strony ujawniają się wszelkie nieszczelności powłoki biofiltra.

Podstawowe procesy w biofiltracji wraz z urządzeniami je realizującymi przedstawiono na rysunku 3.2.



Rysunek 3.2. Schemat blokowy operacji jednostkowych wchodzących w skład instalacji biofiltracji.

Zastosowanie biofiltracji jakkolwiek atrakcyjne napotyka na szereg ograniczeń, których zrozumienie jest możliwe pod warunkiem poznania procesów dominujących w złożu. Ograniczenia te wyznaczają miejsce biofiltracji wśród innych technologii oczyszczania gazów.

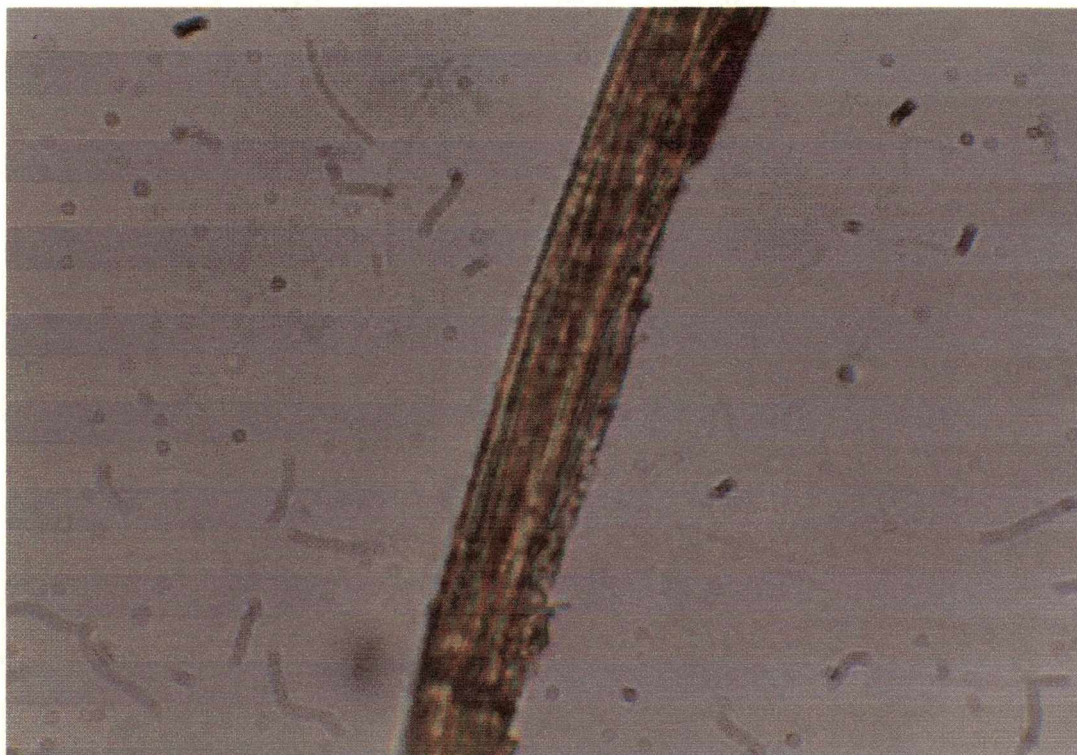
Wiedza o rodzaju zanieczyszczenia i charakterystyce strumienia gazów niejednokrotnie wystarcza do rozstrzygnięcia czy możliwe jest zastosowanie biofiltra w konkretnej sytuacji. Częściej jednak podjęcie decyzji musi być poprzedzone badaniami, które mogą być wspomagane zastosowaniem modeli matematycznych.

3.2. ZŁOŻE

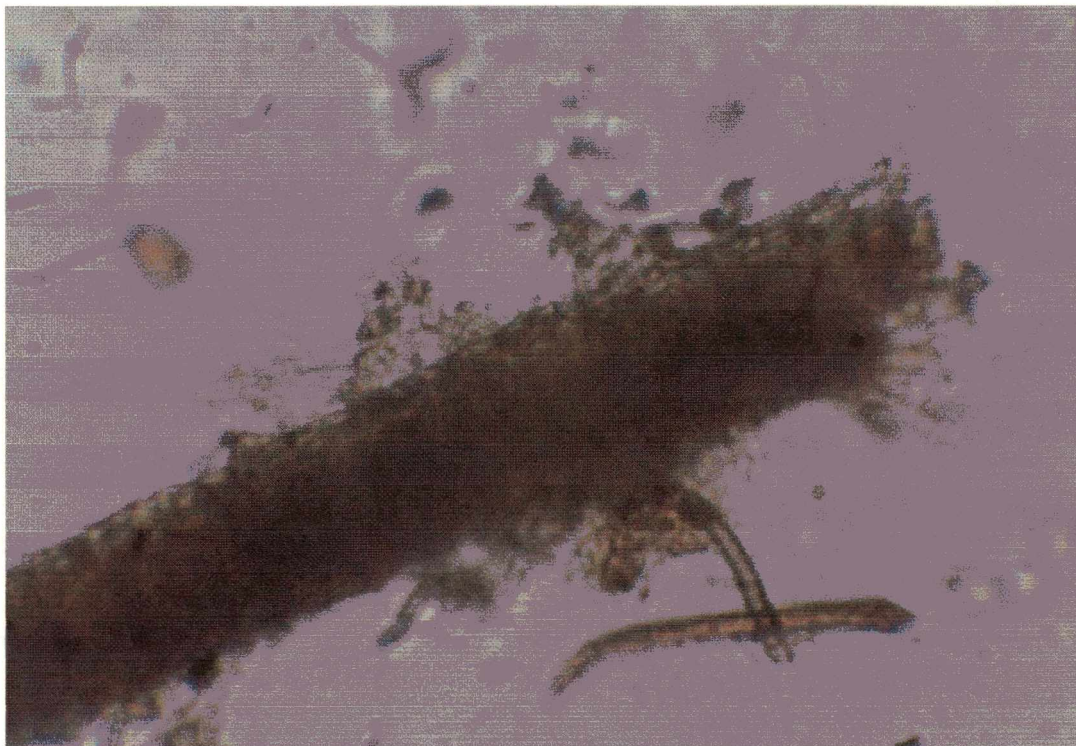
Najważniejszym składnikiem biofiltra jest złoże. W nim zachodzą wszystkie procesy prowadzące do usuwania zanieczyszczeń z gazów odlotowych. Skład złoża biofiltra może być różnorodny. Często wykorzystywanym składnikiem bywa kompost pozyskiwany z przeróbki

odpadów komunalnych. Równie popularny jest torf, ponadto wykorzystuje się korę drzew liściastych, słomę pszeniczną i żytnią. Coraz częściej zastosowanie znajduje addytyw w postaci węgla aktywnego jako środka buforującego w układach, w których mogą wystąpić krótkotrwałe podwyższenia stężenia zanieczyszczeń.

Złoże pokryte jest błoną biologiczną, w postaci żelu o nieregularnej powierzchni i grubości. Błona biologiczna narasta z czasem, tworząc stopniowo środowisko dla życia mikroorganizmom od stanu początkowego (rys 3.3) do stadium pełnego rozwoju (rys 3.4).



Rysunek 3.3. Podłoże torfowe przed rozwojem błony biologicznej.



Rysunek 3.4. Podłoże torfowe z rozwiniętą błoną biologiczną.

W ostatnich latach coraz częściej znajdują zastosowanie różne substancje inertne jak kulki z tworzyw sztucznych czy materiały ceramiczne. Przykładem tego może być grubofrakcyjny keramzyt. Atrakcyjność materiałów inertnych polega na tym, że są one odporne na degradację biologiczną dzięki czemu zachowują swój kształt i z upływem czasu, podtrzymują strukturę przestrzenną złoża.

Biorąc pod uwagę funkcje jakie spełniają składniki złoża można je podzielić umownie na trzy podstawowe grupy:

- nośniki mikroorganizmów,
- materiały spulchniające,
- adsorbenty,

Funkcje niektórych elementów złoża są podwójne a nawet potrójne. Typowe złoża biofiltracyjne zostały zaprezentowane na rysunkach 3.5 i 3.6.



Rysunek 3.5. Kompostowe złożo biofiltra.

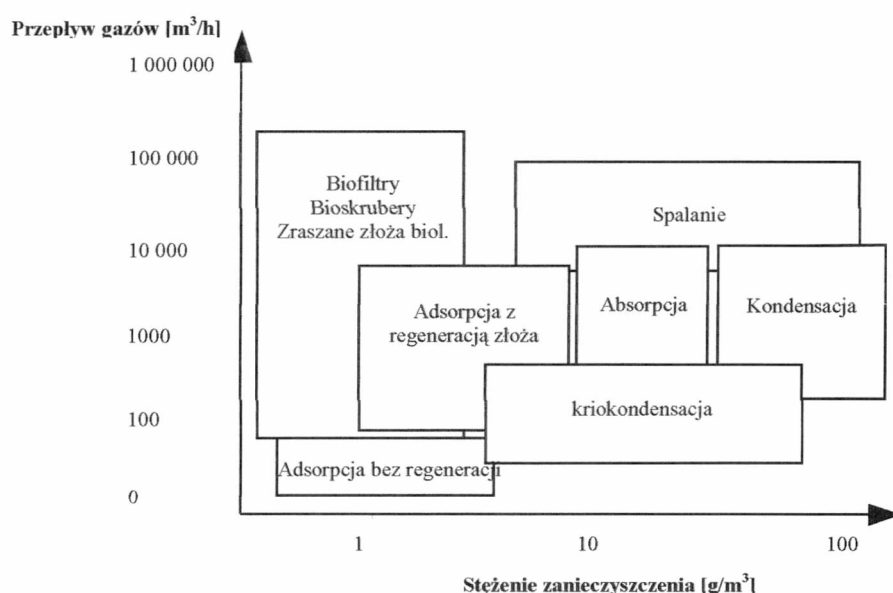


Rysunek 3.6. Złożo biofiltracyjne spulchnione przy pomocy zrąbków drewna.

3.3. KRYTERIA WYBORU TECHNOLOGII OCZYSZCZANIA GAZÓW Z ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH

Wśród metod oczyszczania gazów odlotowych z zanieczyszczeń organicznych nie sposób znaleźć takiej, która byłaby odpowiednia do zastosowania w każdej sytuacji. Wybór konkretnego rozwiązania jest zawsze uwarunkowany technicznie i ekonomicznie. Inwestor będzie poszukiwał technologii skutecznych i opłacalnych. Dlatego zamiar budowy instalacji oczyszczania gazów zawsze powinien zostać poddany ocenie efektywności zarówno technicznej jak i ekonomicznej.

Na rysunku 3.7 pokazano obszary stosowalności znanych metod oczyszczania gazów odlotowych ze związków organicznych w zależności od strumienia oczyszczanych gazów oraz stężenia zanieczyszczenia.



Rysunek 3.7. Obszary stosowalności technologii oczyszczania gazów [5].

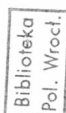
W tabeli 3.1 zaprezentowano zalety i wady najczęściej stosowanych technologii oczyszczanych gazów. Opis ma charakter zdecydowanie skrócony bowiem, starano się w pracy ograniczyć do zagadnień ściśle związanych z biofiltracją.

Tabela 3.1. Zalety i wady technologii oczyszczania gazów odlotowych [5].

Technologia	Zalety	Wady
Biofiltracja	⇒ niskie koszty inwestycyjne i eksploatacyjne, ⇒ efektywne usuwanie zanieczyszczeń, ⇒ niskie spadki ciśnienia, ⇒ brak powstawania uciążliwych odpadów.	⇒ pogarszanie się jakości wypełnienia w miarę prowadzenia procesu, ⇒ ograniczona stosowalność dla gazów o wysokich stężeniach zanieczyszczenia, ⇒ trudności w kontrolowaniu wilgotności i pH wypełnienia, ⇒ możliwość zapychania wypełnienia przez pył zawieszony.
Oczyszczanie w zraszanych złożach biologicznych	⇒ średniowysokie koszty inwestycyjne i eksploatacyjne, ⇒ efektywne usuwanie zanieczyszczeń, ⇒ niskie spadki ciśnienia, ⇒ możliwość usuwania zanieczyszczeń o charakterze kwaśnym.	⇒ możliwość zapychania wypełnienia przez nadmiernie wzrastającą biomasę, ⇒ pewna złożoność konstrukcji i obsługi, ⇒ powstawanie odpadów.
Absorpcja w płuczkach	⇒ niskie koszty inwestycyjne, ⇒ efektywne usuwanie odorów, ⇒ brak konieczności składowania wypełnienia, ⇒ możliwość oczyszczania wilgotnego strumienia gazów, ⇒ możliwość oczyszczania dużych strumienia gazów, ⇒ możliwość pracy przy zmiennych obciążeniach.	⇒ wysokie koszty eksploatacyjne, ⇒ konieczność zasilania skomplikowanymi, pod względem chemicznym, cieczami absorpcyjnymi, ⇒ brak możliwości stosowania przy usuwaniu niektórych LZO, ⇒ konieczność zmiękczenia stosowanej wody, ⇒ konieczność konserwacji dysz.
Adsorpcja na węglu aktywnym	⇒ krótki czas przetrzymania (mały aparat), ⇒ efektywne usuwanie zanieczyszczeń, ⇒ stosowalność dla małych i średnich strumieni gazów, ⇒ duża niezawodność procesu.	⇒ wysokie koszty eksploatacyjne, ⇒ średniowysokie koszty inwestycyjne, ⇒ wrażliwość wypełnienia na wilgoć zawartą w oczyszczanych gazach, ⇒ powstawanie odpadów.
Spalanie	⇒ prostota systemu, ⇒ efektywne usuwanie zanieczyszczeń, ⇒ stosowalność dla dużych obciążeń, ⇒ duża niezawodność procesu, ⇒ małe zapotrzebowanie terenu.	⇒ wysokie koszty inwestycyjne i eksploatacyjne, ⇒ brak stosowalności do dużych strumieni oczyszczanych gazów i niskich stężeń zanieczyszczeń, ⇒ powstawanie odpadów.

Przy doborze odpowiedniej instalacji należy uwzględnić szereg kryteriów z których najważniejsze to:

- kryterium rodzaju zanieczyszczenia,
- kryterium wielkości strumieni i stężeń zanieczyszczeń gazów,
- kryterium ekonomiczne.



Aby zanieczyszczenie mogło być usuwane ze strumienia gazów na drodze biologicznej, musi być biodegradowalne i nie może wykazywać właściwości toksycznych. Najlepiej żeby zanieczyszczenie charakteryzowało się niską masą atomową, wysoką rozpuszczalnością w wodzie oraz prostą strukturą wiązań chemicznych. Trudno podać

wartość graniczną stężenia zanieczyszczenia dla którego biofiltracja mogłaby być jeszcze zastosowana, bo to zależy również od szeregu czynników pobocznych przy czym najważniejszy jest jego rodzaj. Przyjęło się jednak przyjmować, że biofiltracja znajduje zastosowanie dla stężeń niższych niż 1g sumy węgla organicznego na 1 metr sześcienny[3]. W przypadkach kiedy wyższe stężenia występują chwilowo można stosować rozwiązania powodujące buforowanie strumienia, trzeba jednak pamiętać o nieuniknionych kosztach budowy adsorbera i związanych z nim kosztami wynikającymi ze zwiększonych oporów przepływu gazu. Ważnym parametrem gazów w doborze technologii oczyszczania jest jego temperatura. Biofiltry tolerują temperatury pokojowe lub niewiele większe. Dlatego dla gazów gorących należy raczej zalecać bardziej metody oparte na spalaniu termicznym lub katalitycznym, tym bardziej im wyższe są stężenia zanieczyszczeń. Dla strumieni gazów chłodnych zawierających tak wysokie stężenia, że metody biologiczne nie mogą być brane pod uwagę można rozważyć alternatywę w postaci metod adsorpcyjnych, które jakkolwiek stosunkowo kosztowne mogą być atrakcyjne szczególnie w przypadkach kiedy odzyskanie adsorbentu jest uzasadnione jego wysoką ceną. Metody kondensacyjne najczęściej występują zaś w połączeniu z metodami adsorpcyjnymi. Stosunkowo tania jest technologia adsorpcji na adsorbentach nieodnawialnych bez regeneracji złoża. Chociaż do tej pory nie znalazła szerszego zastosowania, to w przyszłości można z nią wiązać nadzieje, tym bardziej, że pozwala ona na zastosowanie jako materiału złoża koksiku będącego odpadem w elektrowniach węglowych.

Oprócz biofiltracji w praktyce wyróżnia się dwie inne biologiczne metody oczyszczania gazów odlotowych, które warto przytoczyć [24,26]:

- zraszane złoża biologiczne,
- płuczki biologiczne (bioskrubery).

Podstawowy mechanizm usuwania zanieczyszczeń jest w nich podobny, różnią się jedynie w stanem w jakim znajdują się bakterie i faza wodna (tabela 3.2).

Tabela 3.2. Klasyfikacja bioreaktorów do oczyszczania gazów [5].

Typ reaktora	Mikroorganizmy	Faza wodna
Biofiltr	osadzone na wypełnieniu naturalnym (torf itp.)	nieruchoma, w postaci filmu na wypełnieniu
Złoże biologiczne zraszane	osadzone na wypełnieniu konstrukcyjnym (PP, PE itp.)	ruchoma, splukuje wypełnienie
Płuczka biologiczna	zawieszone w cieczy podawanej do skrubera	ruchoma, w postaci rozpylonych kropeł lub filmu spływającego po ścianach aparatu czy wypełnienia

W biofiltrach mikroorganizmy prowadzące proces biodegradacji zanieczyszczenia są osadzone na porowatym nośniku. Bakterie rosną w biofilmie znajdującym się na powierzchni nośnika lub są zawieszone w warstewce wody otaczającej cząstki wypełnienia. Stosowane w biofiltrach złoża składają się ze stosunkowo inertnych substancji, które zapewniają rozwinięcie dużej powierzchni kontaktu faz oraz stanowią dodatkowe źródło substancji odżywczych.

Biofiltry nie są typowymi jednostkami filtracyjnymi. Są one natomiast urządzeniami, w których zachodzą absorpcja, adsorpcja i biodegradacja zanieczyszczenia znajdującego się w fazie gazowej.

Do biofiltrów musi być dostarczana woda w celu utrzymywania wilgotności wypełnienia na odpowiednim poziomie oraz dostarczania substancji odżywczych niezbędnych bakteriom do funkcjonowania. Zazwyczaj robi się to poprzez nawilżanie zanieczyszczonych gazów (do ponad 95%) przed wprowadzeniem do biofiltra, jednak nie zawsze jest to niewystarczające. W takich przypadkach złożo zraszane jest bezpośrednio.

Biofiltrację można traktować jako technologię bezodpadową. Co prawda okresowa wymiana złoża jest w biofiltrach niezbędna jednak jako odpad nie stanowi ono zagrożenia dla środowiska, i na składowisku odpadów komunalnych może być wykorzystane jako substytut humusu do rekultywacji łąki. Prawidłowo prowadzony proces biofiltracji nie generuje również ścieków. Strumień wody wprowadzony do procesu równa się strumieniowi wody zużytej do nawilżenia gazów.

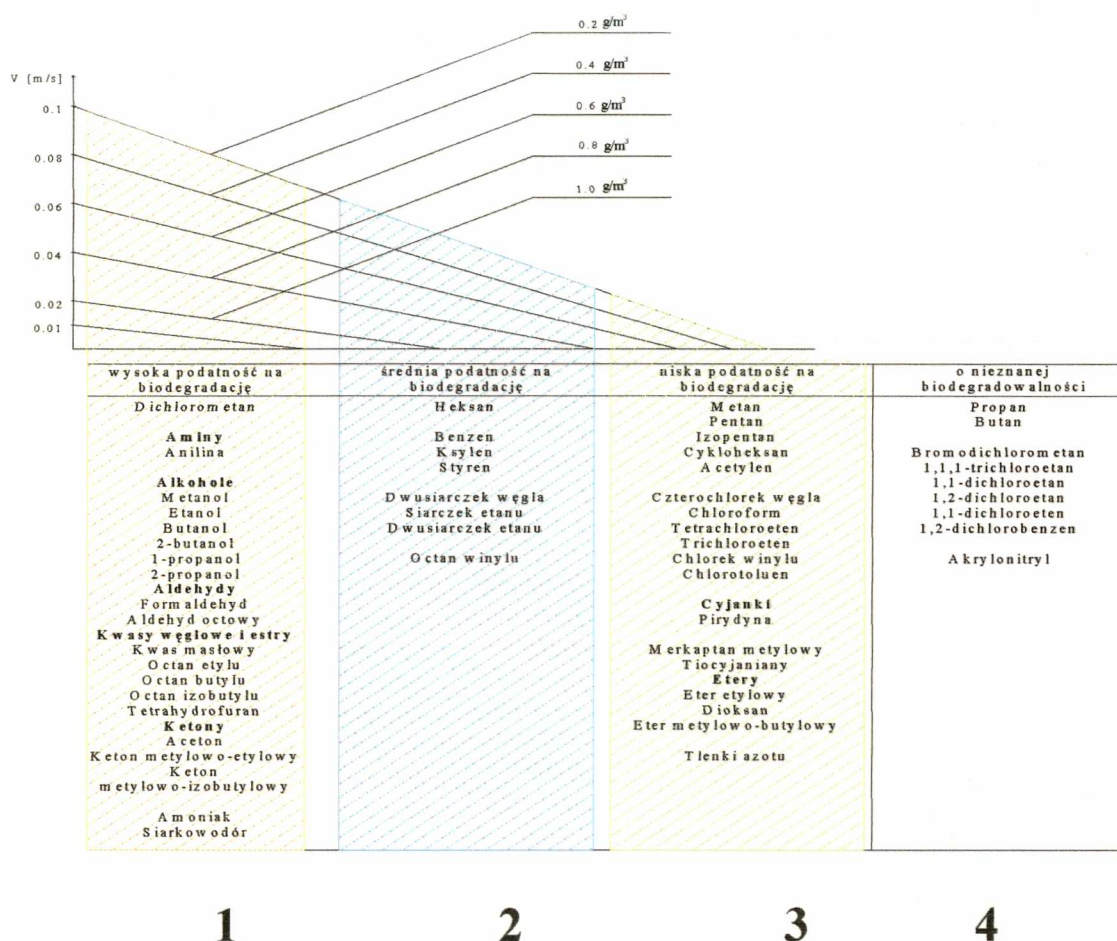
W zraszanych złożach biologicznych i bioskruberach zanieczyszczenia z fazy gazowej są poddawane absorpcji w przepływającej fazie wodnej, w sposób analogiczny jak się to odbywa w płuczkach absorpcyjnych [26].

W złożach gdzie mikroorganizmy są osadzone na nieorganicznym nośniku, biologiczny rozkład zaabsorbowanego zanieczyszczenia odbywa się podczas przepływu fazy wodnej przez biofiltr. Do wody podawanej na złożę mogą być dodawane substancje odżywcze lub inne (np. kwasy lub zasady) pozwalające na regulowanie odczynu środowiska w którym zachodzi biodegradacja tak by była ona najefektywniejsza. Najtrudniejsze w zraszanych złożach biologicznych jest to, że muszą one zawierać dobrze funkcjonujące populacje bakterii a jednocześnie nie można dopuścić do ich nadmiernego wzrostu, którego konsekwencją może być zarastanie złoża.

W bioskruberach podczas przepływu wody zawierające zawieszone kultury bakterii przez aparat dochodzi jedynie do absorpcji zanieczyszczenia w wodzie, biodegradacja zachodzi natomiast w osobnym, wydzielonym zbiorniku, w którym utrzymywane są warunki środowiska optymalne dla biodegradacji. Zbiorniki te są również z reguły napowietrzane, by nie dopuszczać do powstawania deficytu tlenu, który hamuje proces biodegradacji.

Zaletą zraszanych złoż biologicznych i bioskruberów jest to, że proces zraszania pozwala na ciągle dostarczanie do populacji bakterii substancji odżywczych usuwając przy okazji występujących toksycznych produktów biodegradacji a także wspomaga dyfuzję hydrofilowych zanieczyszczeń do biofilmu.

Substancje organiczne są w różny sposób podatne na biodegradację. Na rysunku 3.8 podzielono znane substancje na trzy grupy stosując kryterium podatności na rozkład w biofiltrze. Dołączony do tabeli wykres pozwala dobrać prędkość oczyszczanego gazu odlotowego w zależności od stężenia wlotowego zanieczyszczenia.



Rysunek 3.8. Nomogram do wstępnej oceny prędkości przepływu gazów przez złożo biofiltra.

Na przykład dla znajdującego się w środkowej kolumnie styrenu stężenie graniczne, przy którym biofiltr może zostać zastosowany będzie wynosić nawet 1 g/m^3 ale maksymalna prędkość przepływu strumienia gazu będzie wynosiła 0.02 m/s . Większe prędkości będzie można zastosować dla niższego stężenia tej substancji. Jeżeli wyniesie ono 0.6 g/m^3 , prędkość będzie mogła wzrosnąć nawet dwukrotnie do 0.04 m/s .

Ostatnie dwadzieścia lat przyniosło sporo doświadczeń z badań podatności na biologiczną degradację gazów odlotowych z wielu zakładów przemysłowych. Analizowane gazy odprowadzają na ogół wieloskładnikowe kompozycje różnych zanieczyszczeń organicznych. Doświadczenia własne wskazują na to, że biofiltry nie usuwają zanieczyszczeń równocześnie i z jednakową sprawnością dla wszystkich komponentów ale kolejno od najlepiej rozpuszczalnego w wodzie do rozpuszczalnego najgorzej, jednak ta klasyfikacja odbywa się na drodze przejścia zanieczyszczenia przez złożo i na wyjściu z biofiltra często nie ma dużego znaczenia.

Zebrałą bazę danych przedstawia tabela 3.3.

Tabela 3.3. Zastosowanie biofiltracji do oczyszczania gazów odlotowych.

Typ przemysłu [13-28] (*)instalacje pilotażowe	Zmniejszanie intensywności zapachów	Związki organiczne						Związki nieorganiczne		Związki aromatyczne
		Węglowodory alifatyczne	Węglowodory aromatyczne	Związki zawierające tlen	Związki zawierające siarkę	Związki zawierające azot	Węglowodory chlorowcowe	H ₂ S	NH ₃	
Przetwarzanie przepracowanych olejów	x	x	x		x		x	?		
Ekstrakcja aromatów	x									x
Suszenie drożdży piwowarskich	x			X		x				
Produkcja mączki z krwi	x			X	x	x		x	x	
Suszenie szczeciny	x			X	x	x			x	
Wędzenie ryb	x			X	x	x		x		
Usuwanie gazu wysypiskowego	x			X	x			x		
Suszenie pierza	x			X	x	x			x	
Obróbka tłuszczów	x			X	x	x		x	x	
Produkcja rybna	x			X	x	x		x	x	
Produkcja żelatyny	x			X	x					
Odlewnie	x	x	x	X					x	
Prażalnie kawy	x			X	x	x				x
Prażalnie kakao	x			X	x	x				x
Oczyszczalnie ścieków (miejskich)	x	x	x	X	x	x	x	x	x	
Oczyszczalnie ścieków (przemysłowych)	x	x	x	X	x	x	x	x	x	x

ciąg dalszy tabeli 3.3. Zastosowanie biofiltracji do oczyszczania gazów odlotowych.

Typ przemysłu [13-28])instalacje pilotażowe	Zmniejszanie intensywności zapachów	Związki organiczne						Związki nieorganiczne		Związki aromatyczne
		Węglowodory alifatyczne	Węglowodory aromatyczne	Związki zawierające tlen	Związki zawierające siarkę	Związki zawierające azot	Węglowodory chlorowcowe	H ₂ S	NH ₃	
Suszenie osadów pościekowych	x	x	x	X	x	x	x	x	x	
Produkcja klejów	x			X						x
Obróbka kości	x			X	x	x		x	x	
Urządzenia do kompostowania	x	x		X	x	x	x	x	x	
Suszenie obornika	x	x		X	x	x		x	x	
Krematoria*	x									
Przetwarzanie tworzyw sztucznych	x	x	x	X		x				
Produkcja/przetwarzanie lakierów	x	x	x	X						
Produkcja spoiw	x			X						x
Kultury czerwii	x			X	x	x		x	x	
Obróbka śmieci	x	x		X	x	x	x	x	x	
Produkcja olejów i smarów dla zastosowań technicznych	x	x	x		x		x	?		
Produkcja poliestrów					x	x				
Wędzarnie (mięsne, rybne)	x	x	x	X		x			x	
Produkcja okładzin ciemnych	x			X	x	x			x	
Masarnie	x			X	x	x		x	x	
Obróbka tytoniu	x		x	X		x			x	
Wydechy zbiorników	x	x	x							
Gospodarka hodowlana	x			X	x	x		x	x	
Wytapialnie tłuszczu	x			X	x	x	x	x	x	
Produkcja karmy dla zwierząt	x			X	x	x		x	x	

4. PODSTAWY PROCESU BIOFILTRACJI

4.1. WPROWADZENIE

W biologicznym oczyszczaniu gazów wykorzystuje się reakcje metaboliczne prowadzone przez mikroorganizmy. Jak wcześniej wspomniano biologiczne oczyszczanie gazów jest efektywne i ekonomiczne przy niskich stężeniach zanieczyszczenia oraz dużych strumieniach oczyszczanych gazów. Zanieczyszczenie jest wychwytywane ze strumienia gazu przez fazę wodną znajdującą się w urządzeniu do biologicznego oczyszczania a następnie degradowane biologicznie przez drobnoustroje. Poprzez analogię do reakcji chemicznych można się posłużyć zapisem:



Należy jednak pamiętać, że przemiana jest wynikiem wielu zjawisk chemicznych, fizycznych jak i biologicznych. W tym rozdziale zostaną omówione powyższe procesy stosując kolejność, tam gdzie to jest możliwe, zgodną z ruchem zanieczyszczenia od fazy gazowej do drobnoustroju.

Sam rozkład biologiczny ma charakter wielostopniowy, w trakcie utleniania powstają różne związki przejściowe. Na przykład związki alifatyczne jak alkohole, kwasy tłuszczowe, czy estry są rozrywane między drugim a trzecim węglem łańcucha i dlatego proces ten nosi nazwę β -oksydacji, od pozycji połączenia atomów węgla [1]. Reakcje zachodzą z przyspieszającym je udziałem enzymów.

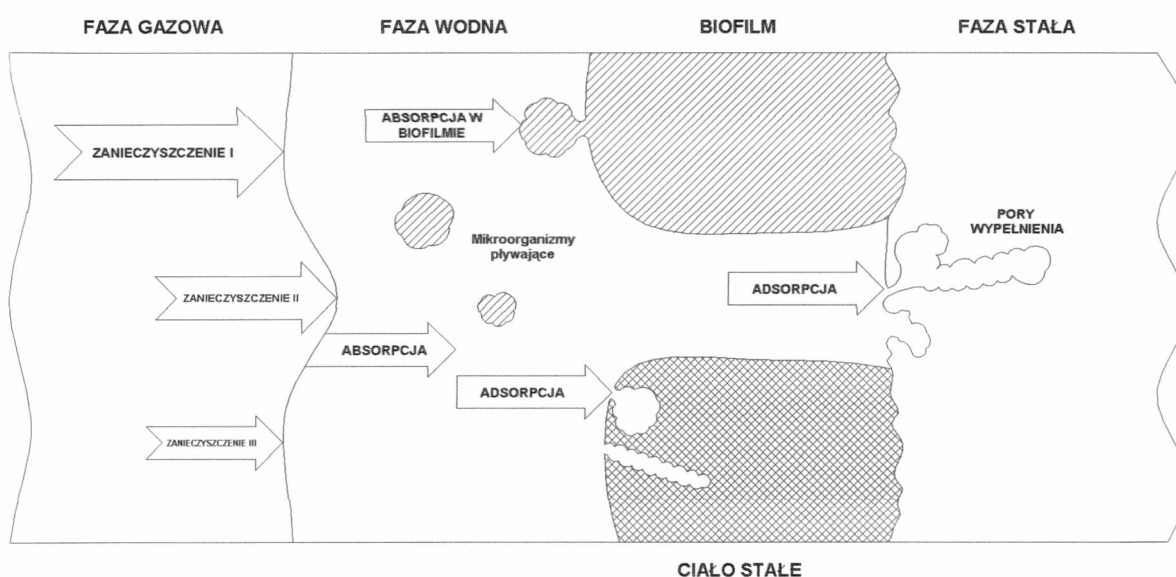
Zanieczyszczenie, na drodze procesów utleniania i sporadycznie zachodzącej redukcji, jest przetwarzane przez mikroorganizmy w dwutlenek węgla, wodę i biomasę. Usuwane zanieczyszczenie może być zarówno organiczne, jak i nieorganiczne. Jest ono używane przez bakterie jako źródło energii lub czasem jako źródło węgla niezbędne do utrzymania i wzrostu populacji. Należy zwrócić uwagę, że populacje mikroorganizmów używane w procesach biologicznego oczyszczania gazów składają się z mikroorganizmów występujących naturalnie w przyrodzie. Biofiltr może być zdominowany przez jeden gatunek bakterii rozkładający dane zanieczyszczenie lub składać się z kilku gatunków współpracujących ze sobą w celu synergicznego rozkładu zanieczyszczenia. Występują w nich takie same zależności jak w naturalnych systemach biologicznych (drapieżnictwo, pasożytnictwo itp.). Są one konieczne dla poprawnego funkcjonowania tych populacji.

Na proces filtracji biologicznej składają się dwa podstawowe zjawiska: transport zanieczyszczenia z gazu do wody i wypełnienia, oraz biologiczny rozkład zatrzymanego zanieczyszczenia w fazie która przyjęła zanieczyszczenie.

W skład pierwszego zjawiska wchodzi cały szereg mechanizmów (rysunek 4.1):

- rozpuszczanie w wodzie,
- adsorpcja na powierzchni wypełnienia,
- adsorpcja na powierzchni substancji organicznych znajdujących się w biofilmie,
- wychwytywanie przez żywe komórki bakterii,
- absorpcja w substancjach organicznych znajdujących się w biofilmie i na wypełnieniu,
- gromadzenie się na powierzchni wody,

z których najistotniejsze są dwa pierwsze.



Rysunek 4.1. Transport zanieczyszczenia z fazy gazowej do ciekło–stałej.

Dla zanieczyszczeń charakteryzujących się dobrą rozpuszczalnością w wodzie, dominującym mechanizmem transportu z fazy gazowej do fazy ciekłej i stałej będzie rozpuszczanie w warstwie wody. Natomiast dla substancji hydrofobowych podstawowymi mechanizmami transportu będą: adsorpcja na powierzchni wypełnienia i absorpcja w substancjach organicznych znajdujących się w biofilmie i na wypełnieniu.

4.2. MECHANIZM BIOFILTRACJI

Zasady, które rządzą zjawiskami zachodzącymi w biofiltrach można opisać prawami podstawowymi:

- rozdział zanieczyszczenia pomiędzy fazą gazową i ciekłą następuje zgodnie z prawem Henry'ego,
- dyfuzja cząsteczkowa zachodząca w fazie wodnej może być opisana przy pomocy praw Ficka,
- adsorpcja zanieczyszczenia na powierzchni wypełnienia daje się opisać przy pomocy równań Freundlicha lub Langmuira,
- równania Michaelisa – Mentena i Monoda pozwalają na opis zjawiska biodegradacji masy zanieczyszczenia i wzrostu biomasy.

Jednak nieregularność kształtów stosowanych w biofiltrach wypełnień w połączeniu z nierównomiernym rozmieszczeniem na nim biomasy, w której skład wchodzi bardzo różnorodne mikroorganizmy oraz zmienność tych parametrów w czasie sprawiają, że tak naprawdę do dzisiaj nie udało się pomimo znajomości wymienionych zasad w sposób jednoznaczny opisać procesu biofiltracji.

4.2.1. ROZPUSZCZANIE W WODZIE

Transport zanieczyszczenia z fazy gazowej do fazy ciekłej przebiega zgodnie z prawami fizycznymi odnoszącymi się do innych procesów stosowanych w inżynierii procesowej. W stanie równowagi rozdział masy zanieczyszczenia pomiędzy fazę ciekłą i gazową jest opisany prawem Henry'ego, które mówi, że stężenie zanieczyszczenia w fazie ciekłej jest proporcjonalne do stężenia w fazie gazowej, jest to kolejna postać równania (2.1):

$$c_G = H \times c_C \quad (4.2)$$

gdzie:

c_G – stężenie zanieczyszczenia w fazie gazowej; $[g/m^3 \text{ gazu}]$,

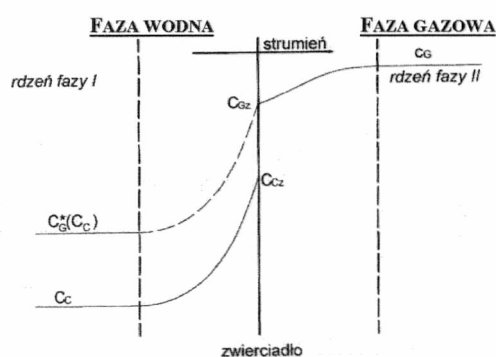
c_C – stężenie zanieczyszczenia w fazie wodnej; $[g/m^3 \text{ wody}]$,

H – stała Henry'ego $[-]$.

Z wyznaczonych doświadczalnie stałych Henry'ego wynika, że większość zanieczyszczeń łatwiej rozpuszcza się w fazie ciekłej niż w fazie gazowej, ponieważ dla większości substancji stała ta jest mniejsza niż 1. Przy czym im substancja jest bardziej podatna na rozpuszczalność w wodzie (hydrofilowa) tym stała H mniejsza.

Fakt większego powinowactwa substancji zanieczyszczających do fazy wodnej niż gazowej jest podstawową przyczyną dla której praca biofiltrów jest w ogóle możliwa. Dzięki temu zanieczyszczenia są zatrzymywane w fazie ciekłej przez czas o wiele dłuższy niż trwa przepływ zanieczyszczonego gazu przez biofiltr. Czas ten jest niezbędny dla mikroorganizmów do rozkładu zanieczyszczenia. Zjawisko zatrzymywania zanieczyszczenia w fazie wodnej jest dodatkowo wspomagane procesami adsorpcji zanieczyszczenia na powierzchni wypełnienia i biomasy.

W większości procesów związanych z transportem masy pomiędzy fazą gazową a ciekłą modeluje się przenikanie masy w czterech krokach [26] (rysunek 4.2).

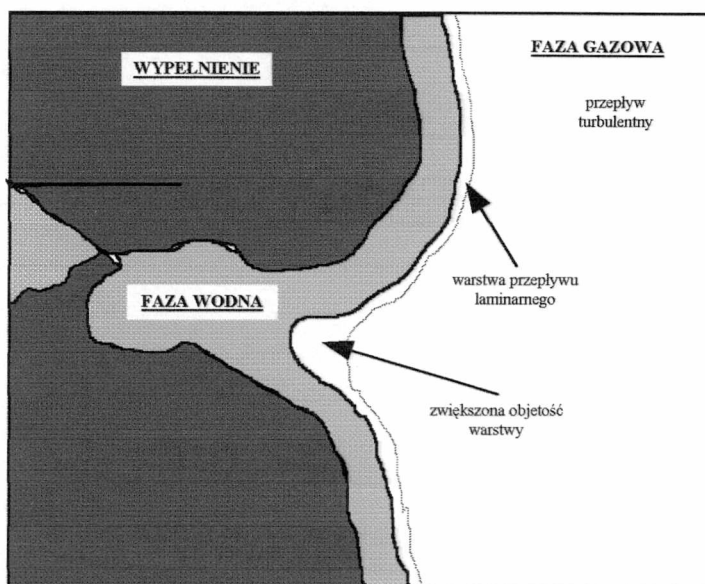


Rysunek 4.2. Transport masy w tradycyjnych systemach wymiany masy [11].

Rozpuszczalność zanieczyszczenia w wodzie powoduje, że na granicy faz wytwarza się w gazie niższe stężenie zanieczyszczenia, co powoduje przepływ masy z rejonów o wyższym stężeniu. W turbulentnej części strumienia gazu transport masy odbywa się w oparciu o konwekcję. W części laminarnej strumienia gazu, która wytwarza się w pobliżu powierzchni międzyfazowej, transport masy odbywa się w oparciu o dyfuzję molekularną. Dyfuzja molekularna jest o wiele wolniejsza niż konwekcja, więc to ona jest procesem ograniczającym wymianę masy. Po stronie fazy ciekłej również znajduje się warstwa laminarna, w której ruch masy odbywa się na drodze dyfuzji molekularnej. Proces ten również może być odpowiedzialny za ograniczenie szybkości wymiany masy. Ograniczający wpływ dyfuzji w fazie ciekłej na proces wymiany masy występuje szczególnie często w przypadku substancji charakteryzujących się wysoką stałą Henry'ego a więc substancji hydrofobowych.

W biofiltrach, w których przepływ fazy gazowej jest relatywnie szybki, warstwa gazu o przepływie laminarnym jest zazwyczaj bardzo cienka (rysunek 4.3), i w większości

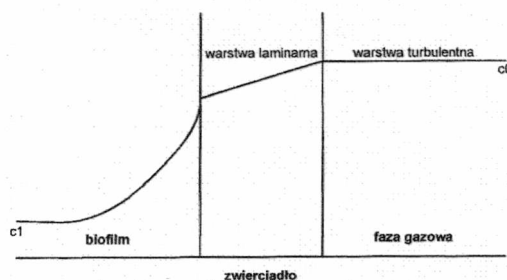
przypadków nie ogranicza szybkości ruchu masy. Ze względu jednak na to, że warstwa wody zgromadzonej na wypełnieniu jest w biofiltrach bardzo nieregularna, może się zdarzyć, że dyfuzja molekularna w gazie będzie ograniczała ruch masy.



Rysunek 4.3. Transport masy w biofiltrach[5].

Po stronie fazy ciekłej w biofiltrach nie występuje jej podział na warstwy: laminarną i turbulentną. Woda znajdująca się na wypełnieniu biofiltra nie wykazuje ruchu, czy wręcz występuje jako element składowy biofilmu i wtedy w ogóle nie występuje w postaci wolnej.

Przenikanie masy zachodzi z prędkością, która jest proporcjonalna do różnicy pomiędzy stężeniem zanieczyszczenia w fazie ciekłej a jego stężeniem w warunkach równowagi (rysunek 4.4.) występujących w fazie wodnej (lub gazowej).



Rysunek 4.4. Transport masy w biofiltrach.

Zależność tą można opisać wzorami:

$$\frac{dc_c}{dt} = k_t \times (c_c^* - c_c) = k_t \times \left(\frac{c_g}{H} - c_c \right) \quad (4.3)$$

$$\frac{dc_g}{dt} = -k_t \times \frac{V_c}{V_g} (c_c^* - c_c) \quad (4.4)$$

gdzie:

c_c – stężenie zanieczyszczenia w rdzeniu fazy wodnej; [g/m³],

c_c^* – stężenie zanieczyszczenia w fazie wodnej w stanie równowagi z jego stężeniem w fazie gazowej; [g/m³],

t – czas; [s],

k_t – współczynnik przenikania masy; [h⁻¹],

c_g – stężenie zanieczyszczenia w fazie gazowej; [g/m³],

H – stała równowagi Henry'ego [-],

V_c – objętość fazy wodnej; [m³],

V_g – objętość fazy gazowej; [m³].

Współczynnik k_t zależy od kilku elementów, ale najważniejszym z nich jest międzyfazowy stosunek powierzchni do objętości. Ilość przenikającej masy jest bowiem proporcjonalna do powierzchni międzyfazowej.

Powyższe równania (teoria dwóch warstw granicznych) opisują zjawisko przenikania masy w sposób bardzo uproszczony ponieważ zakłada się w nich, że prędkości przenikania masy są jednolite dla wszystkich miejsc kontaktu fazy gazowej i ciekłej w biofiltrze (k_t jest stałe). W rzeczywistości tak nie jest. Wynika to z dużej zmienności przepływu gazu i geometrii biofilmu w zależności od położenia w biofiltrze. Przykładowo, stan równowagi pomiędzy fazą gazową a cienką warstewką wody pokrywającą wypukłą część cząsteczki wypełnienia ustali się bardzo szybko, podczas gdy w sąsiedniej objętości wody wypełniającej por daleko będzie jeszcze do wystąpienia stanu równowagi.

Pomimo znaczących uproszczeń ten model jest stosowany, co więcej często jest jeszcze bardziej upraszczany poprzez założenie, że opór wnikanía masy po stronie fazy

gazowej jest pomijalnie mały w stosunku do oporu wnikania po stronie fazy wodnej. Znaczący to tyle, że stężenie zanieczyszczenia w fazie wodnej przy granicy faz jest zawsze w równowadze ze stężeniem w fazie gazowej (teoria jednowarstwowa). Założenia takie nie sprawdzają się w przypadku związków o małej rozpuszczalności w wodzie.

Podsumowując, w biofiltracji, czynnikiem ograniczającym prędkości przenikania masy zanieczyszczenia z fazy gazowej do wodnej jest głównie proces wnikania masy (dyfuzji cząsteczkowej) po stronie fazy ciekłej. Dotyczy to również tlenu, którego obecność jest niezbędna do prowadzenia poprawnego procesu biodegradacji rozpuszczonego w fazie wodnej zanieczyszczenia.

4.2.2. ADSORPCJA

Zjawisko adsorpcji zanieczyszczenia na złożu biofiltracyjnym jest słabo poznane ale jednocześnie bardzo istotne, zwłaszcza w przypadku zanieczyszczeń hydrofobowych. Dzięki adsorpcji można usunąć zanieczyszczenie rozpuszczone w fazie wodnej uwalniając miejsce dla nowej porcji zanieczyszczenia, która może przeniknąć z fazy gazowej.

Adsorpcja spełnia jeszcze dodatkowo bardzo istotną funkcję, a mianowicie pozwala na buforowanie zanieczyszczenia wydzielonego ze strumienia gazu o krótkotrwałym stężeniu przewyższającym zdolności biodegradacyjne złoża przez czas, który jest niezbędny mikroorganizmom do przeprowadzenia biodegradacji.

Adsorpcja substancji z cieczy na fazie stałej została szeroko zbadana m. in. w dziedzinach związanych z oczyszczaniem wody. Opisać ją można za pomocą dwóch prostych, powszechnie używanych modeli: Freundlicha bądź Langmuira. Modele te odnoszą się do stanu równowagi, który ustala się pomiędzy substancją znajdującą się w fazie ciekłej i stałej.

Model Freundlicha zakłada, że adsorpcja nie jest ograniczona miejscem dostępnym fazy stałej, a ilość zatrzymywanej substancji zależy jedynie od jej stężenia w fazie ciekłej:

$$c_{ads} = k_f \times c_C^{\frac{1}{n}} \quad (4.5)$$

gdzie:

c_{ads} – stężenie zaadsorbowanej substancji,

c_C – stężenie zanieczyszczenia w fazie ciekłej,

k_f – stała adsorpcji Freundlicha,

n – stała.

W wielu przypadkach model Freundlicha jest linearny, i wtedy $n = 1$. Wartości n zbliżone do jedności są typowe.

Lepiej adsorpcję związków organicznych opisuje model model Langmuira, który zakłada, że proces adsorpcji jest ograniczany przez występowanie pewnej ograniczonej liczby tzw. miejsc aktywnych, z których każde jest zdolne do przyjęcia wyłącznie jednej cząsteczki adsorbowanej substancji:

$$c_{ads} = \frac{c_{max} \times c_C}{k_C + c_C} \quad (4.6)$$

gdzie:

c_{ads} – stężenie zaadsorbowanej substancji,

c_C – stężenie zanieczyszczenia w fazie ciekłej,

k_L – stała adsorpcji Langmuira,

c_{max} – stężenie maksymalne opisujące stan gdy wszystkie miejsca aktywne są zajęte.

W przypadku gdy stężenie C_C jest małe, większość miejsc aktywnych jest wolna, co oznacza, że proces adsorpcji nie jest limitowany ich dostępnością, model Langmuira może być przybliżony przy pomocy linearnego modelu Freundlicha. W przypadku gdy stężenie substancji w fazie ciekłej jest wysokie wszystkie miejsca aktywne szybko ulegają wypełnieniu, a ilość zaadsorbowanej substancji staje się wielkością stałą, niezależną od stężenie substancji w fazie ciekłej.

Adsorpcja i desorpcja w biofiltrach nigdy nie zachodzi w sposób natychmiastowy. W niektórych układach zachodzi bardzo szybko i takie systemy znajdują się w stanie bardzo bliskim stanu równowagi. Dla tych układów modele Freundlicha i Langmuira opisują adsorpcję w sposób satysfakcjonujący.

Istnieją takie układy zanieczyszczenie – złoża biofiltracyjne, w których procesy adsorpcji i desorpcji zachodzą bardzo powoli. Wtedy ilość adsorbowanego zanieczyszczenia jest daleka od stanu możliwego do osiągnięcia w stanie równowagi. Dla takich układów wspomniane modele nie znajdują zastosowania.

Proces adsorpcji pozostaje w ścisłym związku z procesem biodegradacji. Jeżeli zanieczyszczenie ulega zaadsorbowaniu na wypełnieniu charakteryzującym się małymi, niedostępnymi dla mikroorganizmów porami, to nie będzie zachodził proces jego biodegradacji.

W przypadku jednak gdy ten układ charakteryzuje się dużą szybkością procesu adsorpcji i desorpcji zanieczyszczenia, to występuje zjawisko buforowania wpływu zmian stężenia zanieczyszczenia w oczyszczanych gazach na proces biodegradacji. Mianowicie, w przypadku wzrostu stężenia zanieczyszczenia w gazach odlotowych, który w oczywisty sposób ma wpływ na wzrost stężenia zanieczyszczenia w fazie wodnej, a więc tam gdzie znajdują się mikroorganizmy odpowiedzialne za biodegradację, zachodzący szybko proces adsorpcji powoduje wychwytywanie nadmiernej ilości substancji zanieczyszczającej ze środowiska wodnego i zmniejsza możliwość wystąpienia szoku toksycznego. Natomiast gdy stężenie zanieczyszczenia w oczyszczanych gazach znacząco spadnie, szybki proces desorpcji spowoduje uwalnianie się do fazy wodnej wcześniej zaadsorbowanego zanieczyszczenia. Pozwoli to na utrzymanie mikroorganizmów przy życiu do czasu ponownego wzrostu stężenia zanieczyszczenia oraz na utrzymanie wysokiej wydajności procesu biofiltracji. Zważywszy na to, że zmienność stężenia zanieczyszczeń w gazach, które kwalifikują się do oczyszczania przy pomocy biofiltracji często spotykane, opisany efekt buforujący jest szczególnie ważny.

Jeżeli procesy adsorpcji i desorpcji będą bardzo wolne, ich wpływ na proces biodegradacji traci swoje znaczenie.

Jeżeli adsorpcja zanieczyszczenia zachodzi na wypełnieniu o dużych łatwo dostępnych porach proces biodegradacji zachodzi bezpośrednio na zaadsorbowanym zanieczyszczeniu, a szybkość adsorpcji i desorpcji nie przesądza o zdolności buforującej układu.

Buforujący charakter procesu adsorpcji można opisać przy pomocy tzw. współczynnika opóźnienia, który określa okres przetrzymania w biofiltrze zanieczyszczenia wydzielonego ze strumienia gazu. Współczynnik opóźnienia opisuje się wzorem:

$$R = \frac{M_G + M_{ads}}{M_G} = 1 + \frac{M_{ads}}{M_G} = 1 + k_m \quad (4.7)$$

gdzie:

M_G – masa zanieczyszczenia zawarta w gazie odniesiona do objętości biofiltra,

M_{ads} – masa zanieczyszczenia zawarta w fazie wodnej lub stałej odniesiona do objętości biofiltra,

k_m – współczynnik opisany jako stosunek masy zanieczyszczenia zatrzymanego w fazie wodno–stałej do masy zanieczyszczenia w powietrzu w dowolnym punkcie biofiltra.

Współczynnik R jest możliwy do wyznaczenia na drodze doświadczalnej.

4.2.3. BIODEGRADACJA [1,3,5]

Kluczowym elementem w procesie biofiltracji jest biofilm. Składa się na niego warstwa mikroorganizmów rozwijająca się na powierzchni wypełnienia, w której zachodzą procesy metaboliczne pozwalające na przetwarzanie substancji zanieczyszczających w nieszkodliwe produkty.

Biofilm jest zwykle gładką, relatywnie jednolitą warstwą komórek mikroorganizmów wbudowanych w polisacharydowy żel składający się głównie z wody. Owa warstwa komórek może być poprzekana kanalikami, które umożliwiają przepływ wody pomiędzy zbitkami biomasy. Możliwe jest również występowanie warstewki wolnej wody na biofilmie, co pozwala pływającym mikroorganizmom na rozwój. Wyraźnie zarysowane kształty biofilmu można zaobserwować na fotografii zaznaczonej jako rys. 3.4.

Kinetyka biodegradacji zanieczyszczeń jest zazwyczaj modelowana przy użyciu równania Michaelisa–Mentena, które odnosi się do reakcji katalizowanych przez enzymy:

$$k = \frac{dc_c}{dt} = \frac{k_{\max} \times c_c}{K_M + c_c} \quad (4.8)$$

gdzie:

c_c – stężenie zanieczyszczenia w fazie wodnej; $[\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}]$,

$k_{\max}$ – maksymalna prędkość biodegradacji; $[\text{mol} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}]$,

K_M – stała połowicznego nasycenia; $[\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}]$.

Jeżeli stężenie zanieczyszczenia c_c są dużo wyższe od stałej połowicznego nasycenia, szybkość biodegradacji jest w przybliżeniu równa $k_{\max}$ i jest niezależna od zmian stężenia (reakcja biodegradacji jest zerowego rzędu). Jeżeli natomiast stężenia c_c są dużo niższe od stałej K_S , szybkość biodegradacji jest proporcjonalna do tego stężenia (reakcja biodegradacji jest pierwszego rzędu). Wydaje się, że kinetyka biodegradacji jest zerowego rzędu w pobliżu wlotu do biofiltra (stężenia wysokie), natomiast pierwszego rzędu w pobliżu wylotu z urządzenia (stężenia niskie).

W modelu Michaelisa–Mentena zakłada się, że ilość mikroorganizmów obecnych w biofiltrze jest stała ($k_{\max}$ i K_S są wartościami stałymi). W wielu przypadkach jednak biomasa

mikroorganizmów wzrasta wraz z ilością przetworzonego zanieczyszczenia. Kinetyka wzrostu biomasy jest opisana równaniem:

$$\frac{dX}{dt} = \mu \times X \quad (4.9)$$

gdzie:

X – gęstość lub stężenie biomasy; $[g/m^3]$,

μ – współczynnik proporcjonalności, stała wzrostu; $[s^{-1}]$.

Stała wzrostu jest proporcjonalna do stężenia zanieczyszczenia dostępnego dla mikroorganizmów. Opisuje ją równanie Monoda:

$$\mu = \frac{\mu_{\max} \times c_C}{K_m + c_C} \quad (4.10)$$

gdzie:

$\mu_{\max}$ – maksymalna szybkość wzrostu; $[s^{-1}]$,

K_m – stała połowicznego wzrostu.

Równanie Monoda, podobnie jak równanie Michaelisa–Mentena, przy wysokich stężeniach zanieczyszczenia można przybliżyć do kinetyki zerowego rzędu, natomiast przy niskich stężeniach zanieczyszczenia do kinetyki pierwszego rzędu. Znaczący to, że przy niskich stężeniach przyrost biomasy mikroorganizmów będzie liniowy, a przy wysokich stały.

W niektórych przypadkach bardzo wysokie stężenie substratu może hamować wzrost mikroorganizmów. Przypadek ten opisuje równanie Haldane'a:

$$\mu = \frac{\mu_{\max} \times c_C}{K_m + c_C + \left(\frac{c_C^2}{K_i} \right)} \quad (4.11)$$

gdzie:

K_i – stała inhibicji.

Kinetyka biodegradacji w rzeczywistych systemach na ogół odbiega od kinetyki opisanej zaprezentowanymi równaniami. Przyczyn takiego stanu jest wiele. Do najważniejszych należy zaliczyć:

1. Bariere dyfuzyjną zanieczyszczenia – przy niskich stężeniach zanieczyszczenie może nie dyfundować z prędkością wystarczającą do penetracji całej głębokości biofilmu.
2. Bariere dyfuzyjną tlenu – przy wysokich stężeniach występuje deficyt tlenu ograniczający szybkość przemian metabolicznych
3. Bariere dyfuzyjną metabolitów – szybkość dyfuzji toksycznych produktów przemian metabolicznych jest niewystarczająca dla bezpiecznego funkcjonowania mikroorganizmów.
4. Bariere reakcji – podaży zanieczyszczenia nie dorównuje zdolność rozkładu
5. Sorpcję substratów biodegradacji na wypełnieniu.
6. Obecność innych, niż rozpatrywane zanieczyszczenie, substancji, które mogą wpływać na wzrost bądź zanik mikroorganizmów.
7. Możliwość wystąpienia w biofilmie różnych gatunków mikroorganizmów charakteryzujących się różną zdolnością do degradacji danego zanieczyszczenia.
8. Możliwość agregacji komórek mikroorganizmów co wpływa spowalniająco na procesy transportu zanieczyszczenia.
9. Możliwość wystąpienia konieczności aklimatyzacji mikroorganizmów do rozkładu danego zanieczyszczenia.

Ponadto istnieje szereg innych czynników mających wpływ na przebieg procesu biodegradacji, z których ważniejsze przedstawiono w następnym rozdziale.

5. WARUNKI OGRANICZENIA STOSOWANIA BIOFILTRACJI [15]

Zanieczyszczeniami podatnymi na usuwanie w wyniku procesu biofiltracji mogą być zarówno wysokoenergetyczne lotne związki organiczne, jak i proste związki nieorganiczne, takie jak siarkowodór czy amoniak. W wyniku przemian biodegradacji są one przetwarzane w dwutlenek węgla i wodę lub w siarczany czy azotany. Cały proces biodegradacji może być prowadzony przez jeden mikroorganizm bądź przez grupę mikroorganizmów, w której tworzy się swoisty łańcuch pokarmowy polegający na tym, że jeden mikroorganizm przetwarza wyjściowe zanieczyszczenie tylko częściowo do postaci, która jest rozkładana przez następny organizm itd. Tworzenie łańcucha pokarmowego dotyczy zwłaszcza bardziej złożonych i trudno podatnych na biodegradację związków organicznych. Wiąże się on jednak z pewnymi niebezpieczeństwami. Mianowicie powstające w łańcuchu mikroorganizmów półprodukty charakteryzujące się wysoką prężnością pary będą wykazywały tendencję do „uciekania” do

powietrza przepływającego przez biofiltr. Z kolei półprodukty odporne na biodegradację będą wykazywały tendencję do akumulacji w biofiltrze lub wymywania przez odcieki. Może się również zdarzyć, że powstający półprodukt będzie powodował zmiany pewnych czynników środowiska w kierunku niekorzystnym z punktu widzenia żywotności pozostałych mikroorganizmów. Przykładowo kwaśny półprodukt będzie powodował zmiany pH w biofilmie. Ponadto na opisywane procesy znaczący wpływ będą miały różne czynniki zewnętrzne takie jak: wilgotność złoża i gazów, temperatura złoża, stopień zapylenia gazów. Każdy z wymienionych czynników wymaga osobnego omówienia.

5.1. WPŁYW WILGOTNOŚCI

Materiały filtracyjne mają różną zdolność wchłaniania wody. Często stosowany biofiltrach torf ma charakter hydrofobowy. Drewno jest generalnie hydrofilowe. Natomiast kompost potrafi zmieniać swoje powinowactwo wodne. Z razu hydrofilowy, po wyschnięciu staje się hydrofobowy, co tłumaczy trudności z przywróceniem do pracy raz wyschniętego złoża opartego na tym składniku.

Zawartość wody w złożu zależy nie tylko od rodzaju materiału filtracyjnego ale również wprost proporcjonalnie od powierzchni właściwej rozwijanej przez złożo a także ilości i kształtu porów.

Zawartość wody w złożu często decyduje o sprawności pracy biofiltra. Bez wody życie mikroorganizmów nie jest możliwe. W wodzie transportowane są zanieczyszczenia i produkty degradacji. Zawartość wody wpływa na porowatość złoża.

Zawartość wilgoci w gazach odlotowych z reguły nie wystarcza do prawidłowego nawilżenia złoża. Dodatkowe nawilżenie jest zabiegiem stosunkowo kosztownym i odpowiedzialnym. Kosztownym ze względów energetycznych, odpowiedzialnym z powodu konsekwencji jakie za sobą niesie przesuszenie złoża.

Powietrze, jako hydrofobowy, niepolarny ośrodek ma o wiele gorsze powinowactwo niż większość ciał stałych, które posiadają mniejszy lub większy moment dipolowy odpowiedzialny za przyciąganie polarnych cząstek wody.

Wzrost temperatury cieczy wpływa na powiększanie odległości międzycząsteczkowych. Napięcie powierzchniowe w wyniku tego maleje w proporcji do wzrostu temperatury liniowej.

Siła z jaką woda jest przetrzymywana na powierzchni złoża jest opisana wzorem:

$$\Psi = RT \ln a_w / 10 V_w \quad (5.2)$$

gdzie: Ψ - potencjał wody [0.1*MPa]

R - stała gazowa [8.314 Jmol⁻¹K⁻¹],

a_w – aktywność wody rozumiana jako względna wilgotność*10⁻²,

V_w - cząsteczkowa objętość molowa czystej wody [0.018Lmol⁻¹].

Aktywność wody jest wyidealizowanym stężeniem termodynamicznym skorelowanym z wilgotnością. Lustro wody ma aktywność równą 1 a potencjał równy 0. Powietrze ponad nim ma wilgotność równą 100%. Woda zatrzymana na powierzchni materiału filtracyjnego ma potencjał poniżej zera, ponieważ jej przeniesienie do lustra jest związane z dostarczeniem energii. Jej aktywność wynosi mniej niż 1, a względna wilgotność mniej niż 100%. Podłoże będzie ją wchłaniać jak sucha gąbka. Potencjał jest nazywany w literaturze anglojęzycznej „wsysaniem podłoża” i może być mierzone w jednostkach ciśnienia. Nie można powiedzieć, że dla materiałów biofiltracyjnych im większy jest ten potencjał tym lepiej bowiem zbyt duża jego wartość stanowi poważne zagrożenie dla mikroorganizmów. Większy potencjał oznacza, konieczność włożenia większej energii na wchłonięcie wody do komórki. Energii, która w takiej sytuacji nie może być wykorzystana na przykład do wzrostu.

Relacja między potencjałem wody a krzywizną meniska powierzchni wody jest określona wzorem:

$$r_w = 20\gamma/\Psi \quad (5.3)$$

gdzie: r_w – promień menisku [m]

γ - napięcie powierzchniowe wody w [N*m⁻¹].

Promień meniska jest jednocześnie progowym wymiarem dla porów materiału filtracyjnego. Mniejsze będą wypełnione, większe pozostaną puste. Nie bez znaczenia jest też głębokość porów. Aktywność metaboliczna mikroorganizmów wyczerpuje w otaczającej wodzie zasoby substratów i zwiększa koncentrację produktów przemian metabolicznych. Dyfundujące substraty wraz z tlenem skierują się do komórki, a produkty metaboliczne do powierzchni międzyfazowej. Jednak dla najgłębiej zasiedlających mikroorganizmów opory

dyfuzji będą za duże, co w konsekwencji może doprowadzić do ich obumierania. Zjawisko takie nie jest obserwowane na warstewce wody pokrywającej błonę biologiczną. Zauważono, że mikroorganizmy mogą w niej pływać ułatwiając homogenizację warstewki. Grubość tej warstewki i jej powierzchnia, czyli objętość wody w złożu mają decydujący wpływ na wielkość ładunku zatrzymanego zanieczyszczenia, to zaś poprawia sprawność biofiltra.

Jednak zbyt wysoka zawartość wody może powodować utrudnienia w pracy biofiltra. Woda rozmiękcza złożę, to powoduje sukcesywne zmniejszanie porowatości i związany z tym wzrost oporów przepływu. W skrajnym przypadku może nastąpić całkowite zatkanie złoża.

Nadmiar wody jest odprowadzany w formie odcieku, do kanalizacji. W wodzie nierzadko znajdują się rozpuszczone substancje odżywcze. Ich ubytki wymagają uzupełnienia.

Zauważono, że różne aktywności wody w złożu odpowiadają różnym mikroorganizmom, i tak:

- aktywność 1; bakterie rodzaju *Spirillum*,
- aktywność 0,97 *Pseudomonas fluorescens*,
- aktywność 0,94 bakterie glebowe *Aerobacter aerodenes*,
- aktywność 0,8 do 0,9 bakterie przystosowane do przetrwania w suchych warunkach,
- aktywność poniżej 0,8 grzyby kserofityczne.

Nierównomierność nawilżenia złoża ma wpływ na charakter zasiedlających go mikroorganizmów.

5.2. WPŁYW TEMPERATURY

Temperatura jest ważna dla aktywności mikroorganizmów poprzez wpływ na szybkość reakcji zachodzących w nich pomiędzy związkami chemicznymi i enzymami. Poprzez błonę przedostają się do mikroorganizmów substancje pokarmowe i usuwane są produkty przemian metabolicznych z prędkością zależną między innymi od temperatury jaka je otacza. Zauważono, że przy wzroście temperatury o 10⁰C mikroorganizmy, podwajają swoją aktywność mierzoną szybkością zachodzących w nich większości reakcji. Wiadomo również, że prawidłowe funkcjonowanie mikroorganizmu jest możliwe jeśli poszczególne reakcje zachodzą z ustaloną i proporcjonalną prędkością względem siebie, zachwianie tych proporcji powoduje jednak obniżenie sprawności mikroorganizmu i zakłócenie jego

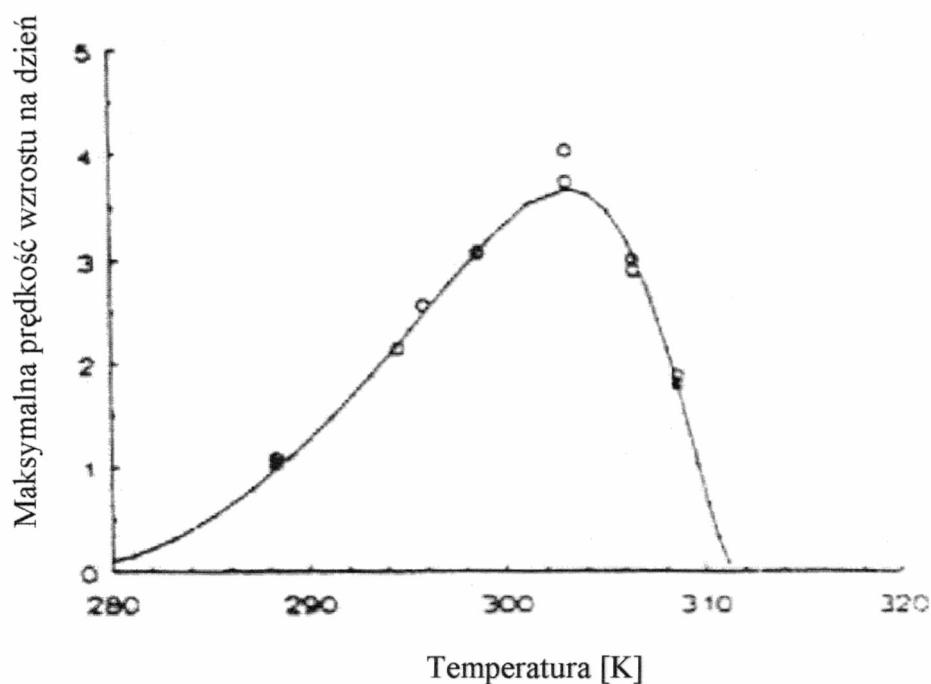
funkcjonowania. Wszystkie mikroorganizmy mają graniczną, maksymalną temperaturę pracy. Przekroczenie tej granicy prowadzi najpierw do spadku wydolności mikroorganizmów a potem do ich obumarcia. Enzymy, w podwyższonej temperaturze, ulegają bowiem denaturyzacji. Lipidy stanowiące budulec błony w podwyższonej temperaturze ulegają dekompozycji.

W przypadku mikroorganizmów możemy również mówić o dolnej granicy stosowalności. Zaobserwowano, że w niskiej temperaturze procesy zachodzące wewnątrz mikroorganizmu spowalniają się. Przyjęło się uważać, że dolną granicą stosowalności złoża jest 5°C .

Oczywiście dla różnych mikroorganizmów granice stosowalności dla niskich jak i wysokich temperatur ulegają przesunięciu. I dlatego generalnie dzieli się mikroorganizmy na trzy grupy:

- mikroorganizmy psychrofilne,
- mikroorganizmy mezofilne,
- mikroorganizmy termofilne.

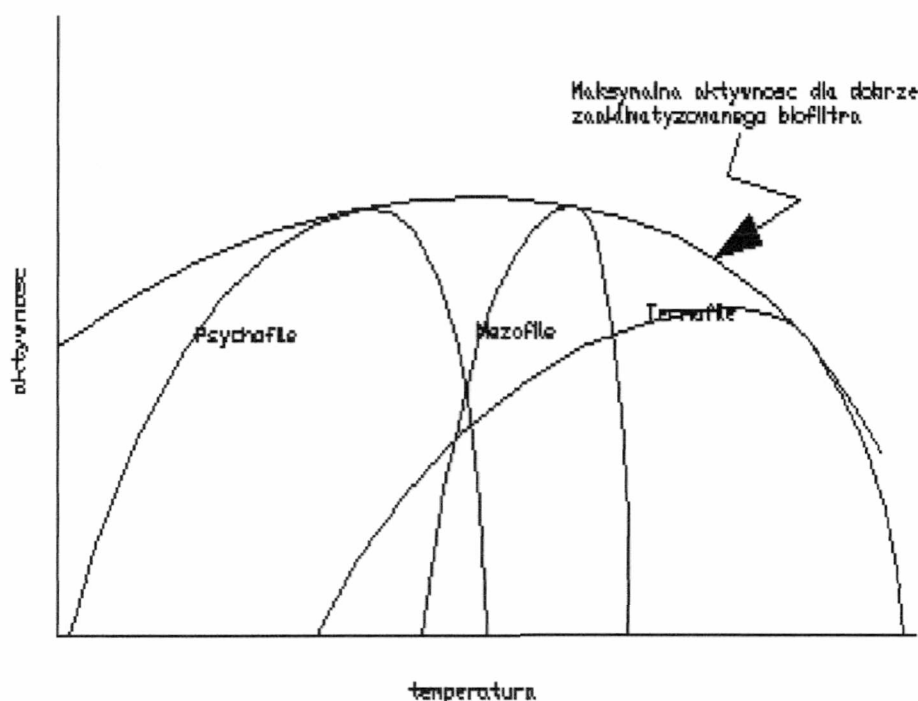
Wpływ temperatury na aktywności mikroorganizmów ilustruje rysunek 5.1.



Rysunek 5.1. Wpływ temperatury na przebieg biodegradacji dichlorometanu[30].

Optymalna praca biofiltra będzie zachodziła blisko temperaturowego maksimum, pod warunkiem, że złożo zawiera tylko jeden gatunek mikroorganizmów. W rzeczywistości złożo zasiedlają dziesiątki tysięcy gatunków, które w zależności od wysokości temperatury będą dopasowywały liczebność swoich populacji. Ottengraf i inni badacze przeprowadzili analizę wpływu temperatury na szybkość biodegradacji. W badaniach wykorzystano szczepy *Hypomicrobium GJ21*. Pożywką w badaniu był dichlorometan. Obserwowano szybkość wzrostu populacji w funkcji temperatury. Optimum zaobserwowano dla temperatury 30°C. Z pewnym przybliżeniem można przyjąć ten profil za reprezentatywny dla innych szczepów bakteryjnych, jednak przesunięcia wzdłuż osi X, będą oczywiście znaczne.

Stabilność temperatury jest zjawiskiem jak najbardziej pożądanym. Gwałtowne zmiany temperatury mogą doprowadzić do zaniku aktywności biologicznej, nawet jeśli mieszczą się w ogólnie przyjętych ramach uznawanych za obszar stosowalności. Wystarczy, że w złożu w którym dominują bakterie termofilne spadnie temperatura do obszaru optymalnego dla szczepów mezofilnych aby sprawność złoża gwałtownie spadła. Dla obserwatora niezbyt uważnego takie pogorszenie sprawności pracy instalacji jest niezrozumiałe, bowiem spadek temperatury może nie wykraczać poza obszar uznawany za akceptowalny, jednak zmiana proporcji w liczebności poszczególnych gatunków mikroorganizmów wywołana zmianą temperatury sprawia, że biofiltr przestaje pracować.



Rysunek 5.2. Temperaturowy zakres stosowalności różnych mikroorganizmów.

5.3. PODAŻ SKŁADNIKÓW POKARMOWYCH

Mikroorganizmy wymagają dostarczenia oprócz węgla organicznego, również innych składników odżywczych takich jak [25]:

- azot w ilości 5% w stosunku do węgla,
- fosfor w ilości 1% w stosunku do węgla,
- oraz tzw. Innych mikroelementów: potas, siarka, wapń, magnez, sód, żelazo w ilościach mniejszych.

Sprawne funkcjonowanie złoza wymaga dostarczenia tych składników w formie łatwo przyswajalnej ilości proporcjonalnej do ładunku zanieczyszczeń.

Najczęściej stosuje się jeden z dwóch sposobów rozwiązania tego problemu:

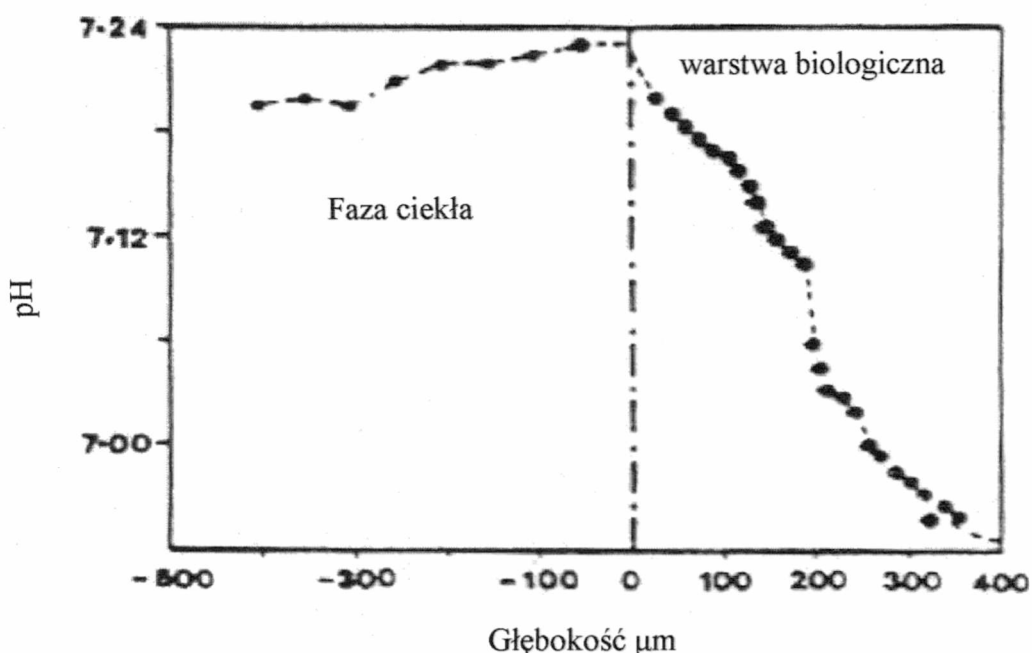
- W złożach naturalnych składniki odżywcze są ich składową, i z czasem są uwalniane zasilając procesy metaboliczne. Rozwiązanie to jest stosunkowo wygodne. Dobrym przykładem może być złoże kompostowe, które zawiera wszystkie niezbędne składniki pokarmowe a przy tym jest stosunkowo tanie i dostępne. Trzeba jednak pamiętać, że złoże oddając wspomniane składniki pokarmowe samo ulega biodegradacji. W miarę upływu czasu zmienia się na niekorzyść jego porowatość, a ostatecznie po wyczerpaniu składników pokarmowych złoże przestaje być użyteczne. Pomocne może być w takiej sytuacji wprowadzanie do złoza wolno rozpuszczalnych w wodzie nawozów sztucznych.
- Inną formą dostarczenia niezbędnych składników pokarmowych jest aplikowanie ich do wody zraszającej okresowo złoże w formie rozpuszczalnych dawek nawozów sztucznych.

Biorąc pod uwagę powolny rozkład budulca złoza, w celu ochrony jego parametrów hydraulicznych stosuje się poprawiające jego pulchność nieaktywne addytywy, wykonane z tanich materiałów jak tworzywa sztuczne czy ceramika.

5.4. ODCZYN

W większości przypadków praktycznych, gazy i kondensat z nich pochodzący mają pH w granicach od 5 do 8. Mikroorganizmy na ogół wykazują tendencje do szybkiego wzrostu wewnątrz tego przedziału i wolnego poza nim. Przyjmuje się za optymalne utrzymanie pH w granicach 6,5 do 7,5. Trzeba przy tym zwrócić uwagę na możliwość zakwaszenia biofilmu metabolitami. Przypadki takie opisano w literaturze. Jest to jeden z

ważnych czynników samoregulacji złoża. Przy zawyżonych ładunkach powstają zakwaszające metabolity w ilości uniemożliwiającej sprawną dyfuzję do warstewki granicznej. Wzrost bakterii zostaje przyhamowany przy tym zmniejszają się również zdolności biodegradacyjne złoża.



Rysunek 5.3. Zmienność pH w zależności głębokości warstwy wodnej [15].

5.5. ZAPYLENIE

Gazy poddawane oczyszczaniu rzadko są całkowicie wolne od zanieczyszczeń pyłowych, które mogą pochodzić z różnych źródeł. W gazach odlotowych z lakierni będzie to zakrzepły w powietrzu aerozol. W przemyśle drzewnym pył pochodzi z procesów obróbczych takich jak cięcie czy szlifowanie. W przemyśle spożywczym z kolei w powietrzu mogą się pojawić grudki tłuszczu. Nawet niewielkie ilości pyłów mogą być dla biofiltra groźne. W złożu gazy przepływają przez nieuporządkowaną sieć kanalików o ciągle zmieniającej się geometrii kształtu. Ustawiczne zmiany kierunku i prędkości strumieni powodują usuwanie cząstek stałych. Mokre złożo sprzyja przylepianiu tych cząstek. Z czasem tworzące się aglomeraty zatykają złożo co uniemożliwia jego pracę. Jakkolwiek część pyłu pochodzenia organicznego może być biodegradowalna, czego przykładem są grudki tłuszczu, to jednak długi czas trwania tego procesu powoduje, iż nie należy brać go pod uwagę jako istotnego elementu, który ma wpływ na samooczyszczanie złoża.

I dlatego gazy odlotowe, niosące zanieczyszczenia pyłowe powinny zostać poddane starannemu odpyleniu przed rozpoczęciem procesu biofiltracji.

5.6. ZANIECZYSZCZENIA CHEMICZNE

W oczyszczanych gazach odlotowych znaleźć można czasami zanieczyszczenia chemiczne w postaci soli jako produktów odorotwórczych procesów technologicznych lub też produktów neutralizacji kwasu solnego HCl przy pomocy wodorotlenku sodowego NaCl. Spowodowany obecnością soli wzrost napięcia powierzchniowego przy wysokich stężeniach utrudnia lub uniemożliwia wprost prowadzenie biodegradacji. Przeprowadzone przez Ottengrafa badania potwierdzają tę tezę.

6. MODELOWANIE PROCESU BIOFILTRACJI

Żmudna i kosztowna procedura doboru gabarytów biofiltra drogą badań laboratoryjnych i pilotowych skłaniała specjalistów do podejmowania próby opracowania modeli matematycznych, które mogłyby ułatwić zdobycie podstawowych informacji niezbędnych do wykonania projektu technicznego.

Zadanie jakie stawiają sobie autorzy dotychczasowych modeli było jednakowe. Szukali oni odpowiedzi na następujące pytanie:

Jakie będzie stężenie zanieczyszczenia w gazie po przejściu przez złożo? Odpowiedź jest oczywiście bardzo ważna jednak dla dobrego zaprojektowania biofiltra niewystarczająca. Autor uważa, że pytanie należy sformułować odmiennie:

Jak będzie się kształtowała efektywność złoża biofiltracyjnego w funkcji jego obciążenia zanieczyszczeniem?

Z punktu widzenia celu pracy biofiltra nie jest istotne jak będzie się kształtowała funkcja spadku stężenia zanieczyszczenia na wysokości złoża ale ważna będzie wiedza o tym jaką będzie miała zdolność biodegradacyjną określona objętość złoża. Ważne będzie

Niezależnie jednak od sposobu sformułowania problemu do rozwiązania uzyskanie satysfakcjonującej odpowiedzi uwarunkowane jest wprowadzeniem prawidłowych parametrów gazu i złoża. Należy precyzyjnie określić:

- rodzaj zanieczyszczenia,
- podatności na biodegradację,
- stężenie,
- rozpuszczalność w wodzie,

- objętościowe obciążenie złoża.

Ponadto trzeba pamiętać aby temperatura i wilgotność nie przekraczały wartości granicznych. W przypadku złoża należy dysponować wiedzą o rodzaju materiału z którego wykonano złoże, w tym szczególne o:

- powierzchni właściwej,
- porowatości.

Złoże biofiltracyjne ulega podczas pracy ciągłej zmianie. Do tej pory nie ma modelu określającego żywotność złoża, bowiem zbyt duża liczba różnych parametrów wejściowych oraz sam przebieg pracy o tym decyduje.

Panują dwa poglądy na temat modelowania pracy biofiltra. Według jednych model biodegradacji dla prawidłowego opisu musi uwzględniać szereg skomplikowanych procesów jednostkowych opisujących zjawiska fizyczne, chemiczne i mikrobiologiczne. Skonstruowanie prawidłowego modelu matematycznego, który będzie uwzględniał powyższe zjawiska gwarantuje prawidłowe wyniki, co powinno być udowodnione eksperymentami laboratoryjnymi. Są to więc modele fizyczne. Modele te jednak sprawiają wiele problemów przy przeniesieniu skali do przemysłowej, nie uwzględniają bowiem nierównomierności pokrycia złoża błoną biologiczną, nierównomierności nawilżenia i wielu innych zjawisk makroskopowych. Weryfikowane są z reguły dla jednego lub dwóch zanieczyszczeń. Stąd ich rzetelność można uważać za ograniczoną. Trzeba jednak przyznać, że formuła matematyczna dla nich przyjęta mogła pozwalać na rozszerzanie stosowalności tych modeli dla innych zanieczyszczeń w miarę postępu prac laboratoryjnych.

Próby opisu modelu biofiltracji równaniami matematycznymi napotykają na wiele trudności. Do najważniejszych należą [31]:

1. Brak zgody w środowiskach naukowych co do ilości i różnorodności zjawisk, zachodzących w trakcie biofiltracji.
2. Pomimo, że kinetyka biodegradacji prowadzonej przez kultury bakteryjne jest dobrze poznana i opisana, nie do końca można jej stosować do opisu biodegradacji zachodzącej w biofiltrach, ponieważ znajdujące się w nich kultury bakterii są różnogatunkowe i pozostają w postaci unieruchomionej w biofilmie, podczas gdy wspomniane modele odnoszą się do pojedynczych gatunków mikroorganizmów zawieszonych dodatkowo swobodnie w wodzie.
3. Badania mikroskopowe biofiltrów są niezwykle trudne. W związku z tym nie istnieje satysfakcjonujący fizyczny opis powierzchni poszczególnych faz występujących w

biofiltrze. Zatem w modelach dotyczących biofiltracji stosuje się uproszczoną analizę dwuwymiarową (geometria płaska).

4. Pomiary warunków fizyko–chemicznych panujących w biofilmie są praktycznie niemożliwe, i dlatego w modelach trzeba przyjmować założenia, których nie sposób zweryfikować na drodze eksperymentalnej.
5. Sorpcja substancji zanieczyszczających na niejednorodnym, wilgotnym materiale nie jest dobrze poznana.
6. W biofiltrach czas przetrzymywania fazy gazowej liczy się w minutach, adsorpcja zanieczyszczenia na wypełnieniu zazwyczaj trwa od kilku godzin do kilku dni, natomiast wzrost biomasy do stanu ustalonego nawet kilka miesięcy. Wypracowanie modelu, który by efektywnie uwzględniał te przedziały czasowe może być obliczeniowo skomplikowane.

Rozpatrując sposób podejścia do opisu procesu biofiltracji możemy mówić o dwóch szkołach:

- Pierwsza pochodzi z Europy (Niemcy, Holandia) i jest starsza od drugiej o około 20 lat. W Europie zebrano bogatą bazę doświadczalną i wybudowano większość instalacji przemysłowych.
- Druga szkoła rozwinęła się w ostatnich dziesięciu latach w USA (Kalifornia). Wkładem Amerykanów w rozwój biofiltracji oprócz rozwoju modeli jest rozszerzenie stosowalności opisu matematycznego przeznaczonego dotychczas dla oczyszczania gazów odlotowych, również do oczyszczania gruntów zanieczyszczonych ropopochodnymi metodą aeracji in situ.

Według szkoły pierwszej do modelowania biofiltracji opis przemian jednostkowych jest nieprzydatny i nie jest istotne jaki proces, w którym miejscu biofiltra decyduje o oczyszczaniu gazów z zanieczyszczeń. Najważniejsze jest to aby model dawał precyzyjną i wiarygodną wiedzę o wysokości złoża i jego powierzchni, a więc oczekuje się że model zastąpi badania pilotowe.

Wkład drugiej szkoły polega na rozwinięciu modeli matematycznych uwzględniających procesy jednostkowe. Jednak baza wdrożeniowa, która mogłaby potwierdzić ich przydatność jest jeszcze bardzo uboga.

Zostało opracowanych wiele modeli. Przytaczanie wszystkich nie jest jednak uzasadnione z tego powodu, że część wprost opiera się na modelu Ottengrafa, a więc prezentacja tego modelu jako bazowego daje wystarczającą wiedzę o całej grupie. Natomiast

część modeli została zweryfikowana wyłącznie laboratoryjnie, nie reprezentuje zatem wystarczającej wiarygodności. Wybrano zatem trzy, którym poświęcono więcej uwagi:

- najstarszy historycznie (1970) model Ottengraffa, oparło się na nim kilka modeli pochodnych,
- model Devinny'ego i Hodge'a; protoplastów nurtu amerykańskiego w biofiltracji,
- model Van Litha; przywołany tutaj ze względu na praktyczność i weryfikację praktyczną.

6.1. MODEL OTTENGRAF'A [4]

Historycznie pierwszy model opracował Ottengraf. Powstał on przez rozwinięcie modelu Jennings'a, który dotyczył biodegradacji nieadsorbowalnych substancji przez zatopione biofilmy. Ottengraf zmodyfikował ten model tak by przystosować go do opisu biodegradacji zachodzącej w biofilmach znajdujących się na granicy faz: gazowej i ciekłej.

Model Ottengraf'a powstał w oparciu o następujące założenia:

1. Opór wnikania zanieczyszczenia po stronie fazy gazowej jest pomijalnie mały, zatem stężenie zanieczyszczenia w fazie ciekłej przy granicy międzyfazowej pozostaje w równowadze z jego stężeniem w fazie gazowej.
2. Przepływ gazu przez biofiltr ma charakter tłokowy, co oznacza, że nie występują żadne gradienty stężenia zanieczyszczenia w gazie w przekroju poprzecznym biofiltra,
3. Transport zanieczyszczenia w biofilmie odbywa się na drodze dyfuzji molekularnej i może być opisany przez efektywny współczynnik dyfuzji D ,
4. Grubość warstwy biofilmu δ jest mała w porównaniu ze średnicą cząstek wypełnienia, na których jest osadzony, zatem w rozważaniach dotyczących biofilmu można wykorzystywać geometrię dwuwymiarową,
5. Kinetyka biologicznego rozkładu zanieczyszczenia w biofilmie jest opisana równaniem Michaelisa – Menten.

Część tych założeń może zostać zaakceptowana. Pierwsze z nich zostało potwierdzone doświadczalnie, jednak dzisiaj wiadomo, że dla zanieczyszczeń trudno rozpuszczalnych w wodzie jest nieprawdziwe. Doświadczenia potwierdzają również, że w większości przypadków biofiltrów pracujących standardowo występuje przepływ tłokowy oczyszczanego gazu, a więc jest spełnione założenie drugie.

Trzecie założenie Ottengrafa wydaje się również akceptowalne ale wiąże się z nim wiele komplikacji, ponieważ współczynnik dyfuzji może się zmieniać wraz z głębokości biofilmu w zależności od stężenia związków utrudniających dyfuzję, produkowanych przez kultury bakteryjne znajdujące się w biofilmie.

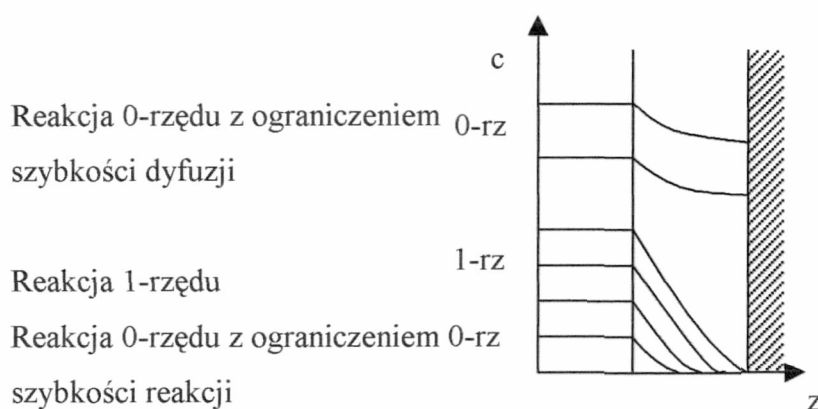
Czwarte założenie niewłaściwie oddaje rzeczywistość, jednak nie istnieje sposób który można by wykorzystać do lepszego opisu grubości biofilmu. Samo pojęcie biofilmu budzi kontrowersje, bowiem w ujęciu zgodnym z nazwą w biofiltrze biofilm nie istnieje. Zamiast niego żyją kultury mikroorganizmów w postaci kolonii w kształcie nieregularnych narośli o całkowicie losowej gęstości zasiedlenia.

Ostatnie założenie mówi o tym, że biodegradacja w biofiltrze przebiega zgodnie z opisem podanym w równaniu Michaelisa – Menten, które uwzględnia jako jedyny substrat limitujący węgiel zawarty w zanieczyszczeniu. To założenie może nie być prawdziwe, bowiem mogą się pojawić inne substraty ograniczające przebieg biodegradacji jak na przykład tlen.

Model Ottengrafa zakłada, że w biofiltrze występuje jedna z trzech możliwych sytuacji, tzn.:

- biodegradacja przebiega zgodnie z kinetyką pierwszego rzędu,
- zerowego rzędu z ograniczeniem wpływu szybkości zachodzących reakcji chemicznych; proces ogranicza wydolność mikroorganizmów,
- zerowego rzędu z ograniczeniem wpływu szybkości dyfuzji zanieczyszczenia; proces ogranicza opory dyfuzji.

Wybór jednej z trzech możliwych do wystąpienia sytuacji związanych z procesem biodegradacji odbywa się w modelu Ottengrafa na podstawie stężenie zanieczyszczenia występującego w biofilmie. W rzeczywistym biofiltrze mogą wystąpić trzy sytuacje jednocześnie.



Rysunek 6.1. Zasady wyboru sytuacji, która opisuje kinetykę biofiltracji.

Stężenie zanieczyszczenia w fazie gazowej w zależności od położenia w biofiltrze (w kierunku wysokości warstwy filtracyjnej) oblicza się osobno dla każdej z trzech opisanych sytuacji związanych z kinetyką biodegradacji. I tak:

DLA KINETYKI REAKCJI 1–RZĘDU

$$\frac{c_G}{c_{Gi}} = \exp\left(-\frac{h \times K_1}{H \times v_a}\right) \quad (6.1)$$

gdzie:

c_G – stężenie zanieczyszczenia w gazie; [g/m³],

c_{Gi} – stężenie zanieczyszczenia w gazie na wlocie do biofiltra; [g/m³],

h – wysokość położenia w biofiltrze; [m],

K_1 – stała szybkości reakcji 1-rzędowej; [s⁻¹],

H – Stała Henry’ego [-],

v_a – prędkość powierzchniowa; [m/s].

DLA KINETYKI REAKCJI 0–RZĘDU Z LIMITACJĄ SZYBKOŚCI REAKCJI

$$\frac{c_G}{c_{Gi}} = 1 - \left(\frac{h \times K_0}{c_{Gi} \times v_a} \right) \quad (6.2)$$

gdzie:

K_0 – stała szybkości reakcji 0-rzędowej; [g/m³·s].

DLA KINETYKI REAKCJI 0–RZĘDU Z LIMITACJĄ SZYBKOŚCIĄ DYFUZJI

$$\frac{c_G}{c_{Gi}} = \left(1 - \frac{h}{v_a} \times \sqrt{\frac{K_0 \times D_{ef} \times a}{2 \times H \times c_{Gi} \times \delta}} \right) \quad (6.3)$$

gdzie:

D_{ef} – kinematyczny współczynnik dyfuzji; [m²/s],

Dla tak sformułowanego modelu powierzchnia międzyfazowa jest obliczana ze średniej średnicy cząstek wypełnienia biofiltra. Sposób obliczania powierzchni tą metodą może prowadzić do popełnienia błędu wielokrotnie przewyższającego wartość obliczeniową. Zatem wydaje się, że tutaj tkwi jedna z największych słabości metody. Parametry kinetyczne są otrzymywane doświadczalnie w wytrząsarce, w której podaje się zanieczyszczenie kulturom bakterii wyizolowanym z biofiltra.

Obszar obciążenia biofiltra przemysłowego o nieokreślonej rzędowości może być znaczny, im zanieczyszczenie jest trudniej rozpuszczalne w wodzie, tym jest on większy, a w tym obszarze model nie funkcjonuje

Mimo tego model Ottengraffa należy uznać za bardzo wartościowy dla zanieczyszczeń łatwo rozpuszczalnych w wodzie, występujących w gazach odlotowych w niskich stężeniach, bowiem dla wysokich stężeń model nie uwzględnia zagrożenia zatrucia złoża. Na podstawie modelu Ottengraffa zbudowano szereg innych, wyspecjalizowanych dla konkretnych przypadków, modeli które okazały się pomocne w obliczeniach technicznych.

6.2. MODEL VAN LITHA I INNYCH [24]

Autorzy proponują, żeby proces biodegradacji potraktować jako reakcję zerowego rzędu. Podobnie jak w modelu Ottengraffa tak i tutaj uważa się, że są dwa czynniki ograniczające prędkość biodegradacji:

- ograniczenie szybkości dyfuzji,
- ograniczenie szybkości reakcji.

Dla rozgraniczenia dwóch przypadków wprowadza się liczbę analogiczną dla chemicznych reakcji katalitycznych, liczbę Thielego

$$f_e \times \sqrt{\frac{k_0 \times H}{D \times c_{\text{gazu}}}} = \sqrt{2} \quad (6.4)$$

gdzie:

k_0 - stała szybkości biodegradacji dla danego składnika [$\text{g}/\text{m}^3\text{s}$]

f_e - efektywna grubość biofimu [m]

H - stała Henry'ego [-]

D - kinematyczny współczynnik dyfuzji [m^2/s]

c_{gazu} - stężenie gazu [mg/m^3]

Jej znaczenie jest następujące: liczba Thielego większa od $\sqrt{2}$ oznacza, że prędkość reakcji jest ograniczona przez stałą dyfuzji, mniejsza – że prędkość zależy od prędkości reakcji biologicznych. Podstawowe równanie modelu jest następujące:

$$-W \times \left(\frac{dc_{\text{gazu}}}{dh} \right) = k_0 \times \sqrt{\frac{2 \times D}{k_0 \times H}} \times a \times \sqrt{c_{\text{gazu}}} \quad (6.5)$$

gdzie:

a - powierzchnia właściwa [m^2/m^3]

h - czas [s],

W - współczynnik obciążenia fazą gazową [$\text{m}^3/\text{m}^2\text{s}$]

Dla uproszczenia, parametry k_0 , D , H i a są połączone w nowy parametr K_1 :

$$K_1 = \sqrt{\frac{D \times k_0}{2H}} \times a, \quad (6.6)$$

który grupuje wszystkie wskaźniki mające wpływ na ograniczenie dyfuzyjne szybkości biodegradacji. Po wstawieniu K_1 wzór będzie wyglądał następująco:

$$\frac{dc_{\text{gazu}}}{dh} = -2 \times \frac{K_1}{W} \times \sqrt{c_{\text{gazu}}} \quad (6.7)$$

zdolność usuwania O jest zdefiniowana jako:

$$O = -W \times \frac{dc_{\text{gazu}}}{dh} \quad (6.8)$$

stąd:

$$O = 2 \times K_1 \times \sqrt{c_{\text{gazu}}} \quad (6.9)$$

Powyższe równania pokazują, że zdolność usuwania jest ograniczona z góry, wynika to z faktu, że rzeczywista grubość biofilmu jest ograniczona. Maksymalna zdolność usuwania nazywana jest K_0 :

$$K_0 = k_0 \times f_r \times a \quad (6.10)$$

Można teraz obliczyć stężenie graniczne, przy którym reakcja przechodzi od kontrolowanej przez prędkość dyfuzji do kontrolowanej przez prędkość reakcji.

$$O = K_0 \quad (6.11)$$

i

$$O = 2 \times K_1 \times \sqrt{c_{\text{gazu}}} \quad (6.12)$$

tak więc stężenie wylotowe:

$$c_{\text{gazu}} = \left(\frac{K_0}{2 \times K_1} \right)^2 \quad (6.13)$$

Na podstawie powyższych równań jest możliwe obliczenie gabarytów biofiltra. Dla każdego pojedynczego przypadku (para: mikroorganizmy – zanieczyszczenia) należy obliczyć odpowiednie wartości stałych K_1 i K_0 , korzystając z wyników badań na instalacjach pilotażowych. Model będzie funkcjonował prawidłowo jeżeli wartości K_0 i K_1 będą stałe, to zaś oznacza konieczność utrzymania stałych parametrów wchodzących w skład tych wartości. W praktyce jest niemożliwe. Stąd stosowalność modelu można sprowadzić do przypadków, rzadko w praktyce spotykanych o ustabilizowanych parametrach pracy.

6.3. MODEL HODGE'A I DEVINNY

Model opisuje międzyfazową wymianę masy i procesy biologiczne z uwzględnieniem tworzenia i kumulacji CO_2 . Model pozwala rozróżnić efekty adsorpcji zanieczyszczeń i biodegradacji – przyjmuje, że „działa” ten, który jest w danej chwili silniejszy. Model został zweryfikowany na instalacji degradującej pary alkoholu etylowego. W modelu przyjęto, że w biofiltrze są dwie fazy:

- fazę gazową,
- tak zwana faza ciekło -stała.

Autorzy dokonali następujących założeń:

- przepływ ma charakter tłokowy,
- zarówno złoża jak i rozkład biomasy mają charakter homogeniczny,
- adwekcja i adsorpcja w wodzie / warstwie biologicznej są pomijalnie małe,
- rozkład biologiczny jest zgodny z kinetyką reakcji pierwszego rzędu,
- tworzenie CO_2 zachodzi zgodnie z równaniem stechiometrycznym:



Transport. Ruch substratów i produktów w złożu opisują zjawiska dyspersji, adwekcji i transfer do fazy stało-wodnej. Dla potrzeb model autorzy przyjęli istnienie takiej fazy w biofiltrze. Zmiany w stężeniach mogą być modelowane zgodnie z równaniem (5.15):

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - V \frac{\partial c}{\partial x} - \left(\frac{1-\theta}{\theta} \right) [k(k_h c - c_{ads})] \quad (6.15)$$

c - stężenie w fazie gazowej [kg / m³]

D - współczynnik wzdłużnej dyfuzji fazy gazowej [m²/s]

x - odległość do przebycia w filtrze [m]

t - czas [s]

V - prędkość powietrza [m/s]

c_{ads} - stężenie w fazie stałej / wodnej [g / m³]

θ - porowatość materiału [m²/m³],

k - stała szybkości transferu masy (prędkość rozkładu)

k_h - stała równowagi: stosunek stężenia w fazie wodnej / gazowej do stężenia w fazie gazowej (quasi stała Henry'ego)

W wzorze (6.15) dwa pierwsze wyrażenia po prawej stronie znaku równości opisują dyspersję i adwekcję. Trzeci – transfer zanieczyszczeń między fazą powietrzną a stałą / wodną, jest ono proporcjonalne do wartości jaką stężenie w cieczy / ciele stałym różni się od równowagi ($k_h C$).

Biodegradacja. W fazie stało-wodnej poszczególne składniki procesu mogą być akumulowane lub biologicznie zdegradowane (substraty) lub wyprodukowane (np.CO₂). Prędkość występowania tych procesów przyjmuje się za proporcjonalną do stężenia zanieczyszczeń w wodzie / ciele stałym (kinetyka pierwszego rzędu)

$$W_r = -b_1 c_{ads} \quad (6.16)$$

gdzie:

W_r – szybkość biodegradacji [g/m³*s]

b_1 - stała biodegradacji pierwszego rzędu [1/s]

Równania różniczkowe można uprościć by opisywały stałe warunki w biofiltrze. W celu rozwiązania równania (5.15) należy poczynić założenia:

- w stanie ustalonym (stałe stężenie na wejściu, równowaga adsorpcyjna), usuwanie zanieczyszczeń będzie zachodzić tylko jako proces biologiczny.
- w stanie równowagi stężenia w fazie powietrznej i stałej / wodnej są proporcjonalne

$$c_{ads} = k_h c \quad (6.17)$$

Zatem możemy zapisać, że:

$$\frac{\partial c_{ads}}{\partial t} = k_h \frac{\partial c}{\partial t} \quad (6.18)$$

Stosunek mas zanieczyszczeń w obu fazach:

$$k_m = \frac{M_{ads}}{M_{air}} = \frac{c_{ads}(1-\theta)}{c\theta} = k_h \left(\frac{1-\theta}{\theta} \right) \quad (6.19)$$

gdzie:

M_{ads} - masa zanieczyszczeń w fazie stałej/wodnej [mg]

M_{air} - masa zanieczyszczeń w powietrzu [mg]

Równanie (5.15) po podstawieniach przyjmie postać:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - V \frac{\partial c}{\partial x} - k_m \frac{\partial c}{\partial t} - b_1 k_m c \quad (6.20)$$

Współczynnik opóźnienia został zdefiniowany wzorem (4.7) jako stosunek sumy mas zanieczyszczeń w obu fazach do masy zanieczyszczenia w fazie gazowej tj.:

$$R = \frac{M_{ads} + M_{air}}{M_{air}} = 1 + k_m$$

z (3.7) mamy:

$$(1 + k_m) \frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - V \frac{\partial c}{\partial x} - b_1 k_m c \quad (6.21)$$

po podstawieniu R otrzymujemy:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{D}{V} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - \frac{V}{R} \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{b_1 k_m}{R} c \quad (6.22)$$

jeśli przyjąć, że dyspersja jest nieistotna, a system w stanie ustalonym, to:

$$V \frac{\partial c}{\partial t} + b_1 k_m c = 0 \quad (6.23)$$

rozwiązaniem równania jest:

$$c = c_0 \exp\left(\frac{-b_1 k_m x}{V}\right) \quad (6.24)$$

gdzie

c_0 - początkowe stężenie zanieczyszczeń w fazie gazowej [g/m^3]

Równanie (6.24) ma już bardzo wygodną postać. W praktyce można go używać do liczenia stałej biodegradacji (b_1) w warunkach ustalonych.

O szerszym zastosowaniu modelu brak informacji, ale jego konstrukcja dobitnie wskazuje, że znajdzie zastosowanie tylko dla niskich stężeń zanieczyszczeń łatwo rozpuszczalnych w wodzie.

6.4. PODSUMOWANIE

Dotychczasowe modele biofiltracji koncentrują się na przebiegu zmienności stężeń na drodze strumienia gazów odlotowych przechodzącego przez złożę. Autorzy starają się powiązać zjawisko usuwania zanieczyszczeń z wielkościami fizycznymi opisującymi zarówno związki chemiczne poddawane procesowi biologicznej degradacji jak i samo złożę.

W przypadku opisu związków chemicznych wielkościami charakterystycznymi można przytoczyć:

- współczynniki dyfuzji w wodzie,
- stałą Henry'ego.

Parametrem opisującym złożę stosowanym w modelowaniu jest:

- powierzchnia wymiany masy tożsama z powierzchnią biofilmu,
- grubość biofilmu,
- porowatość złoża.

Modele nie uwzględniają wielu parametrów bardzo istotnych dla przebiegu biodegradacji czynników takich jak:

- inhibitujący wpływ towarzyszących zanieczyszczeń,
- analogiczny do poprzedniego wpływ deficytu tlenu,
- analogiczny do poprzedniego wpływ produktów reakcji biodegradacji dyfundujących w przeciwnym do zanieczyszczeń kierunku.

Przytoczone modele będą funkcjonowały prawidłowo jeżeli wartości uważane za stałe w rzeczywistości takie będą.

Współczynniki dyfuzji będą stałe jeżeli niezmiennie będzie zanieczyszczenie, temperatura i skład biofilmu. W praktyce temperatura ulega częstym zmianom, dyfuzja zachodzi nie do wody ale do biofilmu, którego skład bardzo różni się od składu wody między innymi zasoleniem i obecnością enzymów produkowanych przez mikroorganizmy ułatwiające dyfuzję do błony komórkowej.

Stała Henry'ego również silnie zależy od temperatury procesu.

Powierzchnia biofilmu jest bardzo skomplikowaną figurą przestrzenną, w bardzo luźny sposób związaną z powierzchnią podłoża. Dostępne fotografie biofilmu na podłożu torfowym, które udało się wykonać są tego dowodem. Można przypuszczać, że powierzchnia ta w ciągły sposób się zmienia dopasowując swoją geometrię do życia mikroorganizmów tworzących nieustannie kolonie w jednych miejscach i likwidując w drugich.

Podobnym przeobrażeniom ulega grubość filmu. Trzeba przy tym zauważyć, że grubość biofilmu ma wpływ na zawartość tlenu i innych substancji niezbędnych do procesu biodegradacji.

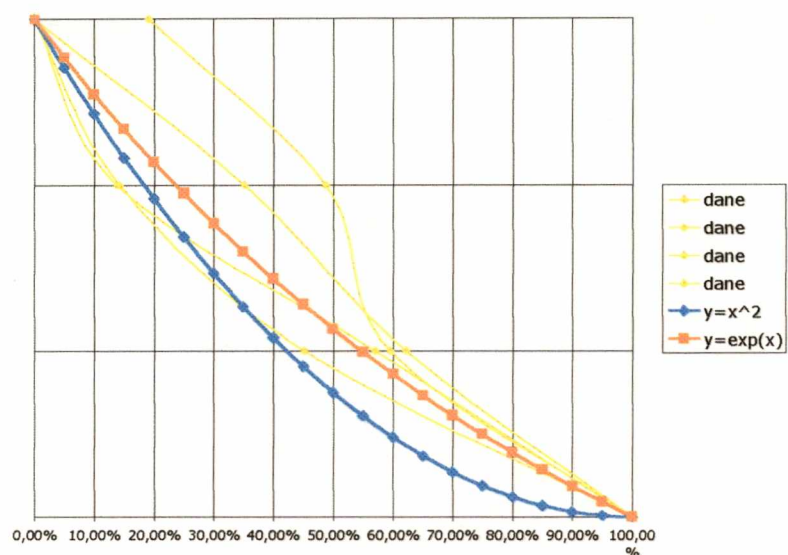
Porowatość złoża jest parametrem zmiennym nie tylko w objętości złoża, bowiem im wyżej tym złoże jest poddane mniejszemu naciskowi własnemu a więc bardziej porowate. Zmienia się również w czasie. Nieuniknione procesy zbrylania złoża, osiadania, kanalikowania są niepożądane ale jednocześnie nieuniknione.

Wydaje się zatem, że formułowanie poglądu o możliwości podania powierzchni biofilmu, czy jego grubości z dokładnością wystarczającą do wykorzystania w modelowaniu procesu są nieuzasadnione. Ale jednocześnie trudno zaprzeczyć, że dotychczas stosowane modele nie spełniały swojej funkcji.

Zarówno Ottengraf jak i Van Lith podają, że modele ich były wielokrotnie weryfikowane w praktyce. Model Hodge'a został zweryfikowany dla etanolu. Trzeba jednak przypomnieć, że dotychczas biofiltracja była stosowana stosunkowo ostrożnie. Generalnie przestrzegano zasady, że zanieczyszczenie musi być dobrze rozpuszczalne w wodzie i mieć niskie stężenie. Dla takiej sytuacji biofiltr pracował prawidłowo, a to oznaczało, że stężenia zanieczyszczeń na wylocie były zgodne z oczekiwaniami a więc niskie. W dostępnej literaturze brak doniesień o innych formach weryfikacji modelu. Ale w ten sposób można zweryfikować samą biofiltrację a nie model ją opisujący. Autorzy modeli nie określili granic stosowalności modeli co mogłoby świadczyć o jej nieograniczoności, wiadomo że poruszali się w obszarze stosunkowo niskich stężeń.

Można mieć wątpliwości, biorąc pod uwagę to co wcześniej napisano czy przebieg zmienności wielkości stężenia zanieczyszczenia jest taki jak to opisują modele oraz czy

stężenie zawdzięcza swój przebieg akurat tylko parametrom uwzględnionym w tych modelach. Na rysunku 6.2 przedstawiono porównanie rzeczywistych przebiegów krzywych stężeń uzyskanych w toku badań własnych i dwóch funkcji matematycznych wykorzystanych później: ułamkowej i logistycznej. Widać, że podobne są jedynie stężenia brzegowe, natomiast przebieg krzywych rzeczywistych świadczy o wpływie czynników, których znane modele nie uwzględniają.



Rysunek 6.2. Przebieg krzywych modelowych i rzeczywistych zmienności stężeń zanieczyszczeń w biofiltrze.

Wydaje się, że rosnące zainteresowanie biofiltracją i możliwościami jej zastosowania w krótkim czasie wpłynie na poprawienie istniejących modeli ale również doprowadzi do ujawnienia nowych trendów w tej dziedzinie.

7. OPIS BADAŃ

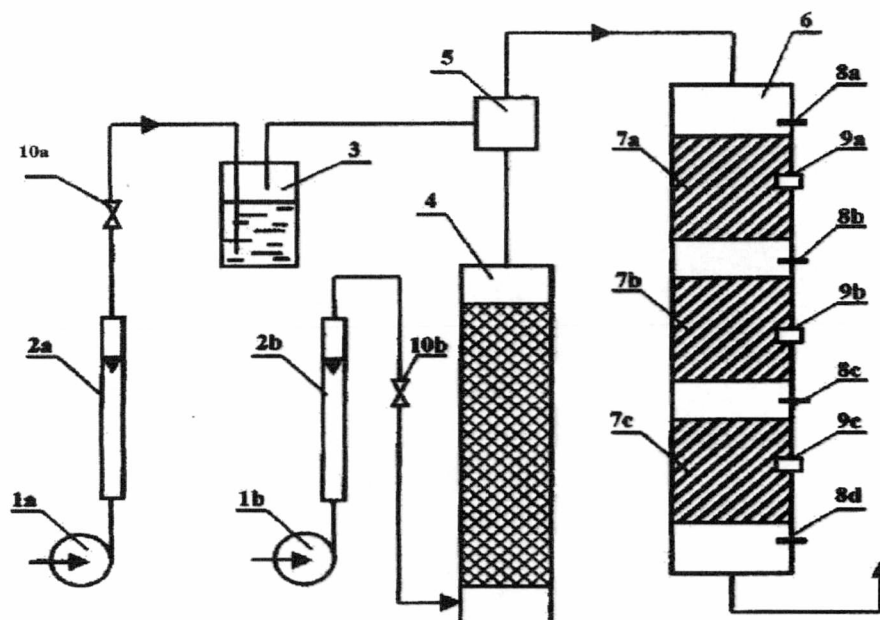
7.1. BADANIA LABORATORYJNE

Celem badań było zebranie danych o przebiegu procesu biofiltracji wybranych rozpuszczalników na złożu filtracyjnym oraz znalezienie dla nich zależności pomiędzy obciążeniem złoża a jego efektywnością. Badania wykonano dla ksylenu oraz octanu etylu.

Prace laboratoryjne obejmowały pomiary skuteczności biodegradacji ksylenu na trójwarstwowym biofiltrze. Badania zostały przeprowadzone pod kątem oceny przydatności procesu biofiltracji w zastosowaniu do zanieczyszczeń trudno rozpuszczalnych w wodzie (ksylen) oraz stosunkowo dobrze rozpuszczalnym w wodzie (octan etylu). Na ich podstawie podjęto próbę zbudowania modelu biofiltracji. Bezpośrednia aplikacja znanych wcześniej modeli nie była możliwa ze względu na brak dostępu do danych wejściowych znanych tylko ich autorom. Trzeba również zaznaczyć, że ksylen, zanieczyszczenie stosunkowo trudno rozpuszczalne w wodzie nie znajdował się w obszarze zainteresowania autorów opisywanych wyżej modeli i ze względu na właściwości fizykochemiczne znajdował się poza obszarem ich stosowalności.

7.1.1. OPIS STANOWISKA LABORATORYJNEGO

Schemat używanego w doświadczeniach laboratoryjnego zestawu doświadczalnego przedstawiono na rysunku 7.1. Pogląd o wielkości stanowiska i rozplanowaniu urządzeń daje fotografia 7.2. Przedstawiony zestaw służy do przygotowywania powietrza nawilżonego niemal do 100 % wilgotności względnej i nasyconego, w założonym stopniu, parami wybranego rozpuszczalnika organicznego, które następnie jest oczyszczane podczas przepływu przez złoża materiału filtracyjnego.



Rysunek 7.1. Schemat doświadczalnej instalacji laboratoryjnej do badań procesu biofiltracji. Oznaczenia: 1a, 1b – pompy gazowe membranowe, 2a, 2b – rotametry gazowe, 3 – płuczka z rozpuszczalnikiem organicznym, 4 – nawilżacz powietrza, 5 – mieszalnik, 6 – biofiltr, 7a, 7b, 7c – warstwy materiału filtracyjnego, 8a, 8b, 8c, 8d – króćce do poboru prób gazowych, 9a, 9b, 9c – króćce do montażu sondy pomiaru wilgotności, 10a, 10b – zawory.

Pompką membranową (1a) jest tłoczony strumień powietrza wielkości $2 \div 15 \text{ dm}^3/\text{h}$, który zanim trafi do mieszalnika (5) jest nasycany parami wybranego rozpuszczalnika organicznego w płuczce (3). Wielkość strumienia jest regulowana zaworem (10a) i mierzona rotametrem (2a). Do mieszalnika (5) doprowadzany jest również drugi strumień powietrza. Jest to powietrze czyste, nawilżone praktycznie do 100% wilgotności względnej. Powietrze czyste jest podawane pompką membranową (1b). Wielkość strumienia jest regulowana zaworem (10b) i mierzona rotametrem (2b). Jego nasycanie parą wodną zachodzi w nawilżaczu (4). Wykonano go z rury PEHD o średnicy 100 mm i wypełniono nawilżonym granulowanym węglem aktywnym. Wysokość złoża węgla wynosi około 50 cm. Jest ono okresowo zraszane wodą destylowaną.

Obydwa strumienie po połączeniu w mieszalniku są kierowane do filtra biologicznego, gdzie kolejno przechodzą przez trzy, połączone, warstwy materiału filtracyjnego (7a, 7b, 7c). Średnica wewnętrzna filtra wynosi 10 cm a wysokość każdej warstwy złoża 30 cm.



Rysunek 7.2. Widok instalacji laboratoryjnej do badania procesu biofiltracji.

Podczas przepływu powietrza przez kolejne warstwy materiału filtracyjnego następuje sukcesywne zmniejszenie stężenie rozpuszczalnika. Pomiary stężeń zanieczyszczeń w oczyszczanym powietrzu wykonano metodą chromatograficzną, wykorzystując chromatograf gazowy GCHF 18.3 który pracował w następujących warunkach:

- detektor płomieniowo – jonizacyjny (FID),
- gaz nośny – azot,
- kolumna stalowa o średnicy 4mm i długości 1m z wypełnieniem typu CARBOWAX 20M,
- temperatura kolumny – 393 K,
- temperatura dozowania – 453 K,
- temperatura detektora – 473 K.

Chromatograf współpracował z komputerem zaopatrzonym w program do przetwarzania sygnałów detektora na wielkość pola lub wysokość piku.

Próby do analiz pobierano metodą izolacyjną z króćców (8a, 8b, 8c i 8d) zaznaczonych na rysunku 7.1, przy użyciu strzykawki. Zmierzone stężenia oznaczono odpowiednio na wlocie c1 i kolejno c2, c3 i c4 na wylocie z kolumny.

7.1.2. INTERPRETACJA WYNIKÓW BADAŃ

W celu interpretacji wyników pomiarów wprowadzimy nowe wielkości fizyczne. Pierwszą będzie obciążenie złoża O , które zgodnie z wzorem (7.1) należy rozumieć jako strumień zanieczyszczenia, będący iloczynem stężenia wlotowego i natężenia przepływu gazu podzielony przez skończoną i założoną objętość złoża.

$$O = \frac{c_{sr} \cdot \dot{V}}{V} \quad (7.1)$$

gdzie:

O – obciążenie złoża [$\text{g}/\text{m}^3 \text{ s}$]

c_{sr} – średnie stężenie w założonej objętości złoża [g/m^3]

$\dot{V}$ – objętościowe natężenie przepływu [m^3/s]

V – założona objętość złoża [m^3]

W_r (7.2) jest wielkością określającą prędkość z jaką obciążone złożo o zadanej objętości degraduje zanieczyszczenie, opisuje zatem efektywność złoża. Należy ją rozumieć jako różnicę stężeń pomiędzy wlotem i wylotem ze złoża odniesioną do strumienia gazów i jego objętością:

$$W_r = \frac{\Delta c \cdot \dot{V}}{V} \quad (7.2)$$

gdzie:

W_r – prędkość biodegradacji [$\text{g}/\text{m}^3 \text{ s}$]

Δc – różnica stężeń przed i za złożem [g/m^3]

Zatem we wzorach (7.1) i (7.2) poszczególne wartości oznaczają:

$$\dot{V} = u_g \cdot A \quad (7.3)$$

$$V = A \cdot h \quad (7.4)$$

$$\Delta c = c_2 - c_1 \quad (7.5)$$

gdzie:

u_g – prędkość gazu [m^3/s]

h – wysokość złoża [m]

Po podstawieniu do wzorów (7.1) i (7.2) otrzymamy formy łatwiejsze do interpretacji:

$$O = \frac{c_{sr} \cdot u_g \cdot A}{A \cdot h} \quad (7.6)$$

$$O = \frac{c_{sr} \cdot u_g}{h} \quad (7.7)$$

$$W_r = \frac{\Delta c \cdot u_g \cdot A}{A \cdot h} \quad (7.8)$$

$$W_r = \frac{\Delta c \cdot u_g}{h} \quad (7.9)$$

7.1.3 PREZENTACJA WYNIKÓW

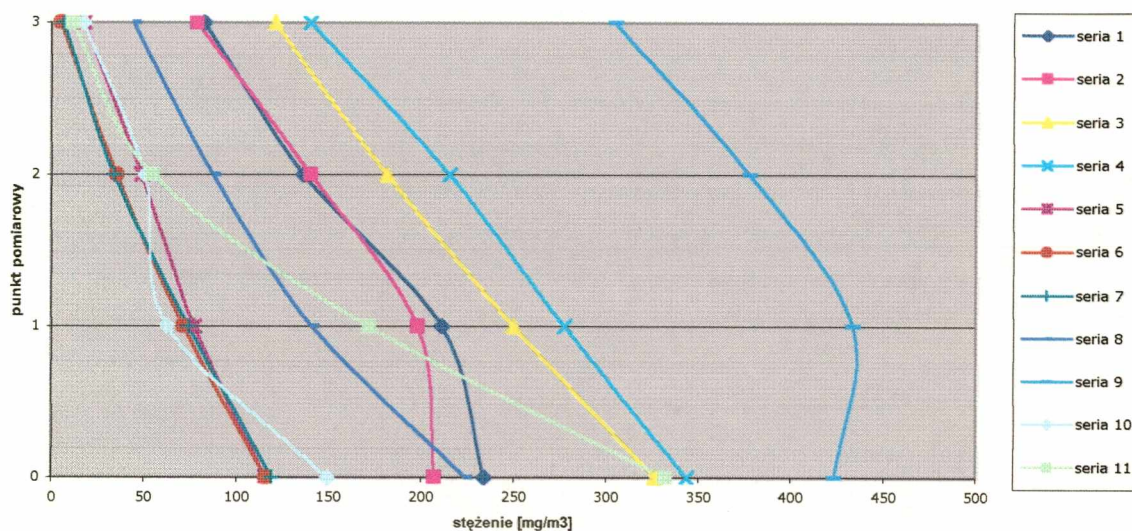
Badania biofiltracji ksylenu wykonano na dwóch złożach: torfowym i kompostowym. Dla octanu etylu na złożu kompostowym. W badaniach stosowano ustabilizowane prędkości gazu. Zmianę obciążenia uzyskiwano przez zmianę stężeń par rozpuszczalników w powietrzu. Doświadczenia wykonywano w temperaturze pokojowej.

Wyniki badań zaprezentowano w kolejnych tabelach. Przebieg procesu biofiltracji zobrazowano również graficznie na wykresach. Wykresy przedstawiające zmianę stężenia zanieczyszczenia podczas przepływu gazu przez złożę pozwalają ocenić czy linie obrazujące tę zależność mają typowy charakter (monotoniczny spadek stężenia na kierunku przepływu gazu). Odstępstwa od takiego charakteru zmian informują o tym, że proces biofiltracji został zakłócony w pewnym obszarze (np. wskutek przesychnienia złoża). Pozwala to wskazać te wyniki, które nie są reprezentatywne dla badanego procesu. Drugi rodzaj wykresów ilustruje charakter zmian szybkości biofiltracji w funkcji obciążenia złoża.

Tabela 7.1. Wyniki badań laboratoryjnych biofiltracji ksyleny na złożu kompostowym.

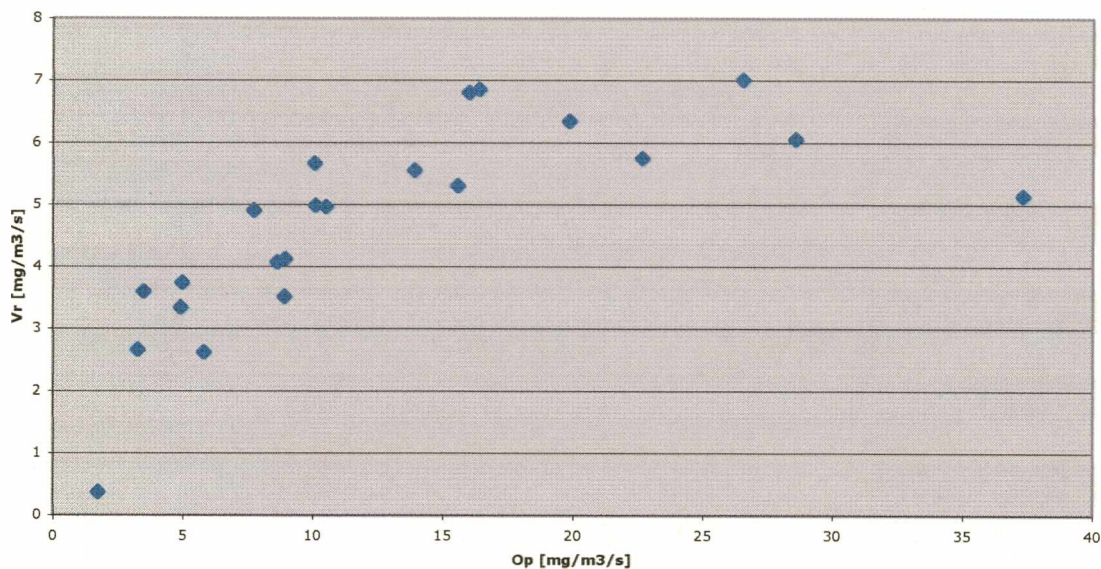
Dzień	C1	C2	C3	C4	Warstwa złoża	delta C	Op	Vr	Ug
1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.
	[mg/m³]					[mg/m³]	[mg/m³ s]		[m/s]
1	113,62			111,08	Adaptacja złoża				0,0276
2	256,48	259,4	233,88	230,07					
3	198,45	183,1		136,84					
6	234,1	210,93	136,9	82,69	7a	23,17	21,54	2,13	0,0276
					7b	74,03	19,41	6,81	
					7c	54,21	12,59	4,99	
7	207,1	198,14	140,44	78,8	7a	8,96	19,05	0,82	
					7b	57,7	18,23	5,31	
					7c	61,64	12,92	5,67	
15	326,51	250,29	181,38	121,05	7a	76,22	30,04	7,01	0,0276
					7b	68,91	23,03	6,34	
					7c	60,33	16,69	5,55	
16	343,56	277,78	215,28	140,77	7a	65,78	31,61	6,05	0,0276
					7b	62,5	25,56	5,75	
					7c	74,51	19,81	6,85	
19	115,75	77,53	49,02	17,82	7a	38,22	10,65	3,51	0,0276
					7b	28,51	7,15	2,62	
					7c	31,2	4,51	2,87	
21	115,92	71,63	34,08	5,1	7a	44,29	10,66	4,07	0,0276
					7b	37,55	6,59	3,45	
					7c	28,98	3,14	2,67	
22	119,17	74,38	33,75	6,49	7a	44,79	10,96	4,12	0,0276
					7b	40,63	6,84	3,74	
					7c	27,26	3,11	2,51	
23	223,96	141,4	87,47	44,41	7a	82,56	20,6	7,59	0,0276
					7b	53,93	13,01	4,96	
					7c	43,06	8,05	3,96	
27	423,48	433,6	377,73	304,83	7a		38,96		
					7b	55,87	39,89	5,14	
					7c	72,9	34,75	6,71	
28	149,86	62,87	50,67	17,51	7a	86,99	4,6	2,67	0,0092
					7b	12,2	1,93	0,37	
					7c	33,16	1,56	1,02	
29	332,12	172,1	54,89	11,45	7a	160,02	10,2	4,91	0,0092

stężenia ksylenu na złożu kompostowym w kolejnych punktach pomiarowych



Rysunek 7.3. Przebieg zmian stężenia ksylenu na złożu kompostowym.

ksylen na złożu kompostowym



Rysunek 7.4. Zależność szybkości biofiltracji ksylenu od obciążenia złoża kompostowego.

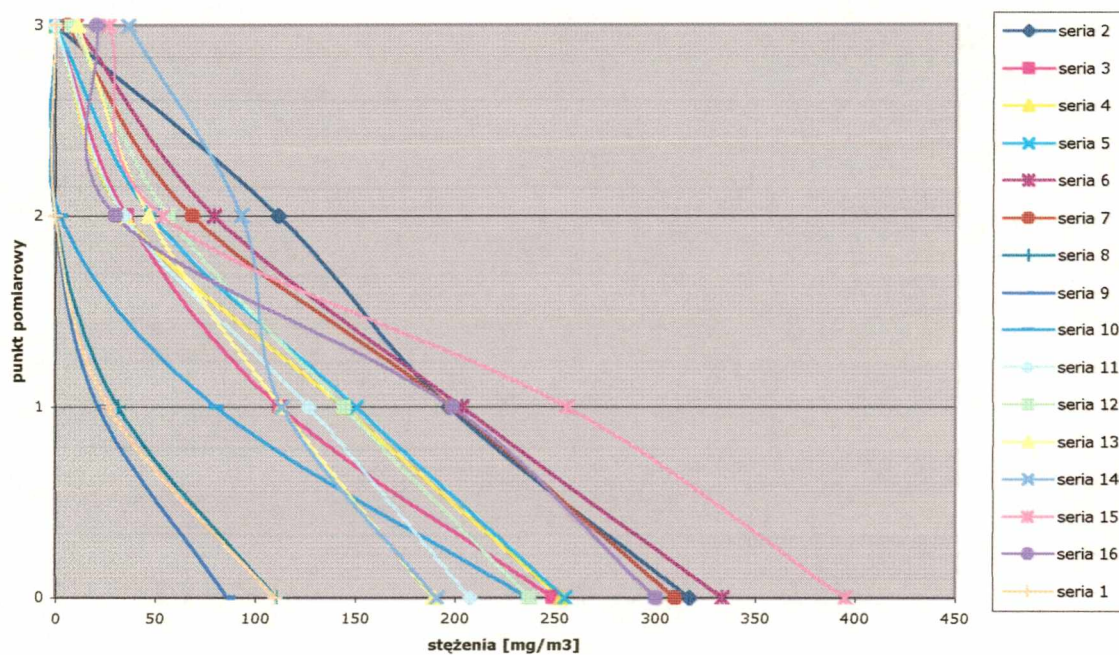
Tabela 7.2. Wyniki badań biofiltracji ksylenu na złożu torfowym

dzień	C1	C2	C3	C4	Warstwa złoża	delta C	Op	Vr	Ug
1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.
	[mg/m³]					[mg/m³]	[mg/m³ s]		[m/s]
1	62,23			51,67	Adaptacja złoża				0,0187
2	66,4			57,17					0,0187
3	56,07			50,27					0,0187
6	92,3			61,05					0,0187
7	70,78			0,01					0,0187
8	110,00	26,90	nw	nw	7a 7b	83,10 26,90	4,27 0,84	5,18 1,68	0,0187
10	317,00	197,00	111,67	nw	7a 7b 7c	120,00 85,33 111,67	16,02 9,62 3,48	7,48 5,32 6,96	0,0187
13	249,50	112,67	35,77	nw	7a 7b 7c	136,83 76,90 35,77	11,29 4,63 1,11	8,53 4,79 2,23	0,0187
14	253,33	144,33	35,27	nw	7a 7b 7c	109,00 109,06 35,27	12,39 5,60 1,10	6,79 6,80 2,20	0,0187
15	255,00	150,67	48,35	nw	7a 7b 7c	104,33 102,32 48,35	12,64 6,20 1,51	6,50 6,38 3,01	0,0187
16	333,67	203,67	79,77	10,17	7a 7b 7c	130,00 123,90 69,60	16,75 8,83 2,80	8,10 7,72 4,34	0,0187
17	310,00	198,25	68,80	6,23	7a 7b 7c	111,75 129,45 62,57	15,84 8,32 2,34	6,97 8,07 3,90	0,0187
20	110,67	31,73	nw	nw	7a 7b	78,94 31,73	4,44 0,99	4,92 1,98	0,0187
21	86,33	21,68	nw	nw	7a 7b	64,65 21,68	3,37 0,68	4,03 1,35	0,0187
22	236,67	80,53	2,61	nw	7a 7b 7c	156,14 77,92 2,61	9,89 2,59 0,08	9,73 4,86 0,16	0,0187
23	207,67	126,67	34,97	nw	7a 7b 7c	81,00 91,70 34,97	10,42 5,04 1,09	5,05 5,72 2,18	0,0187
26	237,50	144,50	56,90	7,94	7a 7b 7c	93,00 87,60 48,96	11,91 6,28 2,02	5,80 5,46 3,05	0,0187
27	189,33	113,00	46,90	11,27	7a 7b 7c	76,33 66,10 35,63	9,42 4,99 1,81	4,76 4,12 2,22	0,0187
28	191,00	113,67	93,17	36,53	7a 7b 7c	77,33 20,50 56,64	9,50 6,45 4,04	4,82 1,28 3,53	0,0187

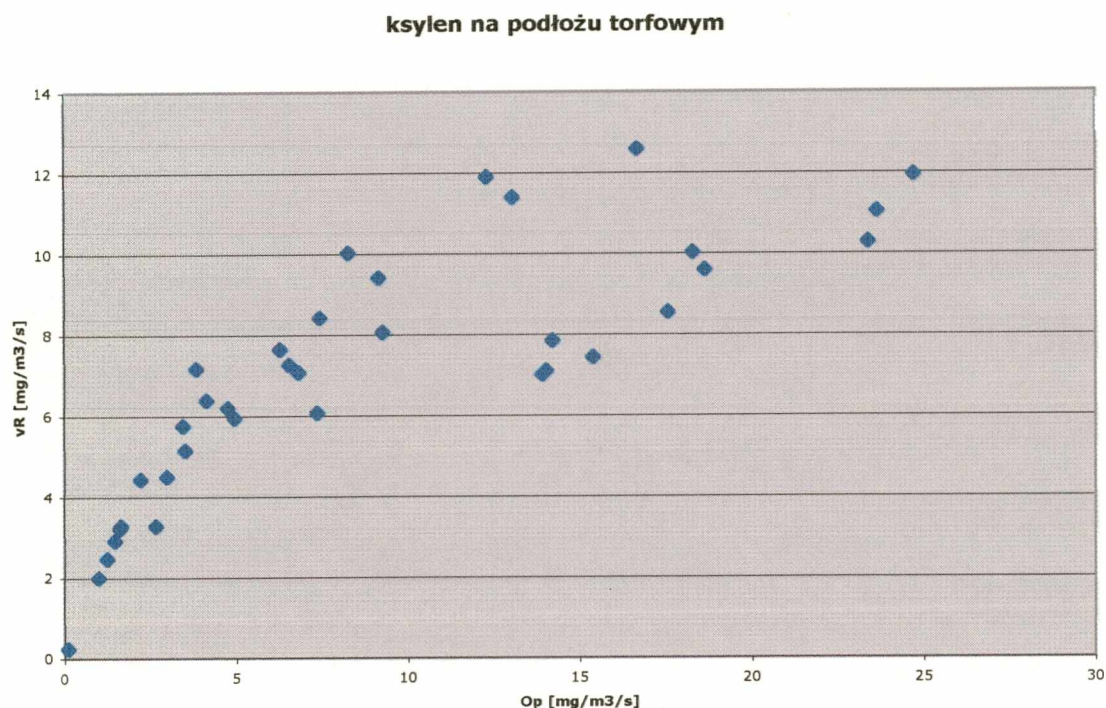
ciąg dalszy tabeli 7.2.

1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.
34	395,34	256,00	53,50	27,03	7a 7b 7c	139,34 202,50 26,47	20,30 9,65 2,51	8,69 12,62 1,65	0,0187
35	300,34	198,67	30,40	20,53	7a 7b 7c	101,67 168,27 9,87	15,55 7,14 1,59	6,34 10,49 0,62	0,0187

stężenia ksylenu na złożu torfowym w kolejnych punktach pomiarowych



Rysunek 7.5. Przebieg zmian stężenia na złożu torfowym.



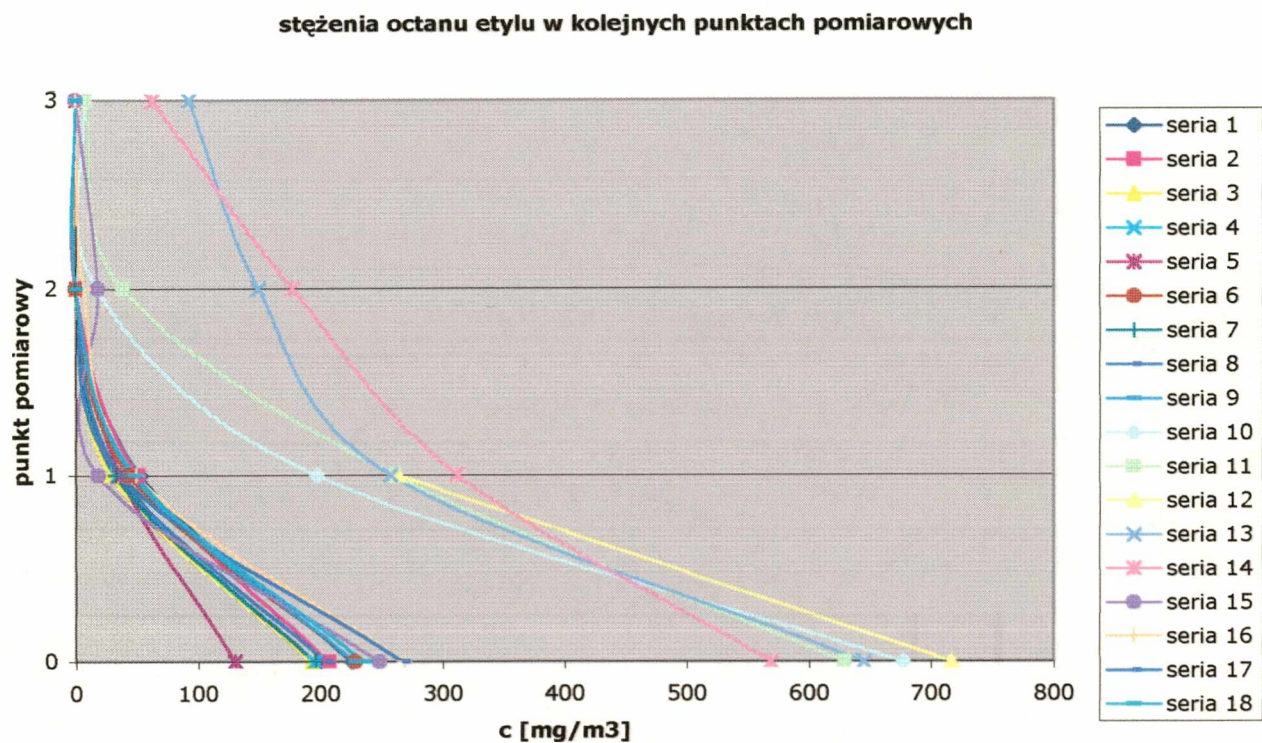
Rysunek 7.6. Zależność szybkości biofiltracji ksyleny od obciążenia złoża torfowego.

Tabela 7.3. Wyniki badań laboratoryjnych biofiltracji octanu etylu na złożu kompostowym.

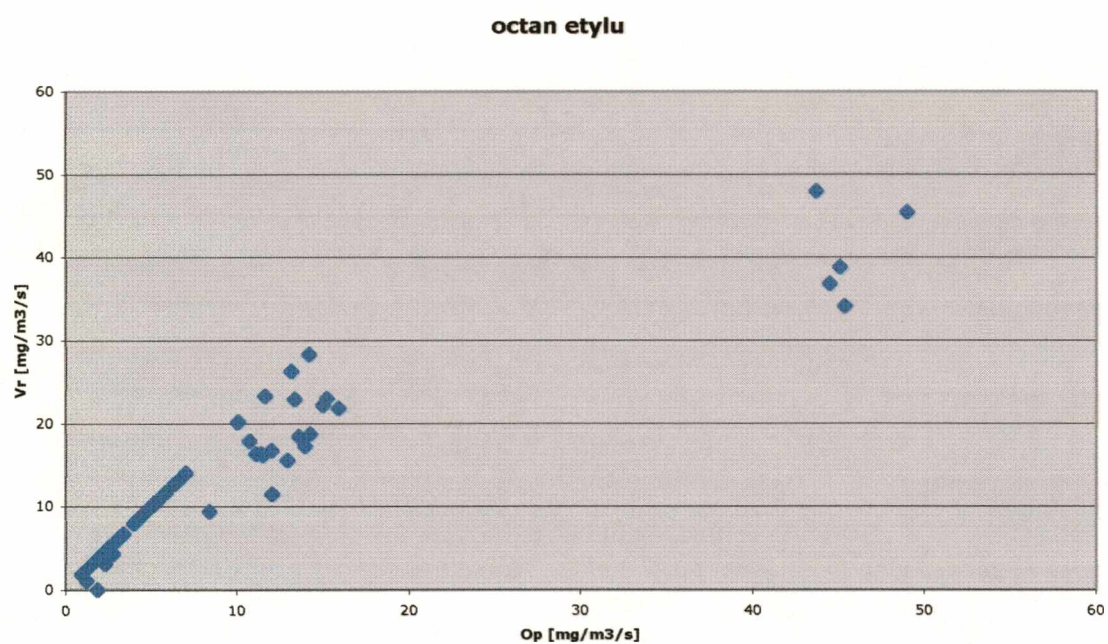
dzień	C1	C2	C3	C4	Warstwa złoża	delta C	Op	Vr	Ug				
1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.				
	[mg/m ³]					[mg/m ³]	[mg/m ³ s]		[m/s]				
1	156 166 174 143	nb nb nb nb	nb nb nb nb	16 15 16 nb	Adaptacja złoża				0,0071				
2	204 194 233 205	nb nb nb nb	nb nb nb nb	12,9 13,1 9,5 nb					0,053				
3	129 128 128 128	nw nw nw nw	nw nw nw nw	nw nw nw nw					7a 7a 7a 7a	129 128 128 128	1,53 1,51 1,51 1,51	3,05 3,03 3,03 3,03	0,0071
4	146 147 152 150 156 155	nw nw nw nw nw nw	nw nw nw nw nw nw	nw nw nw nw nw nw					7a 7a 7a 7a 7a 7a	146 147 152 150 156 155	1,73 1,74 1,80 1,78 1,85 1,83	3,46 3,48 3,60 3,55 3,69 3,67	0,0071
5	179 172 180 171	nw nw nw nw	nw nw nw nw	nw nw nw nw	7a 7a 7a 7a	179 172 180 171	2,98 2,87 3,00 2,85	5,97 5,73 6,00 5,70	0,01				

1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.
6	165	nw	nw	nw	7a	165	3,03	6,05	0,011
	175	nw	nw	nw	7a	175	3,21	6,42	
	156	nw	nw	nw	7a	156	2,86	5,72	
	184	nw	nw	nw	7a	184	3,38	6,75	
	155	nw	nw	nw	7a	155	2,84	5,68	
	154	nw	nw	nw	7a	154	2,82	5,65	
7	226	53,1	nw	nw	7a	172,9	13,96	17,29	0,03
					7b	53,1	2,66	5,31	
	207	51,3	nw	nw	7a	155,7	12,92	15,57	
					7b	51,3	2,57	5,13	
	233	nb	nb	nb	7a	233	11,65	23,3	
8	193	29,3	nw	nw	7a	163,7	11,12	16,37	0,03
					7b	29,3	1,47	2,93	
	196	34,4	nw	nw	7a	161,6	11,52	16,16	
					7b	34,4	1,72	3,44	
	131	36,7	nw	nw	7a	94,3	8,39	9,43	
					7b	36,7	1,84	3,67	
	201	nw	nw	nw	7a	201	10,05	20,1	
	202	nw	nw	nw	7a	202	10,1	20,2	
9	228	43,7	nw	nw	7a	184,3	13,59	18,43	0,03
					7a	43,7	2,19	4,37	
	196	32,8	nw	nw	7a	163,2	11,44	16,32	
					7b	32,8	1,64	3,28	
	204	36,7	nw	nw	7a	167,3	12,04	16,73	
					7b	36,7	1,84	3,67	
	228	47,3	nw	nw	7a	180,7	13,77	18,07	
					7b	47,3	2,37	4,73	
12	20	nw	nw	nw	7a	20	1	2	0,03
	34,7	nw	nw	nw	7a	34,7	1,74	3,47	
	34,4	nw	nw	nw	7a	34,4	1,72	3,44	
	32,3	nw	nw	nw	7a	32,3	1,62	3,23	
12a	33,7	nw	nw	nw	7a	33,7	1,69	3,37	0,03
	31,5	nw	nw	nw	7a	31,5	1,58	3,15	
	40,5	nw	nw	nw	7a	40,5	2,03	4,05	
	43,7	nw	nw	nw	7a	43,7	2,19	4,37	
	37,7	nw	nw	nw	7a	37,7	1,89	3,77	
13	79,3	nw	nw	nw	7a	79,3	3,97	7,93	0,03
	104	nw	nw	nw	7a	104	5,2	10,4	
	88,6	nw	nw	nw	7a	88,6	4,43	8,86	
	92,4	nw	nw	nw	7a	92,4	4,62	9,24	
13a	102	nw	nw	nw	7a	102	5,1	10,2	0,03
	98,5	nw	nw	nw	7a	98,5	4,93	9,85	
	96,2	nw	nw	nw	7a	96,2	4,81	9,62	
	108	nw	nw	nw	7a	108	5,4	10,8	
14	81,8	nw	nw	nw	7a	81,8	4,09	8,18	0,03
	83,1	nw	nw	nw	7b	83,1	4,16	8,31	
	82,2	nw	nw	nw	7c	82,2	4,11	8,22	
14a	117	nw	nw	nw	7a	117	5,85	11,7	0,03
	127	nw	nw	nw	7a	127	6,35	12,7	
	140	nw	nw	nw	7a	140	7	14	
	132	nw	nw	nw	7a	132	6,6	13,2	
15	nb	nb	1450	1330	awaria zasilania – przeciążenie złoza i jego zatrucie				0,03
	1740	1670	1490	1210					
	1750	1700	1520	1330					
15a	1510	1670	1590	1480					0,03
	1530	1700	1560	1490					
	1860	nb	nb	nb					

1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.
16	6,7 5,3 7,5	6,8 5,5 5,9	696 nb nb	725 nb nb	złoże przedmuchiwane bez octanu etylu				0,03
19	nb	nb	nb	nb	włączono octan etylu – duże obciążenie				0,03
19a	677 629 717	197 261 263	17,8 39 nb	6,82 7,94 nb	7a 7b 7c 7a 7b 7c 7a 7b	480 179,2 10,98 368 222 31,06 454 263	43,7 10,74 1,231 44,5 15 2,347 49 13,15	48 17,92 1,10 36,8 22,2 3,11 45,4 26,3	0,03
19b	645 585 569	257 nb 312	150 nb 178	93 nb 63	7a 7b 7c 7a	388 107 57 585	45,1 20,35 12,15 29,25	38,8 10,7 5,7 58,5	0,03
20	624	283	nb	nb	7a 7b 7c 7a 7b	257 134 115 341 283	44,05 24,5 12,05 45,35 14,15	25,7 13,4 11,5 34,1 28,3	0,03
21	248	18,6	18,6	nw	7a 7b 7c	229,4 0 18,6	13,33 1,86 0,93	22,94 0 1,86	0,03
21a	140	nw	nw	nw	7a	140	7	14	0,03
21b	268 267	49,7 37,2	6,16 nb	nw nw	7a 7b 7a 7b	218,3 43,54 229,8 37,2	15,89 2,79 15,21 1,86	21,83 4,35 22,98 3,72	0,03
22	236	48,6	nw	nw	7a 7b	187,4 48,6	14,23 2,43	18,74 4,86	0,03



Rysunek 7.7. Przebieg zmian stężenia octanu etylu na złożu kompostowym.



Rysunek 7.8. Zależność szybkości biofiltracji octanu etylu ksylenu od obciążenia złoża torfowego.

7.1.4. OMÓWIENIE WYNIKÓW

Na wykresie 7.5 przedstawiono w klasyczny sposób przebieg zmian stężenia ksylenu na złożu kompostowym w punktach na różnych wysokościach biofiltra. Poszczególne serie pomiarowe były wykonywane w kolejnych dniach eksperymentu. Dwie pierwsze serie nie pozwalają na optymizm, szczególnie pierwsze złożo nie wykazuje cech degradacyjnych. Dopiero przy trzeciej serii zauważono, że proces adaptacji złoża się rozpoczął, co potwierdziły wyniki pomiarów wykonanych w następnych dniach. Pogłębiające się pochylenie kolejnych krzywych oznacza, że biofiltr z upływem czasu poprawia swoją skuteczność. Taka interpretacja wyników pozwala dobrze diagnozować złożo. Widoczne są incydenty złej pracy złoża spowodowane na przykład przesuszeniem. Uzyskane wyniki posłużyły do przedstawienia na wykresie (7.6) zależności szybkości degradacji od obciążenia złoża.

W analogiczny sposób przedstawiono wyniki badań biofiltracji ksylenu na złożu torfowym. Porównanie efektywności biofiltracji ksylenu na dwóch różnych złożach prowadzi do wniosku, że są one do siebie bardzo zbliżone.

Z przedstawionych wyników widać, że octan etylu rozkładał się lepiej i znacznie szybciej. Efektywność złoża była również zdecydowanie lepsza. Z wykresu 7.7 wynika, że octan etylu był usuwany w całości już na drugim złożu, przy czym nie zauważono objawów przeciążenia złoża.

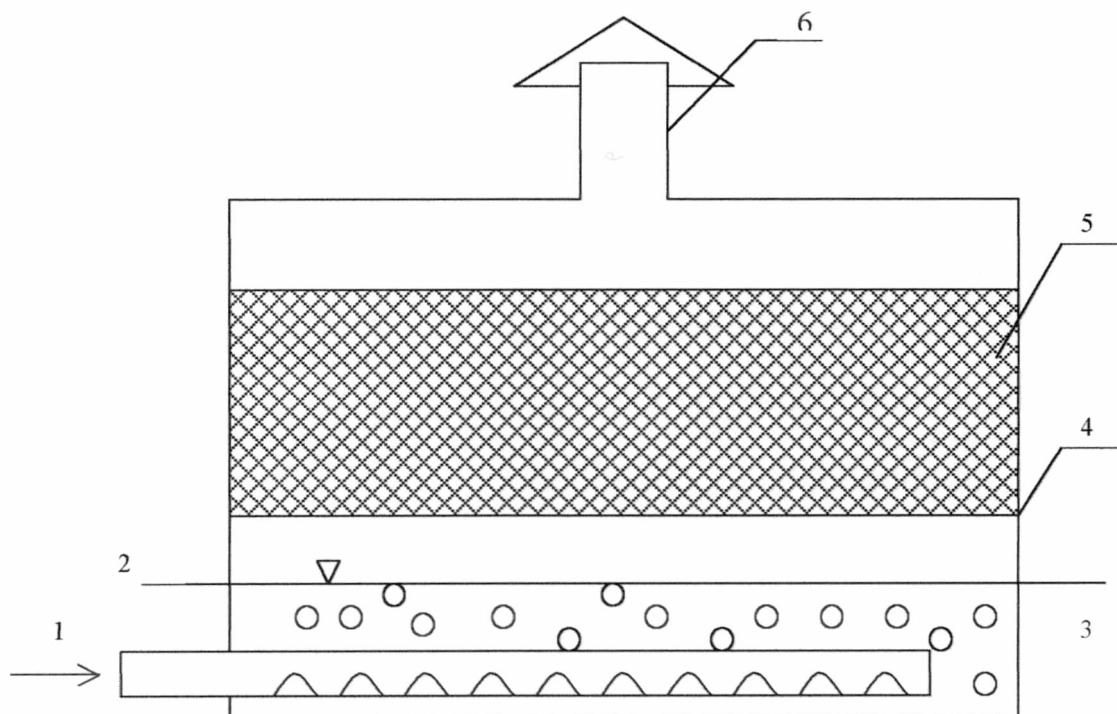
Zauważono, że na wykresach obrazujących zależność obciążenia od efektywności biofiltracji punkty układają się w jednakowy charakterystyczny sposób. Podobne wyniki otrzymano badając biofiltrację metyloetyloketonu (MEK), metyloizobutyloketonu (MIBK) [7,] oraz etylobenzenu [14].

Przedstawione na wykresach punkty dają się aproksymować krzywą o charakterze zbliżonym do krzywej Michaelisa – Menten. Znalezienie funkcji opisującej przebieg tego typu krzywej pozwoli modelować proces biologicznej degradacji dla poszczególnych zanieczyszczeń.

7.2. BADANIA PILOTOWE

Badania w skali pilotowej zostały wykonane na gazach rzeczywistych emitowanych z lakierni elementów armatury przemysłowej. Używany tam lakier zawierał ksylen jako podstawowy rozpuszczalnik. Temperatura gazów była nieznacznie wyższa od temperatury otoczenia.

Schemat ideowy użytego do badań biofiltra pilotowego przedstawiono na rysunku 7.9.



Rysunek 7.9. Schemat ideowy biofiltra w skali pilotowej.

1 – wlot gazów zanieczyszczonych, 2 – odprowadzenie wody, 3 – przelew, 4 – ruszt, 5 – złożo filtracyjne, 6 – wylot gazów oczyszczonych.

Gazy odlotowe poddawane oczyszczaniu barbotowały wpierw przez warstwę wody gdzie ulegały oczyszczeniu a cząstek zawieszonych oraz nawilżeniu do wilgotności bliskiej 100%. Woda dopływała samoczynnie. Dopływ był regulowany zaworem automatycznym. Przelew (3) służył jedynie do usunięcia ewentualnego jej nadmiaru. Nawilżone gazy przepływały przez złożo filtracyjne (5) gdzie ulegały oczyszczaniu.

Warunki pracy instalacji pilotowej:

- Pole przekroju złoża filtracyjnego - 0.5 m^2 ,
- Ilość materiału filtracyjnego - 0.3 m^3 ,
- Prędkość gazów w złożu - ok. 0.02 m/s ,
- Strumień oczyszczanych gazów - ok. $40 \text{ m}^3/\text{h}$,
- Temperatura - $17 - 23^\circ\text{C}$.

Widok biofiltra na stanowisku pomiarowym przedstawiono na fotografii, rysunek 7.10.



Rysunek 7.10. Biofiltr pilotowy na stanowisku pomiarowym.

Głównymi zanieczyszczeniami gazów były ksylen (w zdecydowanej przewadze) i etylobenzen (jako domieszka). Stężenia zanieczyszczeń mierzono przy użyciu chromatografu gazowego typu GCHF 18.3 z detektorem FID. Czasy retencji obu zanieczyszczeń były na tyle zbliżone, że praktycznie nie ulegały rozdziałowi i były wykazywana na chromatogramie jako jeden pik. Podane dalej wyniki dotyczące w rzeczywistości stężeniu ksylenu oraz etylobenzenu (stanowiącego domieszkę) interpretowano jako stężenie ksylenu.

Prace na stanowisku malarskim, z którego były odciągane przedmiotowe gazy odlotowe, była nierównomierna. Okresy malowania były podzielone nieregularnie występującymi przerwami. Ponadto w zależności od wielkości malowanych elementów miało miejsce zróżnicowanie farby. Obydwa czynniki przekładały się na zmiany stężenia zanieczyszczeń w gazach odlotowych, od bliskich zera do ponad 200 mg/m^3 .

Czas pracy instalacji pilotowej był powiązany z czasem pracy malarni. Podczas przerw nocnych oraz na koniec tygodnia praca biofiltra była przerywana. Efekty oczyszczania gazów odlotowych oceniano poprzez porównywanie stężenia zanieczyszczeń na wlocie oraz na wylocie z biofiltra.

Wykonano kilka sesji pomiarowych. W każdej pobierano 5 par próbek. Każdą parę próbek (na wlocie i na wylocie) pobierano jednocześnie. Poszczególne pary prób pobierano w

odstępach czasu około kilkudziesięciu minut. Wyniki analiz próbek pierwszej serii pomiarów zestawiono w tabeli 7.4.

Tabela 7.4. Wyniki biofiltracji uzyskane w I-szej serii badań pilotowych oczyszczania gazów z lakierni elementów armatury przemysłowej.

Data	Stężenie ksylenu			Prędkość przepływu gazu przez złożę	Opory przepływu	Skuteczność oczyszczania
	mg/m ³					
	wlot	wylot	różnica			
18.06	173.2	20.8	152.4	0.0195	no	88
	197.3	1.4	195.9			99
	169.6	0	169.6			100
	89.1	34.5	54.6			61
	174.5	23.8	150.7			80
20.06	258.7	65.0	193.7	0.0022	610	75
	65.0	79.2	- 14.2			- 22
	241.7	57.7	184.0			76
	212.5	52.1	160.4			75
	173.7	42.5	131.2			76
26.06	296.0	72.0	224.0	0.023	600	76
	220.0	107.0	113.0			51
	180.0	117.0	63.0			35
	112.0	108.0	4.0			3
	44.0	103.0	-59.0			- 134
02.07	84.6	0.0	84.6	0.021	790	100
	113.0	25.9	87.1			77
	0.0	00.0	-			-
	116.7	0.0	116.7			100
	57.5	20.3	37.2			65
09.07	21.5	0.0	21.5	0.023	700	100
	3.8	0.0	3.8			100
	60.7	0.0	60.7			100
	55.8	0.0	55.8			100
	59.5	0.0	59.5			100
12.07	106.5	19.8	86.7	0.022	610	81.4
	52.1	0.0	52.1			100
	66.0	17.3	48.7			73.8
	0.0	0.0	-			-
	0.0	0.0	-			-

Oceniając wyniki uzyskane w pierwszej serii badań pilotowych należy stwierdzić, że uzyskano potwierdzenie efektywności biofiltracji lakierniczych gazów odlotowych zawierających jako zanieczyszczenie ksylen (z domieszką etylobenzenu). Zauważono jednocześnie, że zmiany wartości stężenia zanieczyszczeń w gazach odlotowych mają nieco niekorzystny wpływ na efekty oczyszczania. Niekorzystne efekty zaobserwowano wyraźnie w trzeciej serii pomiarowej (26.06.2001), kiedy dodatkowo wystąpił efekt przesuszenia złoża filtracyjnego. Uzyskane wyniki wskazują na potrzebę szczególnej dbałości o zapewnienie

Tabela 7.5. Wyniki biofiltracji uzyskane w II-giej serii badań pilotowych oczyszczania gazów z lakierni elementów armatury przemysłowej.

Data	Stężenie ksylenu			Prędkość przepływu gazu przez złożę	Opory przepływu	Skuteczność oczyszczania
	mg/m ³					
	włot	wylot	różnica			
21.08	71.5	0.0	71.5	0.021	1040	100
	64.0	0.0	64.0			100
	70.0	0.0	70.0			100
	80.0	13.4	61.3			82
	75.3	0.0	75.3			100
04.09	52.3	0.0	52.3	0.023	540	100
	55.1	0.0	55.1			100
	54.1	0.0	54.1			100
	52.4	0.0	52.4			100
	55.0	0.0	55.0			100
10.09	47.9	8.6	39.3	0.022	600	82
	55.1	0.0	44.1			100
	50.8	0.1	50.7			99
	49.5	0.2	49.3			99
	55.6	14.6	41.0			74

Oceniając wyniki uzyskane w drugiej serii badań pilotowych należy stwierdzić, że ponownie uzyskano potwierdzenie efektywności biofiltracji lakierniczych gazów odlotowych zawierających jako główne zanieczyszczenie ksylen. Zauważono jednocześnie, że zmiany wartości stężenia zanieczyszczeń w gazach odlotowych zostały wyeliminowane dzięki zastosowaniu złoża buforującego z węgla aktywnego. Uzyskane wyniki potwierdzają potrzebę szczególnej dbałości o zapewnienie odpowiedniej wilgotności gazów, zapobiegającej wysychaniu złoża, oraz że stabilizacja stężenia zanieczyszczeń w gazach wpływa na poprawę efektów oczyszczania.

7.3. PODSUMOWANIE BADAŃ

Analiza wyników badań laboratoryjnych prowadzi do następujących wniosków:

1. Charakter przebiegów zależności efektywności biodegradacji W_r od obciążenia złoża O_p są do siebie podobne i przypominają krzywą Michaelisa – Menten (rys. 7.15)
2. Tangensy kąta pochylenia krzywych dla różnych zanieczyszczeń różnią się pomiędzy sobą i są mniejsze od 1.
3. Dla zanieczyszczenia trudniej rozpuszczalnego w wodzie pochylenie jest większe. Może to oznaczać, że dla tych zanieczyszczeń biodegradację hamują opory wnikania masy po stronie fazy gazowej.

4. To zjawisko dowodzi, że dotychczas znane modele nie mogą znaleźć zastosowania dla zanieczyszczeń trudno rozpuszczalnych w wodzie ponieważ jednym z założeń do nich przyjmowanych jest brak oporów po stronie fazy gazowej.
5. Porównanie biodegradacji ksyleny dla dwóch różnych złoż przyniosło wyniki o podobnym charakterze

Badania pilotowe pozwoliły wnieść istotne uwagi do dalszej pracy i miały wpływ na ostateczny kształt instalacji przemysłowej. Do najważniejszych z nich należą:

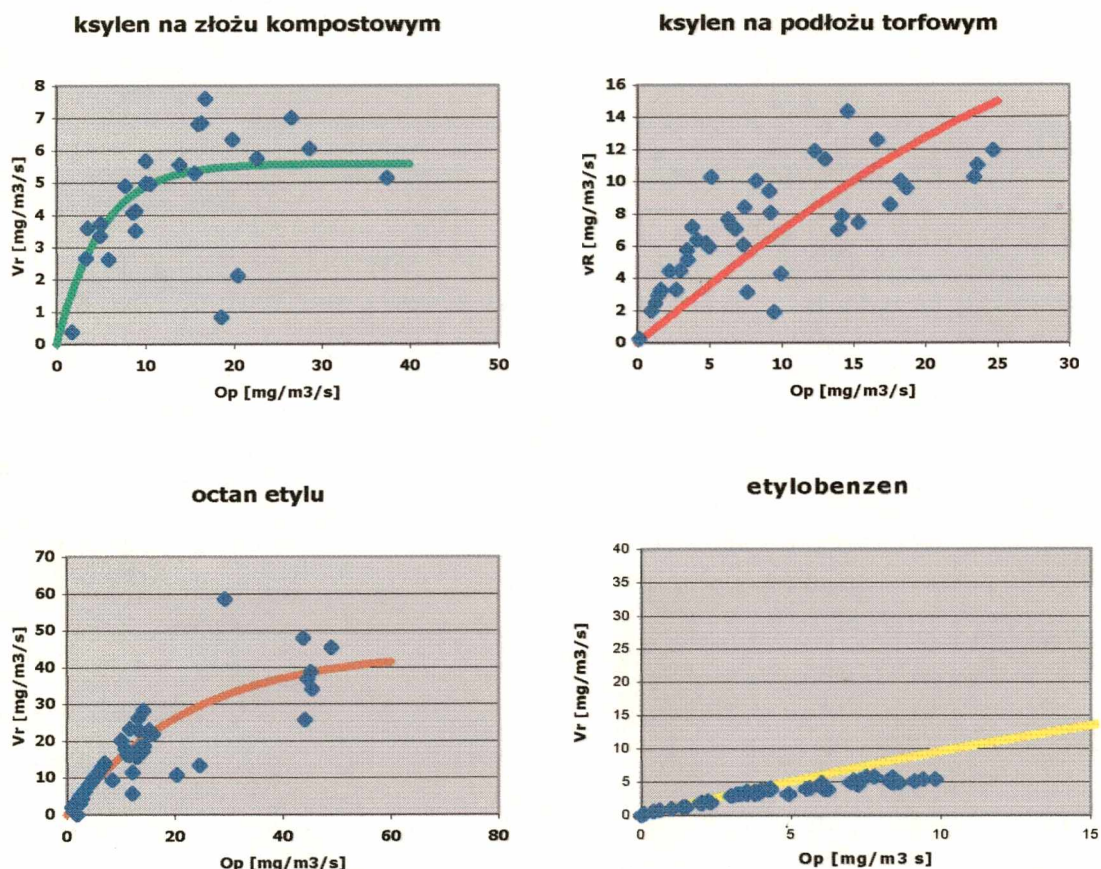
1. Wahania stężenia na wlocie mają znaczący wpływ na sprawność procesu, należy zatem wprowadzić moduł buforujący
2. Złoże jest stosunkowo mało odporne na przesuszenie, co w świetle znanych z literatury faktów nie było zaskakujące
3. Badania pilotowe potwierdziły możliwość uzyskania wysokich sprawności biofiltra w zastosowaniu go do usuwania zanieczyszczeń trudno rozpuszczalnych w wodzie.

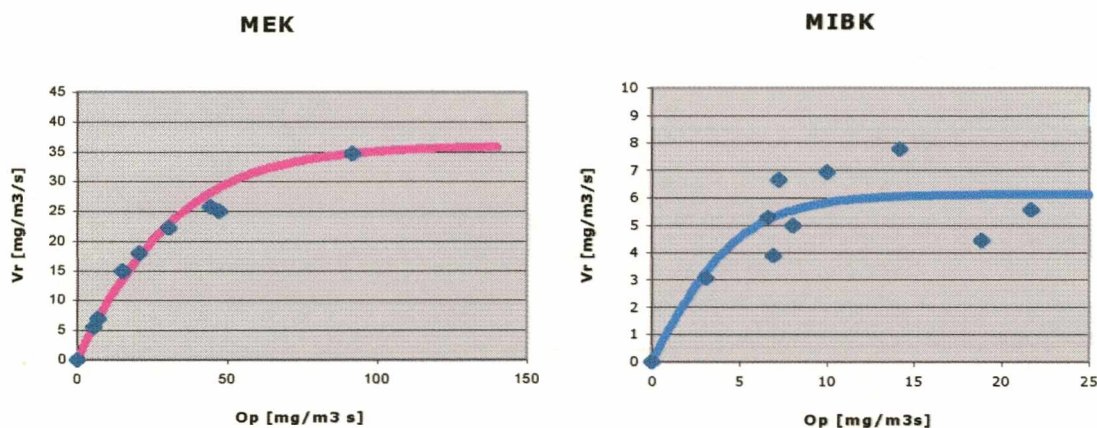
8. MODELOWANIE PROCESU BIODEGRADACJI NA ZŁOŻU BIOFILTRACYJNYM

Punktem wyjścia dla podejmowanych rozważań były zbiory danych doświadczalnych uzyskanych podczas badań biofiltracji dla pięciu różnych zanieczyszczeń:

- Ksylen,
- Octan etylu,
- Etylobenzen,
- Metyloetyloketon,
- Metyloizobutyloketon.

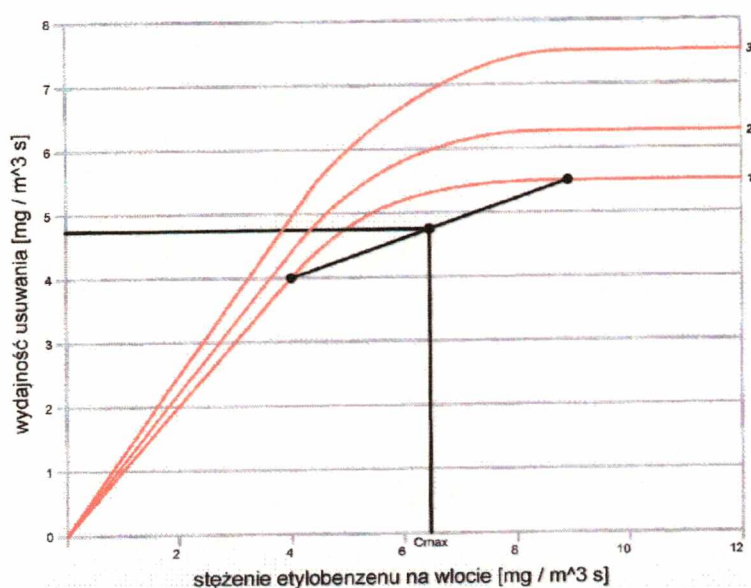
Problemem, który próbowano rozwiązać było opracowanie matematycznego modelu opisującego zależność wydajności oczyszczania – V_r [$\text{mg}/\text{m}^3 \text{ s}$] od stopnia obciążenia biofiltra – O_p [$\text{mg}/\text{m}^3 \text{ s}$]. Dla badanych związków punkty rozkładają się następująco:





Rysunek 8.1. Podobieństwa przebiegu szybkości biodegradacji dla różnych zanieczyszczeń.

Zauważono, że dla różnych zanieczyszczeń pochylenie funkcji i asymptota pozioma mają różne wartości. Parametry te charakteryzują reakcje złoża na oddziaływanie danego zanieczyszczenia. Można jednak spodziewać się, że dla ustalonego zanieczyszczenia złoża o różnych własnościach będą tworzyły krzywe o zróżnicowanych parametrach. Widać, że zdolność biodegradacyjna jest ograniczona. Dla użytkownika cenne jest znalezienie obszaru, w którym kończy się liniowy charakter funkcji wzrostu obciążenia od stężenia zanieczyszczeń na wlocie do biofiltra. Wiedza ta pozwoli na optymalne dobranie wielkości złoża. Wyznaczona modelowo lub doświadczalnie krzywa pozwala na łatwe ustalanie optimum parametrów pracy złoża. Graficzną interpretację przedstawiono na rysunku 8.2.



Rysunek 8.2. Teoretyczne charakterystyki biodegradacyjne różnych złóż dla różnych zanieczyszczeń.

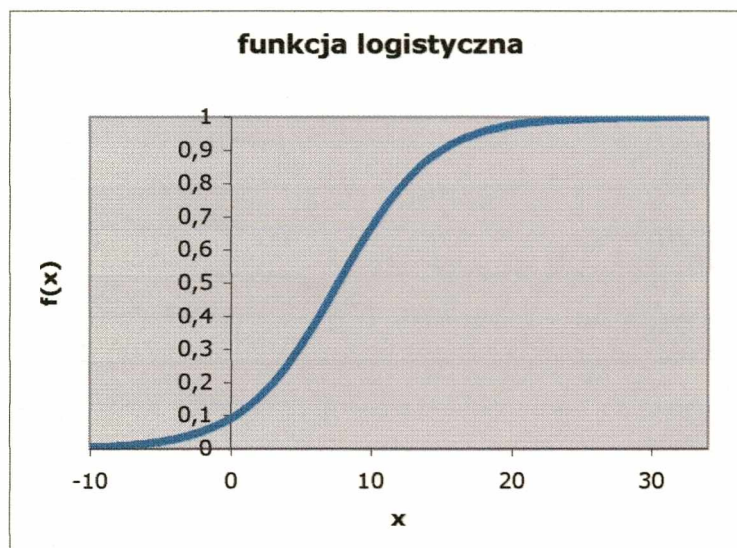
Punkt A jest ostatnim punktem na prostej wzrostowej a więc $\delta w/\delta o=c$, punkt B jest pierwszym punktem prostej poziomej czyli $\delta w/\delta o=0$. Punkt A możemy nazwać granicą reakcji pierwszorzędowej, punkt B pierwszym gdzie reakcja przechodzi w fazę zerowego rzędu. Optymalny punkt obciążenia złoża można wyznaczyć graficznie poprzez poprowadzenie odcinka A,B i wyznaczenie jego środka. Odpowiadająca mu rzędna na osi wyznaczy maksymalne dopuszczalne dla złoża stężenie, a odcięta możliwy do biodegradacji ładunek.

Porównanie złóż w jednakowych warunkach i tego samego zanieczyszczenia jest przy pomocy takiego wykresu jak najbardziej możliwe. Złoże niskiej jakości (złoże 1) będzie się charakteryzowało niższym przebiegiem krzywej od złoża wyższej jakości (złoże 3). Niezależnie jednak od rodzaju zanieczyszczenia i typu złoża wyniki wszystkich badań laboratoryjnych układają się w charakterystyczny i podobny sposób. Zauważono, że uzyskane w wyniku tych badań punkty można aproksymować zmodyfikowaną funkcją logistyczną (wzór 8.1) bądź funkcją wymierną ułamkową (wzór 8.2).

$$f(x) = \frac{a}{1 + b \exp(-cx)} \quad (8.1)$$

$$f(x) = \frac{ax}{b+x} \quad (8.2)$$

Miarą dobroci opisu są r – średniokwadratowy błąd metody aproksymacji (wzór 8.6) oraz Δ – różnica pomiędzy modelem funkcji zastosowanym w programie, a idealnym modelem matematycznym (wzór 8.11); Δ świadczy o „jakości” wyniku r . Obie te wartości obliczano tak samo w przypadku obu funkcji aproksymujących. Im mniejsza ilość punktów pomiarowych, tym gorsza jest „jakość” wyniku (większa Δ) modelu opartego na funkcji wymiernej; błędy średniokwadratowe wszakże w obu przypadkach są porównywalne jednak dla funkcji wymiernej większe zatem w dalszym ciągu pracy skupiono się na aproksymacji wykorzystującej krzywą logistyczną, bowiem jej wykorzystanie daje lepsze wyniki. Wykres funkcji logistycznej przedstawia rysunek 8.3. (przyjęto następujące wartości parametrów: $a = 1$, $b = 10$, $c = 0.3$):

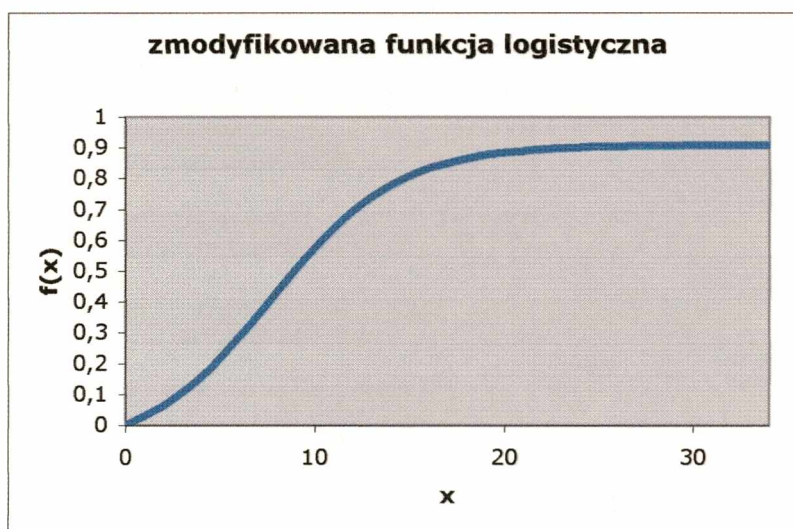


Rysunek 8.3. Funkcja logistyczna, postać ogólna.

Dla celów aproksymacji badanych punktów, funkcja powinna zostać przesunięta, tak aby przechodziła przez środek układu współrzędnych. Spełnienie tego warunku gwarantuje dodanie drugiego członu do równania:

$$f(x) = \frac{a}{1 + b \exp(-cx)} - \frac{a}{1 + b} \quad (8.3)$$

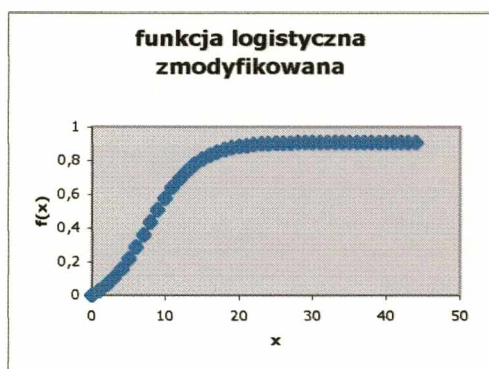
Powstała w ten sposób **zmodyfikowana funkcja logistyczna** nadaje się dość dobrze do przybliżania wyników przeprowadzonych pomiarów w zakresie od zera do teoretycznie nieskończoności.



Rysunek 8.4. Funkcja logistyczna, postać dopasowana do potrzeb modelowania procesów biodegradacji.

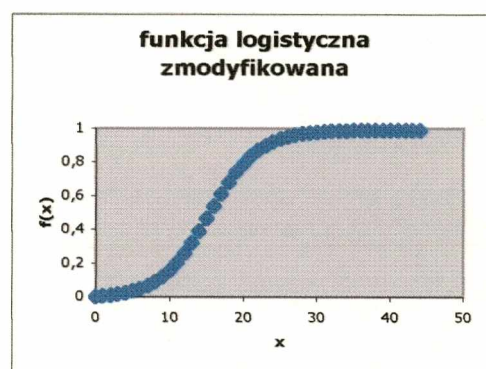
Równanie zmodyfikowanej funkcji logistycznej zawiera trzy parametry: a , b i c , ich modyfikacja może – w dość dużym zakresie – zmieniać kształt krzywej.

Niektóre wykresy uzyskane dla różnych wartości parametrów zostały przedstawione na kolejnych wykresach (rysunek 8.5).



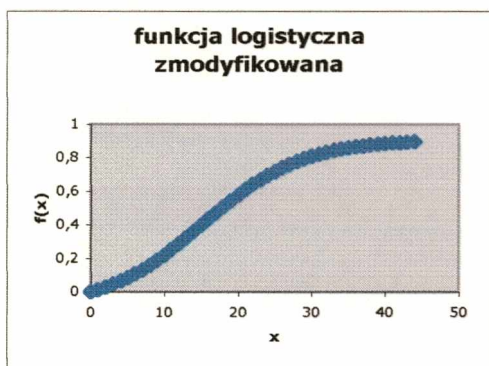
Wykres funkcji logistycznej dla $a = 1$, $b = 10$, $c = 0.30$

$f(x)$ – prędkość reakcji, x – obciążenie



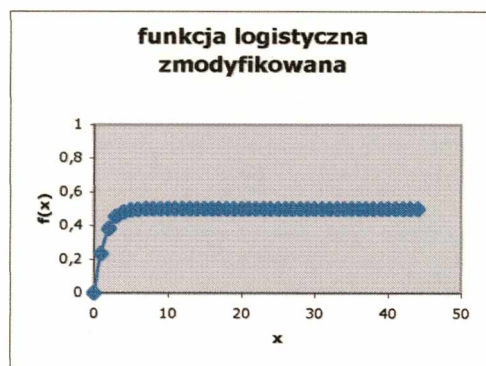
Wykres funkcji logistycznej dla $a = 1$, $b = 100$, $c = 0.30$

$f(x)$ – prędkość reakcji, x – obciążenie



Wykres funkcji logistycznej dla $a = 1$, $b = 10$, $c = 0.15$

$f(x)$ – prędkość reakcji, x – obciążenie



Wykres funkcji logistycznej dla $a = 1$, $b = 1$, $c = 1$

$f(x)$ – prędkość reakcji, x – obciążenie

Rysunek 8.5. Możliwości modyfikacji funkcji logistycznej.

Z „ciekawszych” własności tej funkcji należy wymienić trzy:

- jest elastyczna w modelowaniu (widać to na powyższych rysunkach),
- przechodzi przez środek układu współrzędnych,
- ma asymptotę poziomą dla $x \rightarrow \infty$

$$\lim_{x \rightarrow \infty} f(x) = a - \frac{a}{1+b} \quad (8.4)$$

Wykorzystanie funkcji logistycznej w interpretacji wyników badań wymaga odpowiedniej aproksymacji jej przebiegu pomiędzy punktami doświadczalnymi. Aproksymacja polega na takim doborze parametrów, aby – mówiąc obrazowo – wykres

funkcji jak najbardziej pasował do wyników uzyskanych podczas badań, leżał na wykresie jak najbliżej punktów. Matematycznie rzecz biorąc należy dążyć do tego, aby suma pewnych błędów była jak najmniejsza. Tu skorzystano z metody najmniejszych kwadratów. Wyznacznikiem wielkości pojedynczego błędu jest w niej kwadrat różnicy pomiędzy zmierzoną w punkcie x_i wielkością y_i a wartością funkcji aproksymującej w tym punkcie – $f(x_i)$. Błąd w jednym punkcie (r_i) wyraża się więc równaniem:

$$r_i = (y_i - f(x_i))^2 \quad (8.5)$$

gdzie (x_i, y_i) – współrzędne zmierzonego punktu. Suma błędów jednostkowych składa się na błąd całkowity:

$$r = \sum_{i=1}^n r_i = \sum_{i=1}^n (y_i - f(x_i))^2 \quad (8.6)$$

W rozpatrywanym przypadku minimalizowane wyrażenie będzie miało następującą postać:

$$r(a, b, c) = \sum_{i=1}^n (y_i - f(x_i))^2 = \sum_{i=1}^n \left(y_i - \frac{a}{1 + b \exp(-cx_i)} + \frac{a}{1 + b} \right)^2 \quad (8.7)$$

Powyższa funkcja osiągnie swoje minimum wtedy, gdy jej pochodne cząstkowe będą równe zero, warunek ten prowadzi do następujących równań:

$$\frac{\partial r}{\partial a} = 2 \sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{1+b} - \frac{1}{1+\exp(-cx_i)} \right) \left(y_i - \frac{a}{1+b \exp(-cx_i)} + \frac{a}{1+b} \right) \quad (8.8)$$

$$\frac{\partial r}{\partial b} = 2 \sum_{i=1}^n \left(\frac{a \exp(-cx_i)}{(1+b \exp(-cx_i))^2} - \frac{a}{(1+b)^2} \right) \left(y_i - \frac{a}{1+b \exp(-cx_i)} + \frac{a}{1+b} \right) \quad (8.9)$$

$$\frac{\partial r}{\partial c} = -2 \sum_{i=1}^n \frac{ax_i \exp(-cx_i)}{(1+b \exp(-cx_i))^2} \left(y_i - \frac{a}{1+b \exp(-cx_i)} + \frac{a}{1+b} \right) \quad (8.10)$$

Jak widać pochodne są dość skomplikowane, dlatego do znalezienia takich a , b i c , dla których wszystkie pochodne osiągną wartość zero, wykorzystano napisany w tym celu program komputerowy. Schemat jego działania jest następujący:

- wczytuje plik z danymi, którego nazwa jest parametrem wywołania programu,
- ustala – biorąc pod uwagę takie parametry jak ilość punktów pomiarowych i maksymalne wartości pomiarów – zakres poszukiwań (A_{min} , A_{max} , B_{min} , B_{max} , C_{min} , C_{max}) i krok (A_{step} , B_{step} , C_{step}),
- rozpoczyna pętlę, w której „przeczesuje” określoną wcześniej przestrzeń z zadany krok szukając takich wartości, które zminimalizują wyrażenie (8.5) oraz poniższe:

$$\Delta = \left(\frac{\partial r}{\partial a}\right)^2 + \left(\frac{\partial r}{\partial b}\right)^2 + \left(\frac{\partial r}{\partial c}\right)^2 \quad (8.11)$$

Aby zmniejszyć ilość obliczeń najpierw sprawdzany jest warunek Δ , a dopiero gdy okaże się to konieczne – r . Po przetestowaniu bieżącej przestrzeni następuje aktualizacja zakresu – jego zacieśnienie wokół przypuszczalnych wartości szukanych parametrów (zmiana A_{min} , A_{max} , B_{min} , B_{max} , C_{min} , C_{max} , A_{step} , B_{step} , C_{step}). Pętlę kończy naciśnięcie klawisza, bądź osiągnięcie zdefiniowanej dokładności obliczeń (ograniczenie wynikające ze stosowania 64-bitowej reprezentacji liczb zmiennoprzecinkowych).

Uzyskane w wyniku działania programu wartości przedstawia tabela 8.1.

Tabela 8.1. Parametry krzywej logistycznej dla różnych zanieczyszczeń.

	Ksylen na kompoście	Ksylen na torfie	octan etylu	etylobenzen	MEK	MIBK
n	32	45	92	42	8	9
a	50.6859	47.2031	472.0411	14.036	525.337	14.2044
b	0.1238	0.9497	0.1035	0.6751	0.07236	0.75514
c	0.2168	0.0615	0.0475	0.3070	0.03238	0.3609
r	55.1611	357.7403	2010.0355	9.8976	4.7301	11.3074
Δ	1.106e-5	1.2873e+4	2.2728e+3	1.070e-2	4.402e-6	9.211e-4

c – odpowiada za pochylenie krzywej w zakresie liniowego wzrostu. Jej wartość jest zatem funkcją adaptacji lub readaptacji złoża

$$c = \frac{dw}{do} \quad (8.12)$$

w liniowym zakresie

$$c = \frac{\Delta w}{\Delta o} \quad (8.13)$$

stąd po podstawieniu

$$c = \frac{\Delta c \frac{U_g}{n}}{c_{sr} \frac{U_g}{n}} = f\left(\frac{\Delta c}{c_{sr}}\right) \quad (8.14)$$

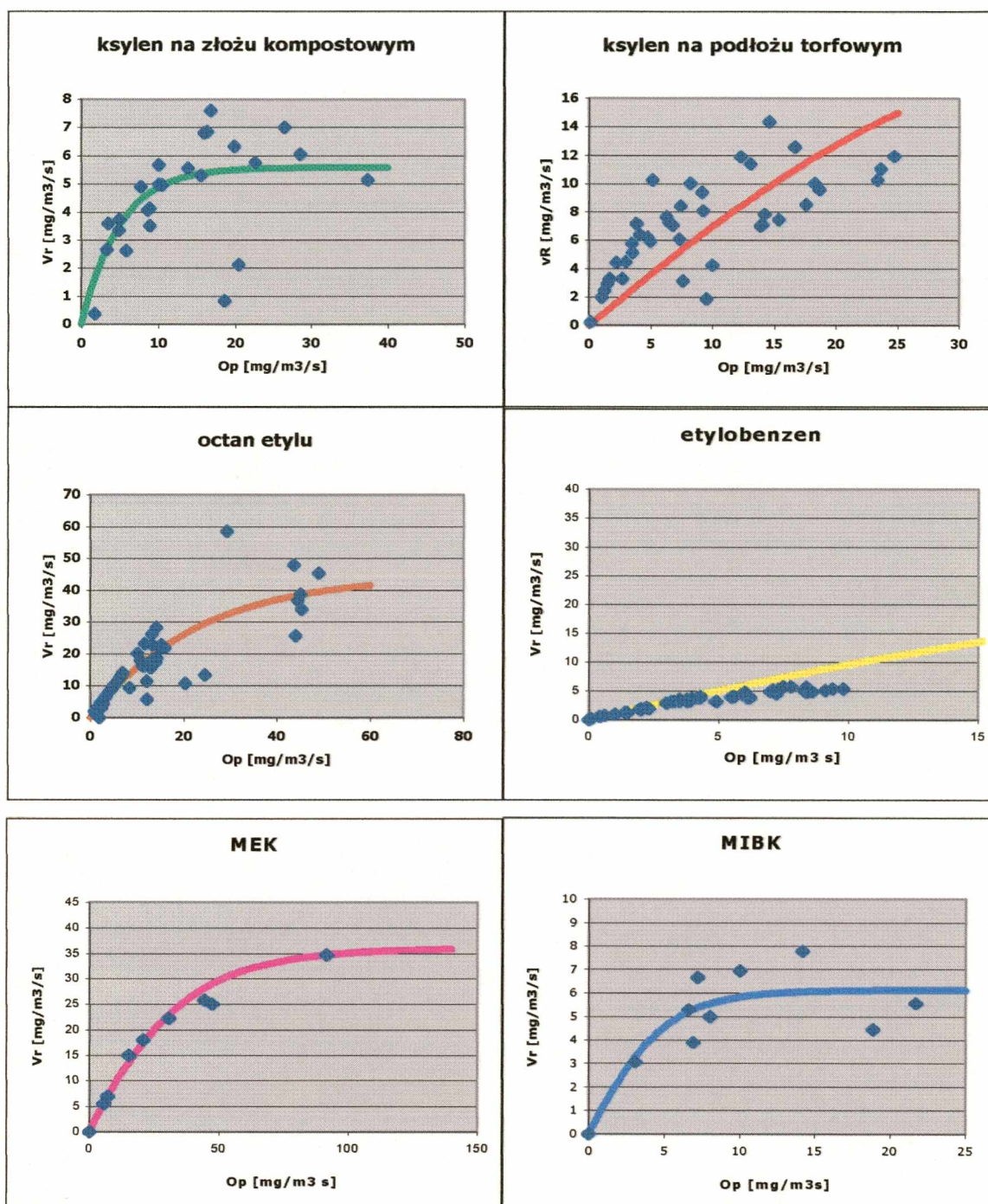
Wartość b jest ściśle związana z rozpuszczalnością zanieczyszczenia w wodzie. Ma znaczący wpływ na wartość asymptoty poziomej, którą można zdefiniować jako teoretyczną maksymalną zdolnością złoza do biodegradacji. Z równania 8.6 wynika, że jeżeli $b=0$ to i wartość asymptoty poziomej jest równa 0, co potwierdza, że zanieczyszczenie nierozpuszczalne w wodzie nie jest biodegradowalne.

Tabela 8.2. Parametry krzywej ułamkowej wymiernej dla różnych zanieczyszczeń.

	Ksylen na kompoście	Ksylen na torfie	octan etylu	etylobenzen	MEK	MIBK
n	32	45	92	42	8	9
a	7.0121	42.8977	88.9848	9.60	48.82	7.87
b	5.5624	51.4145	52.6334	7.15	39.11	4.52
r	55.6767	315.0131	2122.3684	5.06	5.49	14.62
Δ	1.7105e+4	1.6753e+4	1.1371e+6	3.4540e+4	2.829e+4	4.650e+3

Porównanie parametrów w tabelach 8.1 i 8.2 przekonuje o wyższości zmodyfikowanej funkcji logistycznej nad funkcją wymierną, zatem to ona będzie wykorzystywana do interpretacji wyników i modelowania procesu.

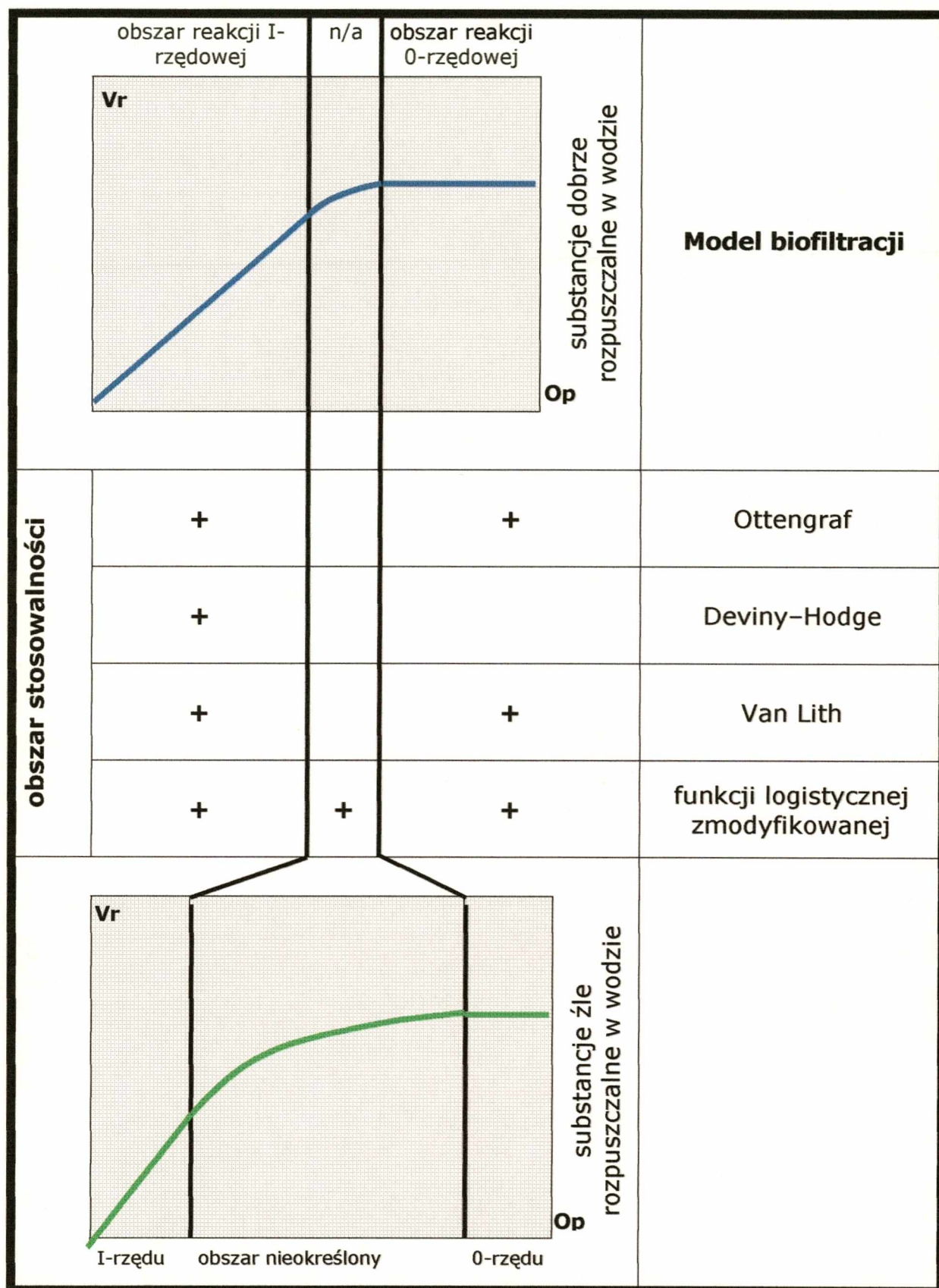
Na znajdujących się niżej wykresach (rysunek 8.6) przedstawiono zmodyfikowane krzywe logistyczne aproksymujące poszczególne wyniki badań.



Rysunek 8.6. Wyniki zastosowania modelu dla różnych zanieczyszczeń.

Z przedstawionych wykresów widać jak zachowuje się złożo w zależności od charakteru zanieczyszczenia. Zanieczyszczenia o dużej rozpuszczalności w wodzie dobrze są ilustrowane krzywą zbliżoną przebiegiem do funkcji Michaelisa – Menten. Można w wyrazisty sposób rozgraniczyć obszar liniowego wzrostu efektywności złoża a więc obszar reakcji pierwszorzędowej, następnie występuje niewielki łuk ilustrujący obszar reakcji nieokreślonej który przechodzi w linię poziomą odpowiadającą obszarowi reakcji zerowego rzędu. Złożo obciążone zanieczyszczeniem trudno rozpuszczalnym w wodzie zachowuje się

inaczej. Ze względu na zwiększone opory wnikania masy, w tym jakościowo nowe zjawisko w stosunku do zanieczyszczeń łatwo rozpuszczających się w wodzie, opory po stronie fazy gazowej, proces biodegradacji spowalnia się już przy małych obciążeniach stąd zdecydowane zmniejszenie obszaru reakcji pierwszorzędowej na rzecz obszaru nieokreślonego. Ponieważ proces zachodzi trudniej stąd też szybsze przejście w fazę reakcji zerowego rzędu. Ilustrację do tych zjawisk zamieszczono na rysunku 8.7.



Rysunek 8.7. Obszary stosowalności modeli biofiltracji.

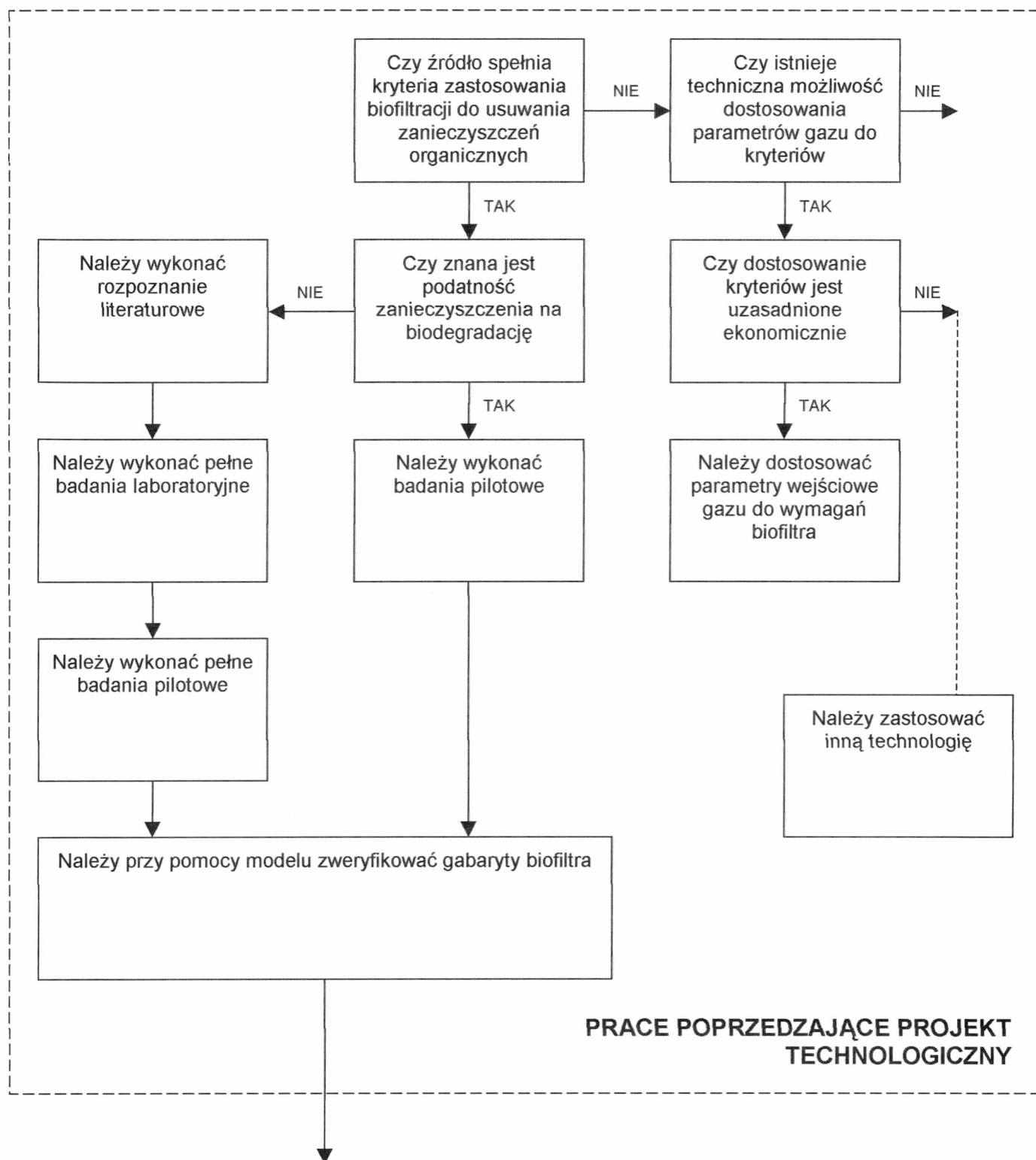
9. WYTYCZNE PROJEKTOWE

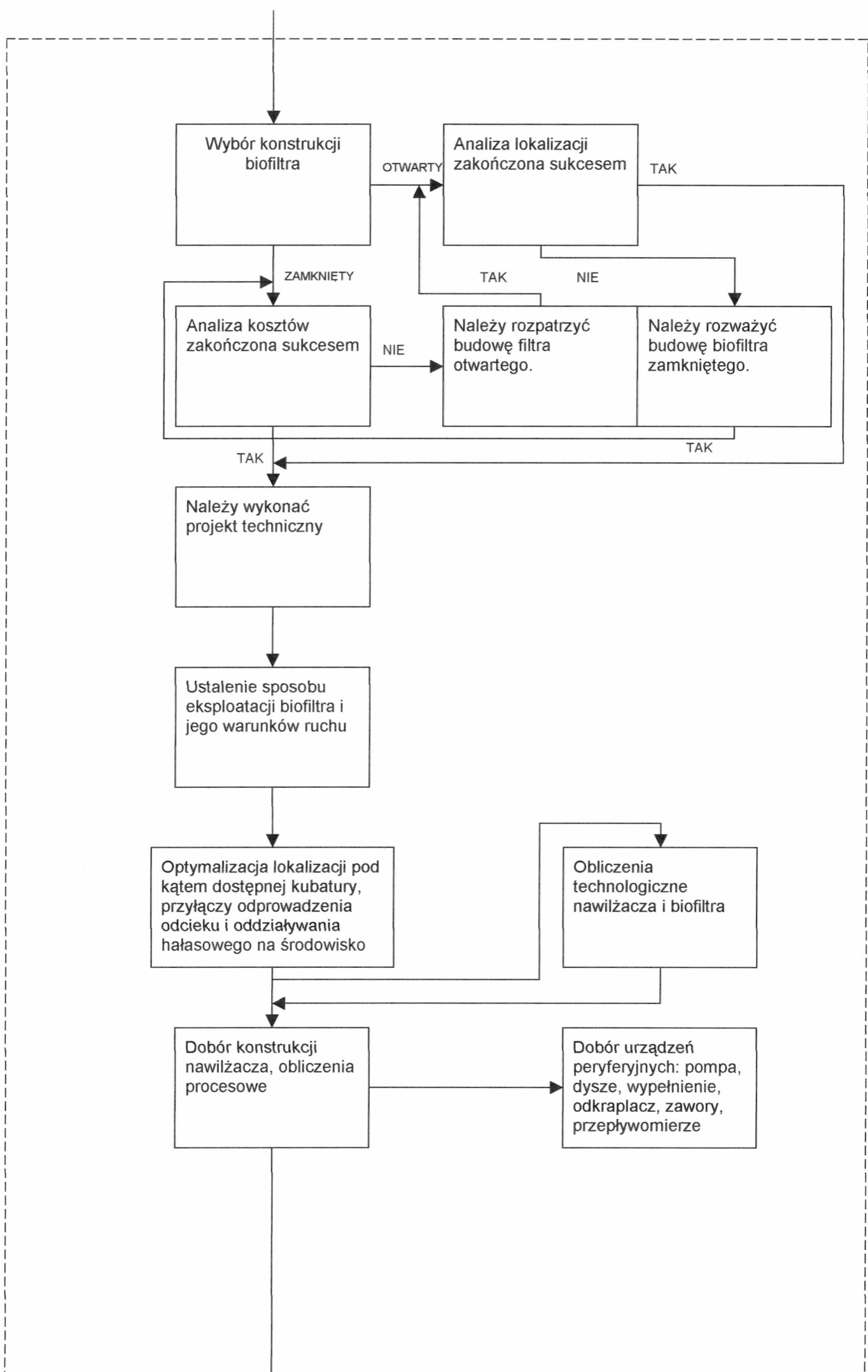
9.1. UWAGI WSTĘPNE

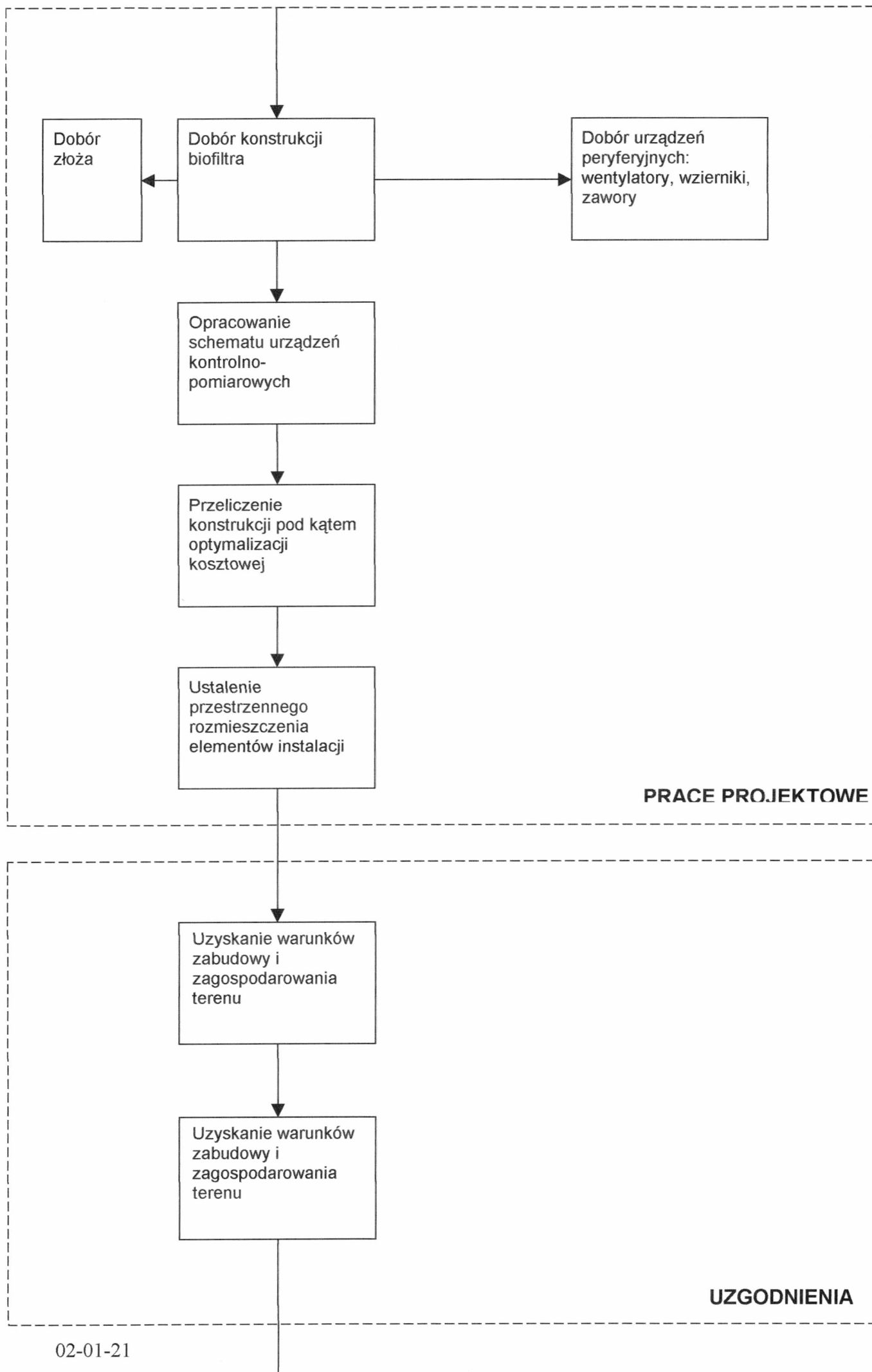
Sposób postępowania, którego celem jest skuteczne wdrożenie biofiltra wymaga przejścia szeregu kroków. Jakkolwiek często rutyna projektanta pozwala na ominiecie niektórych punktów procesu decyzyjnego to jednak zachowanie pełnej procedury postępowania prowadzi do ostatecznego sukcesu.

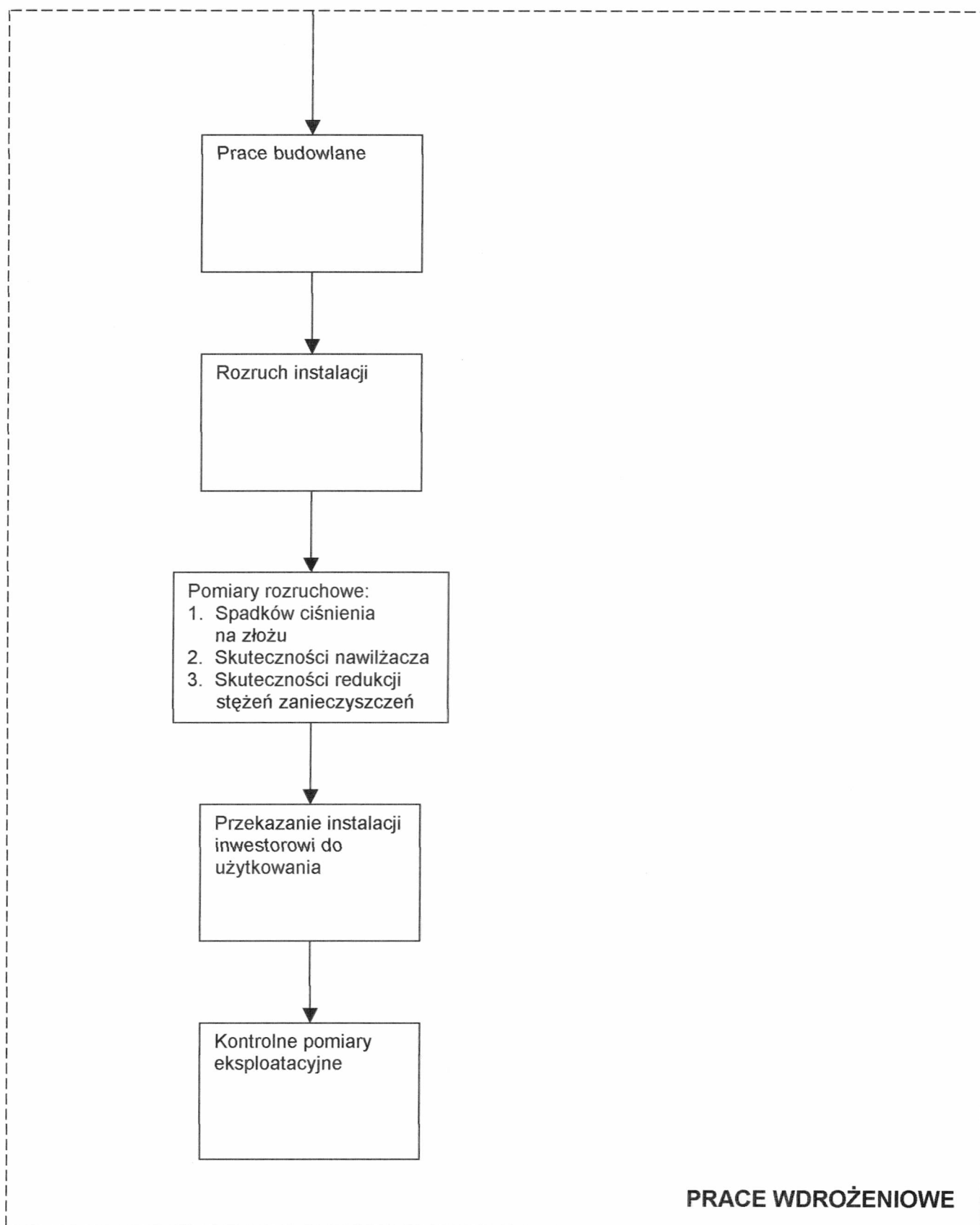
Omawiany proces można z grubsza podzielić na trzy etapy:

- prace poprzedzające proces inwestycyjny, w skład których wchodzi prace rozpoznawcze, badania laboratoryjne, badania na instalacji pilotowej, wstępne obliczenia z wykorzystaniem modeli obliczeniowych,
- projekt budowlany; do niego należy wykonanie projektu technologicznego z doбором urządzeń peryferyjnych i określeniem wstępnie gabarytów urządzeń, wykonanie projektu konstrukcyjnego oraz projektów pobocznych takich jak instalacyjnego, elektrycznego, aparatury kontrolno-pomiarowej. Do tej części należy również uzgodnienie dokumentacji projektowej zgodnie z Prawem Budowlanym i uzyskanie pozwolenia na budowę.
- prace wdrożeniowe; oprócz prac budowlano-konstrukcyjnych w ich skład należy zaliczyć rozruch instalacji mechaniczny i procesowy, badania parametrów fizykochemicznych w czasie rozruchu i ciągłej pracy, regulacja instalacji w celu optymalizacji parametrów ruchowych. Pełną procedurę postępowania przedstawiono na schemacie blokowym.









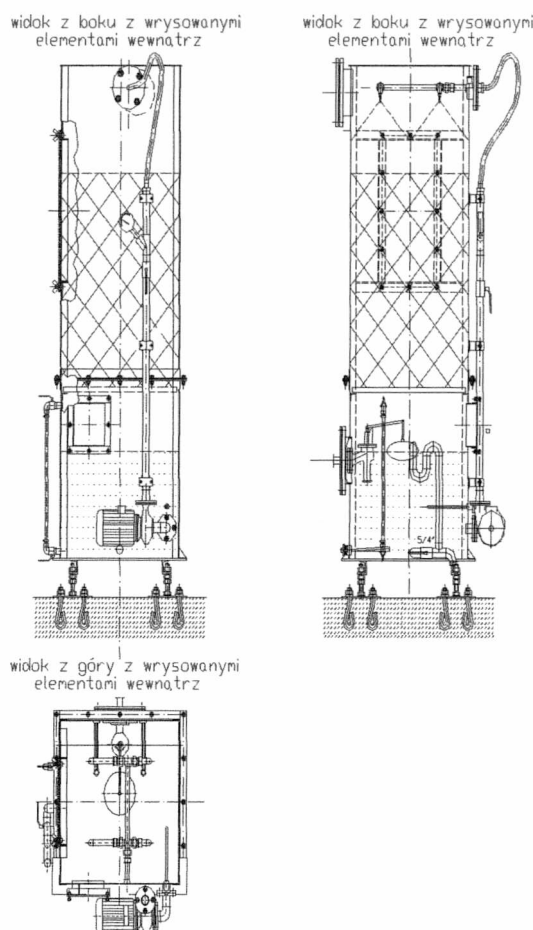
Rysunek 9.1. Schemat blokowy procesu inwestycyjnego budowy instalacji biofiltra

Doświadczenie wdrożeniowe pozwala potwierdzić ważność pierwszego etapu. Podjęcie właściwych decyzji pozwala na optymalizację ponoszonych kosztów w przyszłości. Dobór wentylatora czy odpowiedniego odpylacza są problemami, szczegółowo opisanymi w literaturze specjalistycznej, wychodzącymi poza zakres niniejszej pracy. W dalszej części dokładnie zostaną omówione dwie ostatnie pozycje:

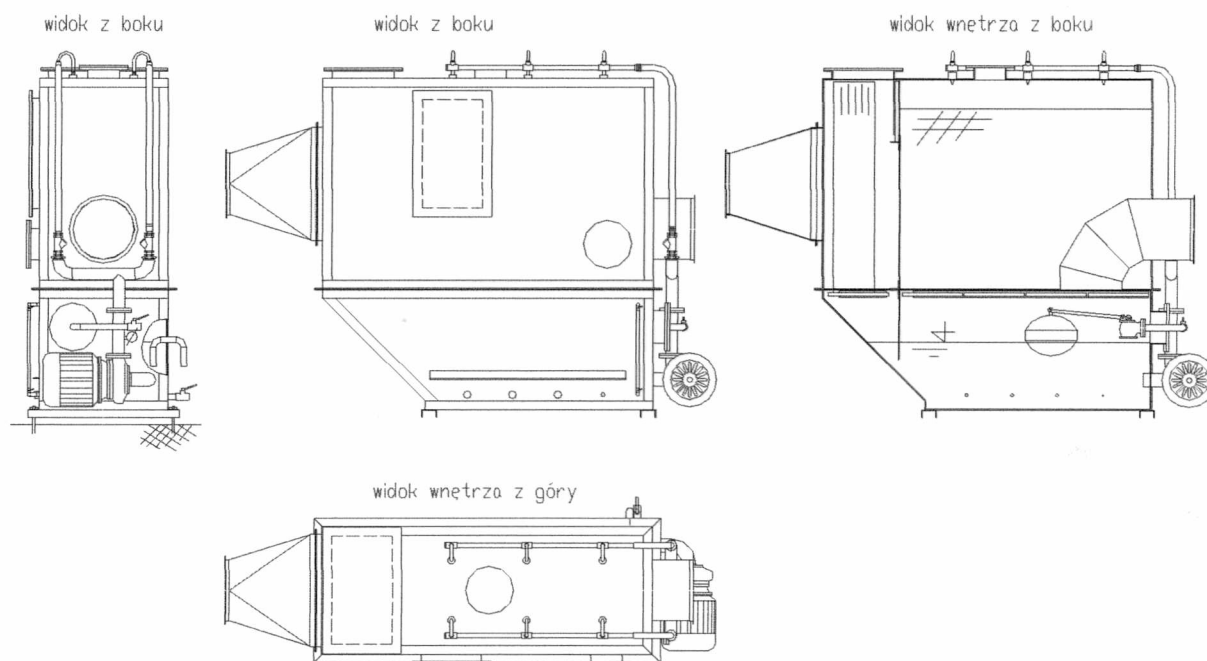
- nawilżanie; jako kluczowy proces decydujący o powodzeniu przedsięwzięcia,
- biofiltracja, podstawowy proces technologii, decydujący o sprawności technologii i jej kosztach inwestycyjnych i eksploatacyjnych.

9.2. NAWILŻACZ

Nawilżanie gazów odbywa się w kolumnie absorpcyjnej, wypełnionej pierścieniami lub natryskowej bez wypełnień. Kolumna jest dodatkowo uzbrojona w odkraplacz, zbiornik cyrkulacyjny, układ pompowy, dysze, zawory. Na rysunkach 9.2 i 9.3 przedstawiono przykłady nawilżaczy. Rysunek 9.2 przedstawia nawilżacz kolumnowy z wypełnieniem pierścieniowym o przeciwpłukowym przepływie faz. Na rysunku 9.3 pokazano przykładową konstrukcję nawilżacza komorowego o krzyżowym przepływie faz.



Rysunek 9.2. Nawilżacz kolumnowy przeciwpłukowy.



Rysunek 9.3. Nawilżacz komorowy o krzyżowym przepływie faz.

Obliczenie nawilżacza jest typowym równowagowym problemem termodynamicznym. Jeżeli mamy dany konkretny roztwór gazowy o składzie: $y_1, y_2, \dots, y_k$, pod ciśnieniem p w temperaturze T , który styka się z ciekłym składnikiem A to należy wyznaczyć maksymalne stężenie składnika A w fazie gazowej czyli określić stan, w którym składnik A znajduje się w równowadze międzyfazowej para-ciecz. W przypadku gdy składnikiem A jest para wodna a ogólne ciśnienie jest umiarkowane problem jest łatwy do rozwiązania za pomocą zależności:

$$\bar{Y}_A^* = \frac{M_A}{M_{gs}} \frac{p_{nA}(t)}{p - p_{nA}(t)} = 0.622 \frac{p_{nA}(t)}{p - p_{nA}(t)} \quad (9.1)$$

gdzie: $p_{nA}(t)$ oznacza prężność pary nasyconej H_2O w zależności od temperatury, którą można obliczyć np. za pomocą wzoru Antoine'a:

$$p_{nA}(t) = \text{Exp} \left[23.4887 - \frac{3992.32}{233.8 + t} \right] \quad (9.2)$$

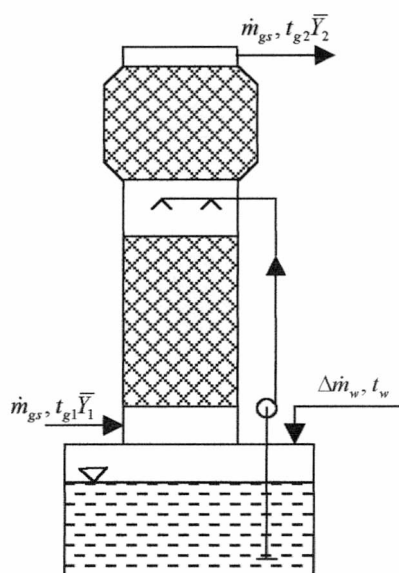
W obliczeniach technicznych wystarczająco dobre wyniki można uzyskać stosując modele uproszczone nasycania gazów parą wodną gdzie znajomość wszystkich parametrów

procesowych łącznie z ich rozkładami nie zawsze jest potrzebna. Na etapie projektowania wystarczy umiejętność odpowiedniego doboru parametrów konstrukcyjnych w taki sposób aby kolumna spełniała swoje zadanie. Schemat do uproszczonego obliczenia kolumny przedstawiono poniżej na rysunku 8.3.

Do obliczenia wysokości kolumny można posłużyć się metodą Colburna, zwaną również metodą wysokości jednostkowej wymiany masy HTU (High of Transfer Unit). Wykorzystanie metody wymaga poczynienia następujących założeń:

- Natężenie przepływu fazy ciekłej jest stosunkowo duże. W konsekwencji temperaturę cieczy można uważać za stałą.
- Głównym procesem zachodzącym w kolumnie jest wymiana masy związana z nasycaniem gazu. Wymianę ciepła związaną z różnicą temperatur między fazami można pominąć.
- Wymiana masy odbywa się w fazie gazowej.
- Znana jest wartość wysokości jednostkowej HTU dla stosowanego wypełnienia.
- Znane są parametry gazu na wlocie (temperatura i wilgotność)

Celem obliczeń jest wyznaczenie parametrów gazu na wylocie oraz określenie wymaganej wysokości warstwy wypełnienia.



Rysunek 9.4. Schemat nawilżania gazów odlotowych w modelu uproszczonym.

Podstawowy wzór metody jest następujący:

$$H = (NTU) \cdot (HTU) \quad (9.3)$$

przy czym za NTU rozumie się liczbę jednostek wymiany masy definiowaną zgodnie z wzorem (4)

$$(NTU) \cong \ln \left[\frac{\Delta\pi_1}{\Delta\pi_2} \right] \cong \ln \left[\frac{p_A^*(t_c) - p_{A1}}{p_A^*(t_c) - p_{A2}} \right] \cong \ln \left[\frac{1 - \phi_1}{1 - \phi_2} \right] \cong \ln \left[\frac{\bar{Y}_A^* - Y_{A1}}{\bar{Y}_A^* - Y_{A2}} \right] \quad (9.4)$$

$$\bar{Y}_A^* = \frac{M_A}{M_{gs}} \frac{p_{An}(t_c)}{p - p_{An}(t_c)} \quad (9.5)$$

$$Y_{A2} = \frac{M_A}{M_{gs}} \frac{\phi_2 p_{An}(t_{g2})}{p - \phi_2 p_{An}(t_{g2})} \quad (9.6)$$

W celu wyznaczenia temperatury wylotowej gazu t_{g2} i wilgotności $\bar{Y}_{A2}$ należy napisać równania bilansowe ciepła i masy składnika A (czyli wody):

$$\dot{m}_{gs}[c_{pg}t_{g1} + \bar{Y}_{A1}(r_A + c_{pA}t_{g1})] - \dot{m}_{gs}[c_{pg}t_{g2} + \bar{Y}_{A2}(r_A + c_{pA}t_{g2})] + \dot{Q} = \Delta\dot{m}_A t_c c_{pc} \quad (9.7)$$

$$\dot{m}_{gs}(\bar{Y}_{A2} - \bar{Y}_{A1}) = \Delta\dot{m}_A \quad (9.8)$$

gdzie $\dot{Q}$ oznacza ilość ciepła doprowadzona dodatkowo do układu, a $\Delta\dot{m}_A$ ilość odparowanej wody.

Jeżeli ilość $\dot{Q}$ wystarczy na pokrycie strat cieplnych oraz na odparowanie potrzebnej do nasycenia wody, wtedy będziemy mieli do czynienia z **procesem izotermicznym**, który jest najkorzystniejszy dla nasycania gazów przed biofiltrem. Zakładając brak strat cieplnych, wielkość $\dot{Q}$ niezbędną dla utrzymania izotermiczności procesu można obliczyć ze wzoru:

$$\dot{Q} = \Delta\dot{m}_A r_A \quad (9.9)$$

Jeżeli $\dot{Q} = 0$ tzn. do układu nie będziemy dostarczali dodatkowego ciepła będziemy mieli do czynienia z tzw. **procesem adiabatycznym**. Temperatura gazu wylotowego będzie wtedy niższa niż temperatura wlotowa. Zakładając, że ustalona temperatura cieczy jest równa wylotowej temperaturze gazu tzn. $t_{g2} = t_c$ oraz przyjmując określoną wartość stopnia nasycenia na wylocie ϕ_2 można poprzez rozwiązanie układu równań (6) – (8) wyznaczyć szukaną wartość t_{g2} .

Wielkość HTU (wysokość równoważna jednostki przenikania masy) jest ściśle związana z charakterystyką zastosowanego wypełnienia i zależy od obciążeń obydwoma fazami [11].

9.3. BIOFILTR

Obliczenie gabarytów złoża sprowadza się do wyliczenia jego powierzchni i wysokości złoża. O wielkości powierzchni decyduje hydraulika złoża zgodnie z podstawową zależnością:

$$\dot{V} = w * A \quad (9.10)$$

gdzie:

$\dot{V}$ – natężenie przepływu gazu [m^3/s],

A – powierzchnia prostopadła do kierunku przepływu strumienia gazu [m^2]

w – prędkość strumienia gazu liczona na pusty przekrój biofiltra [m/s].

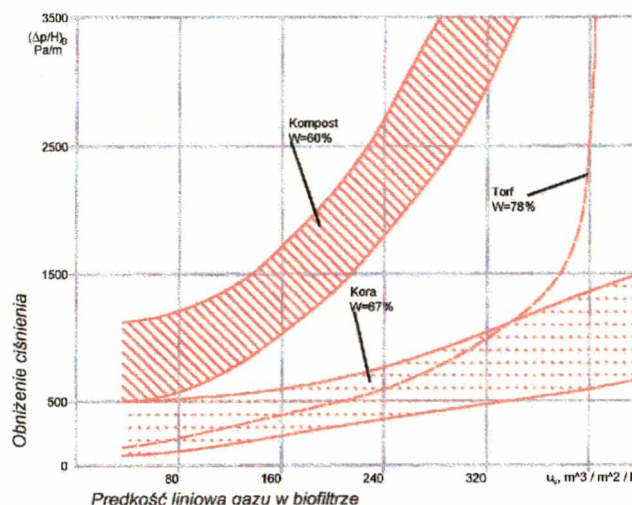
Wstępne oszacowanie wielkości złoża pozwoli na dopasowanie biofiltra w konkretnej lokalizacji. Optymalne dobranie wysokości złoża wymaga i jego powierzchni wymaga zastosowania bazowego wzoru modelu opisanego w rozdziale 7. Wymagana sprawność zostanie policzona według wzoru:

$$\eta = c_1/c_k * 100 \quad (9.11)$$

przy czym stężenie wlotowe jest wartością zmierzoną. Najważniejsze jest skojarzenie stężenia wylotowego z wysokością złoża, która taką wartość stężenia zapewni. W tym celu korzystamy z wzoru (8.12):

$$O = \frac{a}{1 + be^{-cW_r}} - \frac{a}{1 + b} \quad (9.12)$$

Gdzie współczynniki a , b , c wyznacza się na drodze badań laboratoryjnych. Równanie definicyjne na obliczenie prędkości biodegradacji W_r (6.9) pozwoli wyliczyć przy zadanym obciążeniu złoża O powierzchnię przekroju poprzecznego biofiltra i wysokość złoża. Wiedza o wysokości złoża pozwoli określić opory przepływu i na tej podstawie dobrać odpowiedni wentylator. W tej czynności będzie pomocny wykres przedstawiony na rysunku 9.5.



Rysunek 9.5. Spadek ciśnienia w zależności od prędkości gazu dla różnych rodzajów złóż.

Wyznaczenie oporów przepływu na drodze obliczeniowej jest możliwe przy pomocy sposobu podanego w literaturze [21]. Wzór podstawowy przedstawia zależność oporów przepływu od takich parametrów złoża jak: porowatość, wysokość, współczynnik krętości porów oraz od parametrów charakteryzujących hydrodynamikę strugi: prędkość i gęstość.

$$\Delta P = \lambda \cdot \xi \cdot \frac{3H \cdot (1 - \varepsilon) \cdot \rho \cdot u_G^2}{4d_e \cdot \varepsilon^3} \quad (9.13)$$

gdzie współczynnik oporów przepływu jest funkcją liczby Reynoldsa:

$$re = \frac{2u_G \cdot d_e}{3(1 - \varepsilon) \cdot \nu_G} \quad (9.14)$$

Iloczyn dwóch pierwszych współczynników z wzoru (8.13) można wyliczyć z korelacji (9.15)

$$\lambda \cdot \xi = 2,2 \left(\frac{0,4}{\varepsilon} \right)^{0,78} \left(\frac{64}{Re} + \frac{1,8}{Re^{0,1}} \right) \quad (9.15)$$

Obliczenie oporów złoża jest możliwe pod warunkiem znajomości zastępczej średnicy cząstki złoża biologicznego. Biorąc pod uwagę zróżnicowaną budowę złoża jej bezpośrednie wyliczenie nie jest możliwe, jednak można obliczyć tę wartość jeśli znana jest porowatość złoża i powierzchnia właściwa.

$$\alpha = \frac{6(1-\varepsilon)}{d_s} \quad (9.16)$$

Określenie powierzchni właściwej nie jest możliwe w sposób prosty z analogicznych powodów. Ciekawy sposób zaprezentowano w [20]. Metoda wykorzystuje izotermę adsorpcji kwasu octowego z roztworu wodnego na powierzchni badanych złóż. Wykorzystuje się wielokrotnie większą zdolność do adsorbowania kwasu na powierzchni od rozpuszczalnika. Na powierzchni adsorbentu tworzy się monomolekularna warstwa. Do obliczenia powierzchni właściwej złoża wystarczy znajomość powierzchni zajmowanej przez jedną cząsteczkę. To autorzy [20] wyliczają z wzoru (8.17)[23]:

$$\omega = 1,53 \cdot 10^{-20} \sqrt[3]{\left(\frac{M}{\rho_L}\right)^2} \quad (9.17)$$

gdzie:

ω - powierzchnia zajmowana przez jedną cząsteczkę zaadsorbowanego kwasu octowego [$\text{m}^2 \cdot \text{cząsteczka}^{-1}$],

M - ciężar cząsteczkowy, [$\text{kg} \cdot \text{mol}^{-1}$],

ρ_L - gęstość cieczy, [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$]

Ostatecznie wzór na powierzchnię właściwą przyjmie postać

$$\alpha_s = \frac{n_A^0 \omega N_{Av} \rho_N}{m} \quad (9.18)$$

gdzie:

n_A - ilość zaadsorbowanego kwasu octowego, [mol], górny indeks o stan nasycenia złoża,

N_{Av} - liczba Avogadro, [$\text{cząsteczek} \cdot \text{mol}^{-1}$],

m - masa próbki, [kg]

ρ_N - gęstość nasypowa złoża, [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$]

W analizowanym przypadku autorzy [20] otrzymali następujące wyniki powierzchni właściwej dla różnych komponentów złoża:

torf – $20570 \text{ m}^2 / \text{m}^3$,

kompost – $3251 \text{ m}^2 / \text{m}^3$,

słoma jęczmienna – $13039 \text{ m}^2 / \text{m}^3$.

10. INSTALACJE WDROŻENIOWE

Stosunkowo niskie opłaty za odprowadzane zanieczyszczenia nie stanowią wystarczająco silnej motywacji dla podejmowania inwestycji związanych z oczyszczaniem gazów odlotowych. Jednak nowoczesne firmy, dbające o swój prestiż często znajdują dla siebie inne niż ekonomiczne motywacje dla wybudowania instalacji, które ograniczają ich uciążliwość dla otoczenia.

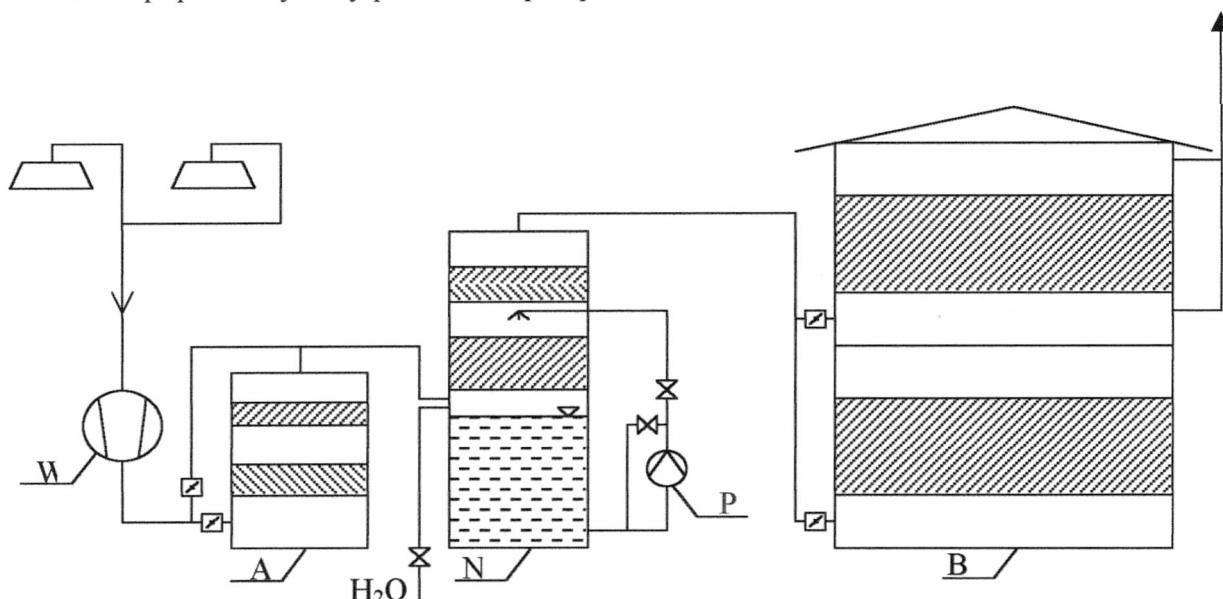
Zakłady FAP ZETKAMA zostały zobligowane do ograniczenia emisji na podstawie decyzji administracyjnej. Lakiernia z której odprowadzane są gazy odlotowe leży wyjątkowo niekorzystnie w centrum miasta. Górzysta rzeźba terenu jest powodem, że posesje części sąsiadów leżą w odległości kilkudziesięciu metrów powyżej wylotu emitora malarni. W tej sytuacji jedyną alternatywą dla budowy instalacji oczyszczającej była likwidacja malarni.

Zakłady INCO VERITAS Celia, uruchomiły linię do produkcji parafarmaceutyków na skraju puszczy Kampinoskiej. Zarząd firmy planując wydatki uwzględnił dobro przyrody oraz mieszkańców sąsiadujących posesji i podjął decyzję o budowie instalacji do usuwania z wentylacyjnych gazów odlotowych par rozpuszczalnika. Koszt budowy instalacji był niższy niż 0.5 promila ogólnych kosztów inwestycyjnych instalacji produkcyjnej, co z pewnością miało wpływ na proekologiczną orientację inwestora.

Instalacje trudno ze sobą porównywać bowiem obydwa przypadki bardzo się między sobą różnią. Instalacja w FAP ZETKAMA jest dziesięciokrotnie większa od instalacji INCO-VERITAS w Izabelinie. Zanieczyszczenia usuwane w ZETKAMIE są trudno biodegradowalne, dlatego sprawność tej instalacji jest niższa niż w Izabelinie, ponadto strumień gazów odlotowych w ZETKAMIE zanieczyszczony jest aerozolem lakierniczym, który stwarza dodatkowe problemy osadzając się na warstwie złoża.

10.1. INSTALACJA BIOFILTRA DLA MALARNI FAP ZETKAMA S.A.

Głównym zanieczyszczeniem gazów odlotowych jest ksylen, któremu towarzyszą mniejsze ilości etylobenzenu, toluenu i butanolu. Strumień gazów odlotowych w przeliczeniu na warunki normalne wynosi $12\ 000\ \text{Nm}^3/\text{h}$. Średnie stężenie zanieczyszczeń waha się w granicach $100 \div 150\ \text{mg}/\text{Nm}^3$. Temperatura gazów jest zgodna z temperaturą wentylowanych pomieszczeń. Decyzję o wyborze metody biofiltracji do oczyszczania zanieczyszczeń o takich parametrach poprzedziły testy pilotażowe przeprowadzone w 1996 roku.



Rysunek 10.1. Schemat procesowy instalacji biofiltracji w FAP ZETKAMA w Kłodzku.

A – adsorber, N – wieża nawilżająca, B – biofiltr dwupoziomowy kontenerowy o pow. całkowitej $170\ \text{m}^2$, W – wentylator, P – pompa

Fotografię biofiltra w trakcie budowy przedstawiono na rysunku 10.2.



Rysunek 10.2. Biofiltr FAP ZETKAMA w Kłodzku.

Istotnymi częściami składowymi instalacji są: adsorber (rysunek 10.3) ze złożem koksowym buforującym, wieża do nawilżania gazów i biofiltr ze złożem filtracyjnym.



Rysunek 10.3. Adsorber ze złożem buforującym Instalacji biofiltracji w FAP ZETKAMA w Kłodzku.

Adsorber ze złożem buforującym zawiera dwie warstwy robocze. Pierwsza, o wysokości około 0.3 m, usypana jest z drobnego koksu, jej zadaniem jest wychwytywanie ulatujących drobin lakieru. Druga warstwa węgla aktywnego NG-II o wysokości 0.2 m służy do stabilizacji (uśredniania) stężenia zanieczyszczeń w gazach odlotowych.

Przy założonej prędkości gazów w absorberze ważniejsze parametry i gabaryty przyjmują następujące wartości:

- średnica adsorbera 3.4 m
- wysokość adsorbera ok. 4 m
- opory przepływu ok. 500 Pa
- ciężar węgla aktywnego 1 Mg

Kolumna nawilżająca. Do nawilżania gazów zastosowano kolumnę zraszana bez wypełnienia. Nawilżanie odbywa się przy użyciu wody cyrkulującej w obiegu zamkniętym.

Ważniejsze wielkości i gabaryty przyjmują wartości:

- średnica kolumny 2.0 m
- całkowita wysokość kolumny ok. 5 m
- wysokość warstwy wypełnienia 1.5 m
- poziom wody w rzępiu 1 m
- opory przepływu ok. 200 Pa
- gęstość zraszania ok. 20 m³/m²h

Biofiltr. Ze względu na niewielką powierzchnię terenu w zakładzie zastosowano nietypowe rozwiązanie dwupiętrowego złoża filtracyjnego w zamkniętym kontenerze. Podstawowe wielkości i gabaryty pojedynczego modułu (pietra) przyjmują następujące wartości:

- powierzchnia filtracyjna 96 m²
- wysokość złoża 0.9 ÷ 1.0 m
- objętość złoża ok. 90 m³
- ciężar złoża max. 50 Mg
- opory przepływu gazów 1500 Pa

Zainstalowane urządzenia dodatkowe

Wentylator 500 BC 2 produkcji Venture Industries

- moc 5.5 kW
- wydajność 3500 m³/h
- spręż 3700 Pa

Pompa cieczy obiegowej 65 PJM 200 produkcji Leszczyńskiej Fabryki Pomp

- moc 1.1 kW
- wydajność 250 l/min
- wysokość podnoszenia 12.5 m słupa wody
- wyrzutnia kominowa średnica 250 mm
- skuteczność instalacji min. 70%.

Na etapie projektowania i wdrożenia instalacji do ruchu napotkano na szereg trudności. Do najważniejszych należy zaliczyć:

- ograniczenia terenu do zagospodarowania,
- ograniczenia mocy elektrycznej (brak możliwości zastosowania wytwornicy pary),
- silna zmienność stężeń ksyleny w gazach odlotowych.

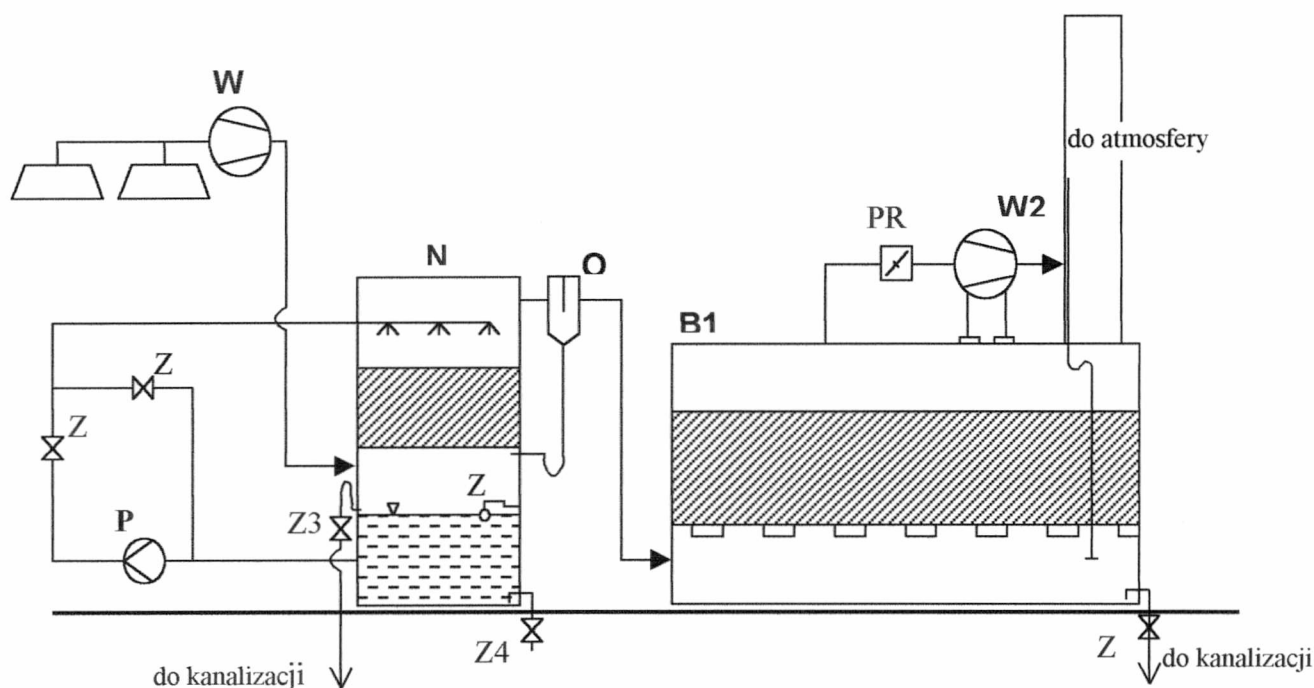
W instalacji zastosowano złożę kompostowe ze słomą pszenną jako nośnikiem. Pomiarów kontrolnych wykazały, że proces biodegradacji przebiega prawidłowo a instalacja osiąga założoną skuteczność (tabela 10.1).

Tabela 10.1. Wyniki pomiarów sprawności biofiltra w FAP ZETKAMA S.A.

Wielkość		Jednostka	włot	wylot	
ciśnienie absolutne gazu w kanale		HPa	976	976	
temperatura absolutna gazu w kanale		K	297,2	297,2	
Stopień zawilżenia gazu		kg/kg	0,010	0,010	
prędkość średnia gazu w kanale		m/s	18,25	19,22	
objętościowe natężenie przepływu gazu:					
w warunkach rzeczywistych		m ³ /h	12614	13285	
wilgotnego w warunkach umownych		m ³ /h	11185	11779	
suchego w warunkach umownych		m ³ /h	11009	11594	
Wielkość		Jednostka	włot	wylot	Sprawność %
Stężenia ksyleny	Seria I	mg/m ³	80,06	25,00	68,77
		mg/m ³	94,08	29,25	68,91
		mg/m ³	83,61	27,80	66,75
	Seria II	mg/m ³	137,25	49,75	63,75
		mg/m ³	173,55	49,58	71,43
		mg/m ³	196,26	52,35	71,33

10.2. INSTALACJA BIOFILTRA DLA ZAKŁADU PRODUKCJI KOSMETYCZNO-FARMACEUTYCZNEJ “INCO-VERITAS” CELIA

Octan etylu jest głównym zanieczyszczeniem gazów odlotowych. Strumień tych gazów wynosi około $1250 \text{ Nm}^3/\text{h}$, przy stężeniu zanieczyszczeń w granicach $150 \div 800 \text{ mg/m}^3$.



Rysunek 10.4. Schemat procesowy instalacji oczyszczania gazów odlotowych Inco Veritas Celia.

B1 – biofiltr, N1 – nawilżacz, W1, W2 – wentylatory, P – pompa, PR1 – przepustnica, ZP – zawór pływakowy, Z1-Z5 – zawory odcinające

Głównymi elementami składowymi instalacji są: nawilżacz i kontener ze złożem biologicznym. Zanieczyszczone powietrze z pomieszczeń produkcyjnych kierowane jest najpierw do nawilżacza, a następnie przez odkraplacz do biofiltra. Wentylator wspomagający W2 tłoczy oczyszczone gazy do wyrzutni o średnicy 250 mm.

Nawilżacz, medium roboczym jest woda cyrkulująca w układzie zamkniętym.

- | | |
|---|--|
| – gabaryty | $0.75 \times 0.75 \times 2.30 \text{ m}$ |
| – wypełnienie | pierścienie NSW 50 |
| – wysokość warstwy wypełnienia | 1.0 m |
| – natężenia zraszania | $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ |
| – prędkość przepływu gazu liczona na pusty przekrój kolumny | 0.6 m/s |

Biofiltr

- gabaryty 2.30 × 5.30 × 1.85 m
- ciężar ok. 12.8 Mg
- wypełnienie kompozycja kompostu ze słomą owsianą
- wysokość złoża 0.8 m
- ciężar 6.0 Mg
- prędkość przepływu gazu liczona na pusty przekrój 0.03 m/s

Zainstalowane urządzenia dodatkowe

Wentylator

- moc 2.2 kW
- wydajność 1500 m³/h
- wysokość podnoszenia 2500 Pa

Pompa obiegowa nawilzacza

- moc 0.55 kW
- wydajność 100 l/min
- wysokość podnoszenia 10 m słupa wody

Grzałki wody w zbiorniku nawilzacza

- moc 6 kW

Tabela 10.2. Wyniki pomiarów sprawności biofiltra w INCO-VERITAS Celia.

Wielkość	jednostka	włot	wylot	
ciśnienie absolutne gazu w kanale	hPa	976	976	
temperatura absolutna gazu w kanale	K	292,8	288,6	
stopień zawilżenia gazu	kg/kg	0,0046	0,0095	
prędkość średnia gazu w kanale	m/s	7,83	10,40	
objętościowe natężenie przepływu gazu:				
w warunkach rzeczywistych	m ³ /h	1128	1176	
wilgotnego w warunkach umownych	m ³ /h	1051	1113	
suchego w warunkach umownych	m ³ /h	1044	1096	
Wielkość	jednostka	włot	wylot	Sprawność %
Stężenia octanu etylu				
	mg/m ³	147,80	7,03	95,24
	mg/m ³	71,11	3,35	95,29

10.3. PORÓWNANIE INSTALACJI

Zaprezentowane instalacje zostały zaprojektowane z wykorzystaniem modelu krzywej logistycznej. Biofiltr w FAP ZETKAMA został dobudowany do istniejącej lakierni co pozwoliło na przeprowadzenie przydatnych testów pilotowych. Biofiltr w INCO VERITAS Celia powstawał równolegle z nową linią technologiczną. Zatem wykonywanie takich testów nie było możliwe. Obliczenia technologiczne musiały być oparte wyłącznie o założenia modelowe.

Porównanie instalacji jest stosunkowo trudne bowiem obydwie przypadki bardzo się między sobą różnią. Instalacja w FAP ZETKAMA jest dziesięciokrotnie większa od instalacji INCO-VERITAS w Izabelinie. Na rysunku 9.5 przedstawiono porównanie wielkości tych instalacji ponadto różnią się charakterem zanieczyszczenia.

O ile instalacja w INCO VERITAS Celia pracowała od początku bez zarzutu osiągając założoną 95% sprawność to biofiltr w FAP ZETKAMA w początkowej fazie został zatkany aerozolem lakierów, które tytułem nieudanego eksperymentu zostały wprowadzone do procesu technologicznego. W konsekwencji wymieniono złożę i dzisiaj instalacja pracuje prawidłowo osiągając założone parametry sprawności (70 %). Na szczególną uwagę zasługuje fakt, że biofiltr ten degradował zanieczyszczenia trudno rozpuszczalne w wodzie dając dowód, iż proces biofiltracji może znaleźć zastosowanie w takich trudnych przypadkach. Parametry technologiczne biofiltra i urządzeń towarzyszących zebrano w tabeli 10.3.

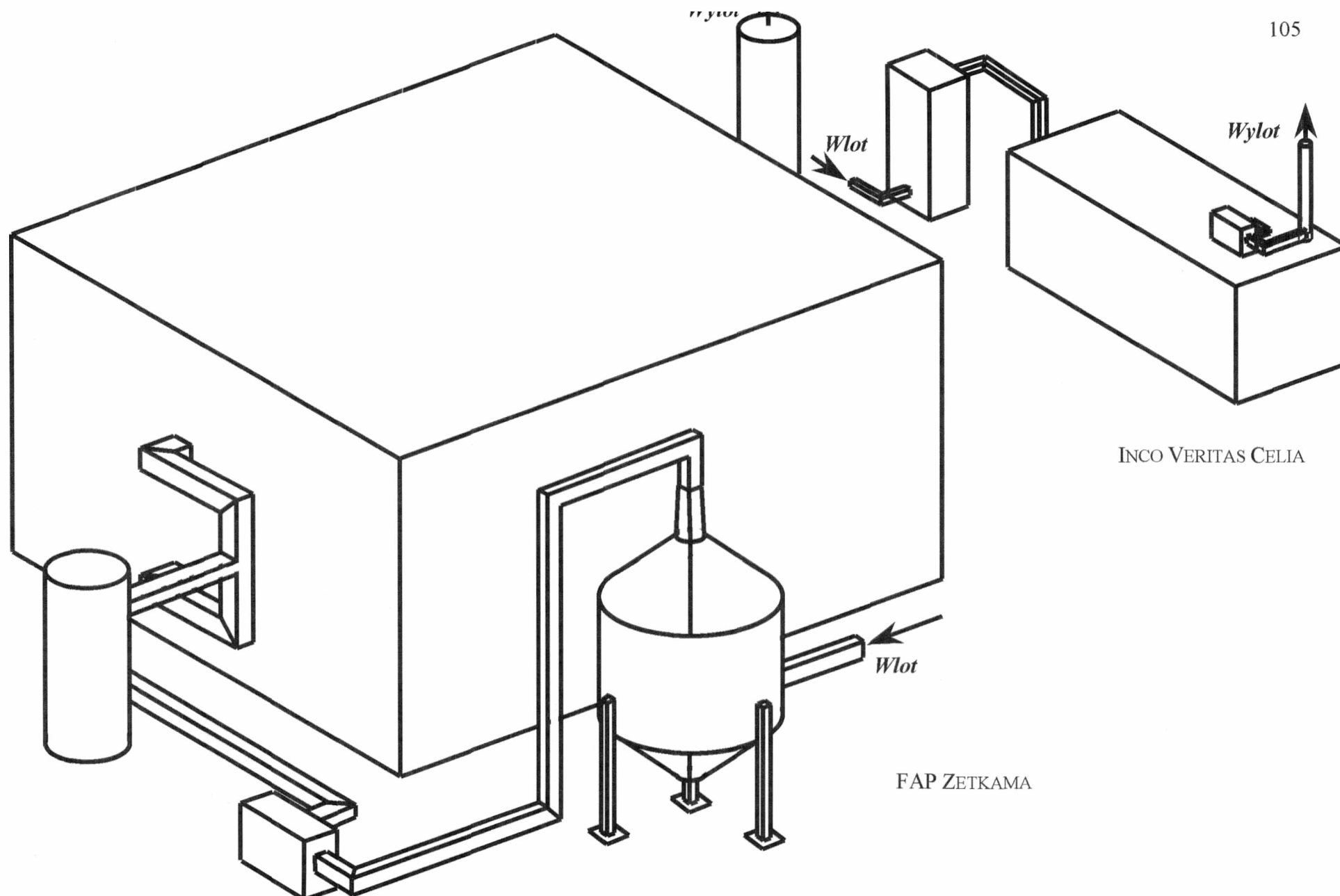
Tabela 10.3. Porównanie parametrów technicznych instalacji FAP ZETKAMA i INCO VERITAS.

	ZETKAMA	INCO-VERITAS CELIA
Rodzaj zanieczyszczeń	Ksylen	Octan etylu
Strumień gazów odlotowych	12000 m ³ /h	1250 m ³ /h
średnie stężenie zanieczyszczeń	100 ÷ 120 mg/m ³	150 ÷ 800 mg/m ³
Adsorber ze złożem buforującym	0.3 m drobnego koksu, 0.2 m węgla aktywnego	Brak
Średnica	3.4 m	
Wysokość	ok. 4 m	
Opory przepływu	ok. 500 Pa	
Masa węgla aktywnego	1 Mg	
Nawilżacz	kolumna zraszana	kolumna zraszana
wypełnienie		Pierścienie NSW 50
pole przekroju	1.98 m ²	0.56 m ²
średnica kolumny	1.588 m	0.75 m
całkowita wysokość kolumny	ok. 5 m	2.30 m
wysokość warstwy wypełnienia		Ok. 1.4 m
Poziom wody w rzapiu	1 m	0.7 m
gęstość zraszania	20 m ³ /m ² h	20 m ³ /m ² h
Opory przepływu	ok. 200 Pa	Ok. 200 Pa
Biofiltr	Dwupoziomowy kontener	Pojedynczy kontener
powierzchnia filtracyjna	182m ²	12 m ²
wysokość złoża	0.9 m	0.8 m
objętość złoża	173 m ³	9.6 m ³
Ciężar złoża	43.2 Mg	7.68 Mg
Opory / prędkość przepływu	1500 Pa / ok. 0.035m/s	ok. 1500 Pa/ ok. 0.028 m/s
sprawność oczyszczania	75 %	95 %

Analiza ekonomiczna obydwu przedsięwzięć prowadzi do wniosku, że tak jak wszystkie inwestycje proekologiczne nie były one opłacalne ekonomicznie. Pomimo tego, że nakłady inwestycyjne na instalacje biofiltracji stanowią 20% nakładów na technologie spalania termicznego to i tak są zbyt wysokie w porównaniu z oszczędnościami, które polegają na ograniczeniu opłat za wprowadzanie zanieczyszczeń do atmosfery. Dokładną analizę zjawisk ekonomicznych przedstawiono w aneksie do pracy.

Przy zachowaniu należytego dystansu w ocenie obydwu instalacji trzeba jednak podkreślić dwa fakty:

- wybudowanie i uruchomienie obydwu instalacji przyniosło bardzo dużą ulgę środowisku,
- efekt ten został osiągnięty przy utrzymaniu założeń o prostocie i małej pracochłonności eksploatacyjnej biofiltrów.



Rysunek 10.5. Porównanie wielkości instalacji FAP ZETKAMA w Kłodzku oraz INCO VERITAS CELIA w Izabelinie.

11. WNIOSKI KOŃCOWE

1. Biofiltracja może być technologią stosowaną do usuwania zanieczyszczeń trudno rozpuszczalnych w wodzie. Potwierdziły to badania laboratoryjne a później pilotowe i wreszcie potwierdza to codzienna praca instalacji przemysłowej wybudowanej przy lakierni będącej źródłem emisji par ksylenu z domieszkami etylobenzenu.
2. Analiza procesu biofiltracji na złożu kompostowym pozwala zauważyć, że dla w/w zanieczyszczeń pojawiają się opory wnikania masy po stronie fazy gazowej. Są one przyczyną obniżenia się efektywności złoża. W praktyce należy się liczyć z obniżoną sprawnością w stosunku do zanieczyszczeń dobrze rozpuszczalnych w wodzie.
3. Jest to również podstawowa przyczyna dla której obecnie stosowane modele dla tych zanieczyszczeń nie mogą znaleźć zastosowania.
4. Fizyczny charakter dotychczas znanych modeli pozwala je stosować w warunkach ustabilizowanych co w przemyśle jest przypadkiem niezmiernie rzadko spotykanym, zatem ich wartość użytkowa jest ograniczona.
5. Zaproponowany w pracy model zmodyfikowanej funkcji logistycznej daje prawidłowy obraz o przebiegu procesu biofiltracji. Znajduje zastosowanie w obszarze pracy niedostrzeganym przez pozostałe cytowane modele, a jednocześnie obszarze bardzo szerokim, tym szerszym im zanieczyszczenie jest trudniej rozpuszczalne w wodzie.
6. Model zmodyfikowanej funkcji logistycznej znajduje zastosowanie również dla zanieczyszczeń dobrze rozpuszczalnych w wodzie co potwierdzono aplikacją na źródle emitującym octan etylu.
7. Zaproponowany model powinien stanowić pożyteczne narzędzie wspierające prace projektanta zajmującego się wdrożeniem technologii biofiltracji.

12. LITERATURA

1. M. Szklarczyk, Biologiczne oczyszczanie gazów; WPW Wrocław 1991.
2. Abluftreinigung, Biowäscher, VDI- Richtlinien 3478, 1985.
3. Biologische Abgas-/Abluftreinigung, Biofilter, DI-Richtlinien 3477, 1991.
4. Ottengraf S.P.P. Teoretical model for a submerged biological filter, *Biotechnology Bioeng.* 19,1411, 1977.
5. J. S. Devinny i inni, *Biofiltration for Air Pollution Control*, Londyn, New York, Washington 1999.
6. W. Bąkowski i inni, *Ćwiczenia laboratoryjne z chemii fizycznej*. skrypt Politechniki Gliwickiej 1992.
7. M.A. Deshusses, *The Removal of Volatile Ketone Mixtures from Air in Biofilters*, *Bioprocess Engineering*, Springer-Verlag 1993.
8. Van Lith, R. Marsch, Design criteria for biofilters *C TranslChemE*, Vol. 68. Part B, may 1990.
9. Biowäscher und Rieselbettreaktoren VDI 3478, 1996.
10. Jerzy Maćkowiak, Biologiczna metoda usuwania formaldehydu z gazów odlotowych w biofiltrze; referat wygłoszony w WZS S.A. w Ostrowie Wlkp 19.09.1990.
11. Roman Koch, Antoni Kozioł, *Dyfuzyjno-ciepłny rozdział substancji*, WNT 1994.
12. Jerzy Pikoń, *Podstawy konstrukcji aparatury chemicznej cz. II*, WN, Warszawa 1979.
13. Joanna Szymborska, Mirosław Szklarczyk, *Biofiltration Air Polluted with Ethylobenzene*, *Environment Protection Engineering* Vol. 27, nr1, 2001
14. Szklarczyk M., Czermazowicz M. Oczyszczanie gazów odlotowych z lakierni fabryk mebli metodą biofiltracji; IV Ogólnopolskie Sympozjum „Ochrona powietrza w przemyśle”, Łódź 27-29 maja 1996.
15. Szklarczyk M., Czermazowicz M., Opracowanie wysokosprawnej technologii usuwania par rozpuszczalników z gazów odlotowych i procesów lakierniczych. Raport SPR 64/95, Politechnika Wrocławska I-15.
16. Szklarczyk M., Wykonanie badań biokatalitycznego oczyszczania gazów odlotowych z działu lakierni., Raport SPR 57/95, Politechnika Wrocławska I-15.
17. Czmuchowski A., Szklarczyk M., Czermazowicz M., Opracowanie dokumentacji technicznej prototypowego modułu filtra biologicznego. Raport SPR 92/95, Politechnika Wrocławska I-15.

18. Szklarczyk M., Czemarmazowicz M.; Efekty adaptacji i readaptacji złożeń na przykładzie filtracji biologicznej ksyłenu, IV Konferencja „Problemy ochrony powietrza w aglomeracjach miejsko-przemysłowych”; Ustroń wrzesień 2001.
19. Szklarczyk M., Czemarmazowicz M., Adamiak W.; Biologiczne oczyszczanie gazów – stan obecny i perspektywy rozwoju; *Biotechnologia* 1(36)'97, Komitet Biotechnologii PAN.
20. Kawalec-Pietrenko B., Świsłowski M.; Powierzchnia właściwa złożów stosowanych jako wypełnienia w biofiltrach gazów; *Inżynieria i aparatura chemiczna* Marzec-Kwiecień 2000.
21. Kawalec-Pietrenko B., Świsłowski M., Chachulski B.; Charakterystyka hydrodynamiczna biofiltra do oczyszczania powietrza z par substancji organicznych; *Inżynieria i aparatura chemiczna* 6/1998.
22. Padarewski M. L.; *Procesy adsorpcyjne w inżynierii chemicznej*, WNT Warszawa 1999.
23. Rutkowski Jan, Szklarczyk Mirosław, Biologiczne unieszkodliwianie gazów odlotowych. W: II Ogólnopolska Konferencja Naukowa nt. Kompleksowe i Szczegółowe Problemy Inżynierii Środowiska. Inst. Inż. Sanit. PCzęst. Częstochowa – Ustronie Morskie, [6.01 – 11.01] 1987. Zbiór referatów. Zeszyt 1 - ogólny Problematyka ochrony powietrza i ochrony powierzchni ziemi, Częstochowa 1987.
24. Rutkowski Jan, Szklarczyk Mirosław, Czyszczoń Zbigniew, Gaj Kazimierz, Kędziński Lesław, Świetlik Janusz: Sposób oczyszczania gazów odlotowych z zanieczyszczeń podatnych na biodegradację. IntCl.5 BO1D 53/14. Politechnika Wrocławska, Polska nr 153092. Zgłosz. Nr P 263819 z 1987.01.26.
25. Rutkowski Jan, Szklarczyk Mirosław: Rozkład wybranych zanieczyszczeń powietrza przez materiały biologicznie aktywne. W: Ograniczanie emisji zanieczyszczeń do atmosfery. POL-EMIS'94. II Sympozjum. Materiały. PZITS Główna Sekcja Branżowa Inżynierii Ochrony Atmosfery, PWroc. Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska . Szklarska Poręba 2-5 czerwiec 1994.
26. Szklarczyk Mirosław, Rutkowski Jan, Biologicznie aktywne wypełnienie kolumn absorpcyjnych. Inżynieria procesowa w ochronie środowiska. I Ogólnopolska konferencja. Materiały. SITPChem. Sekc. Inżynierii Chemicznej i Budowy Aparatury, Instytut Inżynierii Chemicznej i Procesowej. Jachranka/k Warszawy 23- 24.09.1991, Warszawa 1991 r.

27. Szklarczyk M., Czermarmazowicz M.; Wykonanie testów pilotowych i opracowanie założeń i wytycznych do projektu instalacji do oczyszczania gazów odlotowych z malarnii FAP Zetkama w Kodzku, Raport I-15 PWr, Seria SPR nr 92/96 (na prawach rękopisu).
28. van Lith C., Leson G., Michelson R., Evaluating design options for biofilters, *Air Waste Manage. Assoc.* 37, 1997.
29. Ottengraf S.P.P. *Biological Systems for Waste Gas Elimination*, Elsevier Science, Amsterdam, 1987.
30. Ottengraf S.P.P. and van den Oever A.H.C. Kinetics of organic compound removal from waste gases with a biological filter, *Biotechnol. Bioeng.*, 25(12),3089, 1983.
31. Zarook S.M., Shaik A.A. Analysis and comparison of biofilter models, *The Chemical Engineering Journal* 65 (1997).
32. C.T. Johnson, M.A. Deshuesses uantitative structure – activity relationships for VOC biodegradation in biofilters 4th In-situ and on-site Bioremediation Symp., 1997.
33. Czermarmazowicz Maciej, Joanna Szymborska, Mirosław Szklarczyk Biofiltracja gazów odlotowych zawierających rozpuszczalniki organiczne pochodzących z procesów lakierowania i malowania. Politechnika Wrocławska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska.
34. Tang H-M, Hwang S-J, *Waste Gas Treatment in Biofilters*, J. Air & Waste Manag. Assoc. 1996.
35. Sorial G., Smith F., Suidan M., Biswas P., Brenner R. Evaluation of trickle bed biofilter media for toluene removal, *J. Air & Waste Manag. Assoc.* 1995, vol. 45.
36. Oosting R., Urlings L., van Riel P., van Driel P., Maas A. Entfernung von Lösemitteln aus der Abluft von Spritzlackieranlagen mit einem Rieselbettreaktor, *VDI Berichte* nr 1104, 1994.
37. Bronnenmeier R., Fitz P., Tautz H. Reinigung von Lackiererei-Abluft mit einem Gitterträger-Biofilter, *VDI Berichte* nr 1104, 1994.
38. Hübner R. Geruchsminderug mit Biofiltration bei lösemittelhaltiger Abluft aus Möbellackierereien, *VDI Berichte* nr 1104, 1994.

13. ZAŁĄCZNIKI

13.1. ZAGADNIENIA KONSTRUKCYJNE

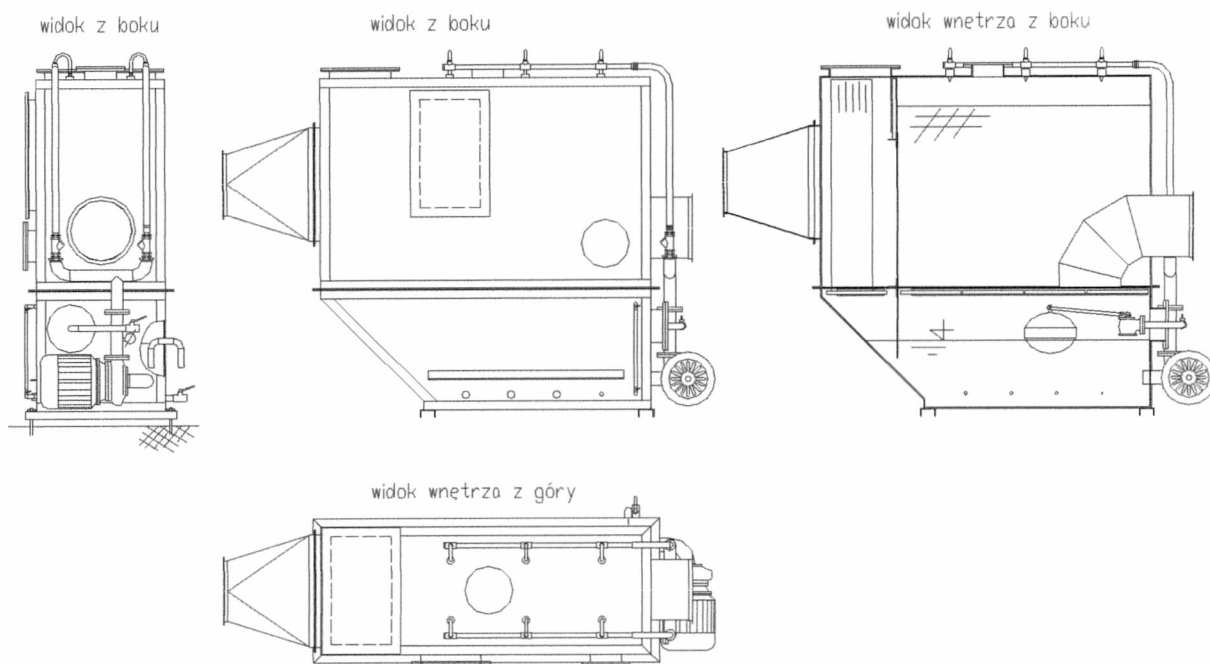
13.1.1. WSTĘP

Projekt techniczny instalacji biofiltra ze stali konstrukcyjnej wykonuje się na podstawie danych gabarytowych uzyskanych w projekcie technologicznym.

Ze względu na korozyjne działanie wody nawilżacz korzystnie jest wykonać ze stali kwasoodpornej, a jeżeli bilans kosztów na to nie pozwoli można go wykonać ze stali węglowej a następnie ocynkować. W tej sytuacji szczególnie ważnym staje się dobre przygotowanie podłoża, łącznie z odtłuszczeniem powierzchni i szlifowaniem spoin. Projektant może też zastosować tworzywa sztuczne ze szczególnym wskazaniem na wysokiej gęstości polipropylen modyfikowany o obniżonej prędkości sieciowania wewnętrznego, zjawiska mającego wpływ na obniżenie wytrzymałości materiału wskutek obniżenia jego elastyczności. Konstrukcja nawilżacza musi uwzględniać możliwość kontrolowania drożności dysz, możliwość dostępu do zaworów pływakowych, rusztu etc.

Nawilżacz powinien być posadowiony na nagwintowanych stopach, które pozwalają ustawić dokładnie pion urządzenia. W przeciwnym razie część cieczy może nieproduktywnie spływać po ścianach urządzenia.

Nawilżacz można projektować jako urządzenie o przeciwprądowym przepływie faz, a jeśli nie ma takiej możliwości o przepływie krzyżowym. Nawilżacze krzyżowe nie zapewniają tak dobrych warunków wymiany masy ale ze względu na swoje gabaryty i spójną bryłę mogą stanowić cenną alternatywę tam gdzie ilość miejsca do dyspozycji jest ograniczona.



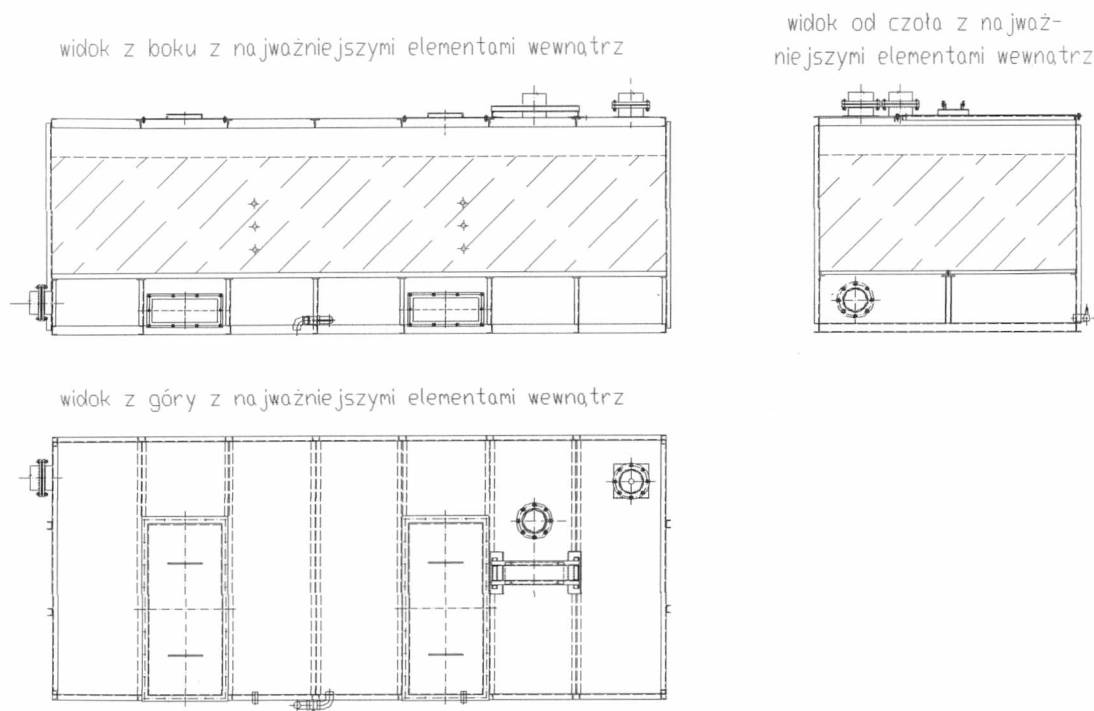
Rysunek 13.1. Nawilzacz o krzyżowym przepływie faz.

Biofiltr wykonuje się na planie prostopadłościanu wewnątrz którego wbudowany jest jeden lub więcej rusztów. Organizacja przepływu gazu może być dwójaka: od góry lub od dołu.

Z konstrukcyjnego punktu widzenia, poszycie biofiltra nie powinno pełnić funkcji nośnej. W biofiltrze powinny wystąpić dwie struktury:

1. poszycie, które powinno spełniać następujące funkcje:
 - szczelność,
 - sztywność,
 - termoizolacyjność,
 - wytrzymałość korozyjną,
 - walory estetyczne.
2. konstrukcja nośna, która powinna zapewnić:
 - wytrzymałość wyboczeniową,
 - odporność korozyjną.

Konstruktor powinien uwzględnić w projekcie występowanie naprężeń termicznych i z tego powodu nie powinien sztywno łączyć poszycia z konstrukcją nośną. Typową konstrukcję biofiltra przedstawia rysunek 13.2.



Rysunek 13.2. Biofiltr kontenerowy.

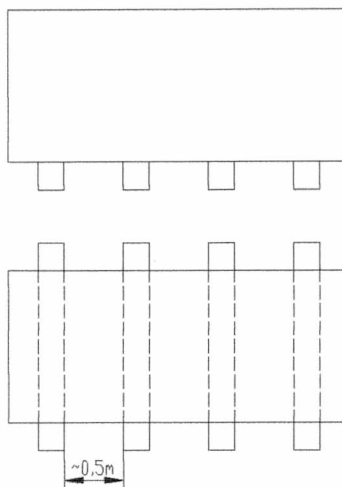
Dopuszcza się zblokowanie biofitra z innymi urządzeniami instalacji jak: wentylator, emitor, elementy przewodów wentylacyjnych, inne. Konstrukcja biofitra powinna uwzględniać prostotę wymiany złoża.

Biofiltry można wykonywać ze stali węglowych z powłokami ochronnymi nanoszonymi tradycyjnie, jednak dopuszcza się stosowanie tworzyw sztucznych podobnie jak w przypadku nawilzacza.

13.1.2. OBLICZENIA KONSTRUKCYJNE

Przedstawione zasady obliczeniowe znajdują zastosowanie zarówno do obliczeń dla biofitra jak i nawilzacza.

Zbiorniki otwarte prostokątne oblicza się za pomocą wzorów dotyczących zginania płyt. Przyjmuje się, że ściany i dno zbiornika są obciążone ciśnieniem hydrostatycznym. Dno zbiornika może być posadowione na poduszce piaskowej, wówczas nie podlega zginaniu, a jego grubość przyjmuje się taką, jak grubość ścian z nim połączonych. Częściej jednak jest ustawione na równoległych podporach o rozstawie umożliwiającym jego oględziny i konserwację – 0,5 m.



Rysunek 13.3. Rozmieszczenie podpór zbiornika prostokątnego.

Blachę dna traktujemy jako płytę zginaną walcowo, której grubość wyznaczamy ze wzoru:

$$g \geq b \sqrt{\frac{n \cdot p}{k_g}} + C, \quad (13.1)$$

w którym:

b – szerokość wolnej przestrzeni mierzonej między podporami,

η – współczynnik kształtu zależny od stosunku wymiarów b/a przy czym $b \leq a$, z tabeli 6.1

p – ciśnienie hydrostatyczne [MN/m^2],

k_g – dopuszczalne naprężenie na zginanie. Dla stali miękkich można przyjmować 140 MN/m^2 lub

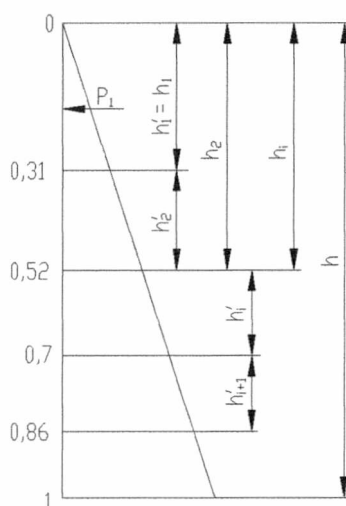
$$k_g = \frac{Q_r}{x_Q} = \frac{200}{1,2} = 160 \text{ MN/m}^2 \quad (13.2)$$

C – dodatek na korozję – należy przyjąć $0,1 \text{ mm/rok}$, dla specjalnych warunków określić na podstawie badań.

Tabela 13.1. Wartości współczynników η i η' stosowanych przy obliczaniu grubości płyt prostokątnych poddanych ciśnieniu p .

Stosunek wymiarów b/a			0	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0
Płyta na obrzeżu	zamocowana	η	0,5	0,41	0,37	0,32	0,27	0,23	0,19
	Podparta	η'	0,75	0,62	0,55	0,47	0,40	0,35	0,29

Ściany płaskie są obciążone ciśnieniem hydrostatycznym zwiększającym się liniowo od zera na poziomie cieczy do $p = \rho \cdot g \cdot h$ u dna. W celu zmniejszenia grubości blachy, z której są wykonane ściany, można stosować pionowe lub poziome żebra umieszczone wewnątrz lub zewnątrz zbiornika. Żebra poziome można łączyć ściągami. Odległość między ściągami powinna się zmniejszać w kierunku dna (rysunek 13.4). Odległości te, podane w tabeli 13.2, ustalono przy założeniu, że momenty gnące na każdym poziomie są równe.



Rysunek 13.4. Rozmieszczenie wzmocnień ściennych.

Tabela 13.2. Odległości wzmocnień zbiorników prostokątnych.

Liczba ściągow	h'_1	h'_2	h'_3	h'_4	h'_5
1	0,6h	0,4h			
2	0,45h	0,3h	0,25h		
3	0,37h	0,25h	0,21h	0,17h	
4	0,31h	0,21h	0,18h	0,16h	0,14

Na takie samo równomierne obciążenie P_i oblicza się samo żebrowanie, dla którego wymagany wskaźnik zginania wynosi:

$$w_x \geq \frac{P_i \cdot e_i}{12 \cdot k_g} \quad (13.3)$$

gdzie e_i – rozstaw ściągow.

Jeżeli mamy żebrowanie krzyżowe – wewnątrz poziome, a na zewnątrz pionowe lub odwrotnie – to wskaźnik zginania żeber wynosi:

$$w_x \geq \frac{P_1 \cdot e_i}{19 \cdot k_g} \quad (13.4)$$

Zbiorniki prostokątne instaluje się najczęściej w pomieszczeniach krytych, natomiast na przestrzeni otwartej na ogół buduje się zbiorniki cylindryczne. Zbiorniki należy tak projektować, aby można je było wykonywać z arkuszy blach o znormalizowanych wymiarach, które w czasie montażu nie wymagałyby obcinania. Buduje się je jako całkowicie spawane stosując do łączenia poszczególnych blach spoiny czołowe, pachwinowe do łączenia ścian z dnem oraz żebrowania i wieńca górnego, narożnikowe do łączenia prostopadłych ścian między sobą. Wielkie jednostki spawa się na miejscu, a mniejsze w zakładzie prefabrykacyjnym.

Najmniejsza wymagana grubość ścianki elementu wynosi:

$$g = g_0 + c_2 + c_3 \quad (13.5)$$

gdzie:

g_0 – obliczeniowa grubość ścianki, uwarunkowana naprężeniami tylko od p_0 przy t_0 , mm,

c_2 – naddatek grubości ścianki na ścieranie się jej pod wpływem działań mechanicznych i chemicznych w czasie pracy elementu, mm,

c_3 – naddatek grubości ścianki ze względu na występowanie w niej dodatkowych naprężeń nie pochodzących od ciśnienia p_0 , mm.

Grubość nominalna wyrobu hutniczego przeznaczonego na element naczynia lub grubość nominalna gotowego elementu powinna spełniać następujący warunek:

$$g_n \geq g + c_1 \quad (13.5)$$

gdzie:

g_n – grubość nominalna wyrobu hutniczego przeznaczonego na element lub grubość nominalna gotowego elementu, mm,

c_1 – naddatek grubości równy sumie odchyłki minusowej dla grubości wyrobu hutniczego, przeznaczonego na element i odchyłki minusowej, uwzględniającej zmniejszenie grubości ścianki w czasie przerobu wyrobu hutniczego na element, mm.

Grubość ścianki powłoki walcowej w zbiornikach oblicza się ze wzoru:

$$g_o = \frac{D_z p_{ow}}{\frac{2.3}{a} k_r z + p_w} \quad (13.6)$$

gdzie:

D_z – średnica zewnętrzna powłoki walcowej [m]

p_{ow} – ciśnienie wewnętrzne [m]

k_r – naprężenia dopuszczalne na rozciąganie [MPa]

a – współczynnik bezpieczeństwa [-]

z – współczynnik wytrzymałościowy spoiny [-]

Tabela 13.3. Wartości współczynnika bezpieczeństwa.

$\frac{D_z}{D_w}$	$\leq 1,4$	1,5	1,6	1,7	1,8	1,9	2,0
A	1,000	1,025	1,050	1,075	1,100	1,125	1,150

Gdzie D_w – średnica wewnętrzna

13.2. ANALIZA EKONOMICZNA

Brak instalacji do oczyszczania gazów odlotowych oznacza emisję zanieczyszczeń do środowiska i konieczność ponoszenia z tego tytułu opłat za gospodarcze korzystanie ze środowiska. Zastosowanie biofiltra ogranicza bądź eliminuje tę emisję, w efekcie nie ma podstaw do ponoszenia tych opłat. Producent generuje oszczędności, produkcja staje się tańsza. Poziom oszczędności powinien stanowić motywację dla inwestorów do budowy tego typu instalacji oszczędzających środowisko i stanowić źródło zwrotu poniesionych kosztów w akceptowanym przez inwestora okresie ok. 10 lat.

Aby sprawdzić, czy oszczędności kosztów osiągnięte przez ZETKAMĘ i INCO-VERITAS mogą stanowić źródło zwrotu poniesionych nakładów porównajmy wydatki ponoszone na bieżącą eksploatację biofiltra z kwotą osiąganych oszczędności dla obu inwestycji.

13.2.1. INCO VERITAS

W przypadku INCO VERITAS, koszt budowy instalacji wraz z zakupem gruntu pod instalację ukształtował się na poziomie 101,6 tys. zł. Biofiltr pracuje 170 godzin w miesiącu. W wyniku wykorzystania określonych procesów technologicznych będzie emitowanych 1250 m³/h gazów zawierających łącznie w skali roku 285 kg octanu etylu.

Kwotę rocznych oszczędności związanych z brakiem opłat ekologicznych obliczamy w następujący sposób:

$$O = E \times s \quad (15.1)$$

gdzie: O – oszczędności z tytułu niepłacenia opłat ekologicznych [zł],

E – emisja zanieczyszczeń [kg],

s – stawka opłat ekologicznych [zł/kg].

Zgodnie z obowiązującymi w 1999 r. przepisami¹ opłata za wprowadzanie 1 kg octanu etylu, do atmosfery wynosiła 0,81zł. Oznacza to, że kwota oszczędności, jaką inwestor oczekiwał zrealizować rocznie po zainstalowaniu biofiltra wynosiła 230,85 zł.

W trakcie eksploatacji biofiltra przewiduje się zużycie wody w ilości 0,004 kg na 1 m³ gazów odlotowych, czyli w okresie roku ok. 10,2 tony oraz zapotrzebowanie na energię elektryczną związaną z pracą wentylatora, pompy obiegowej, nawilzacza oraz grzałki wody w zbiorniku tego nawilzacza w wysokości 10,53 MWh rocznie. Pracochłonność obsługi instalacji wynosi 1 godzinę dziennie, czyli 365 godzin w roku.

Ponadto przewiduje się wymianę złoża organicznego co 4 lata. Jednorazowy koszt usunięcia i powtórnego położenia medium wynosić będzie w cenach obecnych ok. 2 500 zł, średniorocznie – 625 zł.

Dane te umożliwiły policzenie kosztów eksploatacji biofiltra, a wyniki tych obliczeń zawarte są w tabeli 15.1.

Tabela 13.4. Koszty bieżącej eksploatacji biofiltra- INCO-VERITAS.

Składnik kosztów	Jednostka	Ilość	Cena zł	Koszt w skali roku zł
Zużycie wody	T	10,2	1,8	18
Zużycie energii elektrycznej	MWh	10,53	150	1 580
Koszt zatrudnienie obsługi	roboczogodziny	365	12	4 380
Koszt wymiany medium				625
Razem				6 603

¹ Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 30 grudnia 1997 roku w sprawie opłat za wprowadzanie substancji zanieczyszczających do powietrza oraz za usuwanie drzew lub krzewów (Dz. U. Nr 162, poz.1117 z późn. zmianami)

Z przedstawionych powyżej danych wynika, że koszty bieżącej eksploatacji biofiltra są wyższe 29 razy od kwoty bieżących oszczędności z tytułu opłat za emisję octanu etylu.

W takim razie powstaje pytanie jak wysoka powinna być stawka opłaty za wprowadzenie do atmosfery 1 kg octanu etylu, aby spełniała ona funkcję parametru rachunku ekonomicznego, a oszczędności stanowiła źródło zwrotu poniesionych nakładów na budowę biofiltra?

W celu oszacowania tej stawki posłużono się metodę dyskontową uproszczonego rachunku ekonomicznego. Obliczono wskaźnik wartości zaktualizowanej netto (*Net Present Value* - *NPV*), która wyraża różnicę między wartością zdyskontowanych na dany moment przychodów i kosztów. Jeżeli projekt inwestycyjny ma być opłacalny dla przedsiębiorstwa, wartość NPV dla tej inwestycji musi być dodatnia lub co najmniej równa zero, co oznacza, że zdyskontowane przychody przewyższają lub są co najmniej równe kosztom.

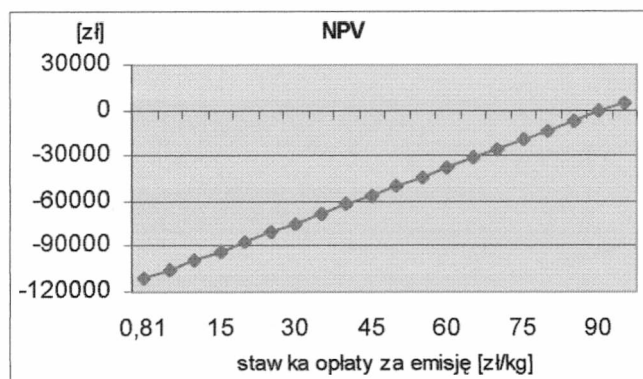
Ujemna wartość NPV świadczy natomiast o niższej od granicznej stopie rentowności przedsięwzięcia, którą jest przyjęta stopa dyskonta. Jego realizacja będzie zatem nieopłacalna z punktu widzenia interesów finansowych przedsiębiorstwa.

Do obliczeń przyjęto stopę dyskonta w wysokości 10%. Zbudowano strumienie korzyści i kosztów związanych z budową i eksploatacją biofiltra, w taki sposób, aby wskaźnik efektywności NPV osiągnął w okresie 10 lat eksploatacji wartość 0. Oznaczać to będzie zwrot poniesionych kosztów z osiągniętych oszczędności, do których zaliczono:

- oszczędności związane z niepłaceniem opłat za korzystanie ze środowiska,
- oszczędności podatkowe związane z zaliczeniem kosztów eksploatacji biofiltra i jego amortyzacji do kosztów uzyskania przychodów i zmniejszeniem kwoty podatku dochodowego odprowadzanego przez spółkę do budżetu.

Parametrem zmiennym była stawka opłaty za wprowadzenie zanieczyszczenia do powietrza. Stopę amortyzacji przyjęto w wysokości 10%, a stopę podatkową w wysokości 30% rocznie.

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń ustalono, że wskaźnik NPV osiągnął wartość 0 dla stawki równej 90,77 zł, a więc wyższej od aktualnie stosowanej 112 razy. Graficzny sposób wyznaczenia wysokości tej stawki przedstawia rysunek 13.5.



Rysunek 13.5. Graficzny sposób wyznaczenia wysokości stawki opłaty za emisję, dla której $NPV=0$ (INCO-VERITAS).

Kształtowanie się strumieni wydatków i oszczędności dla tak ustalonej stawki opłat za emisję 1 kg octanu etylu przedstawia tabela 13.5.

Tabela 13.5. Strumienie kosztów i oszczędności związane z budową i eksploatacją biofiltra spełniające kryterium efektywności ekonomicznej: $NPV=0$ (INCO-VERITAS).

WYSZCZEGÓLNIENIE	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Wydatki	101600	9335	9335	9335	9335	9335	9335	9335	9335	9335	9335
1) Nakład inwestycyjny	101600										
2) Wydatki bieżące											
- zużycie wody		18	18	18	18	18	18	18	18	18	
- zużycie energii elektrycznej		1580	1580	1580	1580	1580	1580	1580	1580	1580	1580
- koszt obsługi		4380	4380	4380	4380	4380	4380	4380	4380	4380	4380
- koszt wymiany medium		625	625	625	625	625	625	625	625	625	625
3) Wzrost podatku dochodowego		2732	2732	2732	2732	2732	2732	2732	2732	2732	2732
Oszczędności		25870	25870	25870	25870	25870	25870	25870	25870	25870	25870
1) Oszczędności z tytułu podatku dochodowego											
2) Oszczędności z tytułu opłat ekologicznych		25870	25870	25870	25870	25870	25870	25870	25870	25870	25870
Saldo netto kosztów i oszczędności	-101600	16535	16535	16535	16535	16535	16535	16535	16535	16535	16535
Saldo zdyskontowane	-101600	15032	13665	12423	11294	10267	9334	8485	7714	7012	6375
Skumulowane saldo	-101 600	-86568	-72903	-60480	-49187	-38920	-29586	-21101	-13387	-6375	

Należy przy tym zauważyć, że ze względu na poziom oszczędności z tytułu braku opłat za gospodarcze korzystanie ze środowiska, znacznie wyższy niż poziom kosztów związanych z eksploatacją biofiltra oszczędności podatkowe nie występują, przeciwnie

wzrasta podstawa opodatkowania w spółce, zwiększają się wydatki związane z odprowadzeniem podatku dochodowego do budżetu.

Przeanalizowany przykład potwierdza pogląd, że system opłat nie ma charakteru zachęcającego do inwestycji.

13.2.2. ZETKAMA SA

Drugim przykładem jest biofiltr wybudowany w FAP ZETKAMA SA w Kłodzku. Koszt budowy instalacji wyniósł 450 tys. zł. Koszty zakupu gruntu pod instalację pominięto, ponieważ została wybudowana na działce, która była własnością inwestora.

Ponieważ przewiduje się pracę dwuzmianową szacowana roczna emisja ksyleny wyniesie 5385 kg.

Analogicznie jak w pierwszym przykładzie badamy, czy oszczędności kosztów związanych z nie ponoszeniem opłat na emisję gazów osiągnięte przez ZETKAMA mogą stanowić źródło zwrotu poniesionych nakładów. W tym celu porównamy wydatki ponoszone na bieżącą eksploatację biofiltra z kwotą osiąganych oszczędności.

Ponieważ opłata za wprowadzanie 1 kg ksyleny do atmosfery wynosiła w 1999r. 0,80 zł/kg, kwotę oszczędności, jaką inwestor oczekiwał zrealizować rocznie po zainstalowaniu biofiltra oszacowano na poziomie 4 308 zł.

W trakcie eksploatacji biofiltra przewiduje się, że roczne zużycie wody będzie wynosić ok. 196 t, a zużycie energii elektrycznej ok. 202 MWh. Pracochłonność obsługi instalacji oceniono na 2 godziny dziennie, czyli 730 godzin w roku.

Ponadto przewiduje się wymianę złoża organicznego co 3 lata. Jednorazowy koszt usunięcia i powtórnego położenia medium wynosić będzie w cenach obecnych ok. 35 000 zł, średniorocznie – 11 666 zł. Tabeli 13.6 przedstawia kalkulację rocznych kosztów eksploatacji analizowanego biofiltra.

Tabela 13.6. Koszty bieżącej eksploatacji biofiltra – ZETKAMA.

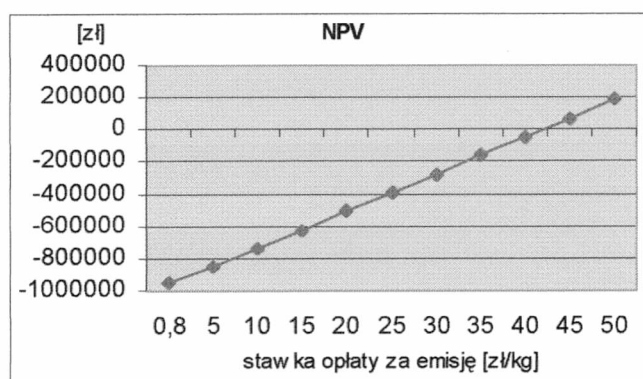
Składnik kosztów	Jednostka	Ilość	Cena zł	Koszt w skali roku zł
Zużycie wody	t	196	2	392
Zużycie energii elektrycznej	MWh	202	270	54 588
Koszt zatrudnienie obsługi	roboczogodziny	730	8,43	73 847
Koszt wymiany medium				11 666
Razem				140 493

Koszty bieżącej eksploatacji biofiltra w firmie ZETKAMA są 33 razy wyższe od kwoty bieżących oszczędności z tytułu opłat za emisję gazów.

W celu określenia wysokości stawki opłaty za emisję zanieczyszczeń do środowiska zastosujemy tę samą metodę oszacowania stawki opłat jak dla instalacji INCO-VERITAS. Wyznamy wysokość stawki tak, aby wskaźnik efektywności NPV osiągnął w okresie 10 lat eksploatacji wartość 0. Oznaczać to będzie zwrot poniesionych kosztów z osiągniętych oszczędności, do których zaliczono:

- oszczędności związane z niepłaceniem opłat za korzystanie ze środowiska,
- oszczędności podatkowe związane z zaliczeniem kosztów eksploatacji biofiltra i jego amortyzacji do kosztów uzyskania przychodów i zmniejszeniem kwoty podatku dochodowego odprowadzanego przez spółkę do budżetu.

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń ustalono, że wskaźnik NPV osiągnął wartość 0 dla stawki równej 41,93 zł, a więc wyższej od aktualnie stosowanej 52 razy. Graficzny sposób wyznaczenia wysokości tej stawki przedstawia rysunek 13.7.



Rysunek 13.6. Graficzny sposób wyznaczenia wysokości stawki opłaty za emisję, dla której $NPV=0$ (ZETKAMA).

Kształtowanie się strumieni wydatków i oszczędności dla tak ustalonej stawki opłat za emisję 1 kg ksyleny przedstawia tabela 13.7.

Tabela 13.7. Strumienie kosztów i oszczędności związane z budową i eksploatacją biofiltra spełniające kryterium efektywności ekonomicznej: NPV=0 (ZETKAMA).

Wyszczególnienie	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Wydatki	450000	152592	152592	152592	152592	152592	152592	152592	152592	152592	152592
1) Nakład inwestycyjny	450000										
2) Wydatki bieżące											
- zużycie wody		392	392	392	392	392	392	392	392	392	392
- zużycie energii elektrycznej		54588	54588	54588	54588	54588	54588	54588	54588	54588	54588
- koszt obsługi		73847	73847	73847	73847	73847	73847	73847	73847	73847	73847
- koszt wymiany medium		11666	11666	11666	11666	11666	11666	11666	11666	11666	11666
3) Wzrost podatku dochodowego		12101	12101	12101	12101	12101	12101	12101	12101	12101	12101
Oszczędności		225828	225828	225828	225828	225828	225828	225828	225828	225828	225828
1) Oszczędności z tytułu podatku dochodowego											
2) Oszczędności z tytułu opłat ekologicznych		225828	225828	225828	225828	225828	225828	225828	225828	225828	225828
Saldo netto kosztów i oszczędności	-450000	73235	73235	73235	73235	73235	73235	73235	73235	73235	73235
Saldo zdyskontowane	-450000	66578	60525	55023	50021	45473	41340	37581	34165	31059	28235
Skumulowane saldo	-450000	-383422	-322897	-267874	-217854	-172380	-131041	-93459	-59294	-28235	

Wnioski z przeprowadzonej analizy są takie same jak dla przykładu pierwszego: system opłat nie ma charakteru motywującego.

Dodatkowo przeprowadzono porównanie instalacji w zakresie efektywności techniczno-ekonomicznej (tabela 13.8).

Tabela 13.8. Porównanie instalacji INCO-VERITAS i ZETKAMA.

Lp.	Wyszczególnienie	Jednostka	INCO-VERITAS	ZETKAMA
1.	Objętość złoza	m ³	9,75	140
2.	Natężenie przepływu gazu	Nm ³ /h	1 250	12 000
3.	Strumień zanieczyszczeń	kg/a	285	5 386
4.	Nakłady inwestycyjne	zł	100 000	450 000
5.	Koszty eksploatacji	zł	6 603	72 800
6.	Wskaźnik: nakłady inwestycyjne/produkcja zanieczyszczeń	zł/kg	351	84
7.	Wskaźnik: koszty eksploatacji/produkcja zanieczyszczeń	zł/kg	23	26

Znacznie korzystniejszy wskaźnik nakładów inwestycyjnych na 1 kg oczyszczonych gazów otrzymaliśmy dla instalacji ZETKAMA: 84 zł/kg. Oznacza to, że wydatkowanie

środków finansowych na budowę dużej instalacji okazało się bardziej efektywne ekonomicznie ze względu na ilości oczyszczanych gazów.

Poziom wskaźników kosztów eksploatacji poniesionych na oczyszczenie 1 kg gazu jest porównywalny dla obu instalacji. Na ich kształtowanie wpłynęły przede wszystkim takie czynniki jak:

- różny czas pracy: w INCO-VERITAS praca jednozmianowa,
w ZETKAMIE praca dwuzmianowa,
- znaczna różnica w cenie energii elektrycznej przyjęta do obliczeń na podstawie informacji inwestora: w INCO-VERITAS – 150 zł/MWh,
w ZETKAMIE – 270 zł/MWh.

14. SPIS OZNACZEŃ

Symbol	opis	jednostka
c_G	stężenie zanieczyszczenia w fazie gazowej	g/m^3 gazu
c_C	stężenie zanieczyszczenia w fazie wodnej	mol/m^3 wody lub g/m^3 wody
H	stała Henry'ego	
c_C	stężenie zanieczyszczenia w rdzeniu fazy wodnej	g/m^3
c_C^*	stężenie zanieczyszczenia w fazie wodnej w stanie równowagi z jego stężeniem w fazie gazowej	g/m^3
T	czas	s
k_t	współczynnik przenikania masy	h^{-1}
c_G	stężenie zanieczyszczenia w fazie gazowej	g/m^3
V_C	objętość fazy wodnej	m^3
V_G	objętość fazy gazowej	m^3
c_{ads}	stężenie zaadsorbowanej substancji	
c_C	stężenie zanieczyszczenia w fazie ciekłej	
k_f	stała adsorpcji Freundlicha	
N	stała	
c_{ads}	stężenie zaadsorbowanej substancji	
c_C	stężenie zanieczyszczenia w fazie ciekłej	
k_L	stała adsorpcji Langmuira	
c_{max}	stężenie maksymalne opisujące stan gdy wszystkie miejsca aktywne są zajęte	
M_G	masa zanieczyszczenia zawarta w gazie odniesiona do objętości biofiltra	
M_{ads}	masa zanieczyszczenia zawarta w fazie wodnej lub stałej odniesiona do objętości biofiltra	
k_m	współczynnik opisany jako stosunek masy zanieczyszczenia zatrzymanego w fazie wodno-stałej do masy zanieczyszczenia w powietrzu w dowolnym punkcie biofiltra	
c_C	stężenie zanieczyszczenia w fazie wodnej	$\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$
k_{max}	maksymalna prędkość biodegradacji	$\text{mol} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}$
K_M	stała połowicznego nasycenia	$\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$
X	gęstość lub stężenie biomasy	g/m^3
μ	współczynnik proporcjonalności, stała wzrostu	s^{-1}
μ_{max}	maksymalna szybkość wzrostu	s^{-1}
K_m	stała połowicznego wzrostu	
K_i	stała inhibicji	
Ψ	potencjał wody	$0.1 \cdot \text{MPa}$
R	stała gazowa	$8.314 \text{ Jmol}^{-1} \text{K}^{-1}$

a_w	aktywność wody rozumiana jako względna wilgotność* 10^{-2}	
V_w	cząsteczkowa objętość molowa czystej wody	0.018 L mol^{-1}
r_w	promień menisku	m
γ	napięcie powierzchniowe wody	$\text{N} \cdot \text{m}^{-1}$
c_G	stężenie zanieczyszczenia w gazie	g/m^3
c_{Gi}	stężenie zanieczyszczenia w gazie na wlocie do biofiltra	g/m^3
h	wysokość położenia w biofiltrze	m
K_1	stała szybkości reakcji 1-rzędowej	s^{-1}
v_a	prędkość powierzchniowa	m/s
K_0	stała szybkości reakcji 0-rzędowej	$\text{g/m}^3 \cdot \text{s}$
D_{ef}	kinematyczny współczynnik dyfuzji	m^2/s
a	powierzchnia właściwa	m^2/m^3
δ	grubość biofilmu	m
k_0	stała szybkości biodegradacji dla danego składnika	$\text{g/m}^3 \cdot \text{s}$
f_e	efektywna grubość biofiltra	m
D	prędkość dyfuzji	m^2/s
c_{gazu}	stężenie gazu	mg/m^3
a	powierzchnia właściwa	m^2/m^3
h	czas	s
W	współczynnik obciążenia fazą gazową	$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$
c	stężenie w fazie gazowej	kg/m^3
D	współczynnik wzdłużnej dyfuzji fazy gazowej	m^2/s
x	odległość do przebycia w filtrze	m
t	czas	s
V	prędkość powietrza	m/s
c_{ads}	stężenie w fazie stałej / wodnej	g/m^3
Θ	porowatość materiału	m^2/m^3
k	stała szybkości transferu masy (prędkość rozkładu)	
k_h	stała równowagi: stosunek stężenia w fazie wodnej / gazowej do stężenia w fazie gazowej (quasi stała Henry'ego)	
W_r	szybkość biodegradacji	$\text{g/m}^3 \cdot \text{s}$
b_1	stała biodegradacji pierwszego rzędu	1/s
M_{ads}	masa zanieczyszczeń w fazie stałowodnej	mg
M_{air}	masa zanieczyszczeń w powietrzu	mg
O	obciążenie złoża	$\text{g/m}^3 \cdot \text{s}$
c_{sr}	średnie stężenie w założonej objętości złoża – sens fizyczny zinterpretowano na rysunku 6.3	g/m^3
$\dot{V}$	objętościowe natężenie przepływu	m^3/s
V	założona objętość złoża	m^3
W_r	prędkość biodegradacji	$\text{g/m}^3 \cdot \text{s}$

Δc	różnica stężeń przed i za złożem	g/m^3
u_g	prędkość gazu	m^3/s
h	wysokość złoża	m
$p_{nA}(t)$	oznacza prężność pary nasyconej H_2O w zależności od temperatury	
V	natężenie przepływu gazu	m^3/s
A	powierzchnia prostopadła do kierunku przepływu strumienia gazu	m^2
w	prędkość strumienia gazu liczona na pusty przekrój biofiltra	m/s

Spis rysunków

Rysunek 3.1. Schemat instalacji biofiltra.....	7
Rysunek 3.2. Schemat blokowy operacji jednostkowych wchodzących w skład instalacji biofiltracji.....	8
Rysunek 3.3. Podłoże torfowe przed rozwojem błony biologicznej.	9
Rysunek 3.4. Podłoże torfowe z rozwiniętą błoną biologiczną.	10
Rysunek 3.5. Kompostowe złożo biofiltra.	11
Rysunek 3.6. Złożo biofiltracyjne spulchnione przy pomocy zrąbków drewna.	11
Rysunek 3.7. Obszary stosowalności technologii oczyszczani gazów [5].	12
Rysunek 3.8. Nomogram do wstępnej oceny prędkości przepływu gazów przez złożo biofiltra.	17
Rysunek 4.1. Transport zanieczyszczenia z fazy gazowej do ciekło–stałej.	21
Rysunek 4.2. Transport masy w tradycyjnych systemach wymiany masy [11].....	23
Rysunek 4.3. Transport masy w biofiltrach[5].....	24
Rysunek 4.4. Transport masy w biofiltrach.	24
Rysunek 5.1. Wpływ temperatury na przebieg biodegradacji dichlorometanu[30].	35
Rysunek 5.2. Temperaturowy zakres stosowalności różnych mikroorganizmów.	36
Rysunek 5.3. Zmienność pH w zależności głębokości warstwy wodnej [15].	38
Rysunek 6.1. Zasady wyboru sytuacji, która opisuje kinetykę biofiltracji.	43
Rysunek 6.2. Przebieg krzywych modelowych i rzeczywistych zmienności stężeń zanieczyszczeń w biofiltrze.	52
Rysunek 7.1. Schemat doświadczalnej instalacji laboratoryjnej do badań procesu biofiltracji.....	54
Rysunek 7.2. Widok instalacji laboratoryjnej do badania procesu biofiltracji.	55
Rysunek 7.3. Przebieg zmian stężenia ksylenu na złożu kompostowym.	59
Rysunek 7.4. Zależność szybkości biofiltracji ksylenu od obciążenia złoża kompostowego.	59
Rysunek 7.5. Przebieg zmian stężenia na złożu torfowym.	61
Rysunek 7.6. Zależność szybkości biofiltracji ksylenu od obciążenia złoża torfowego. .	62
Rysunek 7.7. Przebieg zmian stężenia octanu etylu na złożu kompostowym.	65
Rysunek 7.8. Zależność szybkości biofiltracji octanu etylu ksylenu od obciążenia złoża torfowego.....	65
Rysunek 7.9. Schemat ideowy biofiltra w skali pilotowej.....	67
Rysunek 7.10. Biofiltr pilotowy na stanowisku pomiarowym.....	68

Rysunek 7.11. Biofiltr pilotowy na stanowisku pomiarowym.	70
Rysunek 8.1. Podobieństwa przebiegu szybkości biodegradacji dla różnych zanieczyszczeń.	74
Rysunek 8.2. Teoretyczne charakterystyki biodegradacyjne różnych złożeń dla różnych zanieczyszczeń.	74
Rysunek 8.3. Funkcja logistyczna, postać ogólna.	76
Rysunek 8.4. Funkcja logistyczna, postać dopasowana do potrzeb modelowania procesów biodegradacji.	76
Rysunek 8.5. Możliwości modyfikacji funkcji logistycznej.	77
Rysunek 8.6. Wyniki zastosowania modelu dla różnych zanieczyszczeń.	81
Rysunek 8.7. Obszary stosowalności modeli biofiltracji.	83
Rysunek 9.1. Schemat blokowy procesu inwestycyjnego budowy instalacji biofiltra....	88
Rysunek 9.2. Nawilżacz kolumnowy przeciwprądowy.	89
Rysunek 9.3. Nawilżacz komorowy o krzyżowym przepływie faz.	90
Rysunek 9.4. Schemat nawilżania gazów odlotowych w modelu uproszczonym.	91
Rysunek 9.5. Spadek ciśnienia w zależności od prędkości gazu dla różnych rodzajów złożeń.	94
Rysunek 10.1. Schemat procesowy instalacji biofiltracji w FAP ZETKAMA w Kłodzku.	97
Rysunek 10.2. Biofiltr FAP ZETKAMA w Kłodzku.	98
Rysunek 10.3. Adsorber ze złożem buforującym Instalacji biofiltracji w FAP ZETKAMA	98
Rysunek 10.4. Schemat procesowy instalacji oczyszczania gazów odlotowych Inco Veritas.	101
Rysunek 10.5. Porównanie wielkości instalacji FAP ZETKAMA w Kłodzku oraz INCO VERITAS CELIA w Izabelinie.	105
Rysunek 13.1. Nawilżacz o krzyżowym przepływie faz.	111
Rysunek 13.2. Biofiltr kontenerowy.	112
Rysunek 13.3. Rozmieszczenie podpór zbiornika prostokątnego.	113
Rysunek 13.4. Rozmieszczenie wzmocnień ściennych.	114
Rysunek 13.5. Graficzny sposób wyznaczenia wysokości stawki opłaty za emisję, dla której NPV=0 (INCO-VERITAS).	119
Rysunek 13.6. Graficzny sposób wyznaczenia wysokości stawki opłaty za emisję, dla której NPV=0 (ZETKAMA).	121

SPIS TABEL

Tabela 2.1. Stałe równowagi dla wybranych rozpuszczalników organicznych [32].....	6
Tabela 3.1. Zalety i wady technologii oczyszczania gazów odlotowych [5].....	13
Tabela 3.2. Klasyfikacja bioreaktorów do oczyszczania gazów [5].....	15
Tabela 3.3. Zastosowanie biofiltracji do oczyszczania gazów odlotowych.....	18
Tabela 7.1. Wyniki badań biofiltracji ksylenu na złożu torfowym	60
Tabela 7.2. Wyniki badań laboratoryjnych biofiltracji octanu etylu na złożu kompostowym.	62
Tabela 7.3. Wyniki biofiltracji uzyskane w I-szej serii badań pilotowych oczyszczania gazów z lakierni elementów armatury przemysłowej.	69
Tabela 7.4. Wyniki biofiltracji uzyskane w II-giej serii badań pilotowych oczyszczania gazów z lakierni elementów armatury przemysłowej.	71
Tabela 8.1. Parametry krzywej logistycznej dla różnych zanieczyszczeń.....	79
Tabela 8.2. Parametry krzywej ułamkowej wymiernej dla różnych zanieczyszczeń.....	80
Tabela 10.1. Wyniki pomiarów sprawności biofiltra w FAP ZETKAMA S.A.	100
Tabela 10.2. Wyniki pomiarów sprawności biofiltra w INCO-VERITAS Celia.....	102
Tabela 10.3. Porównanie parametrów technicznych instalacji FAP ZETKAMA i INCO VERITAS.....	104
Tabela 13.1. Wartości współczynników η i η' stosowanych przy obliczaniu grubości płyty	113
Tabela 13.2. Odległości wzmocnień zbiorników prostokątnych.....	114
Tabela 13.3. Wartości współczynnika bezpieczeństwa.	116
Tabela 13.4. Koszty bieżącej eksploatacji biofiltra- INCO-VERITAS.....	117
Tabela 13.5. Strumienie kosztów i oszczędności związane z budową i eksploatacją biofiltra spełniające kryterium efektywności ekonomicznej: NPV=0 (INCO- VERITAS).	119
Tabela 13.6. Koszty bieżącej eksploatacji biofiltra – ZETKAMA.	120
Tabela 13.7. Strumienie kosztów i oszczędności związane z budową i eksploatacją biofiltra spełniające kryterium efektywności ekonomicznej: NPV=0 (ZETKAMA).	122
Tabela 13.8. Porównanie instalacji INCO-VERITAS i ZETKAMA.	122

