

Lech Magrel

**Prognozowanie procesu fermentacji metanowej
mieszaniny osadów ściekowych oraz gnojowicy**



Wydawnictwo Politechniki Białostockiej
Białystok 2004

Recenzenci:

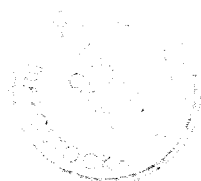
prof. dr hab. inż. Bronisław Bartkiewicz
dr hab. inż. Lech Dzienis, prof. PB

Redaktor:

Janina Demianowicz

Okładkę projektowała:

Krystyna Krakówka
Oddz. Inf. Nauk.



© Copyright by Politechnika Białostocka 2004

ISSN 0867-096X

Publikacja nie może być powielana i rozpowszechniana, w jakikolwiek sposób,
bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich

Skład, opracowanie graficzne i druk:

Dział Wydawnictw i Poligrafii Politechniki Białostockiej

SPIS TREŚCI

STRESZCZENIE	5
WSTĘP	7
1. CEL PRACY	11
2. CHARAKTERYSTYKA OSADÓW ŚCIEKOWYCH I GNOJOWICY	13
2.1. Osady z oczyszczalni ścieków komunalnych	15
2.2. Osady z oczyszczalni ścieków mleczarskich	15
2.3. Gnojowica	16
3. CHARAKTERYSTYKA PROCESU FERMENTACJI METANOWEJ OSADÓW ŚCIEKOWYCH	17
3.1. Teoretyczne podstawy procesu fermentacji	17
3.2. Parametry charakteryzujące procesy biochemiczne	22
3.3. Matematyczne i technologiczne modele kinetyki procesów fermentacji metanowej	25
3.4. Produkcja gazu w układzie nieprzepływowym i przepływowym	25
3.5. Czynniki wpływające na proces fermentacji metanowej	28
4. KONTROLA EFEKTYWNOŚCI PROCESU FERMENTACJI METANOWEJ	41
5. BADANIA WŁASNE OSADÓW ŚCIEKOWYCH, GNOJOWICY ORAZ CIECZY NADOSADOWEJ	44
5.1. Badania analityczne	44
5.2. Badania technologiczne	45
5.3. Opis modelu komory fermentacyjnej do badań wstępnych	45
5.4. Opis modelu zestawu komór fermentacyjnych do badań właściwych ..	47
5.5. Koncepcja badań	49
5.6. Statystyczna interpretacja wyników badań	50
6. WYNIKI BADAŃ FERMENTACJI METANOWEJ WYBRANYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH I GNOJOWICY	56
6.1. Tabelaryczne zestawienie wyników badań	56

6.2. Graficzna interpretacja wyników badań	68
6.2.1. Układ nieprzepływowy – statyczny	68
6.2.2. Układ przepływowy – dynamiczny	86
6.3. Ocena wyników	95
7. PROGNOZOWANIE PROCESU FERMENTACJI METANOWEJ ZMIESZANYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH	100
PODSUMOWANIE	117
WNIOSKI	120
PIŚMIENNICTWO	121
SPIS TABEL	131
SPIS RYSUNKÓW	134

Streszczenie

W niniejszej rozprawie zaprezentowano wyniki badań procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych pochodzących z oczyszczalni ścieków bytowo-gospodarczych, mleczarskich oraz gnojowicy. Szczególną uwagę zwrócono na wskaźniki decydujące o skuteczności procesu. Stwierdzono, iż istnieje możliwość wspólnej fermentacji metanowej wyżej wymienionych osadów ściekowych oraz gnojowicy. Opracowano sposób wyznaczania indeksu efektywności procesu stabilizacji beztlenowej. Na podstawie wartości indeksu można prognozować oczekiwany efekt fermentacji w wybranym dniu oraz określić czas, w którym zostanie osiągnięty założony efekt procesu, a także zmierzyć efekt procesu fermentacji metanowej.

Abstract

The paper presents the results of researches on anaerobic biodegradation of chosen sludges. It also presents the analyze of liquid manure treatment and sewage treatment in municipal and dairy waste water treatment plants located in the north eastern part of Poland. The main parameters for effectiveness of anaerobic digestion were indicated. The possibility of common digestion of liquid manure and municipal and dairy sewage sludge was proved. The indicator rate of anaerobic biodegradation velocity was working out. It is important indicator showing the expected time of anaerobic digestion to obtain decomposition of organic substances in combined sewage and liquid manure sludge.

WSTĘP

Osady ściekowe wytwarzane w oczyszczalniach ścieków stanowią poważny problem. Średnia ich ilość wynosi około 2-3% objętości ścieków dopływających do oczyszczalni, a przeróbka i unieszkodliwianie jest nieodłączną częścią procesów technologicznych oczyszczania ścieków. Osady ściekowe są poddawane procesom odwadniania i stabilizacji. Najczęściej stosuje się biologiczne tlenowe i beztlenowe, chemiczne oraz termiczne procesy stabilizacji osadów ściekowych.

Stabilizacja tlenowa jest procesem bardzo energochłonnym, ale wystarczająco efektywnym w odniesieniu do obniżki substancji organicznych. Fermentacja metanowa jest najczęściej stosowanym procesem stabilizacji osadów w średnich i dużych oczyszczalniach ścieków. Fermentację osadów stosuje się w oczyszczalniach ścieków o przepustowości minimum 5 000 m³/d, obsługujących jednostki osadnicze liczące ponad 15 000 mieszkańców (Bień 1999, 2002). W ostatnich dwudziestu latach zanotowano znaczący postęp w technologii fermentacji metanowej osadów ściekowych. Obecnie jest ona powszechnie wykorzystywana do stabilizacji osadów ściekowych, jak również do oczyszczania silnie stężonych ścieków organicznych. Według Kempy (1993) opóźnienie wiedzy w naszym kraju dotyczącej utylizacji osadów w stosunku do oczyszczania ścieków wynosi trzydzieści lat.

Ilość osadów ściekowych powstających w komunalnych oczyszczalniach ścieków w województwie podlaskim szacuje się na około 13 tys. ton suchej masy w ciągu roku, a w Polsce – około 400 tys. ton suchej masy osadów w ciągu roku. Ilość osadów powstających podczas oczyszczania ścieków mleczarskich w województwie podlaskim szacuje się na około 2 tys. ton suchej masy w ciągu roku, a w Polsce – około 10 000 ton suchej masy w ciągu roku (Magrel 1998, 2000; *Ochrona ...* 2002).

Ilość gnojowicy pochodzącej z ferm tuczu trzody chlewnej i bydła oraz z gospodarstw o obsadzie powyżej 30 sztuk (bydła lub trzody chlewnej) w województwie podlaskim szacuje się na około 8 tys. ton suchej masy w ciągu roku (dane na podstawie ankiet przeprowadzonych przez autora), a w Polsce – 130 tys. ton suchej masy w ciągu roku.

Z wykonanego bilansu ilości osadów wynika, że w województwie podlaskim procesowi fermentacji można poddać około 23 tys. ton suchej masy osadów. Stabilizacja beztlenowa osadów ściekowych w północno-wschodnim regionie Polski jest

wykorzystywana tylko w pięciu oczyszczalniach ścieków oczyszczających ścieki komunalne.

Zmiany ekonomiczne i prawne w ostatnich latach spowodowały inne podejście do zagadnienia przeróbki i unieszkodliwiania osadów ściekowych wytwarzanych w miejskich oczyszczalniach ścieków oraz w oczyszczalniach ścieków z przemysłu rolno-spożywczego (zwłaszcza mleczarskiego), a także gnojowicy. Racjonalna i bezpieczna z punktu widzenia ochrony środowiska przeróbka i wykorzystanie osadów powstających w oczyszczalniach ścieków powinna stanowić jeden z ważniejszych problemów gospodarki ściekowej. Wraz ze wzrostem ilości ścieków i stopnia ich oczyszczania rośnie także ilość powstających osadów ściekowych, a problem ich stabilizacji staje się bardzo istotny.

Beztlenowy rozkład zanieczyszczeń wykorzystywany jest w procesach oczyszczania ścieków od ponad stu lat. Wzrost zainteresowania metodami anaerobowymi i znaczący postęp w konstrukcji fermentorów obserwuje się dopiero od początku lat dziewięćdziesiątych dwudziestego wieku. Ta technologia ma szerokie możliwości zastosowania w oczyszczaniu wysokoobciążonych ścieków przemysłowych oraz w procesie stabilizacji osadów ściekowych. Systemy te są preferowane przede wszystkim ze względu na korzyści ekonomiczne, nie w kosztach inwestycyjnych, lecz przede wszystkim w kosztach eksploatacyjnych. Niskie zużycie energii, mniejszy w stosunku do systemów tlenowych przyrost biomasy osadu, ograniczenie rozprzestrzeniania się aerozoli i odorów oraz w miarę szybki rozruch, nawet po długiej przerwie w eksploatacji, determinuje upowszechnienie metod beztlenowych (Hawkes i in. 1995; Perez 1998; Han i in. 2001; Metcalf & Eddy, Inc 1991).

Surowcem w procesie beztlenowego rozkładu osadów są substancje organiczne, traktowane jako materiał odpadowy. Proces fermentacji prowadzi się w specjalnie skonstruowanych reaktorach, w których zamyka się mikroflorę bakteryjną, stwarzając jej optymalne warunki egzystencji (Hobson i in. 1993). Procesy rozkładu osadów zachodzą bez dostępu powietrza, a końcowym produktem przemian biochemicznych jest wysokoenergetyczny biogaz. Wyprodukowany gaz pofermentacyjny może być wykorzystany do celów grzewczych lub służyć do produkcji energii elektrycznej (Austermann-Haun 2002; Janczukowicz i in. 2003; Angelidaki i in. 2003). Wśród metod beztlenowych wyróżnia się technologie dotyczące beztlenowego oczyszczania ścieków oraz systemy beztlenowego rozkładu ciał stałych (głównie stabilizacji osadów ściekowych).

Nieskrępowany rozwój technologii oczyszczania ścieków oraz postępujące zaostreżenie przepisów prawnych związanych z ochroną środowiska wymusiły na właścicielach zakładów przemysłowych budowę oczyszczalni ścieków. Większość obecnie stosowanych systemów oczyszczania ścieków opiera się na metodzie osadu czynnego, więc te obiekty są źródłem odpadów, których unieszkodliwianie jest złożonym, wieloetapowym procesem. Zagadnienia związane z zagospodarowa-

niem osadów ściekowych są zatem coraz częściej poruszane na forum naukowym, jako problem wymagający natychmiastowego rozwiązania. Popularnym sposobem stabilizacji osadów ściekowych, wykorzystywanym w krajach europejskich od połowy lat pięćdziesiątych ubiegłego wieku, są techniki tlenowej mineralizacji (Zdybiewska i in. 1985). Jednakże sposoby beztlenowej przeróbki mają przewagę nad tlenowymi, gdyż uzyskiwany w tych procesach rozkładu zanieczyszczeń biogaz stanowi alternatywne źródło energii.

Dostosowywanie polskich norm prawnych do wymogów unijnych zmusza do poszukiwania skutecznych technologii przeróbki osadów ściekowych, a proces anaerobowej stabilizacji wydaje się być szczególnie odpowiedni dla osadów pochodzących z przemysłu rolno-spożywczego, a szczególnie z mleczarskiego. Pozwala on bowiem nie tylko na znaczną redukcję substancji organicznych w osadach, ale również zwiększa ich podatność na odwadnianie, usprawniając proces przeróbki osadów. Jednak najważniejszą korzyścią wynikającą ze stosowania metody beztlenowej jest produkcja biogazu, który ze względu na wysoką zawartość metanu może być wykorzystany jako źródło energii, co w rezultacie przyczynia się do redukcji kosztów eksploatacyjnych związanych z oczyszczaniem ścieków.

1. CEL PRACY

Fermentacja metanowa poszczególnych osadów ściekowych z oczyszczania ścieków komunalnych, ścieków mleczarskich i gnojowicy jest w miarę dokładnie zbadana i opisana. Proces fermentacji metanowej mieszaniny osadów ściekowych i gnojowicy nie został omówiony w literaturze polskiej i zagranicznej, więc w niniejszym opracowaniu przedstawiono analizę tego problemu.

W rozprawie przedstawiono wyniki badań własnych procesu fermentacji metanowej osadów pochodzących z oczyszczania ścieków komunalnych, mleczarskich oraz gnojowicy. Jakość osadów ściekowych oraz ich podatność na przemiany biochemiczne, w tym fermentację, oceniana jest na podstawie pomiaru szeregu właściwości (parametrów). Wyniki tych pomiarów są często niejednoznaczne, a ich interpretacja wymaga doświadczenia. Istnieje możliwość racjonalizacji doboru kryteriów oceny i doskonalenia technologii utylizacji osadów ściekowych. W pracy przedstawiono prognozowanie procesu fermentacji zmieszanych osadów ściekowych i gnojowicy.

Głównym celem pracy jest opracowanie indeksu efektywności procesu stabilizacji beztlenowej osadów ściekowych wyznaczonego na podstawie wybranych wskaźników zanieczyszczeń oznaczonych w osadach surowych oraz w osadach podczas i po zakończeniu procesu fermentacji.

Zakres opracowania obejmował realizację następujących celów cząstkowych:

1. Badanie procesu fermentacji w układzie statycznym (nieprzepływowym) i dynamicznym (przepływowym) dla osadów ściekowych pochodzących z oczyszczania ścieków komunalnych, mleczarskich oraz gnojowicy a także ich mieszanin w celu uzyskania zbioru danych wejściowych i wyjściowych niezbędnych do przeprowadzenia analizy statystycznej.
2. Określenie czynników istotnych dla procesu fermentacji mezofilowej w układzie statycznym i dynamicznym na podstawie statystycznej analizy wymiarowej istotności wpływu zmierzonych wielkości wejściowych na wielkości wyjściowe.
3. Wykorzystanie wyznaczonych czynników do opracowania syntetycznego wskaźnika – indeksu efektywności procesu fermentacji umożliwiającego ocenę zmian właściwości osadów w czasie.

4. Wykazanie praktycznej użyteczności opracowanego indeksu efektywności procesu fermentacji mezofilowej stabilizacji osadów w zróżnicowanych układach technologicznych w celu prognozowania rezultatów utylizacji osadów ściekowych oraz gnojowicy.

Jako zadanie dodatkowe przeprowadzono również analizę gospodarki osadami w oczyszczalniach ścieków komunalnych, mleczarskich oraz ferm tuczu trzody chlewnej i bydła zlokalizowanych w regionie północno-wschodniej Polski.

2. CHARAKTERYSTYKA OSADÓW ŚCIEKOWYCH I GNOJOWICY

Osady ściekowe pochodzące z różnych procesów technologicznych i oczyszczalni posiadają bardzo zróżnicowane właściwości. O charakterystyce osadów ściekowych decyduje głównie ich skład chemiczny, zawartość substancji organicznej i nieorganicznej, uwodnienie, zdolność do odwadniania, właściwości reologiczne, podatność na mineralizację, zdolność filtracyjna oraz wartość nawozowa.

Według Bienia (2002) charakterystycznymi parametrami osadów ściekowych są:

- uwodnienie, które wynosi od ponad 99% (osady wstępne, nadmierne) do poniżej 10% (osady wysuszone termicznie);
- gęstość cząstek stałych w osadach ściekowych zmieniająca się od 1,05 do 1,5 kg/m³;
- zawartość związków organicznych podatnych na biologiczny rozkład, która może wynosić od 75% s. m. w osadach surowych do 45-55% s. m. w osadach ustabilizowanych;
- zawartość związków nawozowych – azotu (2-7% s. m.) i niższa fosforu i potasu; generalnie wyższe zawartości składników nawozowych występują w osadach nieodwodnionych;
- zawartość metali ciężkich – bardzo zmienna;
- zawartość niebezpiecznych substancji organicznych – na ogół niska;
- zawartość organizmów chorobotwórczych i patogennych – największa jest w osadach surowych wstępnych, a najmniejsza w osadach ustabilizowanych i higienizowanych.

Dokładne określenie właściwości osadów ściekowych wymaga wykonania bardzo wielu różnych oznaczeń. Bardzo ważnym wskaźnikiem jakości osadów ściekowych jest ich stan sanitarny. Najczęściej spotykane rodzaje i gatunki bakterii w osadach ustabilizowanych to: *Salmonella sp.*, *Escherichia sp.*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Yersinia anthracis*, *Listeria monocytogenes*, *Vibrio cholerae*, *Mycobacterium tuberculosis*, *Leptospira sp.*, *Camylobacter sp.*, *Staphylococcus sp.*, *Streptococcus faecalis*, *Proteus vulgaris*. Brak jest kompleksowych badań mykologicznych osadów ściekowych. Rodzaje i gatunki grzybów które można spotkać w osadach ściekowych to: *Candida albicans*, *Candida krusi*, *Candida tropicalis*, *Candida guilliermondii*, *Cryptococcus neoformans*, *Trichosporon sp.*, *Aspergillus*

sp., *Aspergillus fumigatus*, *Phialophora richardsii*, *Geotrichum candidum*, *Trichophyton* sp., *Epidermophyton* sp. (Podgórski 1997).

Inne właściwości technologiczne osadów ściekowych to opór właściwy osadu, ciepło spalania, wartość nawozowa osadów. W porównaniu do nawozów mineralnych osady ściekowe zawierają mniejsze ilości azotu, fosforu i potasu, natomiast są bogatsze w te pierwiastki w porównaniu z gnojowicą. Wartość gospodarcza osadów ściekowych polega przede wszystkim na określeniu możliwości użyźniania przez organiczne nawożenie gleb.

Skład chemiczny osadów ściekowych zależy od charakteru oczyszczanych ścieków, jest zmienny i bardzo różny. Oczyszczalnie ścieków z reguły nie prowadzą stałego monitoringu osadów ściekowych, a jeżeli tak, to najczęściej oznaczają następujące wskaźniki: odczyn, uwodnienie, zawartość substancji organicznych i mineralnych, kwasowość, zasadowość, zawartość lotnych kwasów tłuszczowych, a rzadziej zawartość wybranych metali ciężkich. Średni skład chemiczny osadów ściekowych z miejskich oczyszczalni ścieków w Polsce, Szwajcarii i Stanach Zjednoczonych, a także jego zakres podano w tabeli 2.1 (Maćkowiak 1996; Przyrodnicze ... 1988).

Tabela 2.1.

Średni skład chemiczny osadów ściekowych

Wskaźnik	Jednostka	Szwajcaria		Polska		Stany Zjednoczone	
		średnio	zakres	średnio	zakres	średnio	zakres
Odczyn	[pH]	.	.	.	6,5-8,7	.	.
Substancje organiczne	[% s.m.]	43	37-49	54,65	26,88-79,14	.	.
Węgiel organiczny	[% s.m.]	.	.	.	.	26,8	19-39
Azot	[% s.m.]	37	28-46	4,2	1,74-8,35	4,2	0,5-17,6
Fosfor	[% s.m.]	52	37-66	2,7	1,53-4,91	3,0	0,5-14,3
Potas	[% s.m.]	3,0	2-4	0,28	0,06-0,69	0,3	0,02-2,64
Wapń	[% s.m.]	67	50-81	4,22	0,63-13,49	4,9	1,9-20,0
Magnez	[% s.m.]	6,0	4,7-7,6	0,58	0,19-0,98	0,48	0,03-1,92
Sód	[% s.m.]	-	-	0,14	0,05-0,69	0,73	0,01-2,19
Krzemionka	[% s.m.]	.	.	27,53	4,65-57,13	.	.
Popiół całkowity	[% s.m.]	.	.	46,28	17,96-73,16	.	.
Substancje stałe rozpuszczone	[% s.m.]	.	.	18,98	9,52-29,21	.	.
Ołów	[mg/kg s.m.]	232	100-300	134	15-308	540	58-19730
Kadm	[mg/kg s.m.]	4,0	1-6	8,0	0,9-146	16	3-3410
Cynk	[mg/kg s.m.]	1378	900-1800	1504	270-4260	1890	108-27800
Miedź	[mg/kg s.m.]	388	200-500	200	3,2-595	1000	85-10100
Nikiel	[mg/kg s.m.]	43	20-60	43	7,4-354	85	2-3520
Chrom	[mg/kg s.m.]	129	50-200	145	17-490	12350	24-28850
Mangan	[mg/kg s.m.]	.	.	376	50-1965	280	58-7100

Ze względu na duże zmiany w składzie chemicznym osadów ściekowych, osady z każdej oczyszczalni należy traktować indywidualnie.

2.1. Osady z oczyszczalni ścieków komunalnych

Ilość i jakość wytworzonych osadów zależy przede wszystkim od metod oczyszczania ścieków. Ogólnie można stwierdzić, że zaawansowane technologiczne metody oczyszczania, zapewniające usuwanie związków biogenych, powodują wytwarzanie większych ilości osadów niż proste metody (mechaniczne lub osad czynny wysokoobciążony). Skład fizyczno-chemiczny osadów ze ścieków komunalnych zależy od rodzaju i ilości ścieków wprowadzanych do kanalizacji oraz metod ich oczyszczania. W ostatnich latach odnotowano spadek zawartości metali ciężkich, które muszą być usuwane ze ścieków przemysłowych przed ich wprowadzeniem do kanalizacji miejskiej. Skład chemiczny osadów ściekowych jest zmienny w bardzo szerokim zakresie zarówno w poszczególnych oczyszczalniach, jak i w czasie eksploatacji (Dymaczewski 1997).

2.2. Osady z oczyszczalni ścieków mleczarskich

W oczyszczalniach projektowanych i budowanych do początku lat siedemdziesiątych nie zwracano uwagi na gospodarkę osadową w tych obiektach. Zmiana podejścia do tego tematu nastąpiła w latach dziewięćdziesiątych. Wcześniej gospodarka była praktycznie zawężona do biostabilizacji osadu w komorach osadu czynnego o długim czasie napowietrzania oraz odwadniania osadów na poletkach. Rozwiązania tego typu były korzystne w małych oczyszczalniach. W dużych oczyszczalniach, w których stosowany jest osad w układzie wysokoobciążonym, wadą tego typu rozwiązania jest duża powierzchnia poletek osadowych. W nowszych oczyszczalniach stosowane są urządzenia do mechanicznego odwadniania i zagęszczania osadów (Bartkiewicz 2002). Osady ściekowe pochodzące z tych ścieków są zasobne w azot, fosfor i wapń. Zawartość tych składników w suchej masie osadów jest od dwóch i pół do trzech razy większa niż w oborniku. Znacząca jest również zawartość magnezu. W suchej masie osadu średnio 60% stanowi substancja organiczna. Mikroelementy i metale ciężkie występują w ilościach śladowych (Maćkowiak 1997).



2.3. Gnojowica

Gnojowicę stanowi mieszanina odchodów zwierzęcych: kału, moczu oraz resztek pokarmowych, niewielkiej ilości słomy oraz wody technologicznej (pochodzących z mycia zwierząt, splukiwania stanowisk, kanałów). Naturalna proporcja w przybliżeniu wynosi: 40% kału i 40% moczu oraz 20% wody w przypadku trzody chlewnej. Gnojowica charakteryzuje się dużą zmiennością właściwości, która między innymi zależy od (Kutera 1994):

- gatunku zwierząt i ich wieku,
- rodzaju zadawanej paszy,
- sposobu usuwania gnojowicy,
- zawartości resztek paszowych lub ściółki,
- zawartości wody,
- temperatury otoczenia,
- stopnia wymieszania.

Najgrubsze części gnojowicy pochodzące najczęściej ze słomistej paszy, ściółki czy przypadkowych odpadów powinny być wydzielone na kratkach rzadkich lub w rozdrabniaczach. Ilość grubych zanieczyszczeń określa się na około 0,2-1% gnojowicy wyjściowej. Gnojowica jest traktowana jak układ polidispersyjny, w którym faza stała znajduje się w stanie zawieszenia (Kutera 1990; Maćkowiak 1997) i podczas długotrwałego magazynowania ulega rozwarstwieniu. Górną warstwę stanowi kożuch, niżej znajduje się ciecz nadosadowa, a na dnie zagęszczony osad. Zależnie od ilości wody w odchodach, gnojowica może być gęsta lub rozcieńczona, przy czym granicą podziału jest zawartość 8% suchej masy. Gnojowica rozcieńczona posiada właściwości zbliżone do cieczy, natomiast gnojowica gęsta ma konsystencję plastyczną. Rozróżnia się gnojowicę bydlęcą, świńską i drobiu (Kutera 1994).

3. CHARAKTERYSTYKA PROCESU FERMENTACJI METANOWEJ OSADÓW ŚCIEKOWYCH

W czasie fermentacji metanowej osadów następują zmiany w zawartości i właściwościach ciał stałych oraz zmiany w ilości rozpuszczonych gazów. Celem fermentacji metanowej jest (Oleszkiewicz 1998):

- zmniejszenie suchej masy organicznej,
- zmniejszenie objętości,
- zmniejszenie wartości czasu ssania kapilarnego,
- zmniejszenie oporu właściwego osadu,
- zmniejszenie zdolności osadu do zagniwania,
- znaczne zmniejszenie ilości substancji wydzielających przykry zapach,
- usprawnienie procesu odwadniania osadów,
- zmniejszenie zawartości organizmów patogennych.

3.1. Teoretyczne podstawy procesu fermentacji

Fermentacja metanowa może być prowadzona w warunkach psychrofilowych (temperatura $\leq 20^{\circ}\text{C}$), mezofilowych (temperatura = $30-38^{\circ}\text{C}$) lub termofilowych (temperatura = $45-55^{\circ}\text{C}$). Stabilizacja beztlenowa osadów ściekowych w temperaturze 35°C (mezofilowa) stosowana jest powszechnie (od pięćdziesięciu lat) w oczyszczalniach ścieków o przepustowości powyżej $15000 \text{ m}^3/\text{d}$.

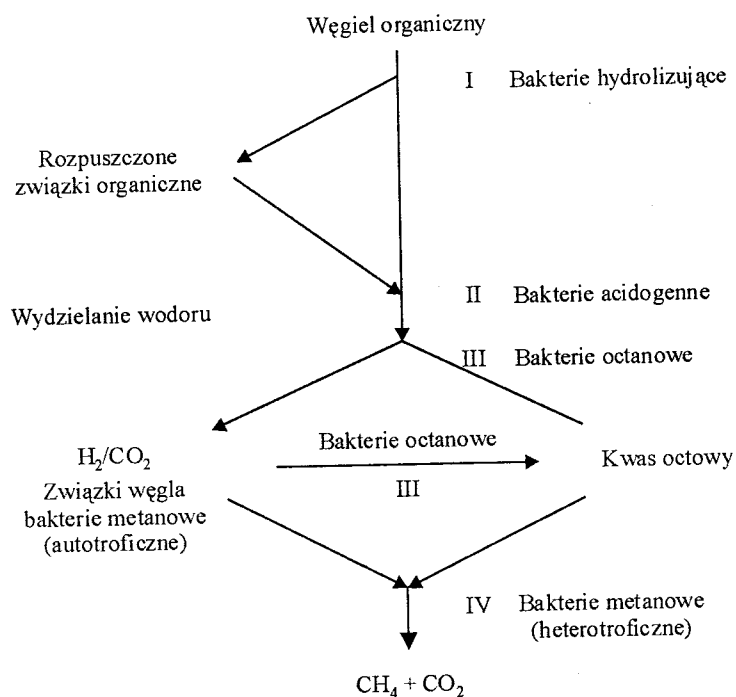
Fermentacja osadów ściekowych jest beztlenowym biologicznym procesem rozkładu (mineralizacji) złożonych wysokocząsteczkowych substancji organicznych prowadzącym do ustabilizowania właściwości osadów. Zasadniczym produktem reakcji jest biogaz złożony głównie z metanu i dwutlenku węgla. Głównym celem fermentacji jest przemiana hydrofilowego, silnie uwodnionego, cuchnącego,

o dużej lepkości i niebezpiecznego pod względem sanitarnym osadu ściekowego w łatwo odwadniający się, o małej lepkości, ziemisty osad (Barbusiński 1993).*

Proces fermentacji osadów jest procesem wielofazowym. Według Bienia (1999) następują kolejno po sobie cztery fazy:

- Faza I – hydroliza wielkocząsteczkowych związków organicznych.
- Faza II – rozkład zhydrolizowanych substancji do kwasów organicznych (acidogeneza).
- Faza III – rozkład kwasów organicznych do kwasu octowego (octanogeneza).
- Faza IV – rozkład octanów i kwasu octowego do metanu i bezwodnika kwasu węglowego (metanogeneza).

Fazy rozkładu związków organicznych zostały przedstawione na rysunkach 3.1 i 3.2.



Rysunek 3.1. Fazy rozkładu cząsteczkowego (Kempa 1995)

* W ostatnich latach procesowi fermentacji osadów ściekowych poświęcono wiele prac badawczych pozwalających na dokładne poznanie mechanizmów procesu, a także na stworzenie modeli matematycznych przydatnych do jego optymalizacji (Graczyk 1993; Baumann 1987; Kroiss 1985; Brau 1995; Brolin 2000; Edelman 1998; Hoppenheidt 1999; Kautz 1995; Langhans 2000; Lindberg 2000; Pavan 2000; Schmelz 2001; Tidden 1993).

Rodzaj reakcji

Hydroliza

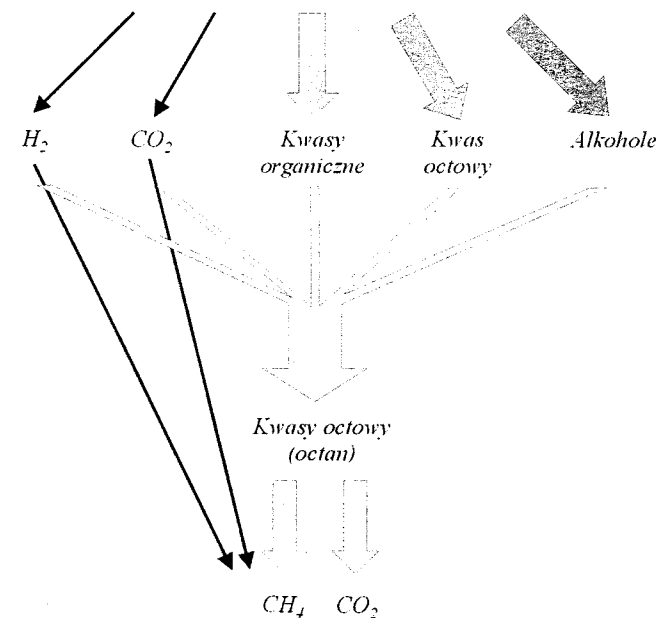
Faza kwaśna (acidogeneza)

Faza acetonowa (octanogeneza)

Faza metanowa (metanogeneza)

Polimery organiczne węglowodany, białka, tłuszcze

Rozpuszczalne poli- i monomery



Rysunek 3.2. Rozkład związków organicznych (Kempa 1995)

Podczas fermentacji metanowej występują dwie główne drogi pozyskania metanu: **biologiczny rozkład** CH_3COOH – przy udziale metanowych bakterii heterotroficznych oraz **redukcja** CO_2 – przy udziale bakterii autotroficznych (Graczyk 1993). Procesy te zostały opisane w równaniach 3-1 i 3-2.

- dla bakterii heterotroficznych



- dla bakterii autotroficznych



Złożone substancje organiczne w procesie hydrolizy zostają rozkładane przez mikroorganizmy hydrolityczne, głównie do cukrów, prostych kwasów tłuszczowych i aminokwasów. Dalszy rozkład tych substancji przez bakterie kwasogenne

proceedzi do powstania lotnych kwasów organicznych, alkoholi, aldehydów, wodoru i dwutlenku węgla. Obie fazy są ściśle ze sobą powiązane i często nazywane łącznie fermentacją kwaśną. W fazie octanogennej następuje przekształcenie prostych związków otrzymanych w pierwszych fazach do kwasu octowego. Bakterie octanowe przetwarzają produkty fazy kwaśnej w substraty, które mogą być w dalszej kolejności wykorzystywane przez bakterie metanowe. W trakcie rozkładu kwasów tłuszczowych, alkoholi oraz kwasów organicznych bakterie octanowe uwalniają wodór. Bakterie tej fazy mogą egzystować tylko przy niewielkim stężeniu cząsteczkowym wodoru, więc wymagają symbiozy z bakteriami metanowymi, które zużywają wodór. Kolejną przyczyną istnienia tej symbiozy jest energetyka reakcji endogennych. Odpowiednia ilość energii potrzebna do ich przebiegu musi być więc dostarczana z reakcji egzogennych, to jest z reakcji tworzenia metanu. W fazie metanogennej z kwasu octowego, wodoru i dwutlenku węgla powstaje metan. Bakterie metanowe są morfologicznie bardzo zróżnicowane, a zarazem wyspecjalizowane w rodzaju wykorzystywanego przez nie substratu. Faza metanowa fermentacji nie jest w stanie przetworzyć wszystkich substancji metanogennych w gaz pofermentacyjny, zatem część produktów fazy kwaśnej przechodzi i zostaje w cieczy nadosadowej, powodując zwiększenie jej zanieczyszczenia związkami organicznymi. Proces fermentacji mógłby przebiegać optymalnie, gdyby szybkość rozkładu związków organicznych w każdej fazie byłaby taka sama. W przypadku spowolnienia pierwszej fazy fermentacji ograniczona zostaje dostępna dla bakterii metanowych ilość substratu pokarmowego, co jest równoznaczne ze zmniejszeniem produkcji metanu. W momencie spowolnienia drugiej fazy fermentacji następuje nagromadzenie w osadzie produktów pośrednich powstałych z fazy pierwszej. Taka sytuacja powoduje wzrost udziału dwutlenku węgla w gazie fermentacyjnym, wzrost stężenia kwasów oraz obniżenia wartości odczynu poniżej 7 pH. W konsekwencji prowadzi to do przejścia fermentacji metanowej w fermentację kwaśną, która jest niekorzystna z punktu widzenia eksploatacji komór fermentacyjnych, jak i wymaganego efektu stabilizacji osadu (Bień 2002).

Problemem tym zajmowali się między innymi następujący badacze:

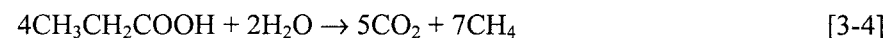
- Tarvin i Buswell prowadząc badania nad rozkładem podczas fermentacji glukozy wykazali obecność w cieczy nadosadowej kwasów masłowego, propionowego i octowego (Buraczewski 1989);
- Keefer i Urtes stwierdzili rozkład niższych kwasów organicznych jedynie w 61-82,1%, na tej podstawie wykazano, że pozostała ich część zostaje w cieczy nadosadowej (Buraczewski 1989);
- Heukelekin i Muller stwierdzili rozkład kwasów organicznych w czasie fermentacji do metanu w ilości 70-90% (Buraczewski 1989);
- Buraczewski (1989) wykazał, że podczas fermentacji gnojowicy z niższych kwasów organicznych uzyskuje się tylko 10-15% gazu.

Przykładem fermentacji lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) może być rozkład kwasu masłowego i propionowego (Buraczewski, Bartoszek 1990):

- kwas masłowy:



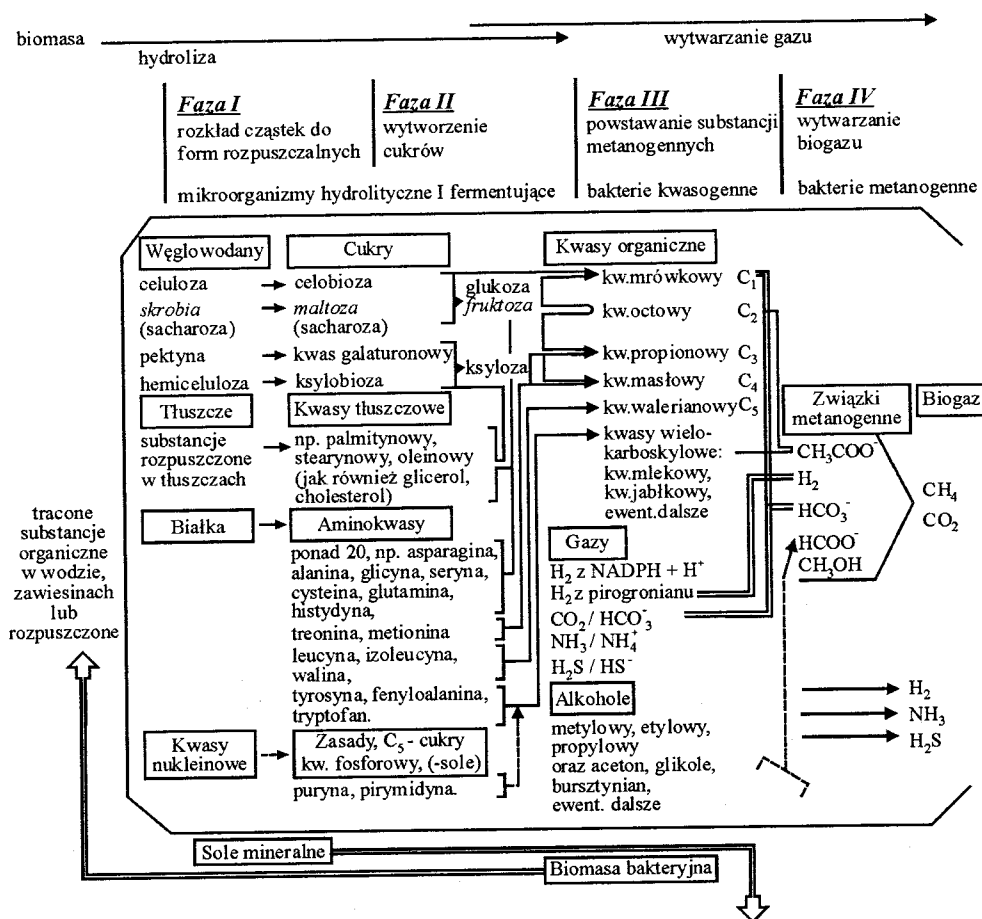
- kwas propionowy:



Zarys technologii fermentacji metanowej został ustalony, a następnie udoskonalony w latach trzydziestych dwudziestego wieku w Niemczech i Stanach Zjednoczonych Ameryki Północnej. Nowoczesną technologię zastosowano w dużych oczyszczalniach ścieków miejskich i przemysłowych. Wraz z powstaniem dużych bezściółkowych ferm hodowlanych, skorzystano z wypracowanych technologii i adoptowano sprawdzone rozwiązania do fermentacji metanowej płynnych odchodów zwierzęcych lub roślinnych odpadów rolniczych (Buraczewski 1989).

Dokładny schemat przemian substancji organicznych w warunkach beztlenowych przedstawiono na rysunku 3.3. Podczas fermentacji mogą występować wszystkie lub tylko wybrane procesy pokazane na tych rysunkach, w zależności od dominacji związków wchodzących w skład substancji organicznych zawartych w osadach poddawanych procesowi fermentacji metanowej (Buraczewski 1989).

W fazie pierwszej procesu fermentacji bakterie hydrolityczne (*Clostridium*, *Bacteroides*) rozkładają polisacharydy do cukrów prostych, białka do aminokwasów, lipidy do kwasów tłuszczowych, a więc w postaci związków organicznych rozpuszczalnych w wodzie. W fazie drugiej, zakwaszającej, bakterie acidogenne (*Bifidobacterium*, *Ruminococcus*) przekształcają produkty pierwszej fazy w kwasy organiczne (kwas octowy, propionowy, masłowy), alkohole (metanol, etanol), aldehydy i aminy. W fazie trzeciej (kwasogeneza) bakterie (*Syntrophomonas*, *Syntrophobacter*, *Desulfovibrio*) przetwarzają produkty rozkładu drugiej fazy w kwas octowy, dwutlenek węgla i wodór. Natomiast w fazie czwartej – metanogenezie – działają bakterie należące do bezwzględnych beztlenowców (*Methanosarcina*, *Methanobacterium*, *Methanomicrobium*, *Methanococcus*), które przetwarzają dostępne produkty w dwutlenek węgla, metan i wodę. Jest to schemat uproszczony, ale dobrze obrazujący cykl przemian związków organicznych w czasie fermentacji metanowej.



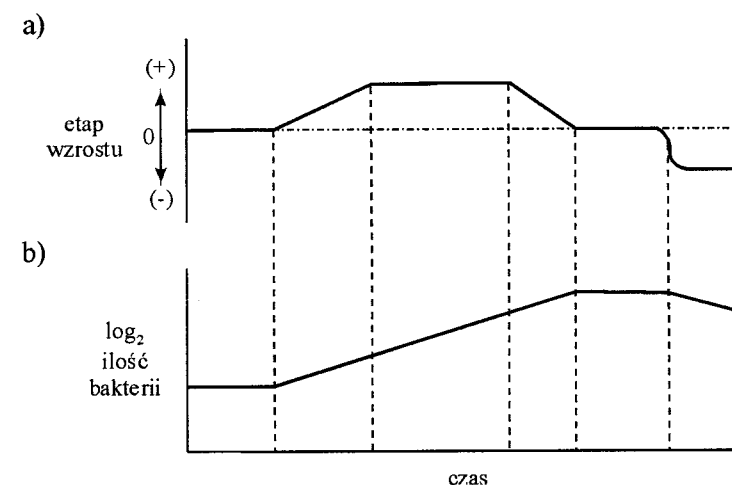
Rysunek 3.3. Schemat przemian biochemicznych podczas procesu fermentacji (Maurer, Winkler 1982)

3.2. Parametry charakteryzujące procesy biochemiczne

Według Buraczewskiego (1989) procesy biochemiczne zachodzące w komorze fermentacyjnej charakteryzowane są między innymi przez:

- specyficzną szybkość wzrostu mikroorganizmów – jest różna dla każdej fazy;
- współczynnik wydajności przemian substratu – jest różny dla każdej fazy;
- czas fermentacji jako SRT (*solids retention time*) – wpływa na efektywność przemian substratu każdej fazy.

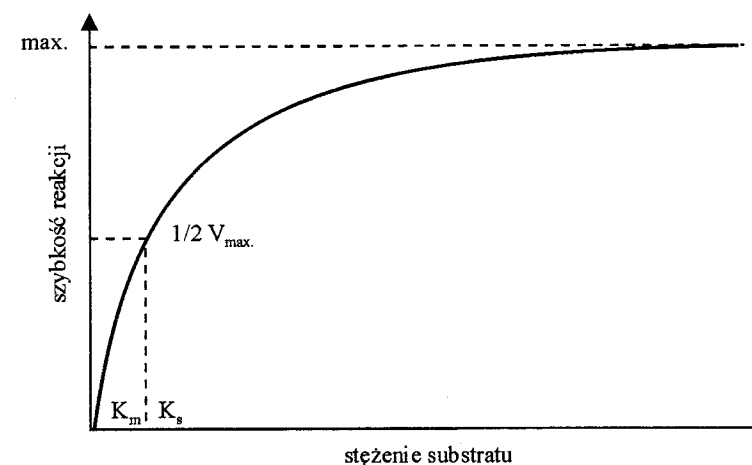
Procesy biochemiczne opisywane są często za pomocą właściwej szybkości wzrostu mikroorganizmów. W warunkach optymalnych rozmnażanie i wzrost mikroorganizmów przebiega zgodnie z wykresem przedstawionym na rysunku 3.4.



Rysunek 3.4. Fazy rozwoju mikroorganizmów według Monda (Monod 1950)

W innych warunkach lub w obecności odmiennych grup bakterii, fazy rozwoju mikroorganizmów będą miały przebieg podobny do przedstawionego na rysunku 3.4 a, ale nachylenie prostych na rysunku 3.4 b będzie inne, co wynika z odmiennych współczynników kinetyki wzrostu mikroorganizmów.

Szybkość reakcji biochemicznych zależy także od stężenia substratu (Michaelis, Menten 1913), co schematycznie przedstawiono na rysunku 3.5.



Rysunek 3.5. Szybkość reakcji biochemicznych w funkcji substratu (Michaelis, Menten 1913)

Szybkość reakcji (V) biochemicznego rozkładu substratu w warunkach optymalnych opisano w równaniu 3-5

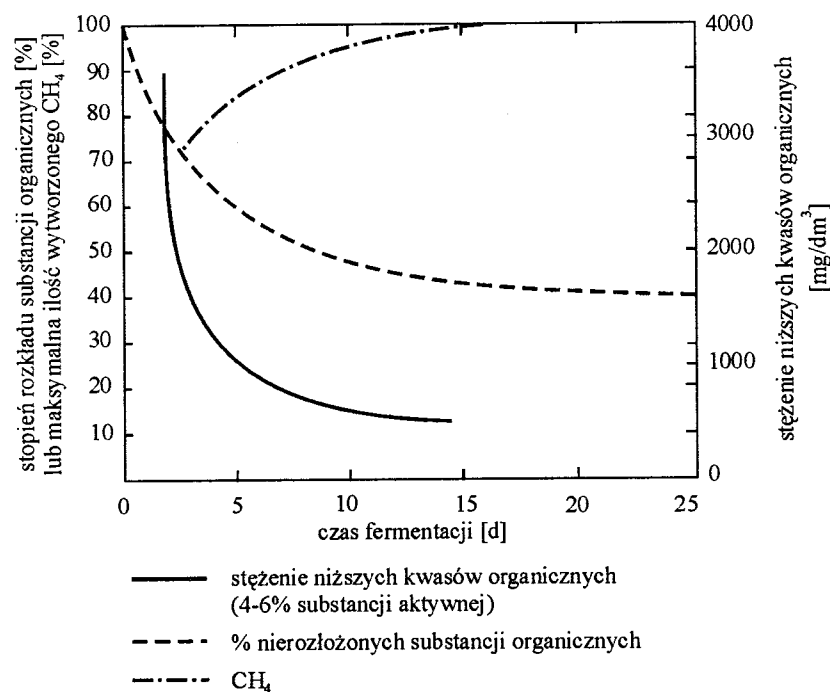
$$V = V_{\max} \cdot \frac{S}{K_m + S} \quad [3-5]$$

gdzie:

- K_m – stała Michaelisa – Mentena,
S – stężenie substratu limitującego wzrost.

Obrazem graficznym równania [3-5] jest krzywa przedstawiona na rysunku 3.5.

Podstawowym produktem fermentacji jest gaz fermentacyjny. Ilość wytworzonego gazu jest wprost proporcjonalna do stopnia rozkładu substancji organicznych. Podczas pierwszych dziesięciu dni trwania procesu można uzyskać obniżkę zawartości związków organicznych mierzonych jako sucha masa organiczna od 7 do 50% (gnojowica świńska i osady ściekowe). W miarę dalszego prowadzenia procesu szybkość rozkładu maleje i po dwudziestu – dwudziestu pięciu dniach osiąga się od 30 do 60% szybkości, co schematycznie przedstawiono na rysunku 3.6.



Rysunek 3.6. Charakterystyka fermentacji wysokoobciążonej w temperaturze 33-37°C (Malina 1964)

3.3. Matematyczne i technologiczne modele kinetyki procesów fermentacji metanowej

Do opisu procesu fermentacji metanowej stosuje się trzy grupy modeli matematycznych objaśniających kinetykę przemian zachodzących w komorach fermentacyjnych:

- w pierwszej grupie jako kryterium przyjmuje się wartości właściwej szybkości wzrostu (μ), współczynnik wydajności przemian substratu (Y) i czas fermentacji (SRT);
- w drugiej grupie jako kryterium przyjmuje się szybkość fermentacji niższych kwasów organicznych, a przede wszystkim kwasu octowego i masłowego;
- w trzeciej grupie kinetykę reakcji opisuje się w oparciu o:
 - czas rozkładu,
 - uzyskanie biomasy łatwo ulegającej odwodnieniu,
 - uzyskanie biomasy bezpiecznej pod względem sanitarnym.

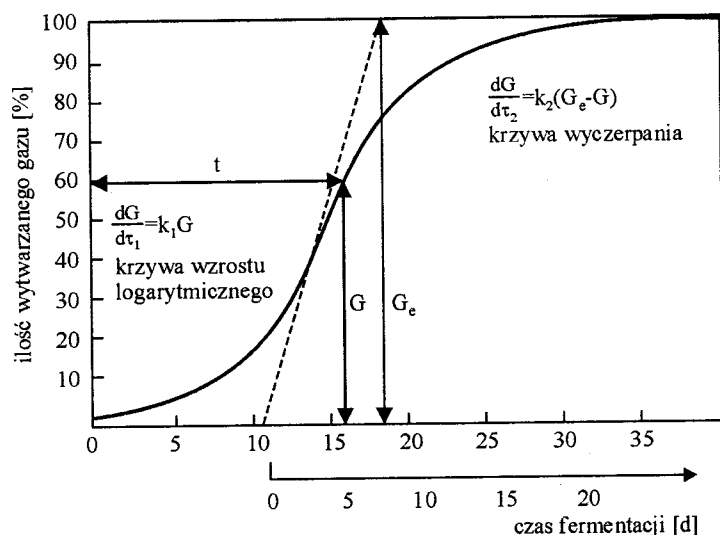
Odrębną grupę stanowią modele technologiczne fermentacji metanowej, które opierają się na ocenie rozkładu masy organicznej do prostych składników chemicznych.

Wyróżnia się następujące rodzaje fermentacji metanowej (Buraczewski 1989):

- fermentacja konwencjonalna – charakteryzująca się brakiem wymuszonego mieszania oraz rozwarstwieniem masy; strefa aktywnej fermentacji zajmuje dolną część komory;
- fermentacja z wysokoobciążoną komorą – strefa aktywnej fermentacji jest jednorodna i praktycznie zajmuje całą objętość komory;
- fermentacja z wysokoobciążoną komorą i recyrkulacją biomasy – charakteryzuje się zwiększoną wydajnością komory dzięki wprowadzeniu do recyrkulacji zagęszczonej masy wraz z mikroorganizmami.

3.4. Produkcja gazu w układzie nieprzepływowym i przepływowym

Kinetyka produkcji gazu dla układu nieprzepływowego zależy od fazy rozkładu, w jakiej znajdują się związki organiczne. Ilość wydzielonego gazu (G) w przypadku użycia do fermentacji niższych kwasów organicznych (S) i hodowli bakterii metanogennych jest proporcjonalna do ilości rozłożonego kwasu i współczynnika wydajności reakcji. Krzywa wytwarzania gazu w czasie fermentacji ma kształt litery S (rysunek 3.7).



Rysunek 3.7. Kinetyka wytwarzania gazu podczas fermentacji w warunkach nieprzepływowych według Phelps'a (Roediger 1956)

W początkowym okresie ilość gazu wytwarzana w jednostce czasu stale się zwiększa. Trwa to do chwili powstania w przybliżeniu połowy całkowitej ilości gazu. Faza ta nosi nazwę „fazy wzrostu logarytmicznego”. Szybkość reakcji tego etapu jest proporcjonalna do ilości powstającego gazu i opisana w równaniu [3-6]:

$$\frac{dG}{dt_1} = k_1 \cdot G, \quad [3-6]$$

gdzie:

G – ilość gazu otrzymana do czasu τ_1 [m^3/d],

τ_1 – czas trwania pierwszej fazy rozkładu [d],

k_1 – współczynnik szybkości reakcji w pierwszej fazie [d^{-1}].

Po osiągnięciu punktu przegięcia, szybkość produkcji gazu zaczyna się systematycznie zmniejszać i powoli zanika. Ogólna ilość wytwarzanego gazu zbliża się do granicznej wielkości G_e . Szybkość drugiej fazy, „fazy wyczerpywania” jest proporcjonalna do różnicy między praktycznie osiągalną ilością gazu a ilością gazu uzyskaną w danej chwili. Można to przedstawić za pomocą równania:

$$\frac{dG}{dt_2} = k_2 \cdot (G_e - G), \quad [3-7]$$

gdzie:

G_e – praktycznie osiągalna ilość gazu [m^3/d],

τ_2 – czas trwania drugiej fazy rozkładu [d],

k_2 – współczynnik szybkości reakcji w drugiej fazie [d^{-1}],

G – jak we wzorze 3-6.

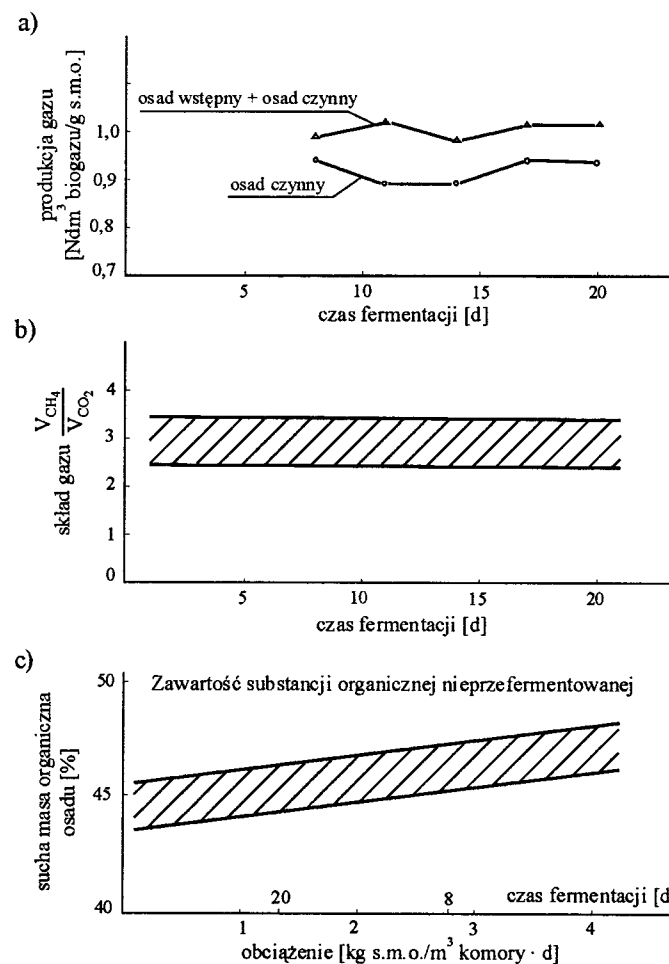
Do obliczeń otrzymanej ilości gazu przyjmuje się wzór:

$$G = G_e \cdot (1 - 10^{-k_2 \cdot t_2}), \quad [3-8]$$

Przyjmując, że wartość $k_2 = 0,1$ (k_2 może wahać się od 0,075 do 0,15 [d^{-1}]) to praktyczną ilość gazu oblicza się ostatecznie ze wzoru (Głowiak 1985):

$$G = 0,65 \cdot G_{\max} \cdot (1 - 10^{-0,1 \cdot t_2}), \quad [3-9]$$

Wpływ czasu fermentacji na wydajność produkcji gazu i na skład gazu dla układu przepływowego przedstawiono na rysunku 3.8.



Rysunek 3.8. Produkcja gazu z osadów ściekowych w układzie przepływowym w czasie fermentacji mezofilowej (Hartman 1996)

3.5. Czynniki wpływające na proces fermentacji metanowej

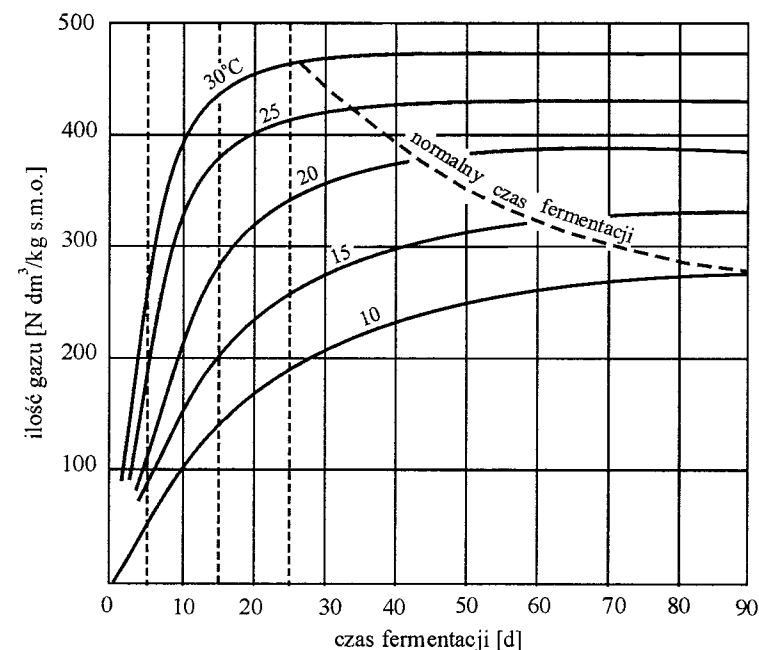
Proces fermentacji determinuje wiele czynników, które mają wpływ stymulujący lub hamujący na szybkość i efektywność jego przebiegu. Są to:

- skład chemiczny doprowadzonego substratu (osadu),
- temperatura procesu fermentacji,
- czas procesu fermentacji,
- ilość i częstotliwość doprowadzania osadu surowego,
- intensywność mieszania,
- hydrauliczny czas zatrzymania,
- czas zatrzymania zawiesin,
- odczyn,
- zawartość lotnych kwasów tłuszczowych i wartość zasadowości,
- zawartość azotu ogólnego,
- zawartość fosforu ogólnego,
- zawartość substancji toksycznych,
- uwodnienie.

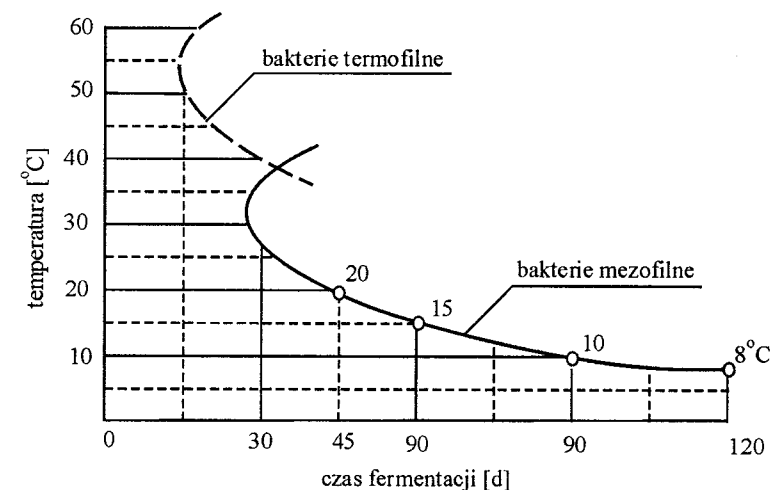
Temperatura procesu

Temperatura jest bardzo istotnym parametrem decydującym o równowadze dynamicznej osadów w komorze fermentacyjnej. Gwałtowne zmiany temperatury w ciągu doby powodują obumieranie bakterii metanowych i równocześnie wywierają wpływ na pozostałe bakterie hydrolityczne i kwasowe. Konsekwencją tych zmian jest wzrost stężenia lotnych kwasów tłuszczowych w komorze i związany z tym gwałtowny spadek zasadowości i odczynu.

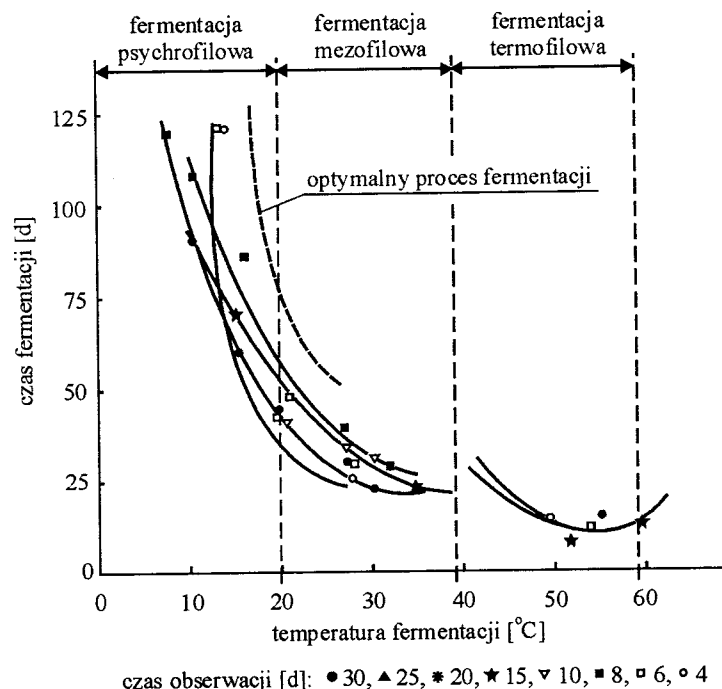
W czasie eksploatacji komór fermentacyjnych dopuszcza się zmiany temperatury o dwa stopnie w ciągu doby (Bartoszewski 1995). Stabilność temperatur zapewnia prawidłową eksploatację urządzeń do podgrzewania zawartości komór, czyli przede wszystkim wymienników ciepła, a także urządzeń do ich mieszania. Wpływ temperatury na czas fermentacji i ilość powstającego biogazu pokazano na rysunkach 3.9-3.11.



Rysunek 3.9. Ilość gazu uzyskiwana z 1 kg suchej masy organicznej osadu doprowadzonego do komory fermentacji (Imhoff 1997)



Rysunek 3.10. Czas fermentacji osadu w różnej temperaturze (Fair, Moore 1934)

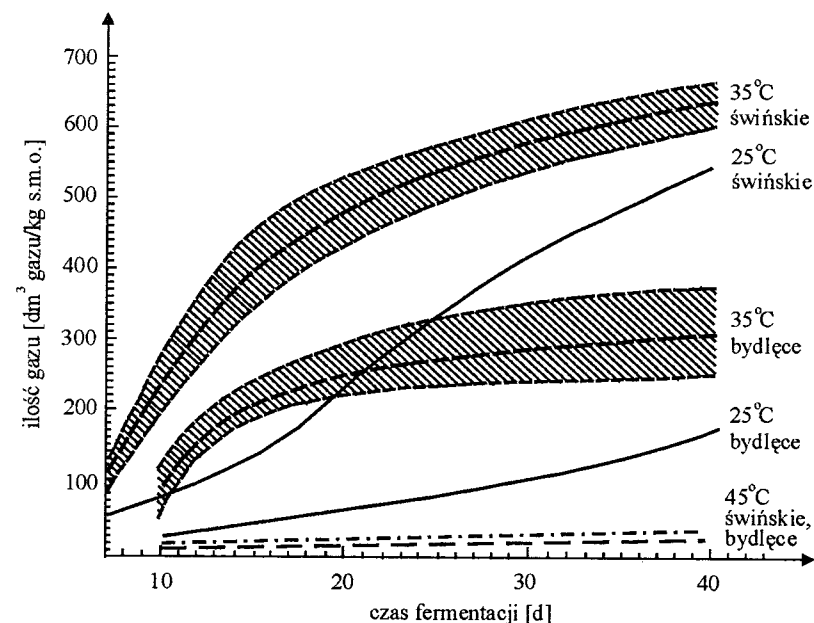


Rysunek 3.11. Wpływ temperatury na czas fermentacji osadu (Hartman 1996)

Zależność między temperaturą, ilością wytworzonego biogazu oraz czasem trwania procesu fermentacji metanowej gnojowicy świńskiej i bydlęcej przedstawiono na rysunku 3.12.

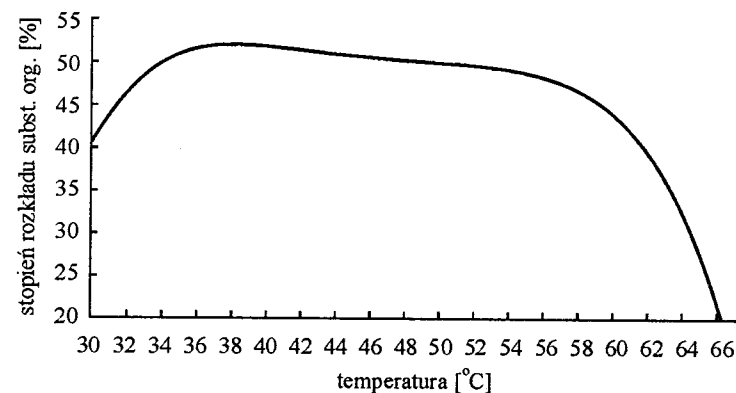
Fermentacja metanowa zachodzi przy udziale różnych populacji bakterii, których optymalny zakres temperatur jest bardzo zróżnicowany. W zależności od temperatury procesu można wyróżnić następujące rodzaje fermentacji metanowej:

- fermentację psychrofilową zachodzącą w temperaturze poniżej 20°C,
- fermentację mezofilową zachodzącą w temperaturze 30-38°C (temperatura optymalna 35-37°C),
- fermentację termofilową zachodzącą w temperaturze 45-58°C (temperatura optymalna 52-55°C).



Rysunek 3.12. Wpływ temperatury na wytwarzanie gazu z różnego rodzaju gnojowicy (Buraczewski, Bartoszek 1990)

Wpływ temperatury na rozkład substancji organicznych osadu przedstawiono na rysunku 3.13.



Rysunek 3.13. Wpływ temperatury na czas rozkładu substancji organicznych według Goluekiego (1958)

Wydzielone zamknięte komory fermentacyjne mogą pracować w układzie jednostopniowym lub dwustopniowym. Jednostopniowy proces najczęściej prowadzony jest w zakresie temperatur fermentacji mezofilowej, natomiast w przypadku fermentacji dwustopniowej pierwszy stopień najczęściej jest termofilowy, a drugi mezofilowy.

Czas fermentacji

Czas procesu fermentacji jest nierozdzielnie związany z temperaturą prowadzenia procesu. Czas fermentacji przy różnych średnich temperaturach przedstawiono w tabeli 3.1.

Tabela 3.1.

Czas fermentacji przy różnej temperaturze prowadzenia procesu

Temperatura, [°C]	8	10	15	20	25	30	50
Czas, [d]	120	90	60	45	30	27	12

Źródło: Imhoff (1997)

Generalnie 60% zmniejszenie stężenia substancji organicznych następuje po upływie około 20-25 dni w zakresie temperatur fermentacji mezofilowej. Z rysunku 3.13 wynika, że maksymalną efektywność zmniejszenia zawartości substancji organicznej uzyskuje się w przedziale temperatur rzędu 35-40°C, czyli w czasie jej trwania około 21-24 dni (Buraczewski 1989).

Ilość i częstotliwość doprowadzania osadu surowego

Ilość doprowadzanego w ciągu doby osadu surowego decyduje w znacznym stopniu o czasie trwania procesu fermentacji. Przekroczenie dobowej, optymalnej ilości doprowadzanego osadu surowego może spowodować przekroczenie jednostkowego obciążenia komory ładunkiem substancji organicznych, co może powodować zahamowanie lub nawet załamanie procesu. Częstotliwość zasilania komór fermentacyjnych osadem surowym nie może być dowolna i zależy od temperatury procesu fermentacji i wielkości oczyszczalni. Przy fermentacji mezofilowej osadów ze ścieków bytowo-gospodarczych osad surowy należy doprowadzać minimum sześć razy w ciągu doby, a przy fermentacji termofilowej – co najmniej kilkanaście razy w ciągu doby. Im wyższa temperatura procesu fermentacji, tym częstotliwość zasilania komór fermentacyjnych osadem surowym musi być większa (Bień 2002; Bartoszewski 1995).

Przeciętne dobowe dawki świeżego osadu wynoszą od 2 do 12,5% objętość komory.

Dawkowanie surowego osadu winno odbywać się do górnej warstwy cieczy lub do przewodu służącego ogrzewaniu lub mieszaniu osadu, gdy stosowany jest system pozakomorowego mieszania i podgrzewania. W przypadku fermentacji osadów pochodzących z oczyszczania ścieków komunalnych zaleca się ogrzewanie partii dawkowanej do temperatury, w której prowadzony jest proces fermentacji. Przy fermentacji odchodów zwierzęcych nie jest to niezbędne ze względu na ciepłą odchodów. Nie jest również potrzebne zaszczepianie świeżych odchodów gnojowicą przefermentowaną (Buraczewski 1989).

Intensywność mieszania

Mieszanie zawartości komór fermentacyjnych z osadami ściekowymi jest konieczne, ponieważ (Buraczewski 1989):

- zapewnia przebieg procesów w sposób jednorodny w całej objętości komory,
- utrzymuje jednakową temperaturę w całej komorze,
- utrzymuje jednorodną konsystencję,
- umożliwia łatwiejsze odgazowanie i zmniejszenie stężenia rozpuszczonego dwutlenku węgla,
- umożliwia wydzielanie się wody nadosadowej.

Mieszanie osadu powinno zapewnić jednorodność fermentującej masy w całej objętości komory. Intensywność mieszania zależy od temperatury procesu. Im wyższa temperatura fermentacji, tym intensywność mieszania musi być większa. W przypadku fermentacji mezofilowej wydajność urządzeń do mieszania powinna wynosić od sześciu do dziesięciu razy objętości komory [m^3/d], (Bartoszewski 1995).

W komorach fermentacji osadów ściekowych niskoobciążonych stosuje się mieszanie okresowe zaś w wysokoobciążonych – ciągłe. Stosowane są następujące sposoby mieszania (Buraczewski 1989):

- za pomocą pomp zewnętrznych,
- hydrauliczne,
- mechaniczne,
- za pomocą gazu.

Mieszanie za pomocą pomp zewnętrznych stosuje się w przypadku komór niskoobciążonych. Często łączy się mieszanie z podgrzewaniem komory. Ten sposób mieszania stosowany jest w komorach adaptowanych na komory wydzielone. W komorach do fermentacji osadów ściekowych stosuje się jedno z dwóch kierunków przepływu masy fermentującej (Buraczewski 1989):

- zassanie z dna komory i wtłaczanie do górnej części komory (pozwala to rozbijać tak zwany kożuch),
- pobór i wtłaczanie odwrotne.

Mieszanie hydrauliczne polega na umieszczeniu strumienicy wewnątrz komory fermentacyjnej. Sposób ten jest zalecany do komór o objętości do 1500 m^3 . Ekonomia tego sposobu mieszania jest wyższa niż w przypadku mieszania za pomocą pomp zewnętrznych. Kształt mieszadła mechanicznego w konstrukcjach starszego typu był związany z kształtem komory fermentacyjnej. Stosując mieszadła śrubowe w rurze wznoszącej zaleca się okresowe mieszanie w ciągu 2-4 godzin. Ten typ mieszania stosuje się w komorach o objętości około 500 m^3 . Ostatnio stosuje się mieszanie wykorzystujące wydzielający się gaz. W tym sposobie uży-

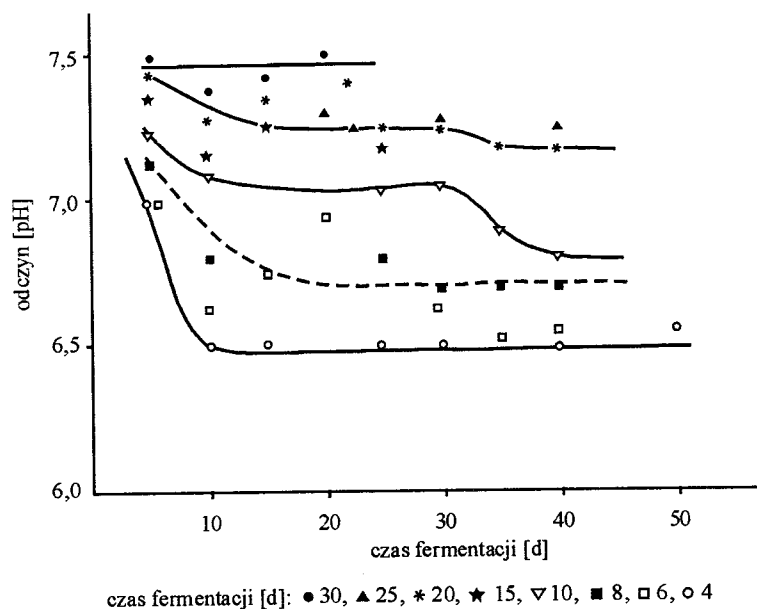
skuje się kilkuprocentowe podwyższenie stężenia metanu dzięki dodatkowej redukcji dwutlenku węgla przez bakterie metanogenne. Reguluje się również warunki utleniająco-redukujące w komorze (Buraczewski 1989).

W komorze fermentacyjnej różnica między zawartością suchej masy osadu na różnych głębokościach komory nie powinna przekraczać 5 kg s.m./m³ (Bień 1999).

Odczyn

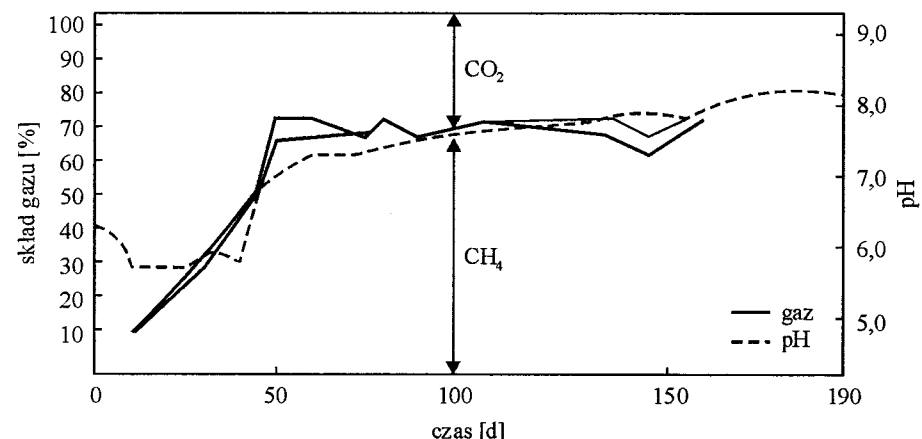
Bardzo ważnym czynnikiem wpływającym na stabilność pracy komór fermentacyjnych jest odpowiedni odczyn. Wpływa on na aktywność mikroorganizmów odpowiedzialnych za proces fermentacji. Optymalny odczyn dla rozwoju bakterii metanogennych zawiera się w przedziale od 6,1 do 8,0 pH, a najwłaściwszy wynosi 7 pH. Ekstremalne wartości występują w przedziale od 5,2 do 9,2 pH (Buraczewski 1989). W prawidłowo działającej komorze fermentacyjnej odczyn cieczy nadosadowej powinien wynosić od 7,0 do 7,2 pH, przy zawartości LKT od 100 do 500 g/m³ i zasadowości nie mniejszej niż 500 g/m³. Graniczne wartości odczynu wynoszą od 6,5 pH do 8,5 pH, a wartości LKT nie powinno być większe niż 2000 mg CH₃COOH/dm³ (Bartoszewski 1995).

Związek między odczynem w komorze fermentacyjnej a czasem prowadzenia procesu przedstawiono na rysunku 3.14.



Rysunek 3.14. Związek między czasem prowadzenia procesu i wartością odczynu w komorze fermentacyjnej (Hartman 1996)

Wpływ odczynu zawartości komory fermentacyjnej na skład gazu fermentacyjnego został przedstawiony na rysunku 3.15.



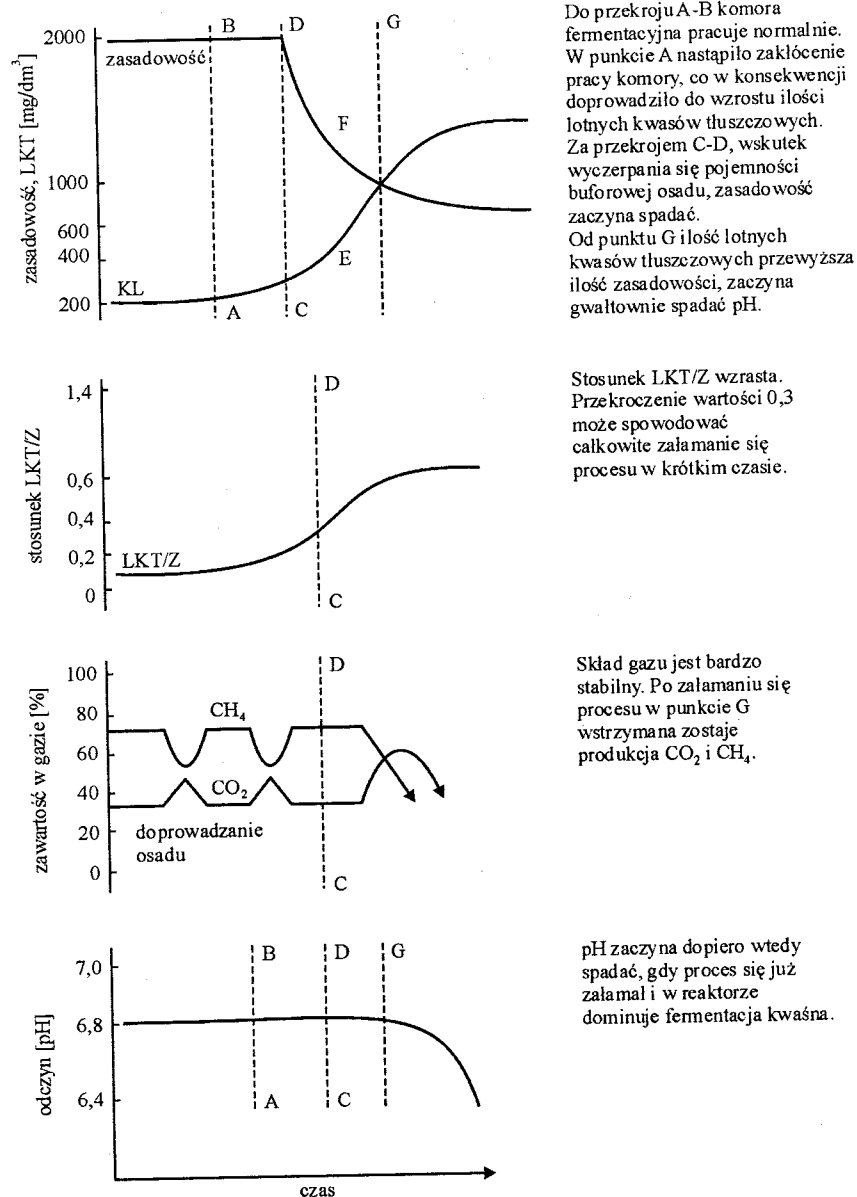
Rysunek 3.15. Wpływ odczynu osadów ściekowych na skład gazu fermentacyjnego (Roediger 1956)

Biomasa znajdująca się w komorze fermentacyjnej ma dużą pojemność buforową spowodowaną obecnością w fermentującej biomase kwasu octowego, fosforanów i węglanów. Zmiany odczynu nigdy nie są więc nagłe (Buraczewski 1989).

Zawartość lotnych kwasów tłuszczowych i zasadowość

W prawidłowo przebiegającym procesie fermentacji metanowej osadów ściekowych zawartość kwasów lotnych wynosi od 100 do 500 g/m³, przy zasadowości nie mniejszej od 500 g CaCO₃/m³. Wartość odczynu fermentującej biomasy zależy od zdolności buforowych osadu w komorze. Zwiększenie w fermentującej biomase zawartości kwasów lotnych powoduje obniżenie wartości pH, co zwiększa toksyczność kwasów lotnych w stosunku do bakterii metanowych. Zmiany tych wielkości są przedstawione schematycznie na rysunku 3.16. Z wykresu wynika, że szybkie obniżenie pH następuje wtedy, gdy proces fermentacji uległ załamaniu. Dobrym wskaźnikiem oceny prawidłowego przebiegu procesu fermentacji metanowej jest wartość stosunku lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości, jego wzrost poprzedza w czasie gwałtowne obniżenie odczynu. Bieżąca kontrola wartości tego stosunku pozwala na prostą ocenę przebiegu procesu fermentacji. Podstawowym działaniem przeciwko obniżaniu się pH lub wzrostowi wartości stosunku LKT do zasadowości jest neutralizacja osadu w komorze za pomocą zasad lub niektórych soli. Dane z eksploatacji wykazują, że dawka wapna w przeliczeniu na Ca(OH)₂ do neutralizacji jest równa zawartości lotnych kwasów mierzonych w mg/dm³. Wprowadzenie reagentów do komory powinno być rozłożone w czasie, ponieważ część z nich będzie reagować z dwutlenkiem węgla zawartym w bioga-

zie. Spowoduje to zmniejszenie objętości gazu w komorze. Zbyt duża jednorazowa dawka reagenta może doprowadzić do gwałtownego spadku ciśnienia gazu w komorze, aż do wytworzenia podciśnienia, czego konsekwencją może być zassanie powietrza do gazu (Dymaczewski 1997).



Rysunek 3.16. Zmiany odczynu zasadowości i lotnych kwasów tłuszczowych w czasie fermentacji (Dymaczewski 1997)

Zawartość azotu

W procesie beztlenowego rozkładu substancji organicznych azot organiczny przekształca się w azot amonowy, a część jego jest wbudowywana w biomasę. Związanie azotu organicznego w biomacie zależy od stosunku C:N w substratach. Efektywność tworzenia azotu amonowego zależy od obciążenia komory fermentacyjnej substancjami organicznymi oraz temperatury procesu.

Związki azotu są niezbędne do budowy białka w nowych komórkach bakterii. Niezbędna do tego celu ilość azotu wynika z budowy hipotetycznej zastępczej substancji komórkowej o wzorze $(C_5H_9O_3)_n$. Do budowy masy komórkowej niezbędne jest więc około 11% (wagowo) azotu. Symons, Buswell i Hatfield stwierdzili, że do rozkładu 1 g materiału organicznego bakterie potrzebują 7 mg azotu amonowego. Natomiast Roediger uważał, że 4,7 mg N/g s.m. wystarcza do rozkładu 1 g s.m. osadu ściekowego (Buraczewski 1989). Wymienione wyżej liczby są tożsame, jeżeli założy się, że w suchej masie jest około 65-70% substancji organicznych. W czasie fermentacji odchodów zwierzęcych straty azotu wynoszą około 1%, natomiast przy fermentacji osadów ściekowych straty są wyższe, co jest wynikiem odprowadzania wód nadosadowych, a nie z przemian biochemicznych (Malina 1970).

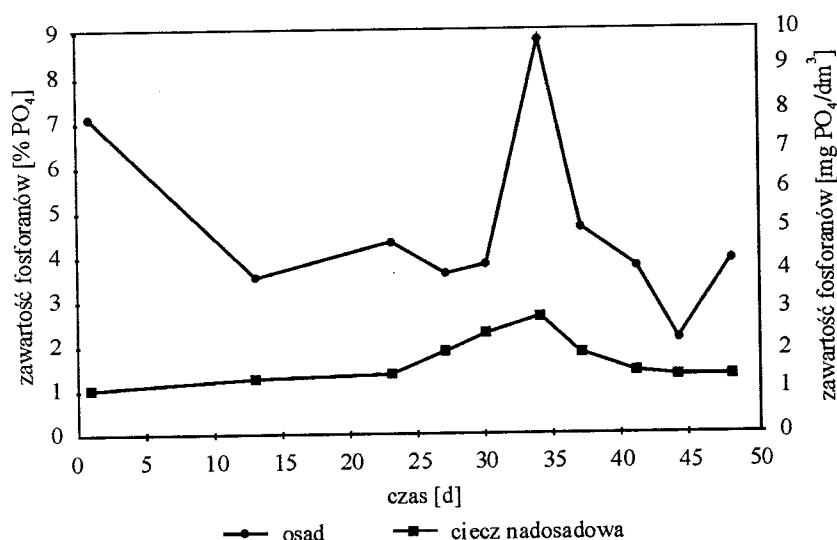
Obecność amoniaku w komorach fermentacyjnych związana jest z procesami biomineralizacji połączeń organicznych azotu. Toksyczność tego związku dla bakterii metanowych jest zależna od stopnia jego zdysocjowania; im jest ono większe, tym toksyczność amoniaku jest mniejsza (Graczyk 1993).

Wymagany stosunek węgla do azotu w przypadku przemian beztlenowych w osadach ściekowych wynosi około 30 do 1 (Buraczewski 1989).

Zawartość fosforu

Stężenie fosforanów w cieczy nadosadowej i osadzie w poszczególnych fazach beztlenowej stabilizacji osadów badały Zielewicz-Madej i Cora (1997). Wyniki badań zostały przedstawione na rysunku 3.17. W pierwszej fazie procesu fermentacji metanowej bakterie hydrolizujące rozkładają nierozpuszczone związki organiczne, uwalniając do środowiska kwasy organiczne, które powodują lepsze rozpuszczanie związków fosforu w cieczy nadosadowej. W kolejnej fazie następuje rozkład do mniej złożonych związków organicznych, co wyraża się dalszym uwalnianiem fosforanów do cieczy osadowej. W obu fazach gwałtownie obniża się stopień odwodnienia osadów. W następnej fazie następuje dalsze uwalnianie fosforanów do cieczy nadosadowej. Proces ten wzmaga się w ostatniej fazie, w której zanika produkcja metanu. Prowadzone badania wykazały również, że wydłużenie czasu fermentacji (powyżej trzydziestu czterech dni) powoduje spadek zawartości fosforanów w cieczy nadosadowej. Jest to prawdopodobnie spowodowane samo-

rzutnym rozpoczęciem rozwoju populacji mikroorganizmów, które dla swojego rozwoju wykorzystują ortofosforany z cieczy nadosadowej.



Rysunek 3.17. Udział fosforanów w suchej masie osadu i cieczy nadosadowej w procesie fermentacji (Zielewicz-Madej, Cora 1997)

Zawartość substancji toksycznych

Wielu autorów (Ludzack, Novak 1965; McCarty, McKinney 1961) zajmujących się procesami beztlenowego rozkładu substancji organicznych zwraca uwagę na działanie soli, a wśród nich głównie na rolę niektórych kationów, które w zależności od stężenia mogą mieć działanie przyspieszające lub hamujące proces fermentacji. Takie kationy jak na przykład wapń, magnez, potas i sód w niskich stężeniach mają działanie przyspieszające. Jednak w miarę wzrostu ich stężenia w pewnym momencie dochodzi do wystąpienia efektu toksycznego.

Mikroorganizmy beztlenowe są znacznie bardziej wrażliwe na toksyczne działanie omawianych soli od organizmów środowiska tlenowego. Zawartość substancji toksycznych zależy od ich stężenia w doprowadzanym do komory osadzi surowym oraz warunków, w jakich prowadzony jest proces.

Sód

Według różnych badań stężenie kationu sodu w ilości 100-200 mg/dm³ ma działanie stymulujące, w ilości 3500-5500 mg/dm³ – średnio toksyczne, a powyżej 8000 mg/dm³ – silnie toksyczne (Malina 1962). Wpływ stężenia NaCl na wytwarzanie gazu z fermentującego osadu przedstawiono w tabeli 3.2.

Tabela 3.2.

Wpływ stężenia NaCl w komorze na zawartość w gazie CO₂ i CH₄

Stężenie NaCl [mg/ dm ³]	CO ₂ [%]	CH ₄ [%]
0	11,0	70,9
2000	10,0	75,3
5000	13,7	80,7
10000	11,2	1,0
20000	19,8	1,0

Źródło: Rudolfs (1928).

Grupa amonowa

Stężenie jonu amonowego powyżej 3000 mg/dm³ w komorach niskoobciążonych jest już toksyczne, zaś w wysokoobciążonych w stężeniu 5000 mg/dm³. W odchodach zwierzęcych jon amonowy występuje w znacznych ilościach, dlatego do procesu fermentacji zaleca się rozcieńczanie do stężenia 3000 mg/dm³ – jest tak zwane kryterium „rozcieńczania gnojowic” (Langley, McKinney, Tomlinson 1958).

Wpływ zawartości azotu amonowego na fermentację metanową osadów ściekowych przedstawiono w tabeli 3.3.

Tabela 3.3.

Wpływ zawartości azotu amonowego na fermentację metanową

Zawartość azotu amonowego w [g N/m ³] osadu w komorze	Efekt działania
50-200	stymulacja
200-1000	bez wpływu
1500-3000	inhibicja przy pH=7,4-7,6
Powyżej 3000	toksyczny

Źródło: Malina (1962).

Uwodnienie

Osady ściekowe pochodzące z różnych oczyszczalni oraz z różnych urządzeń posiadają różne uwodnienie, w przypadku osadów pochodzenia organicznego od 85 do 99%, osadów pochodzenia mineralnego od 50 do 70% (Bień 2002). Suchą masę i uwodnienie różnych rodzajów osadów ściekowych przedstawiono w tabeli 3.4.

Tabela 3.4.

Uwodnienie i sucha masa różnych osadów ściekowych

Rodzaj osadu	Sucha masa [g s.m./M-d]	Uwodnienie [%]
surowy		
Wstępny	54	95-99
Nadmierny	16-36	98,5-99,5
Wtórny po złożach biologicznych	20-40	96-99
Po zagęszczaniu grawitacyjnym		
Wstępny	54	90-95
Nadmierny	16-36	97-98,5
Wtórny po złożach biologicznych	20-40	94-98
Po tlenowej stabilizacji		
Nadmierny	10-25	96-97
Wstępny i nadmierny	40-55	94-96
Po fermentacji beztlenowej		
W osadnikach gnilnych	30-40	88-92
Wstępny	34	87
Wstępny i wtórny	40-55	88-92

Źródło: Błażejowski (2003).

W czasie procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych występuje wydzielanie wody. Woda występuje między cząsteczkami oraz wewnątrz cząsteczek i związana jest koloidalnie. W czasie fermentacji osadów ściekowych pochodzących z oczyszczania ścieków mleczarskich i komunalnych należy usuwać wodę nadosadową. W czasie fermentacji odchodów zwierzęcych wydzielanie się wody praktycznie nie istnieje. Obserwuje się optyczne rozwarstwienie materiału fermentującego, ale nie jest to wydzielanie wody, ponieważ ciecz ta nie ma właściwości wody nadosadowej i stanowi podstawową biomasę fermentującą (Buraczewski 1989).

4. Kontrola efektywności procesu fermentacji metanowej

Dotychczas przyjmowane parametry charakteryzujące i opisujące proces fermentacji metanowej są następujące (Bień 2002):

- zmniejszenie zawartości suchej masy organicznej,
- ilość i skład gazu fermentacyjnego,
- zawartość kwasów organicznych,
- odczyn.

W procesie fermentacji dąży się do uzyskania zmiany w składzie osadu, zapewniającej łatwe odwadnianie i niezagniwanie.

Do oceny efektywności procesu fermentacji (E_s) można zastosować szereg różnych parametrów. Należą do nich:

- **Zmniejszenie zawartości suchej masy organicznej** w wyniku procesów metanogennych,:

$$E_s = \frac{M_o - M_e}{M_o} \cdot 100 \quad [\%], \quad [4-1]$$

gdzie:

E_s – efektywność procesu fermentacji metanowej [%],

M_o – masa organiczna w doprowadzonym osadzie surowym [kg s.m.o./d],

M_e – masa organiczna w osadzie przefermentowanym, po procesie [kg s.m.o./d].

Wartość $M_o = Q_{sur} \cdot S_o$,

Wartość $M_e = Q_{ferm} \cdot S_e$.

Jeżeli $Q_{sur} = Q_{ferm}$ otrzymuje się wzór:

$$E_s = \frac{(S_o - S_e) \cdot 100}{S_o} \quad [\%], \quad [4-1 a]$$

gdzie (Buraczewski, Bartoszek 1990):

E_s – efektywność procesu fermentacji metanowej [%],

S_o – zawartość suchej masy organicznej w osadzie surowym, przed procesem [g/m³],

S_e – zawartość suchej masy organicznej w osadzie przefermentowanym, po procesie [g/m³].

- **Określenie ilości gazu uzyskanej z 1 kg suchej masy organicznej** doprowadzonej do układu, którą można obliczyć według następujących wzorów:

$$G_j = \frac{G_{\text{doś}}}{Q \cdot S_o} \quad [4-2]$$

$$G_j = \frac{G_{\text{doś}}}{Q \cdot (S_o - S_e)} \quad [4-2a]$$

gdzie (Buraczewski, Bartoszek 1990):

- $G_{\text{doś}}$ – ilość biogazu uzyskana w doświadczeniu praktycznym [m^3],
- Q – ilość doprowadzonego osadu [m^3],
- S_o – zawartość suchej masy organicznej w osadzie surowym, przed procesem [g/m^3],
- S_e – zawartość suchej masy organicznej w osadzie przefermentowanym, po procesie [g/m^3].

- **Moduł fermentacji (M_f)** określony wzorem:

$$M_f = 100 \cdot \left(1 - \frac{l_1 \cdot m_0}{l_0 \cdot m_1}\right) \quad [4-3]$$

gdzie (Bartoszewski 1981):

- M_f – moduł fermentacji [%],
- l_0, l_1 – masa organiczna [% s.m.] osadu surowego i osadu przefermentowanego,
- m_0, m_1 – masa nieorganiczna [% s.m.] osadu surowego i osadu przefermentowanego.

Jeżeli $M_f \geq 50\%$ to osad jest ustabilizowany.

- **Okres przebywania biomasy w komorze fermentacyjnej**, podczas którego 90% substancji metanogennych zostanie przekształcone w biogaz.
- **Minimalny czas fermentacji** określony jako okres przebywania biomasy w komorze fermentacyjnej w danej temperaturze niezbędny do zachowania stałego poziomu populacji bakterii fermentacji metanowej (Buraczewski, Bartoszek 1990).
- **Zmniejszenie zawartości substancji organicznych** mierzonych za pomocą chemicznego zapotrzebowania na tlen metodą dwuchromianową lub biochemicznego zapotrzebowania na tlen oznaczanych w cieczy nadosadowej.

Do innych wskaźników określających efektywność procesów fermentacji można również zaliczyć (Furmańska 1995):

- stopień denitryfikacji,
- aktywność enzymatyczną,

- zawartość OWO,
- moduł stabilizacji i indeks stabilizacji.

W oczyszczalniach ścieków najczęściej stosuje się tak zwane kryterium procentowego rozkładu substancji organicznych i określa się tak zwaną fermentację techniczną. W przypadku osadu nadmiernego z niskoobciążonych oczyszczalni ścieków stopień rozkładu substancji organicznych zawartych w osadzie wynosi 30-40%, natomiast substancje organiczne zawarte w osadzie wstępnym rozkładane są w 55-60% (Skalmowski 1998). Kontrola odpowiednich wskaźników w czasie trwania procesu fermentacji metanowej pozwala na ocenę poprawności i kontroli przebiegu tego procesu.

Liczba oraz różnorodność wskaźników określających efektywność procesu stabilizacji beztlenowej skłoniły autora do poszukiwania ujednoliconego parametru, który w sposób szybki i efektywny umożliwiałby określenie stopnia stabilizacji osadów poddawanych procesowi fermentacji.

5. BADANIA WŁASNE OSADÓW ŚCIEKOWYCH, GNOJOWICY ORAZ CIECZY NADOSADOWEJ

5.1. Badania analityczne

Badania analityczne osadów ściekowych i cieczy nadosadowej podczas fermentacji obejmowały niżej wymienione oznaczenia. Wszystkie oznaczenia wykonano zgodnie z zaleceniami Polskich Norm i obowiązującymi wytycznymi, a uzyskane wyniki stanowią średnią z co najmniej trzech oznaczeń wykonywanych równolegle:

- odczyn, kwasowość i zasadowość – PN-91/C-04540.05, PN-90/C-04540.01,02,03,
- chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT-Cr) – PN-74/C-04578.03,
- chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą nadmanganianową (ChZT-Mn), – PN-85/C-04578.02,
- azot organiczny – PN-75/C-04576/16,
- azot ogólny Kjeldahla (TKN) – PN-75/C-04576/17,
- azot amonowy – PN-75/C-04576/15,
- azot azotynowy – PN-73/C-04576/06,
- azot azotanowy – PN-86/C-04576/10,
- ortofosforany – PN-88/C-04537.04,
- sucha pozostałość, pozostałość po prażeniu (substancje mineralne), straty przy prażeniu (sucha masa organiczna), uwodnienie – PN-75/C-04616/01,
- lotne kwasy tłuszczowe – PN-75/C-04616/04,
- sumaryczna ilość wydzielającego się biogazu była mierzona za pomocą laboratoryjnego, legalizowanego gazomierza, ilość ta była każdorazowo przeliczana za warunki normalne (ciśnienie 760 mm Hg i temperaturę 0°C [273 K] za pomocą praw gazowych: Boylea, Gay-Lussaca i Charlesa oraz Daltona), składowość objętościowy biogazu oznaczano za pomocą aparatu Orsata według normy PN-73/C-04759/01, gdzie tlenek węgla był oznaczany za pomocą amoniakalnego roztworu chlorku miedziawego, tlen za pomocą pirogalolu, dwutlenek węgla za pomocą wodorotlenku potasowego i metan za pomocą spalania.

Wykonano oznaczenia dwudziestu czterech wskaźników fizyczno-chemicznych analizowanych osadów i gnojowicy oraz wód nadosadowych, a także dodatkowo siedem wskaźników przeliczeniowych na suchą masę. W tabelach 6.1-6.4 podano trzydzieści jeden wskaźników charakteryzujących proces fermentacji metanowej wybranych rodzajów osadów ściekowych.

5.2. Badania technologiczne

Badania wykonano w dwóch układach na modelach w skali ułamkowo-technicznej i prowadzono w zakresie temperatury 303-305 K (33-35°C). Zrealizowano dwa sposoby prowadzenia procesu fermentacji metanowej:

- fermentację statyczną (układ nieprzepływowy) – w procesie której utylizacji były poddawane osady ściekowe jednorazowo wprowadzone do komory fermentacyjnej; proces prowadzono do całkowitego zaniku wydzielania się biogazu; komora była zaszczerpiona osadem przefermentowanym w ilości około 20% osadu surowego; ten sposób prowadzenia procesu został zrealizowany dla wszystkich analizowanych osadów;
- fermentację dynamiczną (układ przepływowy) – podczas której po każdorazowym pobraniu próby dawkowano do komory fermentacyjnej osad surowy w ilości równej objętości pobranego do oznaczeń osadu fermentującego; proces prowadzono do momentu ustabilizowania się ilości wydzielanego gazu w ciągu doby na jednakowym poziomie; czas fermentacji wynosił od 20 do 40 dni.

Na podstawie danych literaturowych (Buraczewski, Bartoszek 1990; Buraczewski 1990) ustalono optymalne parametry prowadzenia procesu fermentacji metanowej wybranych osadów ściekowych:

- optymalna temperatura do przemian metanogennych znajduje się w temperaturze około 308 K (35°C),
- odczyn obojętny,
- obciążenie komory reakcji ładunkiem substancji organicznych – 4,5 kg s.m.o./m³·d.

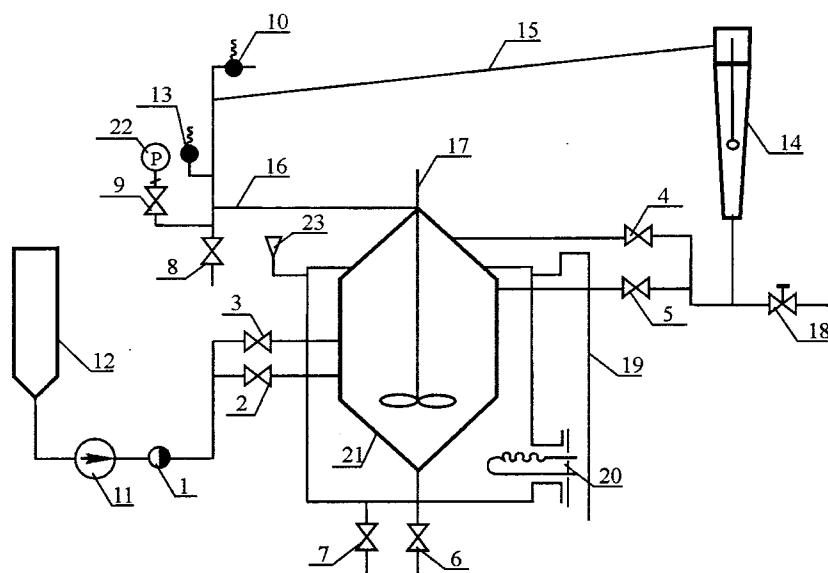
5.3. Opis modelu komory fermentacyjnej do badań wstępnych

Komora fermentacyjna miała pojemność około 30 dm³. Wyposażenie komory stanowiły:

- króćce doprowadzające osady surowe,
- króciec do odprowadzania gazu pofermentacyjnego,
- spust wody nadosadowej,
- spust przefermentowanego osadu z zasuwą klinową.

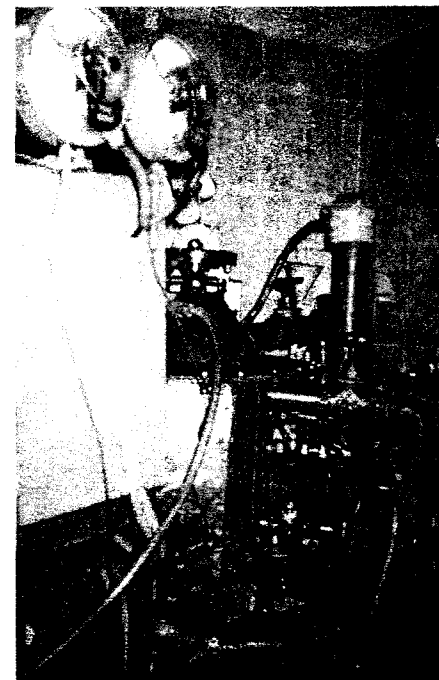
Zawartość komory mieszano za pomocą mieszadła mechanicznego, łopatkowego umieszczonego w osi komory z prędkością obrotową 6 obrotów na minutę.

Proces fermentacji prowadzono w temperaturze 35°C [308 K]. Osad podgrzewany był pośrednio za pomocą płaszcza wodnego wykonanego z blachy. Pojemność płaszcza wynosiła 23 dm³. Płaszcz wodny wyposażony był w lejek wlewowy rurę przelewową oraz wlot wody grzejnej. Woda w płaszczu podgrzewana była z pomocą grzałki elektrycznej o mocy 1400 W. Grzałka załączana i wyłączana była automatycznie przy zastosowaniu termometrów kontaktowych mierzących temperaturę wody w płaszczu grzejnym i osadu w komorze fermentacyjnej. Przepływ fermentowanego osadu odprowadzany był z komory za pomocą zasuw klinowej otwieranej i zamykanej ręcznie zamontowanej na przewodzie spustowym w dnie komory. Gaz pofermentacyjny odprowadzany był za pomocą zaworu do legalizowanego laboratoryjnego licznika gazowego, którym dokonywano pomiaru ilości gazu a następnie do atmosfery. Do ustalenia składu jakościowego i ilościowego wydzielającego się gazu, elastyczny przewód z licznika gazowego łączony był z aparatem Orsata lub z aparatem Gas-Pointer II i analizatorem Fyrite. Schemat i zdjęcie komory przedstawiono na rysunkach 5.1 i 5.2.



Rysunek 5.1. Schemat modelu wydzielonej komory fermentacyjnej do badań wstępnych

1 – zawór zwrotny, 2, 3 – zawory odcinające dawkowanie osadu surowego, 4, 5 – zawory odcinające spust wody nadosadowej, 6 – zawór spustowy osadu przefermentowanego, 7 – zawór spustowy wody z płaszcza, 8 – zawór pobierania gazu, 9 – zawór do manometru, 10 – zawór spustowy gazu, 11 – pompa, 12 – zbiornik dawkujący, 13 – zawór bezpieczeństwa, 14 – wyłącznik pływakowy, 15 – przewód elektryczny, 16 – odprowadzanie gazu, 17 – mieszadło, 18 – elektrozawór, 19 – przewód wody grzejnej, 20 – grzałka elektryczna, 21 – komora fermentacyjna, 22 – manometr, 23 – wlot wody do płaszcza, 24 – płaszcz grzejny

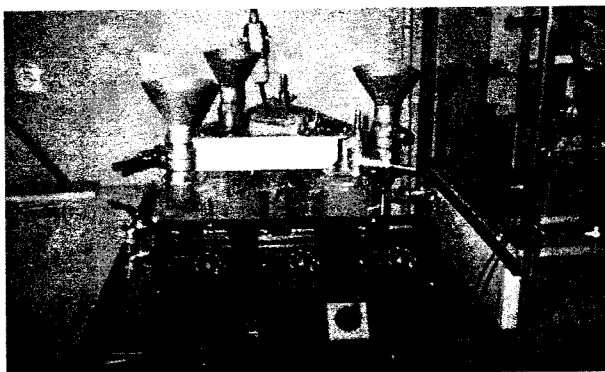


Rysunek 5.2. Komora fermentacyjna do badań wstępnych

5.4. Opis modelu zestawu komór fermentacyjnych do badań właściwych

W celu weryfikacji otrzymanych wyników badań na modelu wstępnym wykonano zestaw składający się z trzech oddzielnych zbiorników. Zbiorniki pokazane na rysunkach 5.3 i 5.4 zostały wykonane z blachy stalowej o grubości 2 mm pokrytej warstwą farby antykorozyjnej. Komory mają kształt walca, zaś w dolnej części – odwróconego stożka. Każdy z trzech zbiorników ma pojemność 10 dm³. Każdą pojedynczą komorę zbudowano z następujących elementów: wlotu świeżego osadu, zaworu do odprowadzania wód nadosadowych, zaworu do odprowadzania wytworzonego gazu i zaworu do opróżniania komory. Kontrola napełniania odbywała się za pomocą wziernika podłużnego. Sterowanie modelem odbywało się za pośrednictwem tablicy rozdzielczej, w której znajdowały się: wyłącznik główny, włącznik silnika, trzy włączniki gałek z termostatami i diodami wskaźnikowymi oraz trzy termometry. Mieszanie osadu w komorach odbywało się za pomocą mieszadła – miksera budowlanego. Mikser obracany był w prawą stronę, co powo-

dowało ruch osadu od dołu do góry. Umożliwiało to utrzymanie jednorodnej zawiesiny w komorze, a także jednakowej temperatury w całej masie osadu. Osad podgrzewany był pośrednio za pomocą płaszcza wodnego wykonanego z blachy stalowej o grubości 2 mm. Całkowita pojemność płaszcza wynosiła 8 litrów. Ogrzewanie wody odbywało się za pomocą grzałki elektrycznej o mocy 2000 W sterowanej dzięki regulatorowi temperatury C-24. Regulator zaopatrzony był w sondę pomiaru temperatury umieszczonej wewnątrz płaszcza wodnego. Odczyt pomiaru temperatury osadu dokonywano za pomocą termometru elektronowego którego sonda sensorowa umieszczona była w komorze fermentacyjnej. Zestaw do badań właściwych procesu fermentacji przedstawiono na rysunkach 5.3 i 5.4.



Rysunek 5.3. Komora fermentacyjna od strony tablicy rozdzielczej



Rysunek 5.4. Komora fermentacyjna do badań właściwych

5.5. Koncepcja badań

Ogólna koncepcja badań polegała na określeniu efektywności procesu fermentacji metanowej wybranych do badań osadów ściekowych za pomocą oznaczeń wskaźników fizyczno-chemicznych*, a następnie na ocenie możliwości ich wspólnej stabilizacji w procesie fermentacji. Wszystkie badania prowadzono w skali laboratoryjnej. Do badań wykorzystano rzeczywiste osady ściekowe pochodzące z oczyszczania ścieków komunalnych i mleczarskich oraz gnojowicę.

Bardzo ważnym elementem badań było pobranie reprezentatywnej próbki osadów z komór, czyli takiej, której skład jest statystycznie zgodny ze składem osadu powstającego w danych warunkach technologicznych. Do badań pobierano próbki średnie, które otrzymywano z mieszania kilku jednorazowych próbek pobranych w tym samym czasie i w tej samej objętości z różnych miejsc komory fermentacyjnej (Bień 2002).

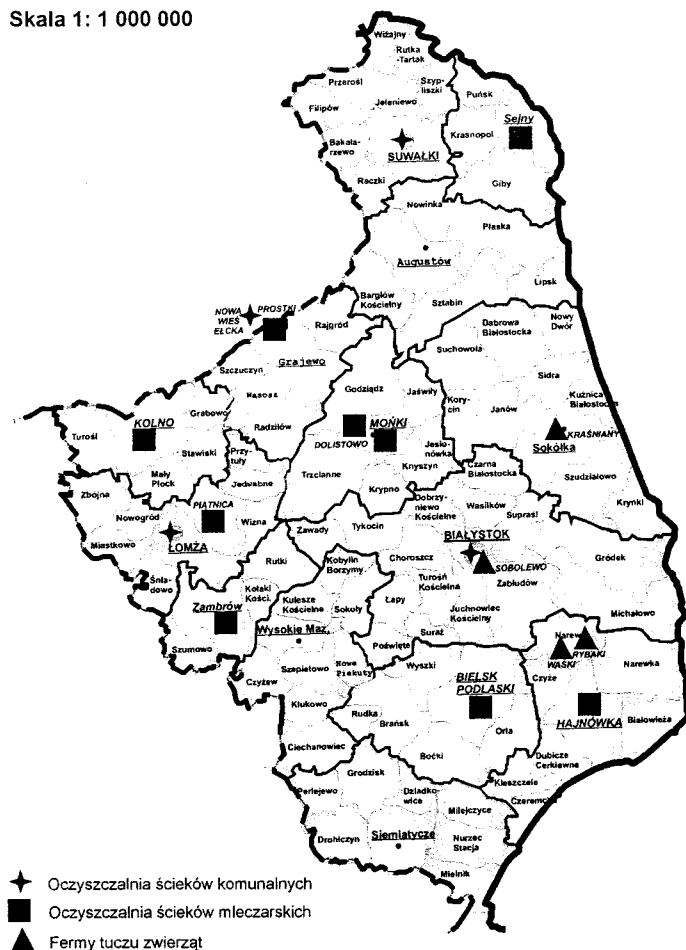
Pobierane próbki miały objętość około 0,2-0,3 dm³. Osady oraz gnojowica do badań pochodziły z zagęszczaczy osadów nadmiernych oraz ze zbiorników służących do magazynowania gnojowicy. Pomiary próbek wykonywano niezwłocznie po pobraniu. Generalnie analizy osadów wykonywano niezwłocznie po pobraniu. Jeśli to nie było możliwe, to próbkę dzielono na dwie części. Jedną zabezpieczono przed dalszymi procesami biochemicznymi przez dodanie 1 cm³ kwasu siarkowego (c.wł. 1,84) lub 5 g benzoesu sodowego (C₆H₅COONa) na 80 g próbki. Próbka po utrwaleniu była wykorzystana do oznaczania związków azotu i fosforu. Natomiast inne oznaczenia były wykonywane z próbki bez dodatku środków utrwalających (Bień 2002).

Uzyskane wyniki porównano z danymi z obiektów rzeczywistych, poddano je obróbce statystycznej i opracowano indeks efektywności procesu stabilizacji bez-tlenowej osadów ściekowych, który zweryfikowano w kolejnych badaniach.

Badania technologiczne prowadzono w skali laboratoryjnej. W ramach badań prowadzonych w latach 1995-2002 wykonano około 250 analiz osadów ściekowych pobranych z około dziewięćdziesięciu małych i średnich obiektów oraz z dużych oczyszczalni ścieków komunalnych zlokalizowanych w Białymstoku, Suwałkach, Łomży i Ełku. Badania prowadzono w różnych porach roku. Przeanalizowano również osady z dziesięciu oczyszczalni ścieków mleczarskich oraz z sześciu ferm tuczu trzody chlewnej i bydła, w których powstaje gnojowica. Pozwoliło to na uzyskanie pełnej charakterystyki i zmienności jakości wybranych rodzajów osadów. Lokalizację komunalnych oczyszczalni ścieków, zakładów przetwórstwa mleczarskiego oraz ferm tuczu trzody chlewnej, z których pobierano próbki do badań przedstawiono na rysunku 5.5.

* podanych w rozdziale 5.1.

Skala 1: 1 000 000



Rysunek 5.5. Lokalizacja miejsc poboru próbek osadów

5.6. Statystyczna interpretacja wyników badań

W pracy przyjęto metodę postępowania zgodną w ogólnych założeniach z teorią eksperymentu. Świadomie zaplanowano badania w takich układach, na takim medium i z taką częstotliwością, aby opisać proces fermentacji i na tej podstawie opracować indeks efektywności procesu stabilizacji beztlenowej osadów ściekowych, który winien określać stopień przefermentowania osadów.

Analiza wyników pomiarów określa ostateczny rezultat badań doświadczalnych (Górecka 1995).

W pracy analizę statystyczną wykorzystano do:

- opisu statystycznego parametrów wejściowych i wyjściowych badanego obiektu,
- określenia indeksu efektywności procesu stabilizacji beztlenowej osadów ściekowych opisującego stan przefermentowania substratu,
- oceny wartości otrzymanego indeksu efektywności procesu.

Na podstawie uzyskanych wyników w pracy podjęto próbę opracowania indeksu efektywności procesu stabilizacji beztlenowej osadów ściekowych wyznaczonego na podstawie wybranych wskaźników zanieczyszczeń oznaczonych w osadach surowych oraz w osadach podczas i na zakończenie procesu fermentacji.

Do opisu statystycznego zastosowano:

- średnie arytmetyczne badanych wskaźników zanieczyszczeń,
- odchylenia standardowe,
- wartości minimalne i maksymalne badanych wielkości,
- medianę.

Do analizy statystycznej wykorzystano pakiet statystyczny STATISTICA. Do oceny istotności parametrów zastosowano test T-Studenta. Do oceny jakości dopasowania modelu zastosowano współczynniki determinacji R^2 .

Do zbioru wielkości wejściowych (zmienne niezależne: $x_1, x_2, \dots, x_k, \dots, x_i$) zaliczono wybrane wielkości określające warunki pracy układu (parametry technologiczne) oraz zawartości zanieczyszczeń w osadach surowych i wodzie nadosadowej.

Sterowalnymi wielkościami wejściowymi były:

- sposób pracy układu: statyczny (nieprzepływowy) i dynamiczny (przepływowy),
- czas procesu fermentacji,
- rodzaj i stężenie osadów oraz gnojowicy poddanych procesowi stabilizacji beztlenowej.

Niesterowalnymi wielkościami wejściowymi były:

- obciążenie komory ładunkiem zanieczyszczeń organicznych,
- wartości wybranych zanieczyszczeń w osadach surowych.

Do zbioru wielkości wyjściowych (zmienne zależne: $z_1, z_2, \dots, z_p, \dots, z_w$) zaliczono stężenia wybranych, charakterystycznych zanieczyszczeń oraz ich wartość w osadach po procesie fermentacji.

Do opisu statystycznego wybrano zmienne niezależne (wielkości sterowane i niesterowalne), które mają wpływ na poziom indeksu wyjściowego w osadach przefermentowanych.

Tabela 5.1.

Wybór podstawowych wskaźników istotnych do opisu statystycznego na podstawie analizy statystycznej

WYJŚCIE/WEJŚCIE	Parametry	Odczyn cieczy nadosadowej	Odczyn osadu	Kwasowość	Zasadowość	Azot amonowy N_{NH4+} osadu	Azot azotynowy N_{NO2-} osadu	Azot azotanowy N_{NO3-} osadu	Fosforany PO4-	Kwasy lotne	LKT/ zasadowość	ChZT metodą dwuchromianową osadu	Pozostałość po prażeniu	Strata po prażeniu	Sucha masa (sucha pozostałość)	Uwodnienie	Azot amonowy N_{NH4+}
Parametry	Jednostka	[pH]	[pH]	[mval/dm ³]	[mg/dm ³]	[mg/dm ³]	[mg/dm ³]	[mg/dm ³]	[mg/dm ³]	[mg/dm ³]	[mg/dm ³]	[mg O ₂ /dm ³]	[mg/dm ³]	[mg/dm ³]	[mg/dm ³]	[%]	[% s.m.]
Odczyn cieczy nadosadowej	[pH]	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Odczyn osadu	[pH]	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-
Kwasowość	[mval/dm ³]	+	-	+	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-
Zasadowość	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	-	+	+	-	-
Azot amonowy N_{NH4+} osadu	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-
Azot azotynowy N_{NO2-} osadu	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-
Azot azotanowy N_{NO3-} osadu	[mg/dm ³]	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-
Fosforany PO4-	[mg/dm ³]	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-
Kwasy lotne	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-
LKT/ zasadowość	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-
ChZT metodą dwuchromianową osadu	[mg O ₂ /dm ³]	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Pozostałość po prażeniu	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	-
Strata po prażeniu	[mg/dm ³]	-	+	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
Sucha masa (sucha pozostałość)	[mg/dm ³]	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Uwodnienie	[%]	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
Azot amonowy N_{NH4+}	[% s.m.]	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Azot azotynowy N_{NO2-}	[% s.m.]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Azot azotanowy N_{NO3-}	[% s.m.]	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fosforany PO4-	[% s.m.]	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
Kwasy lotne	[% s.m.]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
Dobowa ilość gazu	[dm ³ /d]	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Całkowita ilość gazu	[dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
Azot amonowy N_{NH4+} cieczy	[mg/dm ³]	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	+	+	-	+	-	-
Azot azotynowy N_{NO2-} cieczy	[mg/dm ³]	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Azot azotanowy N_{NO3-} cieczy	[mg/dm ³]	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-
ChZT metodą nadmanganianową cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-
ChZT metodą dwuchromianową cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-
ChZT metodą nadmanganianową osadu	[mg O ₂ /dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-
Pozostałość po prażeniu	[% s.m.]	-	+	-	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-
Strata po prażeniu	[% s.m.]	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-
N_{og} - azot ogólny	[mg N/dm ³]	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
Rodzaj osadów	-	-	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
metoda	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-
Suma plusów	-	8	9	2	3	8	9	9	7	4	3	13	6	12	18	4	0

Tabela 5.1. c.d.

WYJŚCIE/WEJŚCIE	Parametry	Azot azotynowy N_{NO2-}	Azot azotanowy N_{NO3-}	Fosforany P _{tot}	Kwasy lotne	Dobowa ilość gazu	Całkowita ilość gazu	Azot amonowy N_{NH4+} cieczy	Azot azotynowy N_{NO2-} cieczy	Azot azotanowy N_{NO3-} cieczy	ChZT metodą nadmanganianową cieczy	ChZT metodą dwuchromianową cieczy	ChZT metodą nadmanganianową osadu	Pozostałość po prażeniu	Strata po prażeniu	N_{og} - azot ogólny	Suma plusów
Parametry	Jednostka	[% s.m.]	[% s.m.]	[% s.m.]	[% s.m.]	[N dm ³ /d]	[N dm ³]	[mg/dm ³]	[mg/dm ³]	[mg/dm ³]	[mg O ₂ /dm ³]	[mg O ₂ /dm ³]	[mg O ₂ /dm ³]	[% s.m.]	[% s.m.]	[mg N/dm ³]	-
Odczyn cieczy nadosadowej	[pH]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Odczyn osadu	[pH]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Kwasowość	[mval/dm ³]	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	7
Zasadowość	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	8
Azot amonowy N_{NH4+} osadu	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	7
Azot azotynowy N_{NO2-} osadu	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	4
Azot azotanowy N_{NO3-} osadu	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	-	-	-	7
Fosforany PO4-	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	11
Kwasy lotne	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	5
LKT/ zasadowość	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	5
ChZT metodą dwuchromianową osadu	[mg O ₂ /dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	6
Pozostałość po prażeniu	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	+	-	7
Strata po prażeniu	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-	8
Sucha masa (sucha pozostałość)	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	4
Uwodnienie	[%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	-	9
Azot amonowy N_{NH4+}	[% s.m.]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	2
Azot azotynowy N_{NO2-}	[% s.m.]	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	3
Azot azotanowy N_{NO3-}	[% s.m.]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	3
Fosforany PO4-	[% s.m.]	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	+	-	+	-	7
Kwasy lotne	[% s.m.]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	4
Dobowa ilość gazu	[dm ³ /d]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	5
Całkowita ilość gazu	[dm ³]	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+	+	-	8
Azot amonowy N_{NH4+} cieczy	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	7
Azot azotynowy N_{NO2-} cieczy	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	-	-	4
Azot azotanowy N_{NO3-} cieczy	[mg/dm ³]	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	10
ChZT metodą nadmanganianową cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	-	-	+	6
ChZT metodą dwuchromianową cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	6
ChZT metodą nadmanganianową osadu	[mg O ₂ /dm ³]	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	8
Pozostałość po prażeniu	[% s.m.]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	8
Strata po prażeniu	[% s.m.]	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	+	5
N_{og} - azot ogólny	[mg N/dm ³]	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-	5
Rodzaj osadów	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-	-	13
metoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	6
Suma plusów	-	0	0	0	0	0	0	10	9	16	8	15	10	5	7	9	204

+ - istotny związek między wskaźnikami,

- - brak związku między wskaźnikami.

W tabeli 5.1 znakiem „+” zaznaczono istotny związek między poszczególnymi wskaźnikami, którego siłę wyraża współczynnik korelacji liniowej Persony. Istotność oceniano testem T-Studenta. Na podstawie przeprowadzonych analiz wybrano do dalszej analizy statystycznej 17 podstawowych wskaźników fizyczno-chemicznych. Były to:

- odczyn osadu,
- kwasowość cieczy nadosadowej,
- zasadowość cieczy nadosadowej,
- azot amonowy w osadzie,
- azot azotynowy w osadzie,
- azot azotanowy w osadzie,
- fosforany w cieczy nadosadowej,
- lotne kwasy tłuszczowe,
- stosunek lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości,
- chemiczne zapotrzebowanie tlenu metodą dwuchromianową osadu,
- pozostałość po prażeniu,
- straty po prażeniu,
- sucha pozostałość,
- uwodnienie,
- azot amonowy w procentach suchej masy,
- ilość wydzielonego gazu,
- chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą nadmanganianową w cieczy nadosadowej.

Na podstawie przeprowadzonej analizy statystycznej ustalono, że w dalszej analizie nie rozpatrywano sposobu pracy układu, a tylko czas procesu i rodzaj osadów.

Do zbioru wielkości stałych ($c_1, c_2, \dots, c_c$) zaliczono parametry wynikające ze względów konstrukcyjnych modelu badawczego oraz te, które nie wpływały istotnie na przebieg procesu fermentacji. Do nich zaliczono między innymi: wielkość modelu, szybkość obrotową mieszadeł, miejsce doprowadzenia osadów i średnice króćców przewodów.

Na podstawie analizy statystycznej wybrano podstawowe wskaźniki istotne do opisu statystycznego. Do zbioru wielkości zakłócających ($h_1, h_2, \dots, h_z$) zaliczono te parametry, których wpływ na wielkości wyjściowe jest losowy i nieznamy dla realizatora badań (na przykład niejednorodność próbek osadu).

Przed badaniami właściwymi przeprowadzono badania wstępne (eliminacyjne), których celem było usunięcie tych wielkości wejściowych (między innymi chwilowej ilości wydzielającego się gazu), których wpływ na wielkości wyjściowe okazał się nieistotny. Wielkości nieistotne przesunięto do zbioru wielkości stałych, uzyskując w ten sposób zmniejszenie liczby pomiarów, a zatem kosztów i czasu trwania badań właściwych.

Planując konstrukcję eksperymentu kierowano się potrzebą:

- uzyskania informacji niezbędnych do zrealizowania celu,
- sprawdzenia, czy przyjęty plan badań jest możliwy do realizacji na stanowisku badawczym.

Postępowanie miało na celu:

- stwierdzenie charakteru i istotności wpływu każdej z wielkości wejściowych na wielkość wyjściową,
- obliczenie wartości wielkości wyjściowej (z) dla zbioru dowolnych (z przyjętych zakresów) wartości wielkości wejściowych x_k ,
- określenie indeksu efektywności procesu stabilizacji beztlenowej osadów ściekowych.

6. WYNIKI BADAŃ FERMENTACJI METANOWEJ WYBRANYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH I GNOJOWICY

6.1. Tabelaryczne zestawienie wyników badań

Wyniki badań analitycznych fermentacji metanowej wybranych rodzajów osadów ściekowych przedstawiono w zbiorczych tabelach i przykładowych seriach badawczych, po jednej dla poszczególnych rodzajów osadów ściekowych.*

Fragmentaryczne wyniki badań były prezentowane na konferencjach naukowych krajowych i międzynarodowych oraz publikacjach**

Osady pochodzące z oczyszczalni ścieków komunalnych zlokalizowanych w regionie północno-wschodniej Polski używane w badaniach zostały scharakteryzowane w tabeli 6.3, a przykładowa seria badawcza została przedstawiona w tabelach 6.7 i 6.8.

Osady poddawane procesowi fermentacji pochodziły z oczyszczalni zakładowych oczyszczających ścieki pochodzące tylko i wyłącznie z produkcji mleka i jego przetworów. Ścieki mleczarskie z zakładów zlokalizowanych w regionie północno-wschodnim posiadają z reguły niższe wskaźniki BZT₅ i ChZT niż ścieki pochodzące z innych regionów kraju. Wartości tych wskaźników osiągnięte w badaniach są zbliżone do podawanych w literaturze (Kempa 1995; Kalisz 1990; Karbouris 1990; Kiely 1996; Bernacka 1996; Bever 1997; Bień 1993; Bień 1998; Clifford 1993; Dojlido 1995; Fernandez 1993; Głowiak 1985; Imhoff 1997; Jaźwiński 1996; Anderson 1996; Anon 1994; Baier 1991).

Średnie wartości fizyczno-chemiczne osadów mleczarskich poddawanych procesowi fermentacji metanowej przedstawiono w tabeli 6.2, a przykładową serię badawczą w tabeli 6.9.

* Wyniki te zaprezentowano również w sposób graficzny w podrozdziale 6.2.

** (Magrel 1999; Magrel 1995; Magrel, Boruszko 1999; Magrel, Boruszko, Wierzbicki 1995; Magrel, Boruszko 1995; Magrel 1994; Magrel 1997; Dąbrowski 1997; Wierzbicki 1997; Magrel 1998; Dąbrowski 1998; Królikowski 2000; Dzienis 1997; Magrel 1991; Magrel 2000; Wierzbicki 1993; Wierzbicki 1993; Wierzbicki 1991; Wierzbicki 1993; Wierzbicki 1994; Magrel 1991; Rodowicz 1997; Magrel 1997; Wierzbicki 1996; Magrel 1996; Magrel 1992; Magrel 1991; Magrel 1995)

Średnie wartości fizyczno-chemiczne gnojowicy poddawanej procesowi fermentacji metanowej pokazano w tabeli 6.1, a przykładową serię badawczą w tabelach 6.5 i 6.6.

Średnie wartości fizyczno-chemiczne osadów zmieszanych poddawanych procesowi stabilizacji beztlenowej zaprezentowano w tabeli 6.4, a przykładową serię badawczą w tabeli 6.10. W tej serii badane osady ściekowe zostały zmieszane w równych proporcjach, to znaczy po jednej trzeciej objętości komory.

Wskaźniki fizyczno-chemiczne osadów zmieszanych i gnojowicy są praktycznie wartościami pośrednimi między tymi substratami wziętymi do badań, aczkolwiek o ich jakości decyduje zawartość gnojowicy. W badaniach prezentowanych w pracy przedstawiono równe proporcje zmieszanych osadów, czyli po 1/3.

W trakcie pracy badano osady zmieszane z osadów wstępnych i wtórnych. Łącznie w całym procesie oczyszczania ścieków powstaje od 0.5 do 1.2 kg suchej masy osadu na 1 kg usuniętego BZT₅.

Tabela 6.1

Właściwości fizyczno-chemiczne gnojowicy przed i po fermentacji

Parametry	Jednostka	Gnojowica surowa				Współczynnik zmienności [%]	Gnojowice po fermentacji				Współczynnik zmienności [%]	Średni efekt obniżki
		średnia	mediana	minimum	maksimum		średnia	mediana	minimum	maksimum		
Odczyn cieczy nadosadowej	[pH]	-	-	7,25	8,40	-	-	-	7,84	8,60	-	-
Odczyn osadu	[pH]	-	-	7,15	8,20	-	-	-	7,70	8,50	-	-
Kwasowość	[mval/dm ³]	36,80	37,20	28,50	40,70	3,45	9,38	17,50	17,10	14,30	22,70	13,60
Zasadowość	[mg/dm ³]	9 009	8 785	7 760	11 210	9,54	1 059	20 389	205,55	176,20	246,80	20,66
Azot amonowy N _{NH4+} osadu	[mg/dm ³]	2 441,70	2 500,00	1 060,00	3 380,00	691,69	28,33	2 999,20	3 030,00	3 490,00	507,77	17,33
Azot azotanowy N _{NO3} osadu	[mg/dm ³]	16,80	16,00	5,00	26,40	8,01	47,68	8,20	9,00	4,00	14,60	3,92
Azot azotanowy N _{NO3} w osadu	[mg/dm ³]	52,60	48,50	28,00	81,00	18,83	35,80	88,00	86,60	59,60	121,60	19,28
Fosforany PO ₄	[mg/dm ³]	1 245,00	1 270,00	570,00	1 760,00	352,07	28,28	643,50	680,00	280,00	860,00	184,40
Kwasy lina	[mg/dm ³]	4 350,80	4 320,00	2 830,00	6 040,00	1 051,51	24,17	2 020,00	2 090,00	720,00	3 030,00	743,52
ChZT zasadowość		0,50	0,50	0,26	0,70	0,14	28,00	0,10	0,10	0,04	0,20	0,04
ChZT metoda dwuchromianowa osadu	[mg O ₂ /dm ³]	84 138,30	86 630,00	25 600,00	148 800,00	40 772,00	48,46	19 241,70	22 150,00	3 600,00	32 000,00	10 185,32
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[mg/dm ³]	57 180,30	51 600,00	14 580,00	89 670,00	22 836,97	39,94	33 297,50	29 560,00	10 000,00	66 900,00	16 185,69
Strata po prażeniu	[mg/dm ³]	69 495,20	57 001,00	28 490,00	120 000,00	27 639,23	39,77	21 790,70	18 730,00	4 050,00	40 220,00	11 321,63
Suchość masa (sucha parostłość)	[mg/dm ³]	126 675,40	116 930,00	43 070,00	209 670,00	47 078,74	37,16	55 088,20	46 100,00	14 050,00	102 200,00	25 979,68
Uwodnienie	[%]	96,30	96,30	95,70	96,70	0,26	0,27	97,50	97,50	91,20	93,00	0,49
Azot amonowy N _{NH4+}	[% s.m.]	2,00	2,10	1,61	2,50	0,33	16,50	6,40	6,40	3,42	13,00	2,78
Azot azotanowy N _{NO3}	[% s.m.]	0,00	0,00	0,00	0,10	0,02	-	0,20	0,20	0,10	0,40	0,09
Azot azotanowy N _{NO3}	[% s.m.]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	-	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01
Fosforany PO ₄	[% s.m.]	1,00	1,00	0,80	1,30	0,20	20,00	1,30	1,10	0,84	2,20	0,46
Kwasy lina	[% s.m.]	3,80	3,60	1,94	7,20	1,54	40,53	4,60	4,20	0,79	10,70	2,79
Dobowa ilość gazu	[dm ³ /d]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	17,50	15,80	0,20	37,20	13,23
Całkowita ilość gazu	[dm ³]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	223,70	226,30	51,36	441,00	125,72
Azot amonowy N _{NH4+} cieczy	[mg/dm ³]	1 333,30	1 415,00	630,00	1 740,00	306,78	23,01	1 832,50	1 970,00	1 100,00	2 130,00	320,26
Azot azotanowy N _{NO3} cieczy	[mg/dm ³]	0,40	0,30	0,12	1,80	0,45	117,50	0,10	0,10	0,10	0,01	0,01
Azot azotanowy N _{NO3} w cieczy	[mg/dm ³]	2,70	2,80	2,40	3,10	0,24	8,89	1,60	1,60	1,30	1,90	0,18
ChZT metoda nadmanganianowa cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	592,90	605,00	465,00	880,00	70,79	11,94	161,70	155,00	40,00	430,00	98,61
ChZT metoda dwuchromianowa cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	7 215,00	7 845,00	620,00	8 700,00	2 163,57	29,99	1 813,30	1 980,00	360,00	2 680,00	657,48
ChZT metoda nadmanganianowa osadu	[mg O ₂ /dm ³]	13 530,00	7 600,00	3 470,00	36 000,00	11 811,45	87,30	5 445,80	3 000,00	1 300,00	12 000,00	4 142,38
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[% s.m.]	44,70	43,90	33,65	58,00	7,34	16,42	60,70	62,40	43,25	76,10	9,25
Strata po prażeniu	[% s.m.]	55,30	56,10	42,04	66,30	7,34	13,27	39,30	37,60	23,91	56,80	9,25
Azot ogólny N _{og}	[mg N/dm ³]	4 168,30	4 030,00	3 870,00	4 850,00	301,39	7,23	3 811,70	3 760,00	3 510,00	4 360,00	249,83
Azot organiczny N _{org} (wylizany) osadu	[mg N _{org} /dm ³]	2 121,25	1 465,50	2 777,00	1 362,60	1 000,13	47,15	1 125,40	634,40	1 616,40	733,80	624,09

Tabela 6.2.

Właściwości fizyczno-chemiczne w osadach ścieków mleczarskich przed i po fermentacji

Parametry	Jednostka	Osady surowe				Współczynnik zmienności [%]	Osady po fermentacji				Współczynnik zmienności [%]	Średni efekt obniżki
		średnia	mediana	minimum	maksimum		średnia	mediana	minimum	maksimum		
Odczyn cieczy nadosadowej	[pH]	-	-	6,43	7,40	-	-	-	6,68	8,30	-	-
Odczyn osadu	[pH]	-	-	6,37	6,90	-	-	-	6,48	8,30	-	-
Kwasowość	[mval/dm ³]	10,96	9,60	6,80	15,30	3,38	30,84	6,50	5,90	4,24	10,60	2,15
Zasadowość	[mg/dm ³]	4 080,00	4 260,00	3 250,00	4 520,00	444,67	10,90	5 150,00	4 920,00	3 200,00	6 890,00	1 182,48
Azot amonowy N _{NH4+} osadu	[mg/dm ³]	237,14	230,00	90,00	380,00	132,13	55,72	607,86	700,00	240,00	820,00	200,81
Azot azotanowy N _{NO3} osadu	[mg/dm ³]	0,66	0,69	0,30	0,90	0,21	31,82	0,39	0,30	0,10	1,20	0,38
Azot azotanowy N _{NO3} w osadu	[mg/dm ³]	21,31	20,00	12,20	40,00	9,36	43,92	12,14	11,00	8,00	18,00	3,72
Fosforany PO ₄	[mg/dm ³]	295,71	298,00	190,00	347,00	51,11	17,28	169,86	178,00	61,00	266,00	64,33
Kwasy lina	[mg/dm ³]	3 250,43	2 720,00	700,00	6 000,00	2 101,58	64,66	2 018,71	1 490,00	510,00	4 710,00	1 411,49
ChZT zasadowość		0,79	0,62	0,16	1,57	0,51	64,56	0,41	0,25	0,10	0,80	0,28
ChZT metoda dwuchromianowa osadu	[mg O ₂ /dm ³]	18 896,43	16 180,00	5 800,00	34 600,00	11 191,42	59,23	13 716,43	8 660,00	3 730,00	31 600,00	10 380,84
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[mg/dm ³]	17 306,00	17 300,00	10 152,00	25 460,00	5 097,77	29,46	21 615,71	24 460,00	8 600,00	31 113,00	9 552,39
Strata po prażeniu	[mg/dm ³]	5 652,86	6 200,00	3 350,00	7 010,00	1 347,81	23,84	4 062,29	4 040,00	1 762,00	5 700,00	1 386,47
Suchość masa (sucha parostłość)	[mg/dm ³]	22 958,86	22 400,00	14 822,00	32 470,00	5 943,53	25,89	25 678,00	28 500,00	12 875,00	35 200,00	9 706,97
Uwodnienie	[%]	98,00	98,00	97,00	99,00	0,87	0,89	96,80	96,50	96,00	98,00	0,85
Azot amonowy N _{NH4+}	[% s.m.]	1,01	1,17	0,45	1,65	0,45	44,55	2,61	2,33	1,23	5,44	1,38
Azot azotanowy N _{NO3}	[% s.m.]	0,09	0,08	0,05	0,14	0,03	33,33	0,06	0,04	0,02	0,13	0,04
Azot azotanowy N _{NO3}	[% s.m.]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Fosforany PO ₄	[% s.m.]	1,39	1,55	0,59	1,99	0,48	34,53	0,72	0,63	0,39	1,32	0,34
Kwasy lina	[% s.m.]	15,25	8,97	2,89	29,85	11,06	72,66	10,23	7,52	1,49	33,17	10,68
Dobowa ilość gazu	[dm ³ /d]	0	0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,20	0,22	0,10	0,30	0,07
Całkowita ilość gazu	[dm ³]	139,14	130,00	54,00	228,00	79,12	56,86	360,00	420,00	140,00	490,00	121,52
Azot amonowy N _{NH4+} cieczy	[mg/dm ³]	4,17	4,10	3,80	4,90	0,37	8,87	1,51	1,50	0,90	2,10	0,42
Azot azotanowy N _{NO3} cieczy	[mg/dm ³]	0,09	0,09	0,06	0,12	0,02	22,22	0,04	0,04	0,02	0,05	0,01
Azot azotanowy N _{NO3} w cieczy	[mg/dm ³]	104,29	1 040,00	970,00	1 120,00	58,27	5,58	614,29	630,00	540,00	690,00	52,55
ChZT metoda nadmanganianowa cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	1 988,57	1 680,00	590,00	3 670,00	1 164,15	58,54	1 417,43	372,00	3 160,00	3 160,00	1 066,00
ChZT metoda dwuchromianowa cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	5730	4 860,00	1 840,00	10 400,00	3 317,15	57,89	3 684,29	2 610,00	1 150,00	6 300,00	2 345,60
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[% s.m.]	74,86	77,50	68,16	82,01	5,43	7,25	82,11	85,82	60,56	91,00	10,31
Strata po prażeniu	[% s.m.]	25,14	22,50	17,99	31,84	5,43	21,60	17,89	14,18	9,00	39,44	10,31
Azot ogólny N _{og}	[mg N/dm ³]	947,14	940,00	860,00	1 100,00	78,89	8,33	744,29	730,00	710,00	850,00	48,26
Azot organiczny N _{org} (wylizany) osadu	[mg N _{org} /dm ³]	723,41	689,31	757,50	679,10	55,44	7,66	240,30	18,70	461,90	10,80	318,98

Tabela 6.1

Właściwości fizyczno-chemiczne w osadach z oczyszczania ścieków komunalnych przed i po fermentacji

Parametry	Jednostka	Osady surowe				Współczynnik zmienności [%]	Osady po fermentacji				Współczynnik zmienności [%]	Średni efekt obniżki
		średnia	mediana	minimum	maksimum		średnia	mediana	minimum	maksimum		
Odczyn cieczy nadosadowej	[pH]	-	-	6,42	7,61	-	-	-	7,13	8,84	-	-
Odczyn osadu	[pH]	-	-	6,35	7,50	-	-	-	7,00	8,70	-	-
Kwasowość	[mval/dm ³]	7,75	8,60	1,20	14,50	5,19	66,97	1,92	2,30	3,50	1,29	75,23
Zasadowość	[mg/dm ³]	2 663,64	2 500,00	1 700,00	3 800,00	845,31	31,74	6 374,55	6 840,00	8 800,00	1 887,50	139,32
Azot amonowy N _{am} + osadu	[mg/dm ³]	381,91	250,00	63,00	2 420,00	682,73	178,77	980,91	745,00	580,00	3 050,00	71,81
Azot azotanowy N _{az} osadu	[mg/dm ³]	0,85	0,90	0,60	1,30	0,23	27,06	0,03	0,02	0,01	0,09	100,00
Azot azotanowy N _{az} osadu	[mg/dm ³]	38,95	38,30	30,30	59,20	7,42	19,05	6,55	4,40	3,30	18,60	73,28
Fosforany PO ₄ -	[mg/dm ³]	280,00	270,00	160,00	530,00	115,84	41,37	141,18	123,00	80,00	240,00	46,01
Kwasy lotne	[mg/dm ³]	1 929,09	2 615,00	700,00	2 700,00	878,23	45,53	894,55	870,00	280,00	2 740,00	693,14
ChZT zasadowość	[mg O ₂ /dm ³]	0,86	0,77	0,24	1,54	0,56	65,12	0,15	0,11	0,05	0,40	80,00
ChZT metodą dwuchromianową osadu	[mg O ₂ /dm ³]	36 552,18	35 200,00	23 222,00	74 400,00	14 589,68	39,91	23 450,36	21 500,00	6 000,00	40 738,00	41,58
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[mg/dm ³]	14 240,00	12 700,00	8 250,00	31 340,00	6 515,13	45,75	21 032,73	19 400,00	3 030,00	44 200,00	14 191,41
Strata po prażeniu	[mg/dm ³]	18 110,91	17 300,00	7 100,00	29 900,00	7 477,87	41,29	14 579,09	15 700,00	3 240,00	25 680,00	6 408,77
Sucha masa (sucha pozostałość)	[mg/dm ³]	32 350,91	30 000,00	26 550,00	43 500,00	5 449,19	16,84	35 611,82	36 800,00	6 270,00	60 200,00	17 189,89
Wiedzenie	[%]	98,45	99,00	97,00	99,50	0,99	1,01	95,64	95,50	94,00	98,00	1,12
Azot amonowy N _{am} + osadu	[% s.m.]	1,28	0,65	0,23	8,71	2,48	193,75	6,64	1,98	1,21	48,64	14,01
Azot azotanowy N _{az} osadu	[% s.m.]	0,12	0,13	0,09	0,21	0,04	33,33	0,02	0,02	0,01	0,05	0,01
Azot azotanowy N _{az} osadu	[% s.m.]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fosforany PO ₄ -	[% s.m.]	0,91	0,84	0,37	1,91	0,46	50,55	0,57	0,40	0,17	1,96	0,51
Kwasy lotne	[% s.m.]	6,29	6,84	2,16	9,98	3,31	52,62	2,72	2,29	1,15	6,68	1,60
Dobowy ilość gazu	[dm ³ /d]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,11	5,30	1,80	10,10	2,89	47,30
Całkowita ilość gazu	[dm ³]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	177,54	142,20	101,63	309,50	70,06	40,61
Azot amonowy N _{am} + osadu	[mg/dm ³]	127,45	150,00	38,00	281,00	77,93	61,15	582,64	450,00	239,00	1 830,00	429,27
Azot azotanowy N _{az} osadu	[mg/dm ³]	4,29	4,30	3,80	4,90	0,39	9,09	2,14	2,10	1,50	2,80	0,43
Azot azotanowy N _{az} osadu	[mg/dm ³]	0,08	0,08	0,06	0,11	0,02	25,00	0,04	0,04	0,02	0,06	0,01
ChZT metodą nadmanganianową cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	1 089,09	1 100,00	970,00	1 150,00	64,41	5,91	620,91	620,00	510,00	730,00	58,22
ChZT metodą dwuchromianową cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	931,82	960,00	790,00	1 050,00	86,47	9,28	271,82	260,00	190,00	420,00	62,74
ChZT metodą nadmanganianową osadu	[mg O ₂ /dm ³]	11 615,45	11 680,00	7 250,00	22 380,00	4 152,73	35,75	6 708,18	5 770,00	2 210,00	10 990,00	2 950,01
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[% s.m.]	44,48	42,33	27,25	81,54	18,55	41,70	54,46	55,86	27,67	73,79	16,65
Strata po prażeniu	[% s.m.]	55,52	57,67	18,46	72,75	18,55	33,41	45,54	44,14	26,21	72,33	16,65
Azot ogólny N _{og}	[mg N/dm ³]	1 356,36	1 070,00	970,00	3 970,00	876,93	64,65	1 016,36	760,00	710,00	3 050,00	696,09
Azot organiczny N _{og} (wylizany) osadu	[mg N _{og} /dm ³]	828,45	780,80	876,10	1 489,50	433,74	52,36	68,64	10,58	126,69	-18,69	102,80

Tabela 6.4.

Właściwości fizyczno-chemiczne w osadach zmieszanych przed i po fermentacji (1/3 gnojowicy, 1/3 osadów z oczyszczania ścieków mleczarskich i 1/3 z oczyszczania ścieków komunalnych)

Parametry	Jednostka	Osady surowe				Współczynnik zmienności [%]	Osady po fermentacji				Współczynnik zmienności [%]	Średni efekt obniżki
		średnia	mediana	minimum	maksimum		średnia	mediana	minimum	maksimum		
Odczyn cieczy nadosadowej	[pH]	-	-	6,42	8,40	-	-	-	6,68	8,80	-	-
Odczyn osadu	[pH]	-	-	6,35	8,20	-	-	-	6,48	9,00	-	-
Kwasowość	[mval/dm ³]	20,11	13,95	1,20	40,70	14,47	71,95	9,72	6,40	22,70	7,35	54,15
Zasadowość	[mg/dm ³]	5 532,33	4 315,00	1 700,00	11 210,00	3 043,88	55,02	11 694,67	7 650,00	3 200,00	24 680,00	7 449,34
Azot amonowy N _{am} + osadu	[mg/dm ³]	1 172,03	365,00	63,00	3 380,00	1 208,56	103,12	1 672,00	820,00	240,00	3 490,00	1 178,26
Azot azotanowy N _{az} osadu	[mg/dm ³]	7,18	0,95	0,30	26,40	9,38	130,64	3,39	0,34	0,01	14,60	4,68
Azot azotanowy N _{az} osadu	[mg/dm ³]	40,30	38,70	12,20	81,00	17,94	44,52	40,42	14,50	3,30	121,60	41,42
Fosforany PO ₄ -	[mg/dm ³]	669,67	353,50	160,00	1 760,00	529,63	79,09	348,80	200,50	61,00	860,00	272,95
Kwasy lotne	[mg/dm ³]	3 206,10	2 775,00	700,00	6 040,00	1 661,45	51,82	1 607,27	1 430,00	280,00	4 710,00	1 044,27
ChZT zasadowość	[%]	0,70	0,55	0,16	1,60	0,45	64,29	0,19	0,11	0,04	0,80	0,19
ChZT metodą dwuchromianową osadu	[mg O ₂ /dm ³]	51 466,97	37 100,00	5 800,00	148 800,00	38 884,38	75,55	19 495,63	19 600,00	3 600,00	40 738,00	10 414,02
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[mg/dm ³]	32 131,50	18 305,00	8 250,00	89 670,00	25 533,04	79,46	26 074,67	25 680,00	3 030,00	66 900,00	14 957,45
Strata po prażeniu	[mg/dm ³]	35 757,73	25 010,00	3 350,00	120 000,00	33 475,93	93,48	15 009,80	15 470,00	1 762,00	40 220,00	10 545,42
Sucha masa (sucha pozostałość)	[mg/dm ³]	67 889,23	35 350,00	14 822,00	209 670,00	57 048,99	84,03	41 084,47	38 000,00	6 270,00	102 200,00	22 960,88
Wiedzenie	[%]	97,47	97,00	95,70	99,50	1,25	1,28	94,64	95,25	91,20	98,00	2,03
Azot amonowy N _{am} + osadu	[% s.m.]	1,50	1,26	0,23	8,70	1,54	102,67	5,60	3,34	1,21	48,60	8,59
Azot azotanowy N _{az} osadu	[% s.m.]	0,09	0,08	0,02	0,20	0,05	55,56	0,10	0,07	0,01	0,40	0,10
Azot azotanowy N _{az} osadu	[% s.m.]	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	100,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Fosforany PO ₄ -	[% s.m.]	1,07	1,00	0,37	2,00	0,41	38,32	0,90	0,89	0,17	2,20	0,56
Kwasy lotne	[% s.m.]	7,40	5,29	1,94	29,90	7,12	96,22	5,24	3,17	0,79	33,20	6,00
Dobowy ilość gazu	[dm ³ /d]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,28	5,10	0,10	37,20	10,99	118,43
Całkowita ilość gazu	[dm ³]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	160,47	123,98	2,91	441,00	116,28	72,46
Azot amonowy N _{am} + osadu	[mg/dm ³]	612,53	215,00	38,00	1 740,00	630,41	102,92	1 030,63	515,00	140,00	2 130,00	745,82
Azot azotanowy N _{az} osadu	[mg/dm ³]	2,70	3,85	0,12	4,90	1,97	72,96	1,19	1,40	0,10	2,80	0,97
Azot azotanowy N _{az} osadu	[mg/dm ³]	1,14	0,10	0,06	3,10	1,32	115,79	0,66	0,05	0,02	1,90	0,78
ChZT metodą nadmanganianową cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	880,17	980,00	465,00	1 150,00	247,46	28,12	435,67	570,00	40,00	730,00	239,19
ChZT metodą dwuchromianową cieczy	[mg O ₂ /dm ³]	3 691,67	1 575,00	590,00	8 700,00	3 283,99	88,96	1 155,73	730,00	190,00	3 160,00	944,60
ChZT metodą nadmanganianową osadu	[mg O ₂ /dm ³]	11 008,00	8 375,00	1 640,00	36 000,00	8 404,58	76,35	5 497,67	5 145,00	1 150,00	12 000,00	3 463,90
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[% s.m.]	51,65	46,15	27,25	82,00	17,74	34,35	63,42	64,30	27,67	91,00	16,36
Strata po prażeniu	[% s.m.]	48,35	53,85	17,99	72,70	17,74	36,69	36,58	35,70	9,00	72,30	16,36
Azot ogólny N _{og}	[mg N/dm ³]	2 385,67	1 440,00	860,00	4 850,00	1 586,59	66,51	2 071,00	835,00	710,00	4 360,00	1 513,84
Azot organiczny N _{og} (wylizany) osadu	[mg N _{og} /dm ³]	759,93	735,35	784,50	1 362,60	408,78	53,79	233,43	0,16	466,69	733,80	188,88

Tabela 6.5

Przykład wyników pomiarów serii badawczej mezofilowej fermentacji metanowej gnojowicy w układzie przepływowym

Parametry	Czas trwania procesu w dobach									Średni efekt obniżki
	0	3	8	14	16	20	23	34		
Odczyn	[pH]	7,75	7,40	7,87	8,45	8,50	8,23	7,90	8,06	
Kwasowość	[mval/dm ³]	36,20	32,70	29,50	24,60	22,10	19,60	15,70	14,80	59,12
Zasadowość	[mg/dm ³]	9840	11260	13470	15890	16730	18820	19940	21430	-117,78
Azot amonowy N _{NH4+}	[mg/dm ³]	2 600,00	2 650,00	2 680,00	2 630,00	2 580,00	2 590,00	2 590,00	2 590,00	0,38
Azot azotynowy N _{NO2-}	[mg/dm ³]	5,00	4,70	4,60	4,80	6,00	4,80	4,30	4,00	20,00
Azot azotanowy N _{NO3-}	[mg/dm ³]	70,00	72,00	73,00	75,50	66,60	70,50	73,00	76,00	-8,57
Fosforany PO ₄	[mg/dm ³]	1 120,00	1 070,00	960,00	920,00	840,00	760,00	682,00	632,00	43,57
Kwasy lotne	[mg/dm ³]	4240	4178	3842	3648	3496	3278	2746	2200	48,11
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą dwuchromianową	[mg O ₂ /dm ³]	26 600,00	25 600,00	16 200,00	8 000,00	3 200,00	3 400,00	3 600,00	3 600,00	86,47
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[mg/dm ³]	61 800,00	57 580,00	52 710,00	54 000,00	40 000,00	30 083,00	20 980,00	16 560,00	73,20
Strata po prażeniu	[mg/dm ³]	55 130,00	45 800,00	43 250,00	43 060,00	42 297,00	41 992,00	27 985,00	12 620,00	77,10
Sucha masa (sucha pozostałość)	[mg/dm ³]	116 930,00	103 380,00	95 960,00	97 060,00	82 297,00	72 075,00	48 965,00	29 180,00	75,04
Uwodnienie	[%]	95,70	95,50	94,90	94,60	94,20	93,20	92,70	91,20	4,70
Całkowita ilość gazu	[dm ³]	0,00	10,90	16,30	24,90	30,10	37,22	46,64	51,36	-
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą nadmanganianową	[mg O ₂ /dm ³]	650,00	400,00	280,00	180,00	150,00	400,00	450,00	430,00	33,85
Azot ogólny N _{og}	[mg N/dm ³]	4 050,00	3 970,00	3 920,00	3 870,00	3 830,00	3 780,00	3 710,00	3 650,00	9,88
Azot organiczny N _{org}	[mg N _{org} /dm ³]	1 375,00	1 243,30	1 162,40	1 159,70	1 177,40	1 114,70	1 042,70	980,00	28,73

Tabela 6.6.

Przykład wyników pomiarów serii badawczej mezofilowej fermentacji metanowej gnojowicy w układzie nieprzepływowym

PARAMETRY	Czas trwania procesu w dobach										Średni efekt obniżki
	0	4	8	12	16	20	24	28	32	34	
Odczyn		7,89	7,82	7,64	7,82	7,88	8,02	8,00	7,99	7,95	7,90
Kwasowość	[pH]										
	[mval/dm ³]	40,70	39,10	37,20	35,60	34,10	31,20	28,60	24,70	21,30	51,84
Zasadowość	[mg/dm ³]	8420	9630	10470	12470	13620	14710	15930	16470	18520	-137,17
Azot amonowy N _{NH4+}	[mg/dm ³]	2 340,00	2 420,00	2 550,00	2 680,00	2 760,00	2 850,00	2 880,00	2 900,00	3 000,00	-29,49
Azot azotynowy N _{NO2-}	[mg/dm ³]	25,00	11,00	8,50	7,00	6,50	6,00	5,50	5,00	4,80	81,20
Azot azotanowy N _{NO3-}	[mg/dm ³]	28,00	50,00	56,00	58,00	60,00	65,00	65,00	70,00	72,00	-157,14
Fosforany PO ₄	[mg/dm ³]	1 270,00	1 164,00	1 120,00	1 058,00	952,00	923,00	846,00	810,00	783,00	44,09
Kwasy lotne	[mg/dm ³]	6040	5743	5498	5182	4862	4485	4068	3748	3294	49,83
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą dwuchromianową	[mg O ₂ /dm ³]	88 000,00	86 400,00	72 000,00	62 400,00	51 400,00	47 300,00	37 400,00	30 000,00	25 600,00	70,91
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[mg/dm ³]	44 570,00	43 240,00	39 300,00	35 820,00	30 420,00	22 130,00	23 200,00	23 800,00	29 580,00	33,68
Strata po prażeniu	[mg/dm ³]	57 000,00	57 660,00	59 550,00	56 680,00	55 980,00	56 620,00	57 200,00	42 030,00	28 800,00	69,72
Sucha masa (sucha pozostałość)	[mg/dm ³]	101 570,00	100 900,00	98 850,00	92 500,00	86 400,00	78 750,00	80 400,00	65 830,00	58 380,00	53,90
Uwodnienie	[%]	96,20	96,10	95,70	95,40	95,10	94,90	94,30	93,70	93,40	3,43
Całkowita ilość gazu	[N dm ³]	0,00	0,00	53,50	116,00	148,00	178,00	179,50	216,00	250,00	-
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą nadmanganianową	[mg O ₂ /dm ³]	620,00	560,00	530,00	450,00	410,00	360,00	320,00	270,00	240,00	64,52
Azot ogólny N _{og}	[mg N/dm ³]	4 030,00	3 970,00	3 920,00	3 880,00	3 800,00	3 750,00	3 700,00	3 690,00	3 630,00	10,67
Azot organiczny N _{org}	[mg N _{org} /dm ³]	1 637,00	1 489,00	1 305,50	1 135,00	973,50	829,00	749,50	720,00	555,20	69,87

Tabela 6.7.

Przykład wyników pomiarów serii badawczej fermentacji metanowej osadów ścieków komunalnych w układzie przepływowym

PARAMETRY	Czas trwania procesu w dobach										Średni efekt obniżki
	0	7	10	14	17	22	26	29	33	36	
Odczyn		6,75	7,70	7,81	8,00	7,60	8,10				-
Kwasowość		[mval/dm ³]	2,10	1,90	1,80	1,70	1,50	1,40			33,33
Zasadowość		[mg/dm ³]	1800	3640	3600	3680	3660	3440			-91,11
Azot amonowy N _{NH4+}		[mg/dm ³]	105,00	280,00	350,00	476,00	504,00	1 204,00			-1 046,67
Azot azotynowy N _{NO2-}		[mg/dm ³]	0,90	0,70	0,50	0,40	0,20	0,09			90,00
Azot azotanowy N _{NO3-}		[mg/dm ³]	40,10	35,20	30,70	28,30	24,70	18,60			53,62
Fosforany PO ₄		[mg/dm ³]	360,00	332,00	297,00	265,00	250,00	240,00			33,33
Kwasy lotne		[mg/dm ³]	2700	1602	1594	1543	1508	1370			49,26
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą dwuchromianową		[mg O ₂ /dm ³]	23 222,00	21 400,00	17 664,00	13 896,00	12 350,00	12 272,00			47,15
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)		[mg/dm ³]	22 700,00	21 800,00	18 400,00	16 400,00	14 496,00	12 200,00			46,26
Strata po prażeniu		[mg/dm ³]	27 300,00	26 400,00	22 500,00	21 700,00	18 504,00	15 700,00			42,49
Sucha masa (sucha pozostałość)		[mg/dm ³]	50 000,00	48 200,00	40 900,00	38 100,00	33 000,00	27 900,00			44,20
Uwodnienie		[%]	97,00	95,50	95,50	95,00	96,00	94,00			3,09
Całkowita ilość gazu		[dm ³]	0,00	21,80	53,50	92,90	137,00	142,20			-
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą nadmanganianową		[mg O ₂ /dm ³]	1 080,00	1 020,00	940,00	860,00	730,00	620,00			42,59
Azot ogólny N _{og}		[mg N/dm ³]	1 450,00	1 420,00	1 390,00	1 370,00	1 340,00	1 320,00			8,97
Azot organiczny N _{og}		[mg N _{og} /dm ³]	1 304,00	1 104,10	1 008,80	865,30	811,10	97,31			92,54

Tabela 6.8.

Przykład wyników pomiarów serii badawczej fermentacji metanowej osadów ścieków komunalnych w układzie nieprzepływowym

PARAMETRY		Czas trwania procesu w dobach											Średni efekt obniżki
		0	5	8	12	15	19	22	26	29	33	36	
Odczyn	[pH]	7,40	7,40	7,60	7,70	7,70	7,70	7,80	7,90	7,90	8,00	8,20	-
	[mval/dm ³]	1,20	1,14	1,12	1,12	1,14	1,05	1,06	1,02	0,95	0,84	0,80	
Zasadowość	[mg/dm ³]	1700	3020	3560	4040	4040	4360	4360	4400	4540	4680	4480	-163,53
Azot amonowy N _{NH4+}	[mg/dm ³]	63,00	231,00	350,00	364,00	406,00	490,00	525,00	560,00	560,00	658,00	693,00	-1 000,00
Azot azotynowy N _{NO2-}	[mg/dm ³]	0,60	0,50	0,30	0,20	0,10	0,08	0,07	0,06	0,06	0,04	0,02	96,67
Azot azotanowy N _{NO3-}	[mg/dm ³]	34,20	29,80	19,90	17,10	15,70	11,20	9,80	7,80	7,90	6,50	4,90	85,67
Fosforany PO ₄	[mg/dm ³]	230,00	214,00	187,00	165,00	143,00	152,00	147,00	140,00	136,00	124,00	110,00	52,17
Kwasy lotne	[mg/dm ³]	2615	1526	1628	1611	1251	986	1586	1629	480	729	497	80,99
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą dwuchromianową	[mg O ₂ /dm ³]	26 040,00	25 947,00	25 328,00	24 644,00	24 576,00	23 640,00	23 592,00	23 364,00	22 446,00	20 336,00	20 176,00	22,52
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[mg/dm ³]	13 200,00	12 650,00	11 820,00	11 320,00	10 840,00	10 560,00	10 420,00	10 230,00	7 762,00	7 160,00	6 200,00	53,03
Strata po prażeniu	[mg/dm ³]	14 200,00	13 350,00	12 180,00	11 680,00	11 260,00	10 640,00	9 680,00	8 770,00	8 338,00	7 840,00	7 800,00	45,07
Sucha masa (sucha pozostałość)	[mg/dm ³]	27 400,00	26 000,00	24 000,00	23 000,00	22 100,00	21 200,00	20 100,00	19 000,00	16 100,00	15 000,00	14 000,00	48,90
Uwodnienie	[%]	98,00	97,00	97,00	97,00	97,00	96,00	96,00	96,50	97,00	96,50	96,50	1,53
Całkowita ilość gazu	[dm ³]	0,00	4,40	15,10	39,70	60,80	110,30	159,00	195,40	223,70	236,30	238,50	-
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą nadmanganianową	[mg O ₂ /dm ³]	980,00	940,00	880,00	820,00	760,00	730,00	680,00	630,00	610,00	600,00	590,00	39,80
Azot ogólny N _{og}	[mg N/dm ³]	1 140,00	1 110,00	980,00	960,00	950,00	940,00	940,00	920,00	890,00	850,00	820,00	28,07
Azot organiczny N _{og}	[mg N _{og} /dm ³]	1 042,20	848,70	609,80	578,70	528,20	438,72	405,13	352,14	322,04	185,46	122,08	88,29

Tabela 6.9.

Przykład wyników pomiarów serii badawczej fermentacji metanowej osadów ze ścieków mleczarskich w układzie nieprzepływowym

PARAMETRY		Czas trwania procesu w dobach							Średni efekt obniżki
		0	6	9	13	16	19	26	
Odczyn	[pH]	6,70	6,74	7,15	7,02	8,89	8,80	9,00	
Kwasowość	[mvd / dm ³]	6,80	6,40	6,60	5,00	5,60	3,48	4,24	37,65
Zasadowość	[mg / dm ³]	4400	4600	5320	5850	5160	6000	6890	-56,59
Azot amonowy N _{NH4+}	[mg / dm ³]	380,00	410,00	425,00	670,00	560,00	450,00	700,00	-84,21
Azot azotanowy N _{NO2}	[mg / dm ³]	0,50	0,35	0,40	0,11	0,06	0,35	0,23	54,00
Azot azotanowy N _{NO3}	[mg / dm ³]	40,00	37,00	28,00	27,00	12,00	23,00	13,00	67,50
Fosforany PO ₄	[mg / dm ³]	190,00	180,00	140,00	29,00	81,00	91,00	61,00	67,89
Kwasy lotne	[mg / dm ³]	2720	2670	2550	2380	2140	1040	1490	45,22
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą dwuchromianową	[mg O ₂ / dm ³]	34 600,00	32 480,00	27 680,00	24 250,00	25 130,00	20 430,00	31 600,00	8,67
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[mg / dm ³]	25 460,00	24 770,00	25 455,00	24 431,00	18 950,00	13 469,00	11 113,00	56,35
Strata po prażeniu	[mg / dm ³]	7 010,00	6 820,00	4 825,00	5 529,00	3 996,00	2 463,00	1 762,00	74,86
Sucha masa (sucha pozostałość)	[mg / dm ³]	32 470,00	31 590,00	30 280,00	29 960,00	22 946,00	15 932,00	12 875,00	60,35
Uwodnienie	[%]	97,50	97,00	97,00	97,00	98,40	97,00	96,50	1,03
Całkowita ilość gazu	[dm ³]	0,00	4,28	7,98	11,58	13,88	18,24	18,49	-
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą nadmanganianową	[mg O ₂ / dm ³]	1 020,00	970,00	850,00	830,00	780,00	720,00	640,00	37,25
Azot ogólny N _{og}	[mg N / dm ³]	950,00	930,00	910,00	870,00	840,00	760,00	720,00	24,21
Azot organiczny N _{org}	[mg N _{org} / dm ³]	529,50	482,65	456,60	172,89	267,94	286,65	6,77	98,72

Tabela 6.10.

Przykład wyników pomiarów serii badawczej fermentacji metanowej osadów zmieszanych w równej proporcji po 1/3 objętości komory gnojownicy, osadów ze ścieków komunalnych i osadów ze ścieków mleczarskich w układzie nieprzepływowym

PARAMETRY/DZIEŃ	Czas trwania procesu w dobach							Średni efekt obniżki	
	0	4	8	11	17	20	30		
Odczyn	[pH]	7.10	7.25	7.30	7.40	7.50	7.70		8.10
Kwasowość	[mval/dm ³]	20.10	19.90	18.20	17.30	16.40	14.60		11.20
Zasadowość	[mg/dm ³]	4030	4110	4360	5820	7920	8130		8200
Azot amonowy N _{NH4+}	[mg/dm ³]	1 370.00	1 450.00	1 560.00	1 640.00	1 710.00	1 790.00		1 870.00
Azot azotanowy N _{NO2-}	[mg/dm ³]	7.30	6.80	6.20	5.40	4.80	4.30		3.80
Azot azotanowy N _{NO3-}	[mg/dm ³]	42.10	41.70	40.60	40.10	39.70	39.20		37.70
Fosforany PO ₄	[mg/dm ³]	682.30	624.30	576.40	498.70	410.50	384.20		337.40
Kwasy lotne	[mg/dm ³]	3627	3699	3924	5238	3960	2439		1640
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą dwuchromianową	[mg O ₂ /dm ³]	54 650.00	48 720.00	27 680.00	24 250.00	25 130.00	20 430.00		31 600.00
Pozostałość po prażeniu (substancje mineralne)	[mg/dm ³]	35 472.00	34 210.00	32 850.00	29 560.00	27 410.00	25 860.00		23 660.00
Strata po prażeniu	[mg/dm ³]	27 210.00	25 470.00	22 630.00	20 470.00	18 460.00	16 570.00		12 560.00
Sucha masa (sucha pozostałość)	[mg/dm ³]	62 682.00	59 680.00	55 480.00	50 030.00	45 870.00	42 430.00		36 270.00
Uwodnienie	[%]	97.50	97.00	96.50	96.00	95.50	95.00		94.50
Całkowita ilość gazu	[dm ³]	0.00	42.80	78.90	115.60	136.80	182.40		185.90
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen metodą nadmanganianową	[mg O ₂ /dm ³]	400.00	500.00	580.00	650.00	640.80	594.70		560.00
Azot ogólny N _{og}	[mg N/dm ³]	2 150.00	2 147.00	2 120.00	2 089.00	2 080.00	2 074.00		2 060.00
Azot organiczny N _{org}	[mg N _{org} /dm ³]	730.60	648.50	513.20	403.50	325.50	240.50		148.50

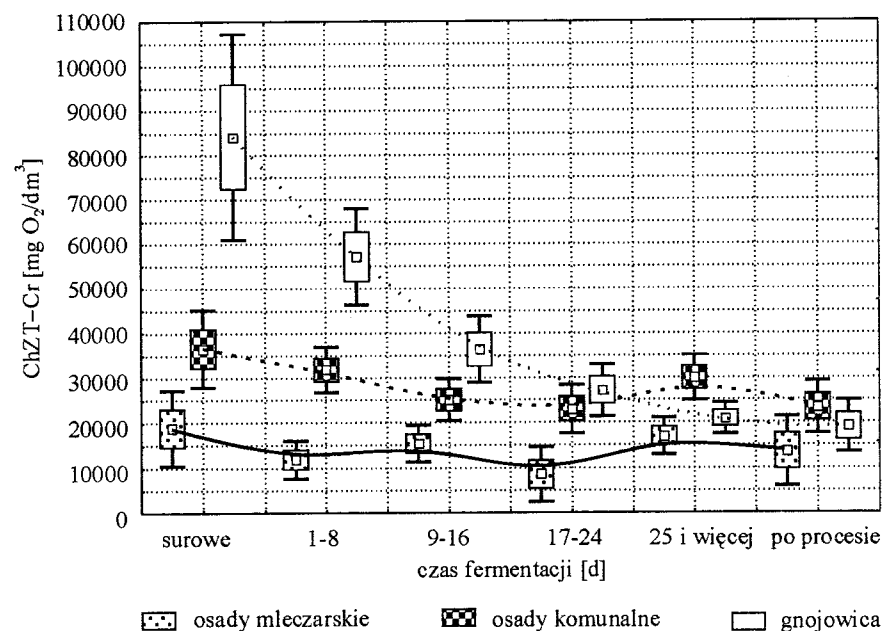
6.2. Graficzna interpretacja wyników badań

6.2.1. Układ nieprzepływowy-statyczny

Wyniki zmian wartości stężeń zanieczyszczeń podczas fermentacji metanowej gnojowicy, osadów pochodzących z oczyszczalni ścieków komunalnych, mleczarskich oraz gnojowicy oraz osadów zmieszanych podano w tabelach 6.1-6.10 oraz przedstawiono na rysunkach 6.1-6.23.

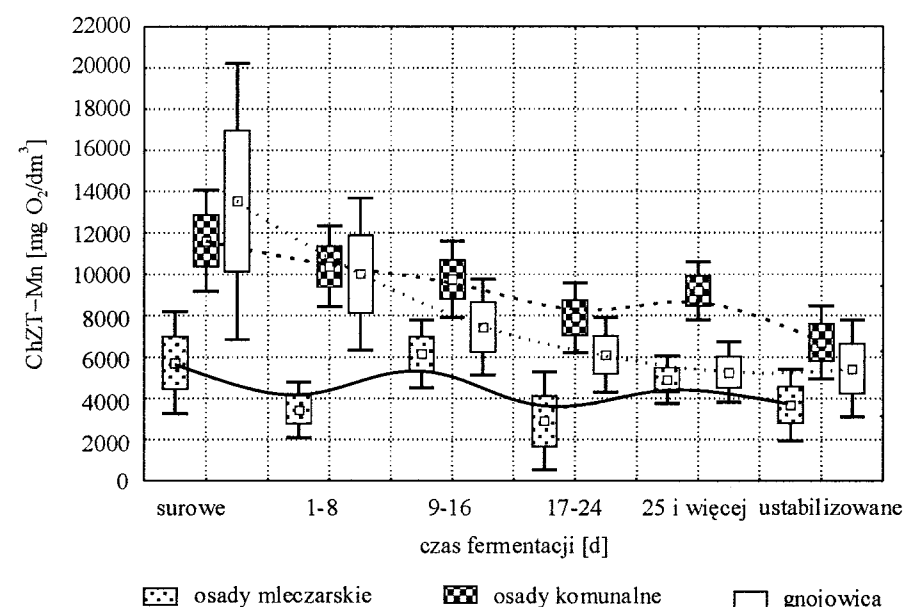
Dynamika przemian substancji organicznych oznaczonych przez ChZT-Cr i ChZT-Mn

Rozkład substancji organicznych oznaczonych jako ChZT-Cr w funkcji czasu fermentacji przedstawiono na rysunku 6.1. Wartość tego wskaźnika na wejściu w przypadku gnojowicy jest dwukrotnie lub trzykrotnie większa niż w przypadku osadów ze ścieków mleczarskich lub komunalnych. Po procesie fermentacji we wszystkich osadach ich wartość jest zbliżona i wynosi około 20-30 g/dm³. W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3 na początku procesu wartość ChZT-Cr wynosiła około 52 g/dm³, a na koniec procesu około 20 g/dm³ (rysunek 6.3).

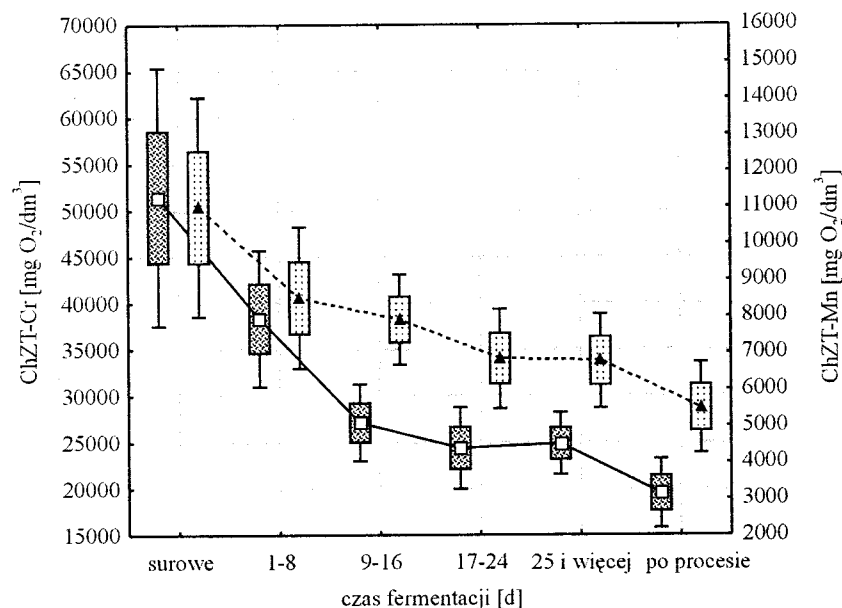


Rysunek 6.1. Diagram zmian zawartości substancji organicznych wyrażonych przez ChZT-Cr podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym - statycznym

Stężenie związków organicznych w wodach nadosadowych, mierzonych chemicznym zapotrzebowaniem na tlen metodą nadmanganianową (ChZT-Mn), wynosiło na początku procesu od 6000 mgO₂/dm³ w przypadku osadów ze ścieków mleczarskich do 12000-14000 mgO₂/dm³ w przypadku osadów komunalnych i gnojowicy. Po zakończeniu procesu stabilizacji wartość ChZT-Mn wynosiła od 4000 do 7000 mgO₂/dm³. Ubytek związków organicznych wyrażonych w ChZT-Mn w czasie został przedstawiony na rysunku 6.2. W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3 na początku procesu wartość ChZT-Mn wynosiła około 11 g/dm³, a na koniec procesu około 5,8 g/dm³ (rysunek 6.3). Na zmieszane osady duży wpływ miały wysokie wskaźniki, które były przypisane gnojowicy. Średnia efektywność obniżenia zawartości substancji organicznych wyrażonych w ChZT-Mn w trakcie prowadzonego procesu fermentacji wynosił od 40 do 60%.

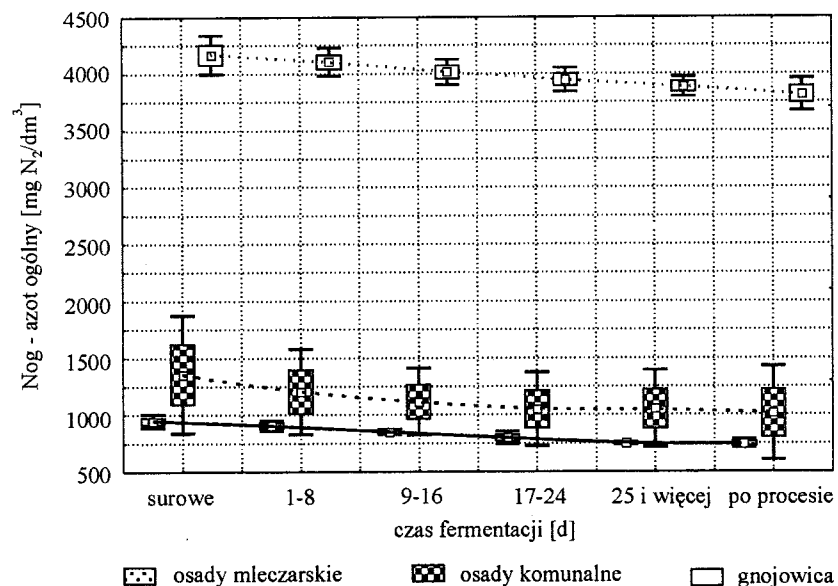


Rysunek 6.2. Diagram zmian zawartości substancji organicznych wyrażonych przez ChZT-Mn podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym - statycznym



Rysunek 6.3. Diagram zmian zawartości substancji organicznych wyrażonych przez ChZT-Cr i ChZT-Mn w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym

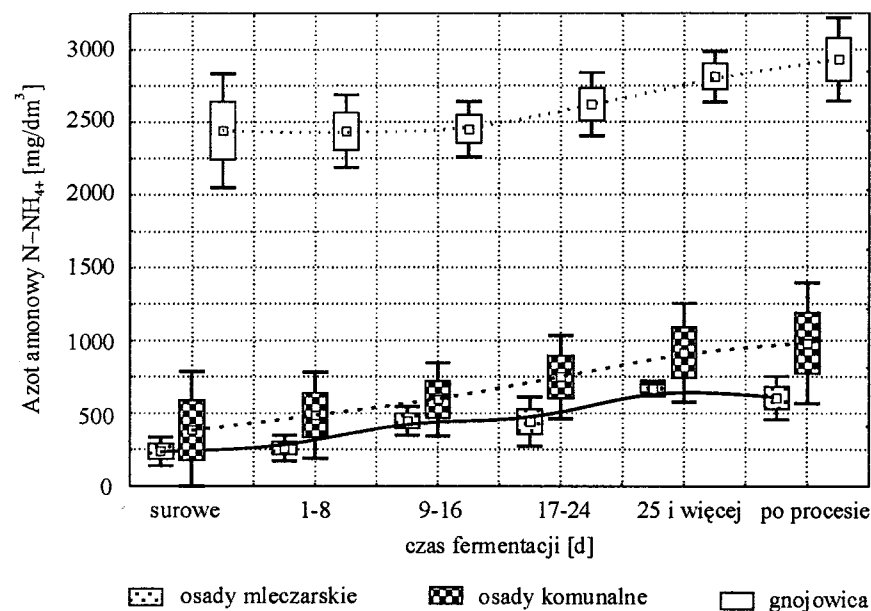
Dynamika przemian związków azotu



Rysunek 6.4. Diagram zmian zawartości azotu ogólnego podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym

Zawartość azotu ogólnego (rysunek 6.4) we wszystkich analizowanych osadach uległa obniżeniu podczas fermentacji w niewielkim stopniu, od 10 do 30%. Najwyższe wartości stężeń N_{og} stwierdzono dla gnojowicy surowej i wynosiła ona około $4000 \text{ mgN}_{og}/\text{dm}^3$. Zdecydowanie niższą wartość miały osady surowe ze ścieków mleczarskich lub komunalnych, w których stężenie azotu ogólnego zmieniało się w zakresie $1000\text{-}1500 \text{ mgN}_{og}/\text{dm}^3$. W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu wartość azotu ogólnego wynosiła około $2400 \text{ mg}/\text{dm}^3$ a na koniec około $2100 \text{ mg}/\text{dm}^3$ (rysunek 6.8).

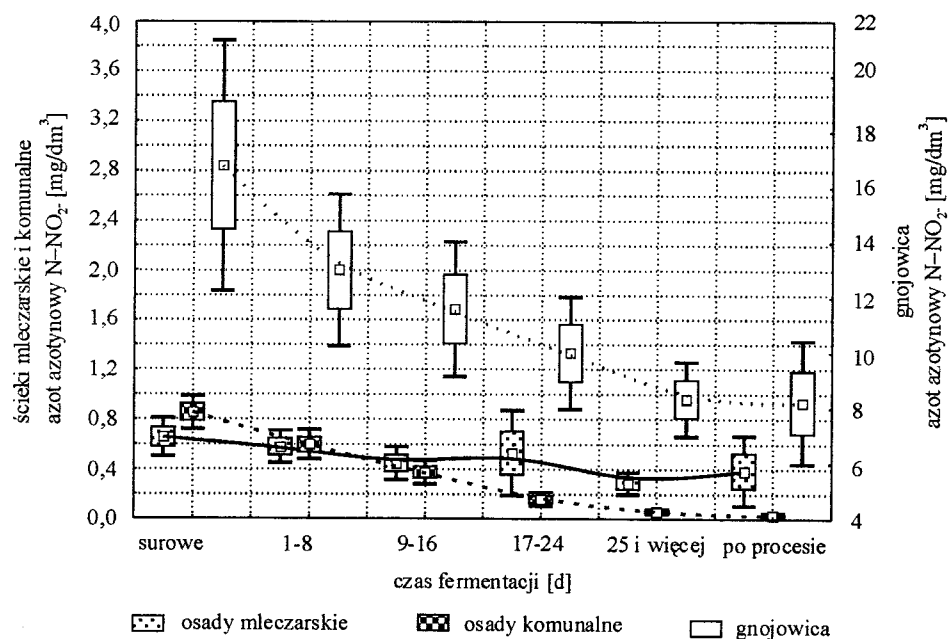
Zawartość azotu amonowego w czasie trwania procesu fermentacji (rysunek 6.5) systematycznie wzrastała. Najwyższe wartości uzyskano dla gnojowicy, gdzie z wartości początkowych wynoszących $9000 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$, po procesie fermentacji uzyskiwano około $20000 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$. W przypadku dwóch pozostałych rodzajów osadów wartości początkowe azotu amonowego zmieniały się w zakresie $200\text{-}400 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$, a po procesie uzyskiwały wartości $600\text{-}900 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$. W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu wartość azotu amonowego wynosiła około $1200 \text{ mg}/\text{dm}^3$, a na koniec około $1680 \text{ mg}/\text{dm}^3$ (rysunek 6.8).



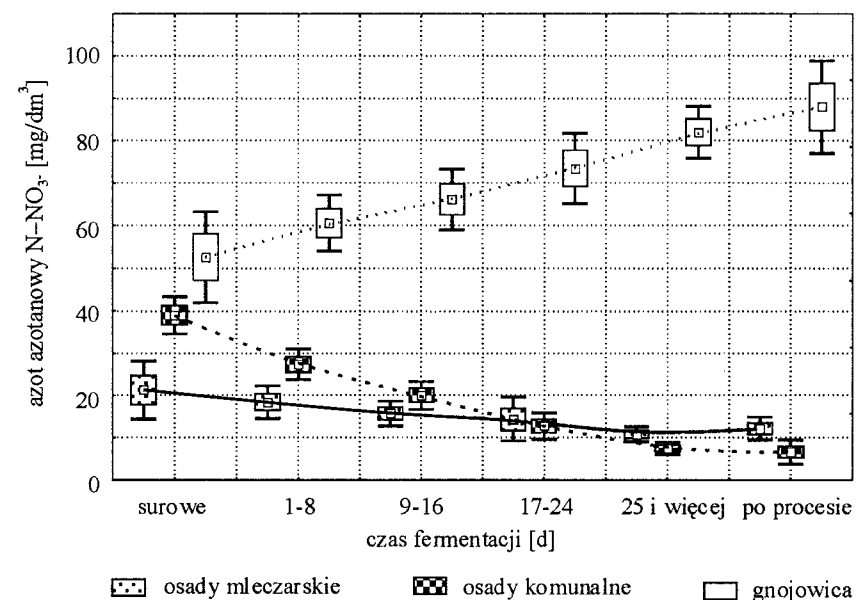
Rysunek 6.5. Diagram zmian zawartości azotu amonowego podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym

W czasie procesu fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym następuje zmniejszenie zawartości azotu azotynowego we wszystkich badanych osadach (rysunek 6.6). W trakcie procesu uległo ono obniżeniu od 26 do 96%. Największe zmiany obserwowano dla osadów ze ścieków komunalnych (z 0,85 do 0,03 mgN-NO₂/dm³), a najmniejsze zmiany w osadach ze ścieków mleczarskich (z 0,66 do 0,39 mgN-NO₂/dm³). Gnojowica zachowuje się w tym przypadku pośrednio, spadek ten wynosi z 16,8 do 8,2 mgN-NO₂/dm³. W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu wartość azotu azotynowego wynosiła około 7,00 mg/dm³, a na koniec około 3,5 mg/dm³ (rysunek 6.9).

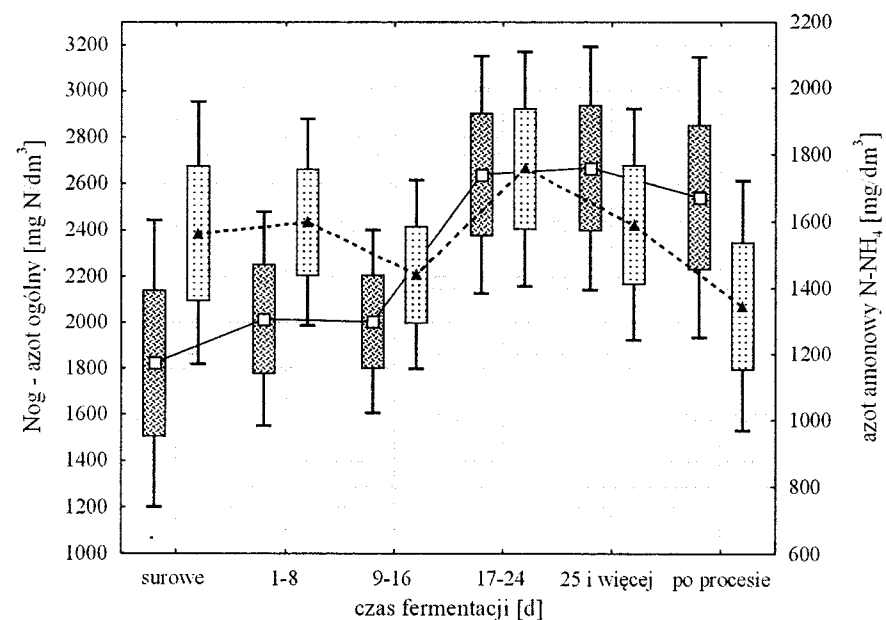
W czasie procesu fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym następuje zmniejszenie zawartości azotu azotanowego we wszystkich badanych osadach (rysunek 6.7). Osady ze ścieków komunalnych i mleczarskich zachowywały się podobnie, to znaczy zawartość azotu azotanowego w tych osadach ulegała zmniejszeniu o 50-60% z 20-40 mgN-NO₃/dm³ do 6-12 mgN-NO₃/dm³, natomiast w przypadku gnojowicy stwierdzono wzrost tej wartości z 52 mgN-NO₃/dm³ do 88 mgN-NO₃/dm³. W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu wartość azotu azotanowego wynosiła około 40 mg/dm³, następnie nieznacznie jego zawartość zmalała, by pod koniec procesu ustabilizować się na poziomie około 40 mg/dm³ (rysunek 6.9).



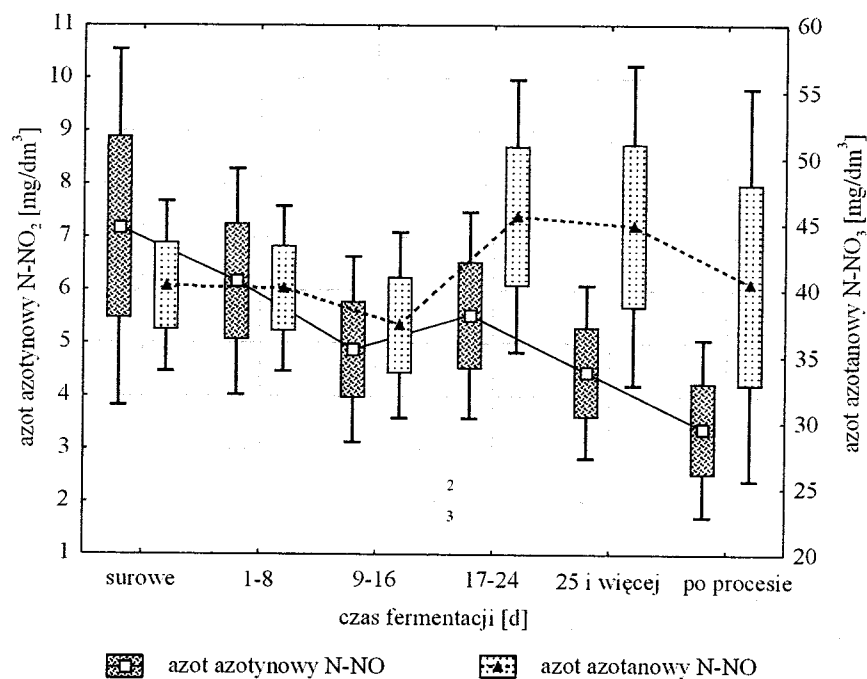
Rysunek 6.6. Diagram zmian zawartości azotu azotynowego podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym



Rysunek 6.7. Diagram zmian zawartości azotu azotanowego podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym



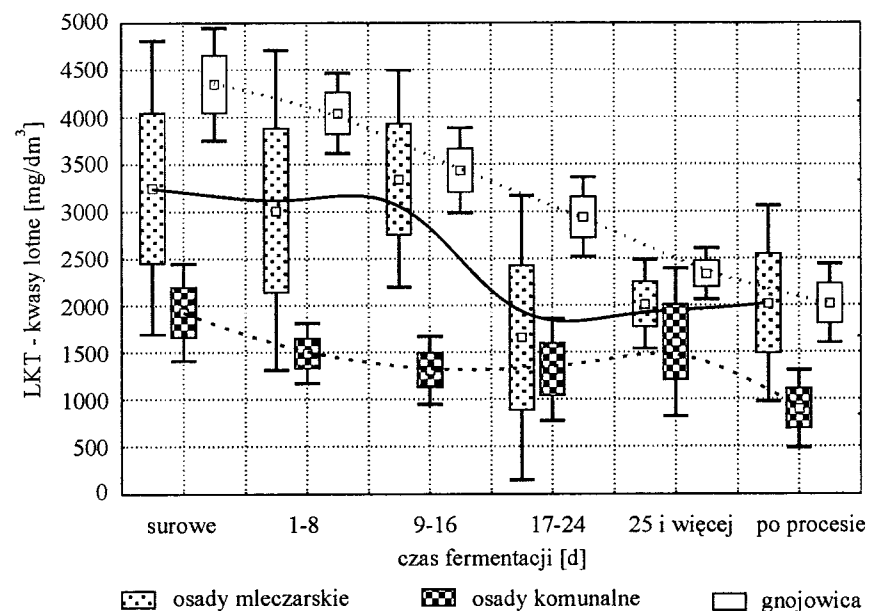
Rysunek 6.8. Diagram zmian zawartości azotu ogólnego i azotu amonowego w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym



Rysunek 6.9. Diagram zmian zawartości azotu azotynowego i azotu azotanowego w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym

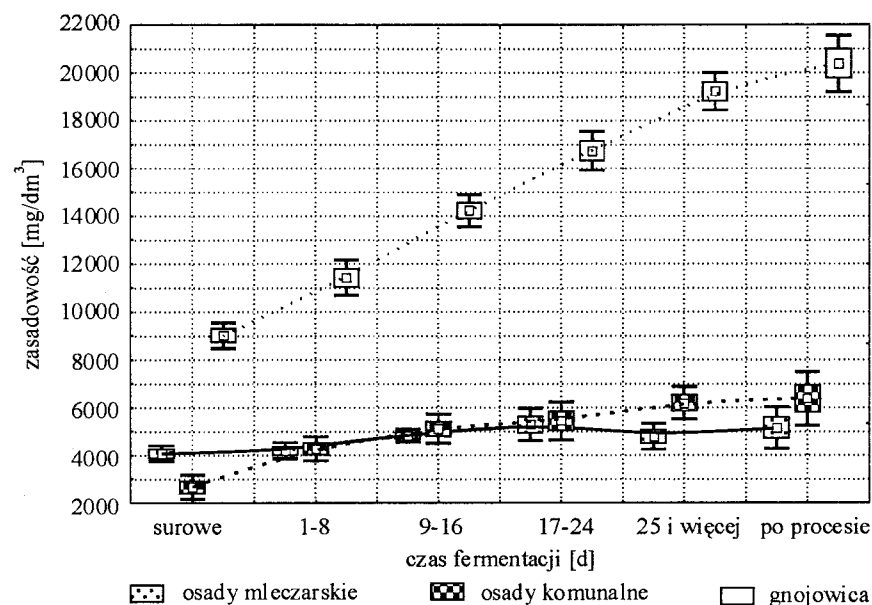
Dynamika przemian lotnych kwasów tłuszczowych, odczynu, kwasowości i zasadowości

Zawartość lotnych kwasów tłuszczowych w trakcie procesów ulegała obniżeniu. W przypadku fermentacji gnojowicy z 4 000 do 2 000 mg CH₃COOH/dm³, natomiast w osadzie ze ścieków mleczarskich z 3 000 do 2 000 mg CH₃COOH/dm³, a w osadzie z oczyszczania ścieków komunalnych z 2 000 do 900 mg CH₃COOH/dm³ (rysunek 6.10). W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu zawartość lotnych kwasów tłuszczowych wynosiła około 3200 mg/dm³ a na koniec około 1600 mg/dm³ (rysunek 6.15).



Rysunek 6.10. Diagram zmian zawartości lotnych kwasów tłuszczowych podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym

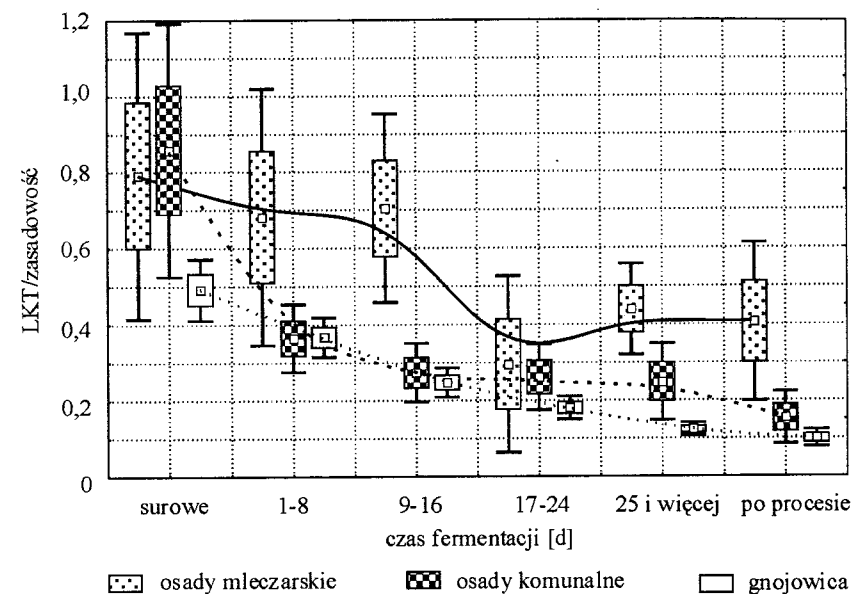
Natomiast zasadowość ogólna podczas fermentacji wykazywała tendencję wzrostową i w przypadku gnojowicy jej zawartość wynosiła na początku 9 000 mg CaCO₃/dm³, a na końcu procesu 20 000 mg CaCO₃/dm³; dla osadów ze ścieków mleczarskich odpowiednio 4 000 i 5 100 mg CaCO₃/dm³; w przypadku osadów ze ścieków komunalnych stężenie zasadowości ogólnej wzrastało z 2 600 mg CaCO₃/dm³ do 6 300 mg CaCO₃/dm³ (rysunek 6.11). W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu wartość zasadowości ogólnej wynosiła około 5500 mg/dm³, a na koniec zawartość zasadowości wzrosła do wartości około 1180 mg/dm³ (rysunek 6.15).



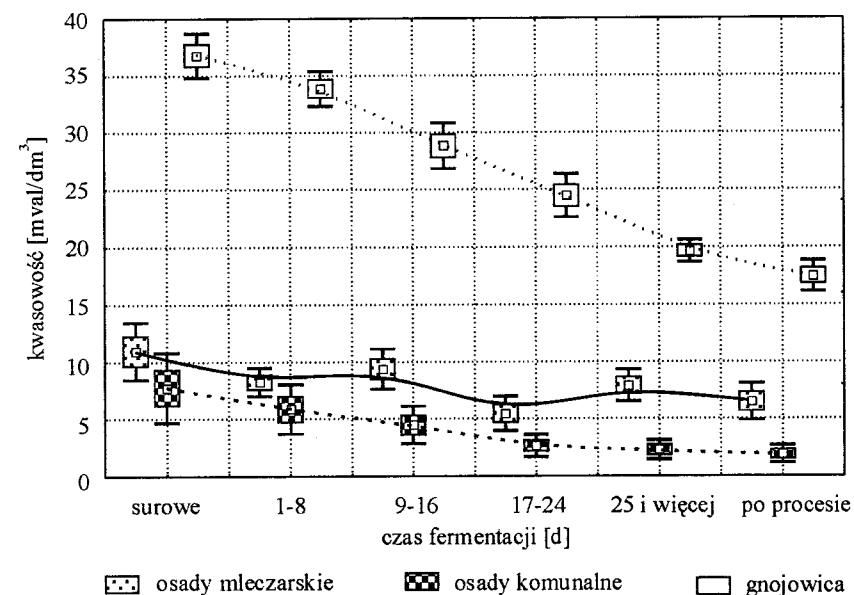
Rysunek 6.11. Diagram zmian zawartości zasadowości ogólnej podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym - statycznym

Ważnym parametrem w eksploatacji komór fermentacyjnych jest stosunek zawartości lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości. Ogólna wartość tego ilorazu zmieniała się podczas procesu stabilizacji beztlenowej (rysunek 6.9). Wartość tego ilorazu w fazie początkowej wynosiła od 0,5 dla gnojowicy do 0,8 dla pozostałych osadów. W końcowym etapie procesu wartość tego ilorazu wynosiła dla gnojowicy – 0,1, dla osadów z ścieków komunalnych – 0,15, a dla osadów z oczyszczania ścieków mleczarskich – 0,41 (rysunek 6.12). W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu stosunek LKT do zasadowości wynosił około 0,7 zaś na końcu – 0,2 (rysunek 6.16).

Kwasowość w fermentujących osadach w miarę trwania procesu systematycznie malała (rysunek 6.13). Dla gnojowicy średnia wartość kwasowości zmniejszyła się z 36,8 do 17,5 mval/dm³, w osadach komunalnych z 7,75 do 1,9 mval/dm³, a w mleczarskich z 11,0 do 6,5 mval/dm³. W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu wartość kwasowości wynosiła około 20,0 mg/dm³ a na końcu jej zawartość uległa obniżeniu do 9,0 mg/dm³ (rysunek 6.16).

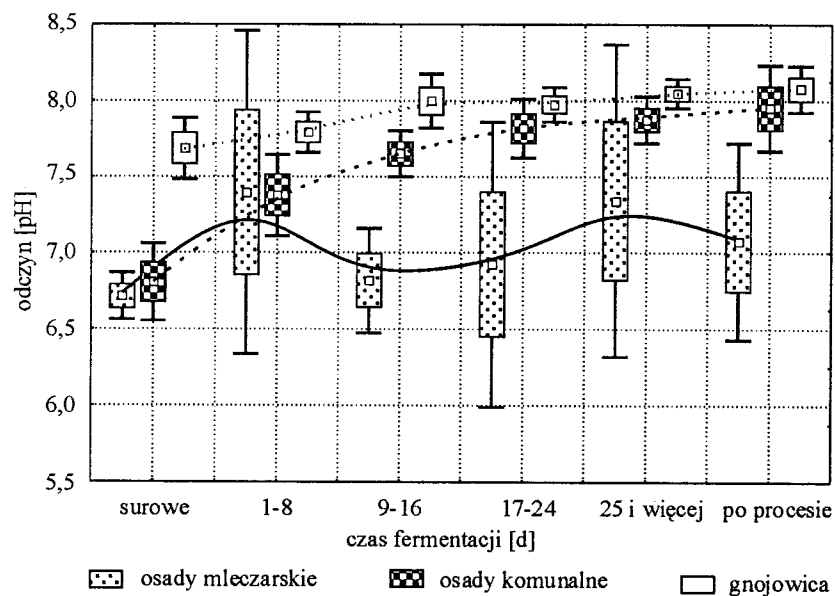


Rysunek 6.12. Diagram zmian ilorazu zawartości lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym

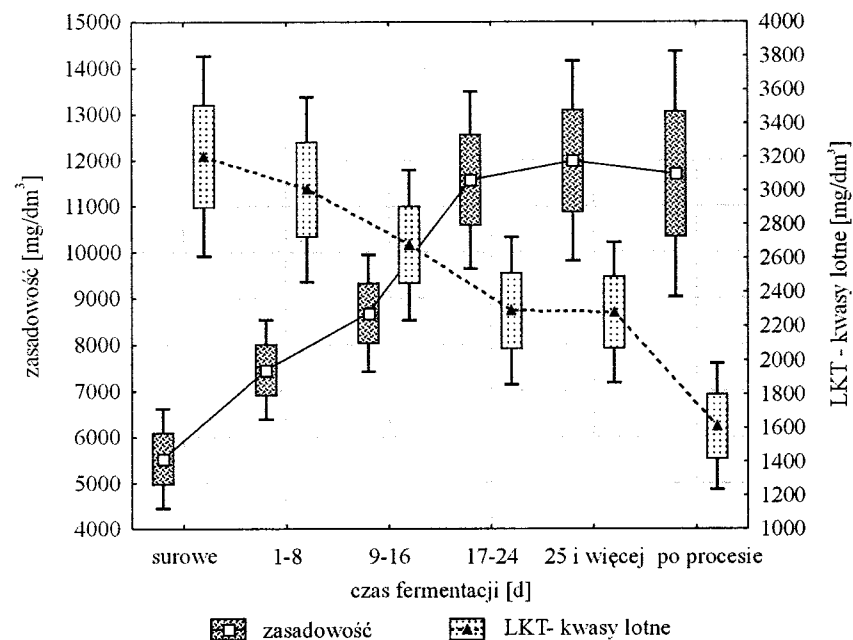


Rysunek 6.13. Diagram zmian zawartości kwasowości podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym - statycznym

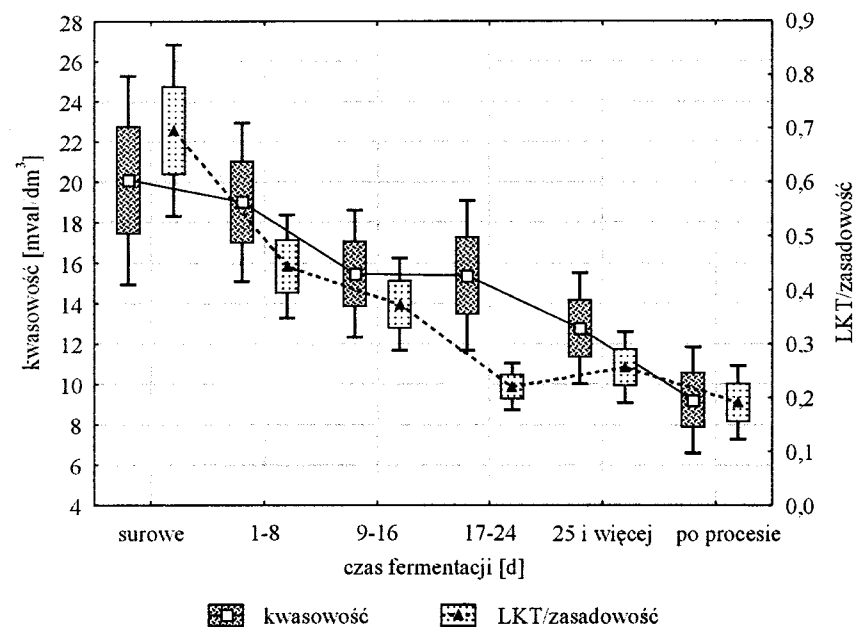
W miarę trwania procesu fermentacji metanowej wartość odczynu powoli i systematycznie wzrastała osiągając dla gnojowicy wartość 8,1 pH, w osadach ze ścieków komunalnych 7,9 pH i dla osadów z oczyszczania ścieków mleczarskich wynosił 7,1 pH (rysunek 6.14). W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu wartość odczynu wynosiła około 7,1 pH, a na końcu procesu 7,8 pH (rysunek 6.17).



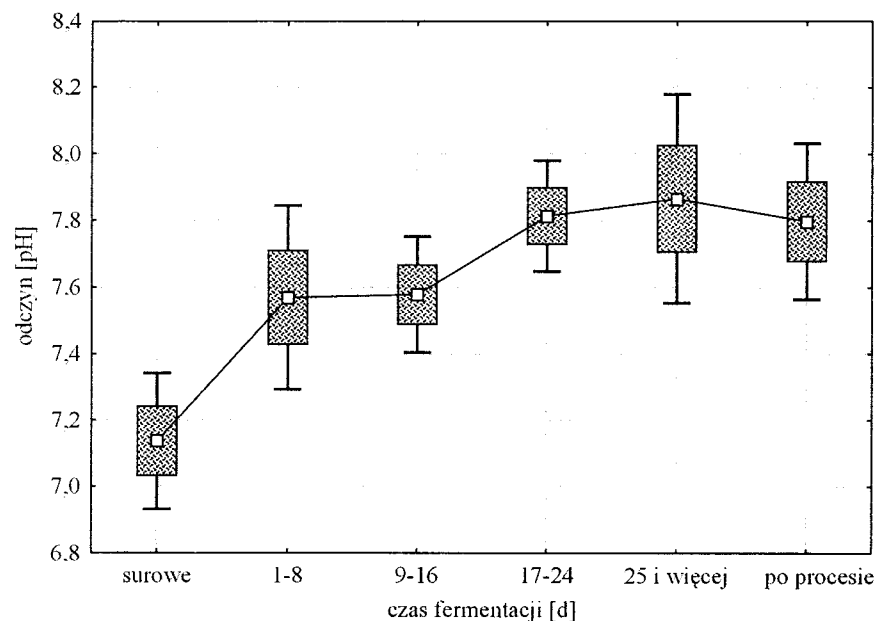
Rysunek 6.14. Diagram zmian zawartości odczynu podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym



Rysunek 6.15. Diagram zmian zawartości lotnych kwasów tłuszczowych i zasadowości w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym



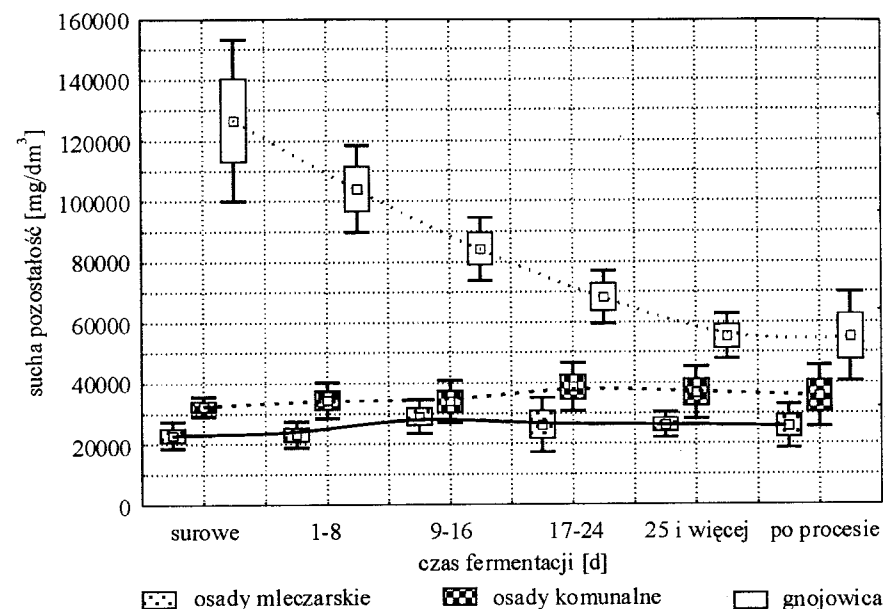
Rysunek 6.16. Diagram zmian zawartości kwasowości i stosunku lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym



Rysunek 6.17. Diagram zmian zawartości odczynu w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym

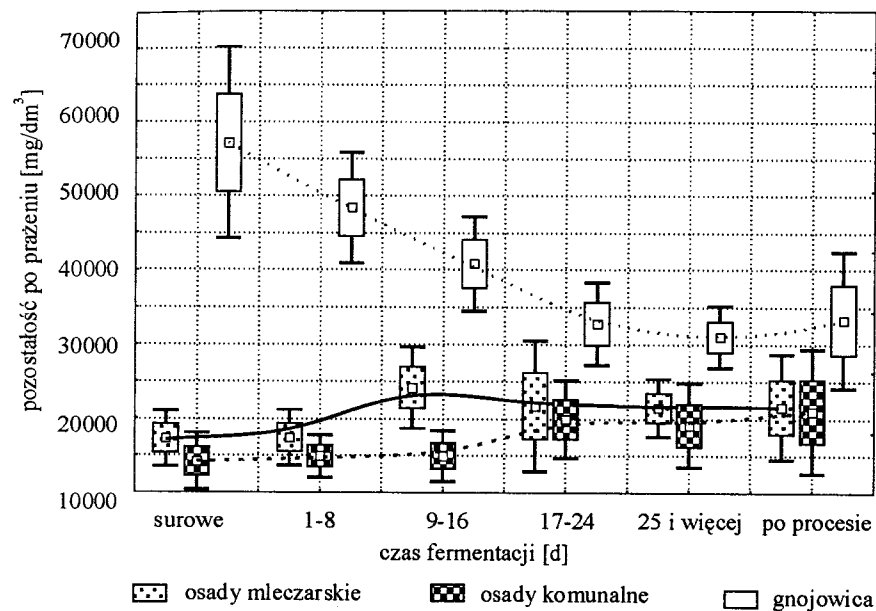
Dynamika przemian pozostałości po prażeniu, suchej pozostałości i strat po prażeniu

Zmiany zawartości suchej pozostałości (suchej masy) w analizowanej gnojowicy podczas procesu fermentacji metanowej ulegała obniżeniu średnio z 127 g/dm^3 do 55 g/dm^3 , czyli o ponad 50%, natomiast w pozostałych analizowanych osadach stężenie suchej masy pozostawała na niezmiennym poziomie lub o 10% wzrosła (rysunek 6.18). Jest to spowodowane zagęszczaniem osadu, a także prawdopodobieństwem, że wydzielający się dwutlenek węgla łączy się z wodorotlenkiem wapnia i powstaje węglan wapnia powodujący nieznaczny wzrost suchej masy. W przypadku osadów ze ścieków mleczarskich i osadów komunalnych czas fermentacji był zbyt krótki, gdyby proces ten był prowadzony w dłuższym czasie to sucha masa uległaby prawdopodobnie zmniejszeniu. W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu zawartość suchej masy wynosiła około 70 g/dm^3 , a na koniec około 40 g/dm^3 (rysunek 6.21).

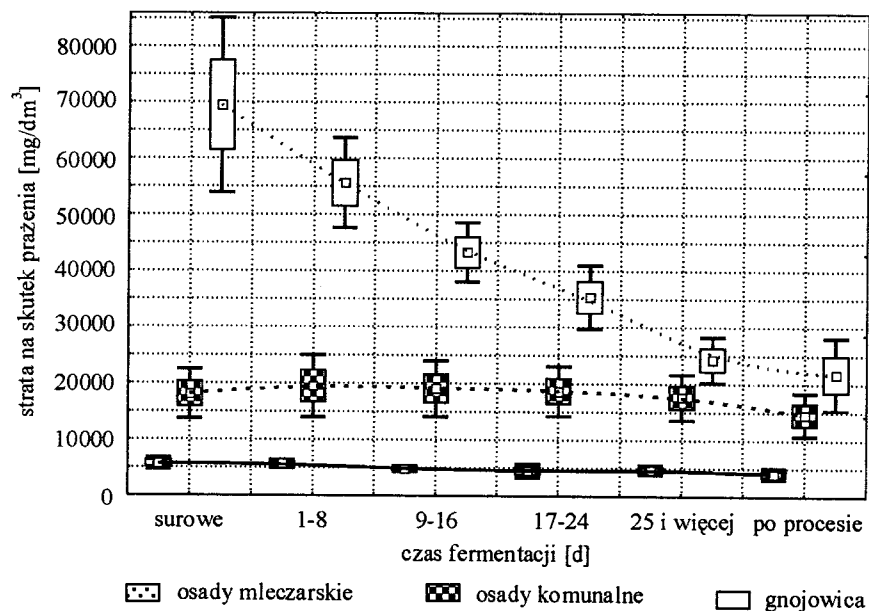


Rysunek 6.18. Diagram zmian zawartości suchej pozostałości podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym - statycznym

Średnia zawartość pozostałości po prażeniu dla gnojowicy na początku procesu wynosiła 57 g/dm^3 (44,7 % s.m.), a po procesie – 34 g/dm^3 (60,7 % s.m.). W osadach z oczyszczania ścieków mleczarskich jej zawartość wynosiła na dopływie – 17 g/dm^3 (75 % s.m.), podczas gdy na odpływie – $21,6 \text{ g/dm}^3$ (82 % s.m.). W przypadku osadów z oczyszczania ścieków komunalnych wynosiła ona na dopływie – 14 g/dm^3 (44 % s.m.) i na odpływie – 21 g/dm^3 (54,5 % s.m.), (rysunek 6.19). W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu zawartość pozostałości po prażeniu wynosiła około 32 g/dm^3 (51,65 % s.m.), a na koniec około 26 g/dm^3 (63,42 % s.m.), (rysunek 6.21).

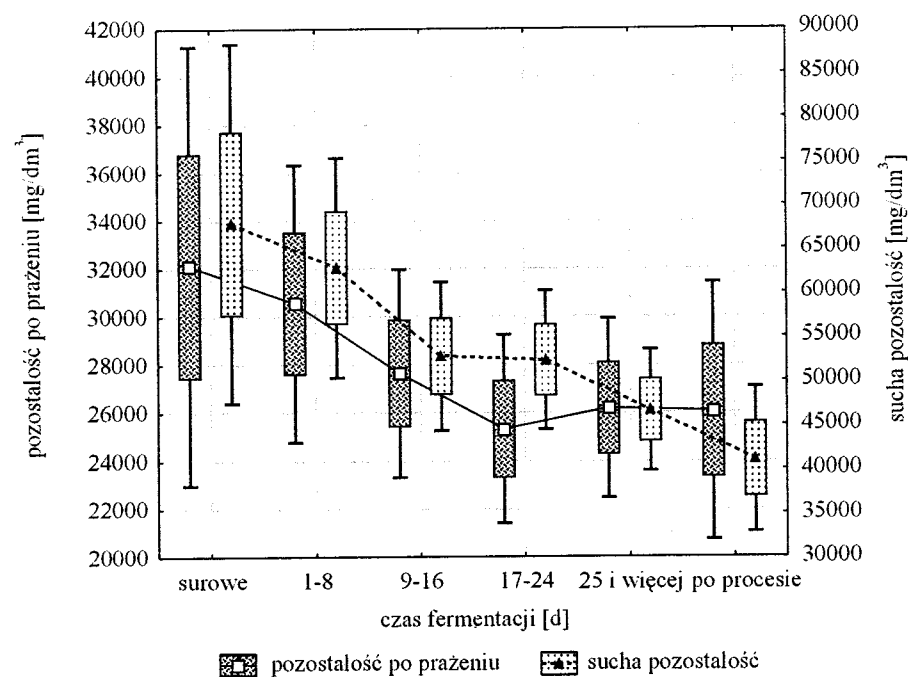


Rysunek 6.19. Diagram zmian zawartości pozostałości po prażeniu podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym

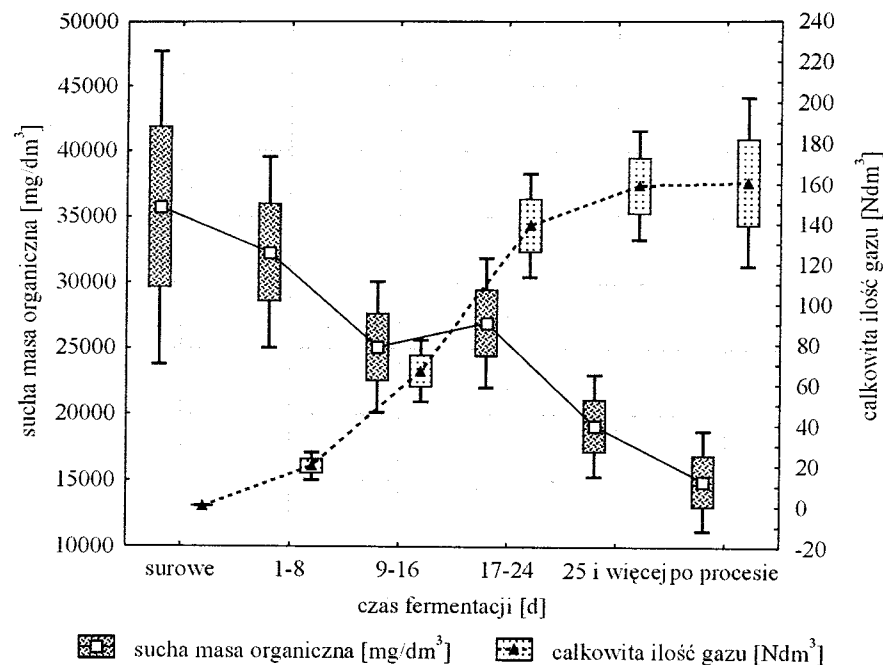


Rysunek 6.20. Diagram zmian zawartości strat po prażeniu podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym

Średnia zawartość suchej masy organicznej mierzonej jako strata po prażeniu, w czasie procesu fermentacji we wszystkich rodzajach osadów wyrażona w mg/dm^3 i procentach suchej masy malała (rysunek 6.20). Średnia zawartość suchej masy organicznej w gnojowicy na początku procesu wynosiła $69,5 \text{ g/dm}^3$ (55,3 % s.m.), zaś po procesie – $21,8 \text{ g/dm}^3$ (39,3 % s.m.). W przypadku osadów powstających z oczyszczania ścieków mleczarskich wynosiła ona na początku – $5,6 \text{ g/dm}^3$ (25,1 % s.m.), a po procesie – 4 g/dm^3 (17,9 % s.m.). W osadach z oczyszczania ścieków komunalnych zawartość suchej masy organicznej wynosiła na początku procesu – $18,1 \text{ g/dm}^3$ (55,5 % s.m.), zaś na końcu procesu – $14,6 \text{ g/dm}^3$ (45,5 % s.m.). W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, na początku procesu wartość suchej masy organicznej wynosiła około 36 g/dm^3 (48,35 % s.m.), a na końcu procesu 15 g/dm^3 (36,58 % s.m.), (rysunek 6.22).



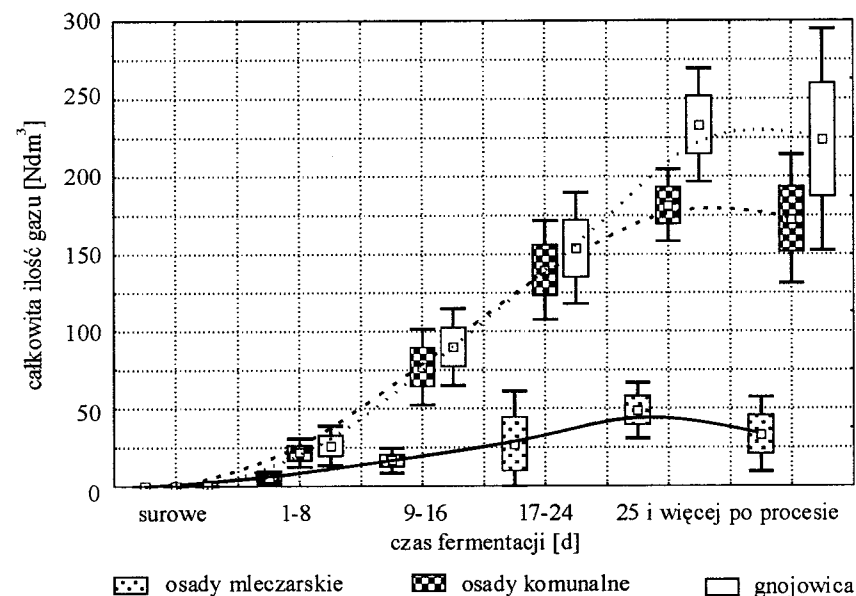
Rysunek 6.21. Diagram zmian zawartości pozostałości po prażeniu i suchej pozostałości w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym



Rysunek 6.22. Diagram zmian zawartości suchej masy organicznej i całkowitej ilości wydzielonego biogazu w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym

Biogaz

Okres wpracowania układu badawczego wynosił od czterech do czternastu dni. W tym czasie praktycznie nie obserwowano produkcji biogazu. Po okresie wpracowania odnotowywano stały wzrost ilości wydzielanego gazu aż do uzyskania maksymalnej wydajności dobowej. W następnym okresie każdy kolejny odczyt licznika gazowego wskazywał coraz mniejszą ilość gazu wydzielanego w ciągu doby.



Rysunek 6.23. Diagram zmian całkowitej ilości wydzielającego się biogazu podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym

Średnio podczas procesu fermentacji metanowej analizowanych osadów wydzieliło się od 30 do 230 Ndm³ gazu. Całkowitą ilość gazu wydzieloną z poszczególnych rodzajów analizowanych osadów przedstawiono na rysunku 6.23. W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach, czyli po 1/3, całkowita ilość wydzielonego biogazu wyniosła 160 Ndm³ gazu (rysunek 6.22).

Przykład składu biogazu dla czterech wybranych serii pomiarowych podano w tabeli 6.11.

Tabela 6.11.

Przykładowy skład biogazu dla czterech serii pomiarowych [% objętościowy]

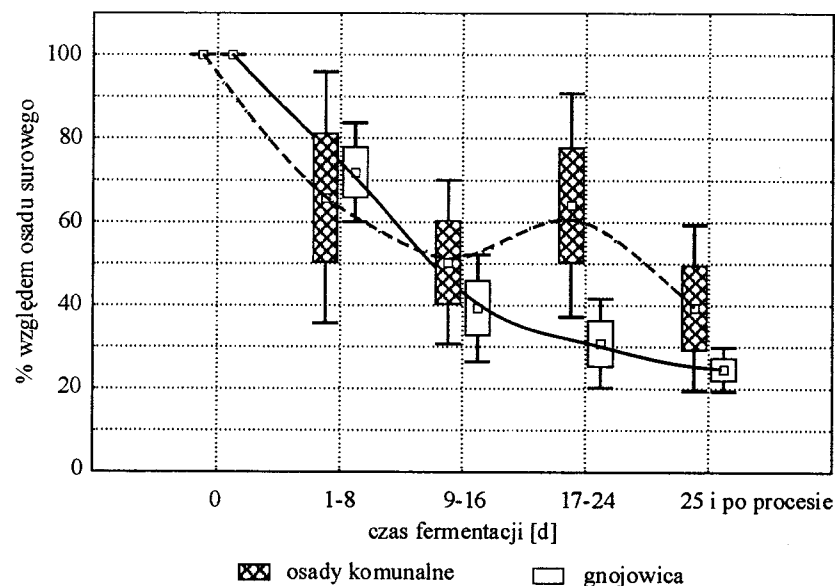
Seria pomiarowa	CH ₄	CO ₂	CO	O ₂	H ₂ S	Inne
I	82,2	15,3	1,5	0,5	0,3	0,2
II	90,1	5,4	1,3	1,5	1,4	0,3
III	79,8	14,4	1,8	1,2	1,4	1,4
IV	80,4	16,2	1,7	0,8	0,6	0,3

6.2.2. Układ przepływowy-dynamiczny

Pomiary w układzie przepływowym przeprowadzono dla gnojowicy oraz osadów pochodzących z oczyszczania ścieków komunalnych.

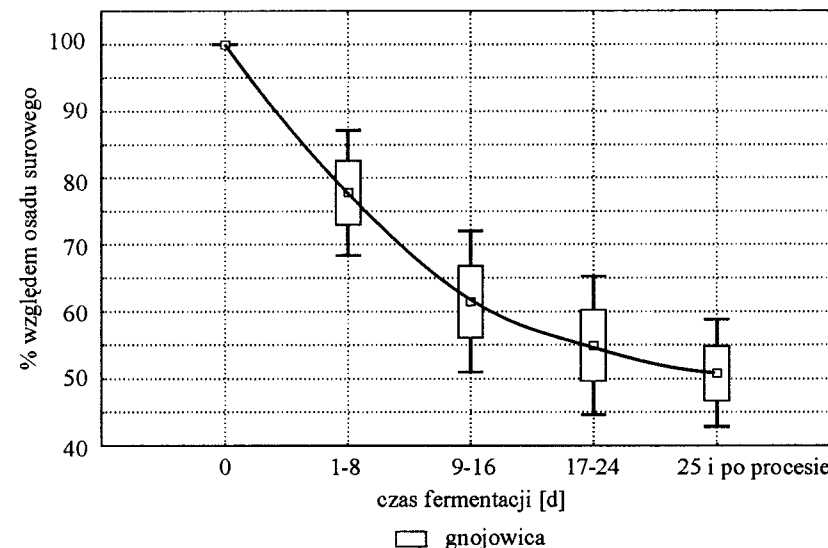
Dynamika przemian substancji organicznych oznaczonych jako ChZT-Cr i ChZT-Mn

Rozkład substancji organicznych określonych jako ChZT-Cr w funkcji czasu fermentacji przedstawiono na rysunku 6.24. Na podstawie uzyskanych rezultatów wykazano, że po procesie fermentacji w analizowanych osadach ich wartość jest zbliżona i wynosi około 25-40% wartości początkowej.



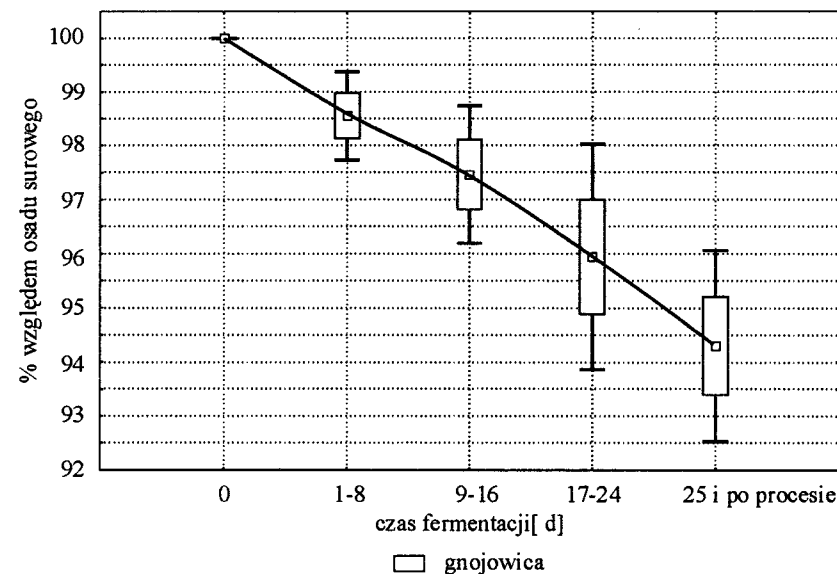
Rysunek 6.24. Diagram zmian zawartości substancji organicznych oznaczonych jako ChZT-Cr podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym - dynamicznym

Stężenie substancji organicznych określonych za pomocą chemicznego zapotrzebowania na tlen metodą nadmanganianową (ChZT-Mn) w cieczy nadosadowej w przypadku gnojowicy uległa podczas procesu fermentacji zmniejszeniu o około 50% w stosunku do wartości początkowej (rysunek 6.25).



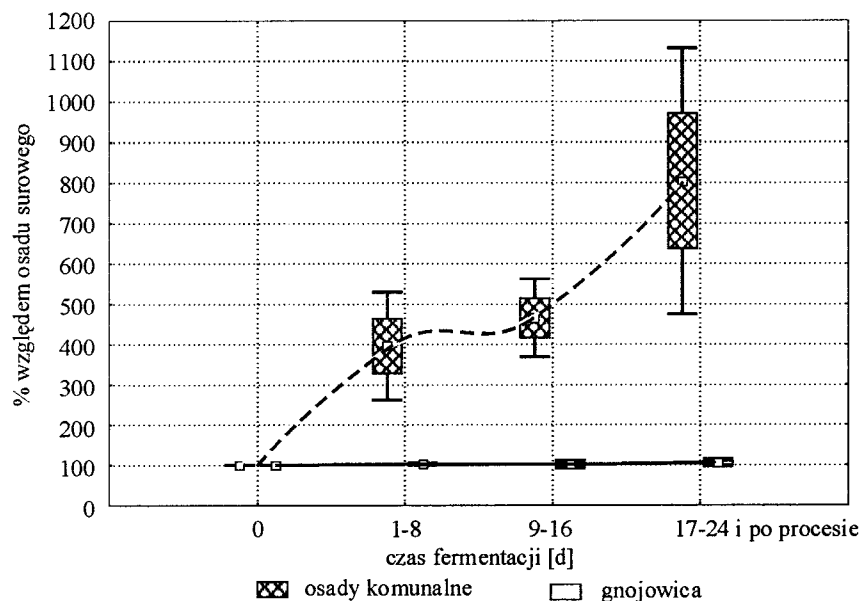
Rysunek 6.25. Diagram zmian zawartości substancji organicznych w cieczy nadosadowej oznaczonych jako ChZT-Mn podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym - dynamicznym

Dynamika przemian form azotu



Rysunek 6.26. Diagram zmian zawartości azotu ogólnego podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym - dynamicznym

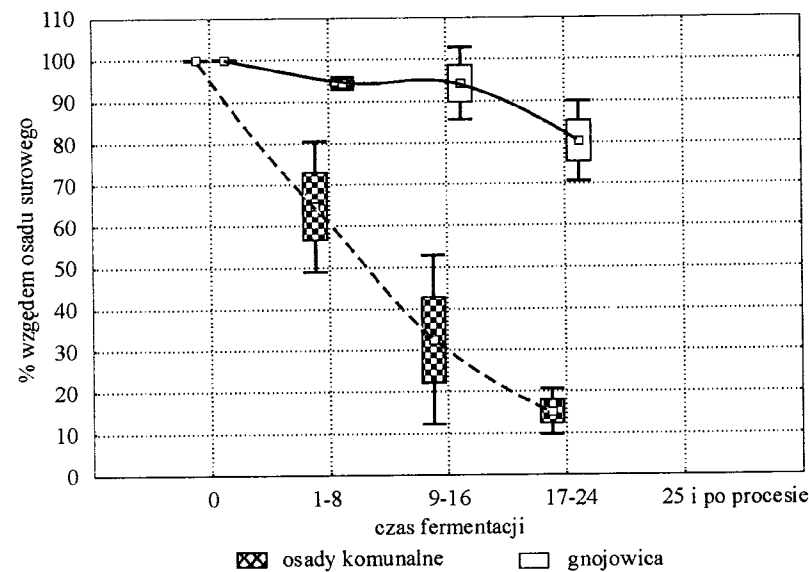
Średnia zawartość azotu ogólnego w przypadku gnojowicy uległa obniżeniu podczas fermentacji w nieznacznym stopniu, wynoszącym około 6-10% w odniesieniu do osadu surowego (rysunek 6.26).



Rysunek 6.27. Diagram zmian zawartości azotu amonowego podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym - dynamicznym

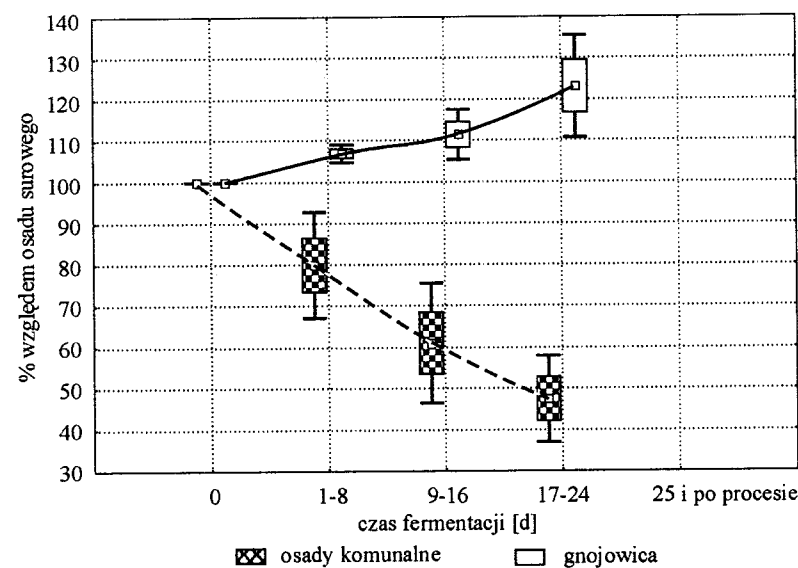
Średnia zawartość azotu amonowego podczas trwania procesu fermentacji wzrosła. Najwyższe wartości odnotowano dla osadów z oczyszczania ścieków komunalnych. Uzyskane zawartości azotu amonowego po procesie są sześć, siedem razy wyższe w porównaniu z wartościami początkowymi, natomiast w przypadku gnojowicy analizowany wzrost był nieznaczny i wynosił około 10-20% w odniesieniu do zawartości uzyskanych dla osadów surowych (rysunek 6.27).

Największemu obniżeniu uległa zawartość azotu azotanowego – o około 82% w odniesieniu do wartości początkowych dla osadów ze ścieków komunalnych, a najmniejszemu – o około 20% – dla osadów z gnojowicy (rysunek 6.28).



Rysunek 6.28. Diagram zmian zawartości azotu azotanowego podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym - dynamicznym

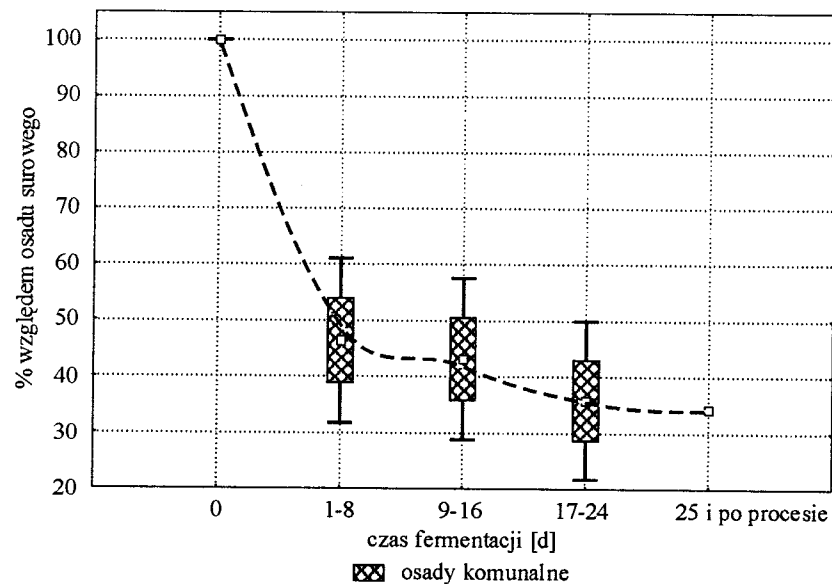
Średnia zawartość azotu azotanowego w osadach powstających podczas oczyszczania ścieków komunalnych ulegała zmniejszeniu o około 45-50%, natomiast w przypadku gnojowicy wzrosła o 20% (rysunek 6.29).



Rysunek 6.29. Diagram zmian zawartości azotu azotanowego podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym - dynamicznym

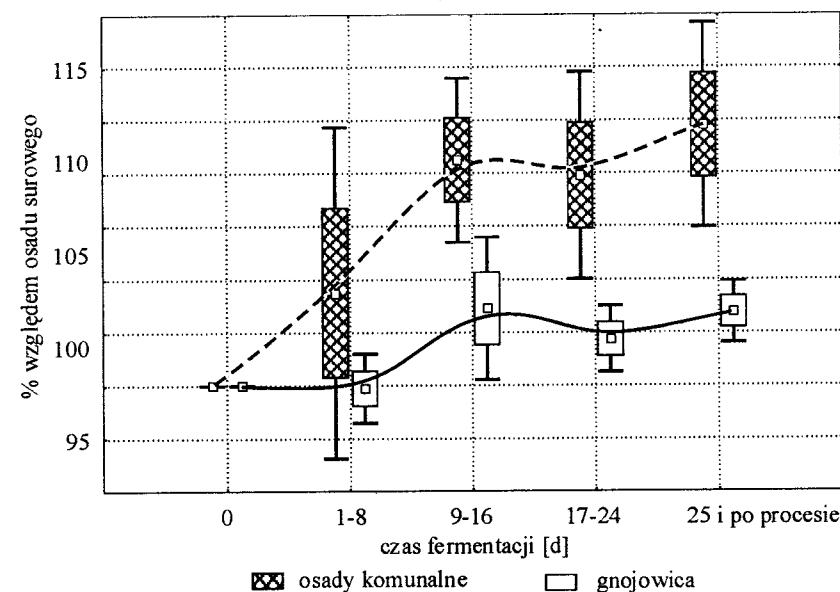
Dynamika przemian lotnych kwasów tłuszczowych i odczynu

Średnia zawartość lotnych kwasów tłuszczowych w osadach pochodzących z oczyszczania ścieków komunalnych podczas fermentacji prowadzonej w układzie przepływowym ulegała obniżeniu o około 65% w stosunku do wartości początkowej (rysunek 6.30).



Rysunek 6.30. Diagram średnich zmian zawartości lotnych kwasów tłuszczowych w osadach komunalnych podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym - dynamicznym

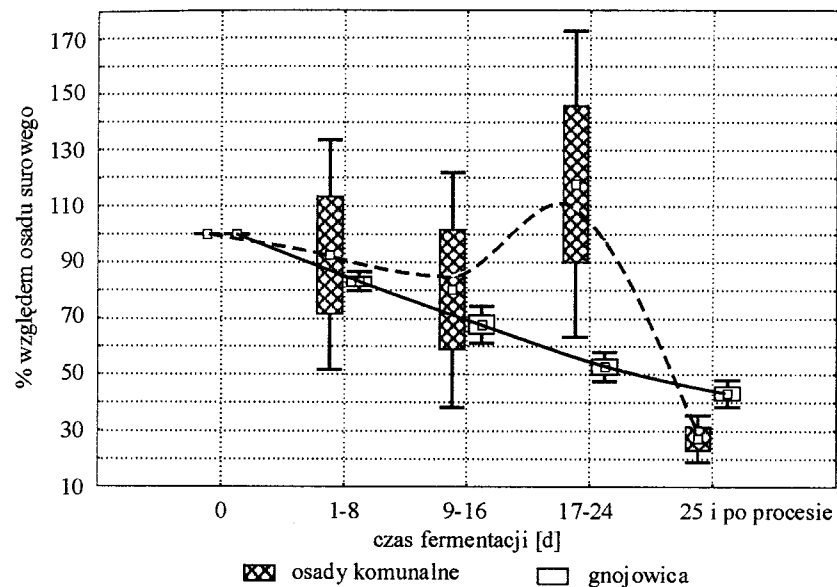
Średnia wartość odczynu w osadach pochodzących z oczyszczania ścieków komunalnych po procesie fermentacji była wyższa o około 12-13% w odniesieniu do wartości odczynu osadów surowych na początku procesu. W przypadku gnojowicy wzrost był niższy i wynosił zaledwie 3-4% w odniesieniu do osadów surowych (rysunek 6.31).



Rysunek 6.31. Diagram zmian średnich wartości odczynu podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym - dynamicznym

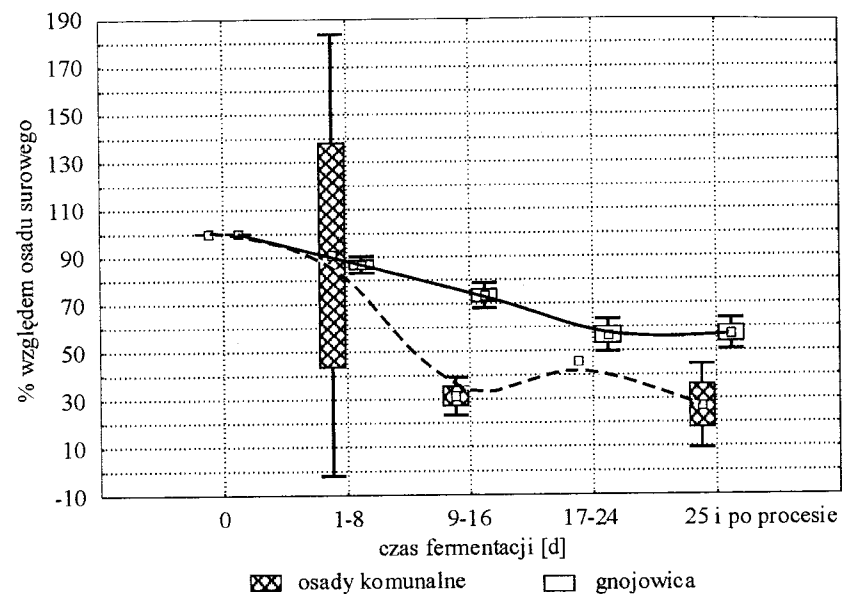
Dynamika przemian pozostałości po prażeniu, suchej pozostałości i strat po prażeniu

Sucha pozostałość (sucha masa) podczas procesu fermentacji metanowej w układzie przepływowym dla gnojowicy ulegała obniżeniu średnio o około 55% w odniesieniu do wartości początkowej, natomiast w osadach pochodzących z oczyszczania ścieków komunalnych spadek ten w odniesieniu do wartości początkowej wynosił 70%. Pomimo to po 15 dniach od początku procesu nastąpił wzrost o 10%, a następnie spadek (rysunek 6.32).



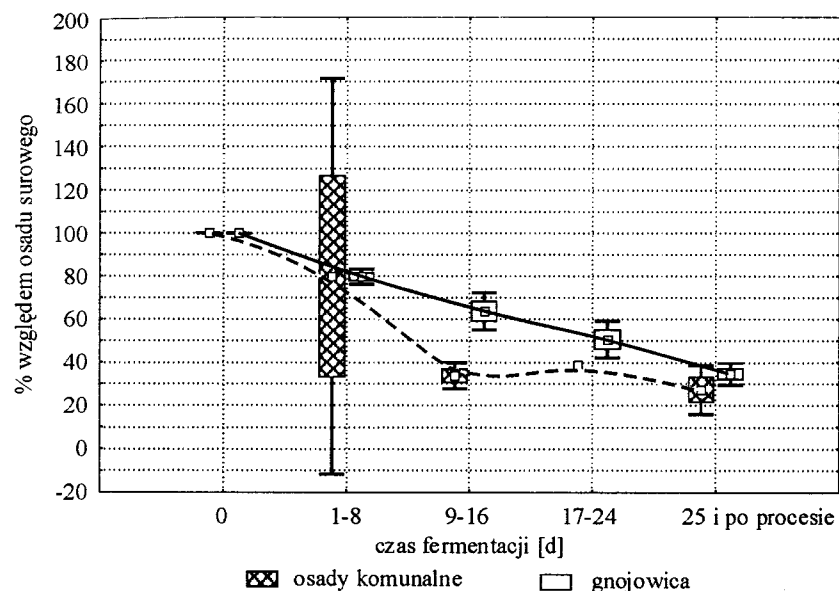
Rysunek 6.32. Diagram zmian średnich wartości suchej pozostałości podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym - dynamicznym

Średnia wartość substancji mineralnych, po procesie fermentacji metanowej w układzie przepływowym wyrażona w procentach w odniesieniu do wartości początkowej uległa obniżeniu w przypadku gnojowicy o około 40%, a w osadach pochodzących z oczyszczania ścieków komunalnych o około 70% (rysunek 6.33).



Rysunek 6.33. Diagram zmian średniej zawartości pozostałości po prażeniu podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym - dynamicznym

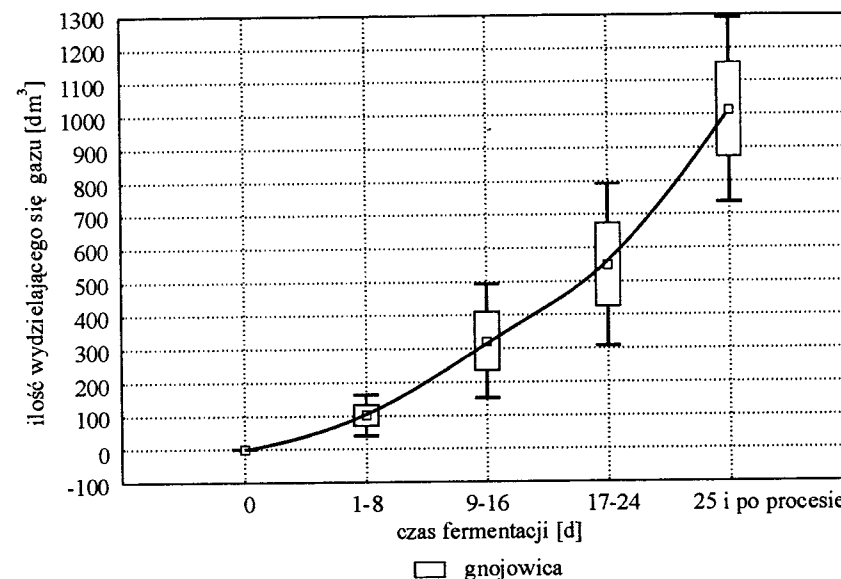
Średnia zawartość suchej masy organicznej, określona jako strata po prażeniu, podczas procesu fermentacji prowadzonej w układzie przepływowym, uległa obniżeniu dla dwóch analizowanych rodzajów osadów w odniesieniu do wartości początkowej procesu (osadów surowych) o około 50% dla gnojowicy i o około 70% dla osadów pochodzących z oczyszczania ścieków komunalnych (rysunek 6.34).



Rysunek 6.34. Diagram zmian średnich zawartości strat po prażeniu w analizowanych osadach podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym - dynamicznym

Biogaz

W okresie wpracowania układu pomiarowego wynoszącego od czterech do czternastu dni, praktycznie nie obserwowano produkcji biogazu. Po tym czasie odnotowano stały wzrost ilości wydzielanego gazu, aż do uzyskania maksymalnej wydajności dobowej, ponieważ każdy kolejny odczyt licznika gazowego charakteryzował się podobną ilością wydzielonego gazu w ciągu doby. Przykład całkowitej ilości wydzielonego biogazu podczas fermentacji metanowej prowadzonej w układzie przepływowym dla gnojowicy przedstawiono na rysunku 6.35. W ciągu 34 dni prowadzenia procesu całkowita ilość wydzielonego biogazu wyniosła około 1000 Ndm³.



Rysunek 6.35. Diagram całkowitej ilości wydzielanego biogazu podczas fermentacji metanowej dla gnojowicy w układzie przepływowym - dynamicznym

Dla wszystkich analizowanych serii pomiarowych określano skład ilościowy i jakościowy biogazu (tabela 6.12).

Tabela 6.12.

Przykładowy skład biogazu uzyskanego w trzech seriach pomiarowych dla gnojowicy [%]

Numer serii	CH ₄	CO ₂	CO	O ₂	H ₂ S	Inne
I	78,3	18,2	1,1	0,8	0,2	1,4
II	86,4	9,9	1,2	0,5	1,5	0,5
III	76,8	19,4	1,4	0,3	1,2	0,9

Zawartość metanu w wydzielającym się biogazie wynosiła od około 77% do 86%, zaś dwutlenku węgla od 10% do 18%, zawartość pozostałych badanych składników wahała się od 0,2% do 1,5%.

6.3. Ocena wyników

Otrzymane wyniki w analizowanych seriach pomiarowych potwierdzają możliwość zastosowania procesu fermentacji metanowej połączonej do unieszkodliwienia osadów ściekowych pochodzących z oczyszczalni ścieków mleczarskich,

komunalnych i gnojowicy oraz ich mieszaniny. Przeprowadzone badania wykazały, że proces ten pozwala na znaczną obniżkę zawartości substancji organicznych oznaczonych za pomocą ChZT-Cr, wynoszącą około 77% (na przykład z 84,1 g/dm³ do 19,2 g/dm³ w przypadku gnojowicy). Jest to zbieżne z danymi literaturowymi (Bernacka, Pawłowska 1996; Malina 1968; Mąkinia 1996; Clifford 1993; Dojlido 1995; Fernandez 1993; Głowiak 1985; Imhoff 1997; Jaźwiński 1996; Anderson 1996; Anon 1994; Baier 1991), które podają wartość 78% jako maksymalny stopień usunięcia substancji organicznych wyrażonych w ChZT-Cr. Taką wartość uzyskano dla osadów powstających podczas oczyszczania ścieków mleczarskich i komunalnych. W przypadku gnojowicy w pomiarach własnych uzyskano zdecydowanie wyższe wartości obniżenia substancji organicznych wyrażonych w ChZT-Cr, bo dochodzących do 90%. Według Nellenschulte (1996) rozkład mezofilny w 50% zawartości substancji organicznych uważa się za techniczną granicę możliwości rozkładu w warunkach rzeczywistych. Uzyskane wyniki pomiarów są wyższe od wartości podanych przez Buraczewskiego i Mazurczaka (Buraczewski 1989; 1990). Autorzy Ci w swoich badaniach stosowali codzienne dawkowanie biomasy, natomiast w badaniach prezentowanych w niniejszej rozprawie osad dawkowano raz na trzy-cztery dni, w ilości około 5% objętościowych całej masy. W przypadku pierwszego modelu ilość ta wynosiła 0,8 dm³, w przypadku drugiego modelu wynosiła odpowiednio około 0,5 dm³. Pozwalało to na lepsze wpracowanie się układu biodegradacyjnego, co zapewniło rezultat wyższy.

Już w 1928 roku Fischer stwierdził, iż duży wpływ na efektywność procesu fermentacji ma zawartość suchej masy zawartej w osadach poddawanych procesowi rozkładu beztlenowego (Buraczewski 1989). Wykazał w swoich badaniach, że osad zawierający około 20% suchej masy daje się jeszcze fermentować, zaś optymalna zawartość suchej masy w osadach poddawanych procesowi wynosi 6-8%. W niniejszej pracy stosowano osady i gnojowicę o zawartości suchej masy wynoszącej od 3,1 do 20,4% suchej masy. Lepsze efekty rozkładu substancji organicznych uzyskano przy zawartości suchej masy wynoszącym 10-15%, a więc nieco wyższych w porównaniu z wartościami podawanymi przez Evansa i in. (1965), którzy podawali jako wartość optymalną zawartość suchej masy na poziomie 6-10%.

Podczas procesu fermentacji metanowej azot organiczny ulegał transformacji do azotu amonowego, co powodowało wzrost jego zawartości w przetwarzanym osadzie. Dla gnojowicy wzrost azotu amonowego wynosi średnio 20%, w osadach ze ścieków mleczarskich - 54% i w osadach z oczyszczania ścieków komunalnych o 56%. W przypadku osadów zmieszanych w równych proporcjach wzrost azotu amonowego wyniósł 42%. Świadczy to o zachodzącym podczas procesu anaerobowej stabilizacji procesie amonifikacji. Obecne w osadach aminokwasy ulegają dezaminacji, to znaczy tracą grupy aminowe, wydzielając amoniak. Zawartość azotu amonowego szczególnie w przypadku gnojowicy wynosiła około 3000 mg/dm³, co jak podają Langley, McKinney, Tomlinson (1958), Malina (1962) jest granicą tok-

syczności. Przeprowadzone badania nie wykazały efektu toksyczności przy maksymalnej zawartości azotu amonowego w gnojowicy 3380 g/dm³.

Przeprowadzone pomiary wykazały, że w czasie procesu fermentacji w gnojowicy następuje wzrost zawartości związków azotu azotanowego w osadach średnio o 67% (na przykład z 52,6 mg/dm³ do 88,0 mg/dm³). Natomiast w osadach ze ścieków komunalnych oraz w osadach ze ścieków mleczarskich następowało obniżenie zawartości azotu azotanowego odpowiednio o 83% i 43%. W przypadku osadów zmieszanych zawartość azotu azotanowego praktycznie nie uległa zmianie.

Malina (1970) uważa, że straty azotu przy fermentacji odchodów zwierzęcych wynoszą około 1%, przy fermentacji osadów ściekowych straty azotu mogą być wyższe. W przeprowadzonych badaniach straty azotu ogólnego w czasie procesu fermentacji gnojowicy wyniosły około 8%, dla osadów z oczyszczania: ścieków komunalnych - 25%, ścieków mleczarskich - 21% i osadów zmieszanych - 13%. Są to wartości wyższe od podanych w literaturze.

Biogaz jest ostatecznym i jednocześnie najważniejszym ze względów ekonomicznych produktem fermentacji metanowej. Przeprowadzone badania pozwoliły określić ilość i jakość gazu pofermentacyjnego. Skład biogazu ustalono w ścisłym powiązaniu z czasem trwania procesu anaerobowej stabilizacji, stopniem rozkładu substancji organicznych oraz ze zmianami zawartości związków azotu, kwasów lotnych i odczynu fermentacyjnego osadu i wody nadosadowej. Na podstawie przeprowadzonych pomiarów wykazano, że stanowi on mieszaninę gazów w następujących proporcjach:

- metan - 76,8-90,1 [% obj.],
- dwutlenek węgla: 5,4-19,4 [% obj.],
- inne gazy - 2,5-5,8 [% obj.].

Według Hobsona i in. (1993), Angelidakiego i in. (2003) i Buraczewskiego (1990) skład wydzielającego się biogazu był następujący:

- metan - 40-75 [% obj.],
- dwutlenek węgla: 25-60 [% obj.],
- inne gazy - 1-5 [% obj.] (w tym azot: 0-7 [% obj.], siarkowodór: 0-3 [% obj.], wodór: 0-1 [% obj.]).

Otrzymana zawartość metanu w biogazie jest podobna do wartości uzyskanych w badaniach prowadzonych przez Bernacką (1996), Mąkinię (1995, 1996), Nöringa (1996), zaś w przypadku dwutlenku węgla - niższe, natomiast zawartość w biogazie innych składników była na porównywalnym poziomie. Imhoff (1997) podaje, że gazy z fermentacji zawierają 65-70% metanu. Ilość tlenu węgla była znikoma i wynosiła od 0,1% do 0,6%.

W warunkach technicznych, podczas rozkładu beztlenowego substancji organicznej możliwe jest uzyskanie biogazu o przeciętnej zawartości metanu wynoszącej 60-80%. Na podstawie dotychczasowych doniesień literaturowych wykazano,

że wartość energetyczna metanu wynosi 7-9 kWh/m³. Właściwie prowadzony proces fermentacji pozwala na wyprodukowanie 0,35 m³ metanu na 1 kg usuniętego ChZT (Hobson i in. 1993). W przeprowadzonych badaniach stwierdzono wpływ odczynu na zawartość metanu w wydzielanym biogazie. Na przykład dla jednego osadu wynosiła ona przy:

- pH = 7,15 – 85% CH₄,
- pH = 7,75 – 83% CH₄,
- pH = 7,98 – 82% CH₄,
- pH = 8,2 – 79% CH₄.

W badaniach własnych uzyskano 400-600 Ndm³ gazu/kg usuniętego ładunku ChZT przy stężeniu suchej masy rzędu 10-20,4%.

Jednym z ważnych parametrów opisujących przemiany beztlenowe zachodzące w komorze fermentacyjnej jest zawartość lotnych kwasów. Nagły wzrost ich zawartości, sygnalizuje początek wadliwej pracy komór, ponieważ mogą toksycznie oddziaływać na bakterie metanowe. Według Buraczewskiego i Bartosza (1990) przyjmuje się, że ich stężenie nie powinno być większe niż 2000 mg/dm³ w przeliczeniu na kwas octowy. W prawidłowo działającej komorze podczas procesu fermentacji zawartość lotnych kwasów tłuszczowych winna wynosić od 100 do 500 mg/dm³ przy zasadowości nie mniejszej niż 500 mg/dm³. Obserwacja zmian stężeń LKT w badaniach laboratoryjnych w układach nieprzepływowych wykazała, że mieściła się ona w przedziale od 510 mg CH₃COOH/dm³ do 4700 mg CH₃COOH/dm³. We wszystkich seriach badawczych odnotowano obniżkę kwasów organicznych od 35,5% do 89%. Natomiast zasadowość wynosiła od 2500 do 20000 mg/dm³. We wszystkich seriach następował wzrost zawartości zasadowości w osadach poddawanych procesowi fermentacji. Pomimo wyższych niż podane w literaturze zawartości lotnych kwasów tłuszczowych i zasadowości uzyskane wyniki wskazują, że przebieg procesu fermentacji był prawidłowy. Ważnym parametrem przy eksploatacji komór fermentacyjnych jest stosunek lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości. Według Dymaczewskiego (1997) przekroczenie tego stosunku ponad 0,3 może spowodować całkowite załamanie procesu. W przeprowadzonych badaniach wartość tego stosunku wynosiła na początku procesu od 0,5 do 0,8 by na zakończenie wynieść od 0,1 do 0,41.

Istotnym parametrem służącym do kontroli procesu beztlenowego rozkładu jest odczyn. Dla poszczególnych grup mikroorganizmów uczestniczących w procesie fermentacji optymalna wartość odczynu mieści się w różnych zakresach. Według Hobsona i in. (1993) w reaktorach beztlenowych należy utrzymać taką wartość odczynu, która pozwala na aktywność wszystkich grup bakterii. Według Hobsona i in. (1993) oraz Angelidakiego i in. (2003) jednostopniowe reaktory fermentacyjne, w których następujące po sobie fazy beztlenowego rozkładu mają miejsce w jednym zbiorniku, eksploatuje się w przedziale wartości pH 6,5 – 8,5. W pre-

towanych badaniach odczyn fermentowanych osadów powoli i systematycznie wzrastał osiągając dla gnojowicy średnią wartość 8,1 pH, a w osadach z oczyszczania ścieków: komunalnych – 7,9 pH, mleczarskich – 7,1 pH, i zmieszanych – 7,8 pH.

Według Siuty (1991) i Maćkowiaka (2000) osady ściekowe z przemysłu spożywczego, w tym z sektora mleczarskiego, zawierają znaczące (z punktu widzenia nawozowego) ilości substancji mineralnych i organicznych. Dlatego mogą stanowić element uzupełniający bilans stosowanych w naszym kraju nawozów organicznych. Dalszym etapem badań może być ocena przydatności rolniczej stabilizowanych beztlenowo osadów ściekowych pochodzących z sektora mleczarskiego, komunalnych oraz osadów zmieszanych. Jest to najbardziej uzasadniony kierunek ich zagospodarowania, bowiem przyrodnicze wykorzystanie osadów ściekowych, oprócz tego, że stanowią one źródło składników pokarmowych dla roślin, pozwala na uniknięcie konieczności ich kosztownego i uciążliwego składowania.

7. PROGNOZOWANIE PROCESU FERMENTACJI METANOWEJ ZMIESZANYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Zmiany zachodzące podczas fermentacji badanych osadów postanowiono opisać jedną wielkością określoną mianem **indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej**. Do wyznaczenia indeksu efektywności posłużono się analizą czynnikową jako metodą umożliwiającą ograniczenie liczby zmiennych. W analizie czynnikowej przyjęto założenie, że w zespole cech są ukryte wspólne czynniki, a w najprostszym przypadku jeden, będący źródłem wspólnej informacji tkwiącej w nich (Wójcik 1989). Można tu zastosować wiele strategii rotacji, których celem jest uzyskanie przejrzystego układu ładunków, to znaczy czynników, wyróżniających się wysokimi ładunkami przy niektórych zmiennych i niskimi ładunkami przy innych. Taki ogólny układ określany jest także jako struktura prosta. Typowe strategie rotacji to: varimax, biquartimax, quartimax oraz equamax.

W pracy zastosowano najbardziej do tego celu przystającą strategię rotacji varimax. Celem tej rotacji jest maksymalizacja wariancji znormalizowanych ładunków czynnikowych zmiennych dla każdego czynnika; jest to równoznaczne z maksymalizacją wariancji w kolumnach macierzy znormalizowanych ładunków czynnikowych. Ładunki czynnikowe można wykreślić na wykresie rozrzutu, na którym każda zmienna jest reprezentowana przez jeden punkt.

Tabela 7.1.

Analiza czynnikowa wybranych 17 wskaźników

Lp.	Zmienna	Ładunki czynnikowe [Varimax znormalizowane]			
		CZNNIK 1		CZNNIK 2	
		Wartość	Istotność	Wartość	Istotność
1	Odczyn osadu	0,161147	-	0,439539	-
2	Kwasowość	0,821851	+	0,343205	-
3	Zasadowość	0,333702	-	0,862825	+
4	N NH ₄ osadu	0,572746	-	0,750257	+
5	N NO ₂ osadu	0,792199	+	0,392001	-
6	N NO ₃ osadu	0,522305	-	0,672471	-
7	PO ₄	0,885609	+	0,366010	-
8	LKT	0,696008	-	-0,202369	-
9	LKT / zasadowości	0,199831	-	-0,719689	+
10	ChZT-Cr	0,741424	+	-0,110991	-
11	Pozostałość po prażeniu	0,810589	+	0,228693	-
12	Straty po prażeniu	0,877161	+	0,190969	-
13	Sucha masa	0,907891	+	0,222595	-
14	Uwodnienie	- 0,187718	-	-0,797172	+
15	N NH ₄ [%]	- 0,268047	-	0,437646	-
16	Ilość gazu	0,048304	-	0,379082	-
17	ChZT- Mn cieczy nadosadowej	- 0,348754	-	-0,842058	+
Wartości wyjściowe		6,381338		4,747508	
Udział		0,375373		0,279265	

— - istotność nie występuje

+ - istotność występuje

Posługując się analizą czynnikową wyodrębniono dwa czynniki, a następnie wypunktowano wskaźniki związane z czynnikiem pierwszym oraz z drugim. Zostały one podane w tabeli 7.1. W pierwszym etapie zinterpretowano pierwszy i drugi czynnik oraz skorelowano ładunki, które te czynniki niosą. Zmienne wchodzące w skład pierwszego czynnika są słabo związane z czasem trwania procesu fermentacji, zaś skupione w czynniku drugim bardzo zależą od czasu oraz rodzaju osadów poddawanych procesowi stabilizacji beztlenowej. Ze względu na asymetrię wyników wykorzystano skalę decylową do przejścia z realnych, mierzalnych wskaźników na rangi. W drugim etapie zmiennym poddanym analizie (tabela 7.1) przypisano odpowiednią skalę punktową w dziesięciu przedziałach (punkty ze skali od 1 do 10), tak zwanych decylach*. Na podstawie tej zasady w każdym za-

* Decyl jest to liczba odcinająca 10% wartości.

kresie decylowym, dla danego wskaźnika, częstość występowania wyników była taka sama i wynosiła 1/10 wszystkich uzyskanych wyników. Tą metodą opracowano 17 analizowanych zmiennych. Jeden punkt wskazuje na złą pracę komór fermentacyjnych, lub jego początek – tym samym zakłócenia w przebiegu procesu – a dziesięć punktów wskazuje na prawidłowy przebieg procesu i optymalne warunki jego zakończenia. Wybrane wskaźniki z odpowiednim przedziałem punktów dla wszystkich badanych osadów ściekowych i gnojowicy przedstawiono w tabeli 7.2.

Tabela 7.2.

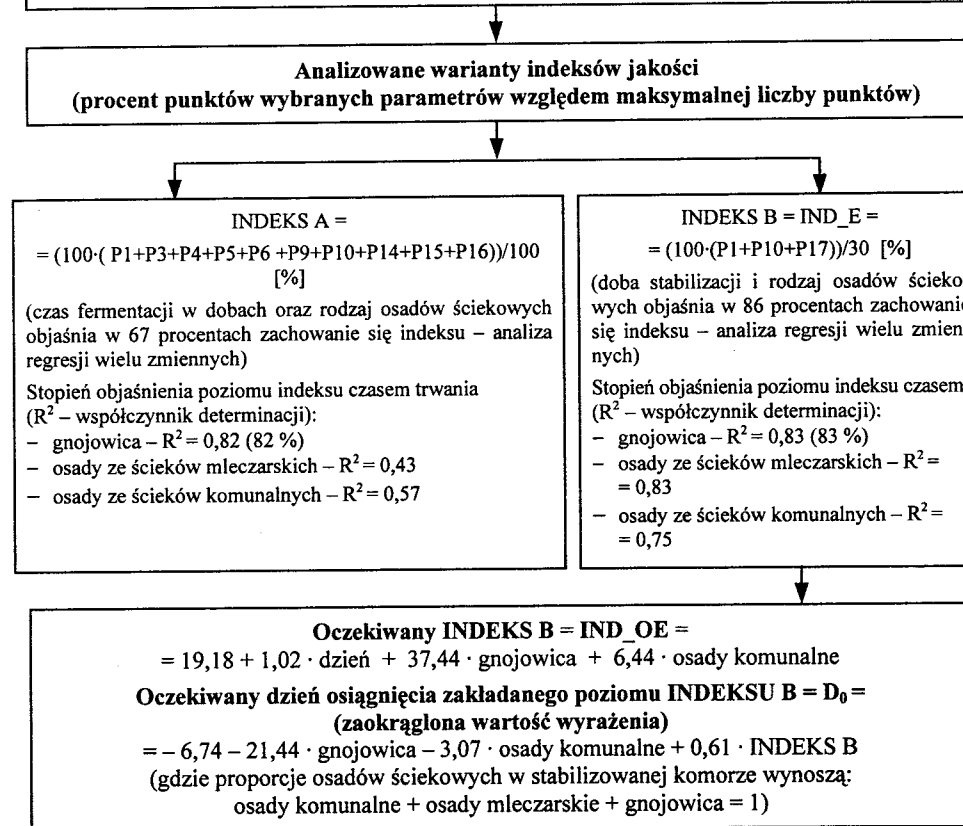
Przykładowe wykorzystanie decyli do przejścia na punktową skalę poziomą wybranych zmiennych

Punkty P	Zmienne		
	P1	P10	P17
	[mg/dm ³]	-	[mg/dm ³]
	N-NH ₄ osadu	LKT/zasadowość	ChZT-Mn cieczy
10	≥ 3 000	≤ 0.05	≤ 180
9	2 700 - 3 000	0.05 - 0.08	180 - 300
8	2 500 - 2 700	0.08 - 0.14	300 - 400
7	1 900 - 2 500	0.14 - 0.23	400 - 530
6	750 - 1 900	0.23 - 0.27	530 - 600
5	600 - 750	0.27 - 0.37	600 - 700
4	450 - 600	0.37 - 0.46	700 - 800
3	350 - 450	0.46 - 0.65	800 - 900
2	230 - 350	0.65 - 0.70	900 - 980
1	≤ 230	≥ 0.7	≥ 980

W trzecim etapie analizowanym wskaźnikom przyporządkowano dwa indeksy efektywności – INDEKS A i INDEKS B (rysunek 7.1). W etapie czwartym zależności między nimi a czasem trwania procesu fermentacji i rodzajem osadów ściekowych określono metodą regresji wielokrotnej.

Wykaz wskaźników wykorzystanych do opracowania indeksów.
Wykorzystanie decyli do przejścia na punktową skalę poziomą wybranych wskaźników (punktacja od 1-najgorzej do 10- najlepiej):

- ⇒ P1 – N-NH₄ osadu
- ⇒ P2 – N-NO₃ osadu
- ⇒ P3 – N-NO₂ osadu
- ⇒ P4 – pH osadu
- ⇒ P5 – ChZT-Cr
- ⇒ P6 – uwodnienie
- ⇒ P7 – sucha pozostałość
- ⇒ P8 – pozostałość po prażeniu
- ⇒ P9 – straty na skutek prażenia
- ⇒ P10 – iloraz LKT do zasadowości
- ⇒ P11 – LKT
- ⇒ P12 – PO₄
- ⇒ P13 – zasadowość
- ⇒ P14 – kwasowość
- ⇒ P15 – gaz
- ⇒ P16 – N-NH₄ %
- ⇒ P17 – ChZT-Mn cieczy



Rysunek 7.1. Schemat wyznaczania indeksu efektywności

INDEKS A został określony na podstawie następujących wartości punktowych wskaźników: zawartości azotu amonowego w osadzie, odczynu osadu, chemicznego zapotrzebowania na tlen metodą dwuchromianową, uwodnienia osadu, azotu azotynowego osadu, strat na skutek prażenia – czyli suchej masy organicznej, ilorazu lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości, kwasowości, ilości wydzielonego gazu i azotu amonowego. Natomiast INDEKS B został określony przy wykorzystaniu tylko trzech wartości punktowych wskaźników, które w bardzo łatwy sposób można zmierzyć w praktycznie każdej oczyszczalni ścieków, a mianowicie: zawartości azotu amonowego w osadzie, stosunku lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości i chemicznego zapotrzebowania na tlen metodą nadmanganianową cieczy nadosadowej.

Tabela 7.3.
Oszacowanie parametrów linii regresji wyrażających związek między INDEKSEM A a rodzajem osadów ściekowych i czasem trwania procesu fermentacji

Statystyczna regresja wielokrotna	Podsumowanie regresji zmiennej zależnej: INDEKS A R ² =0.67014710					
N=238	BETA	Błąd statystyczny BETA	B	Błąd statystyczny B	t [234]	Poziom p
Wyraz wolny			37.92619	1.107666	34.23974	0.000000
DZIEŃ	0.801481	0.037648	0.87002	0.040868	21.28863	0.000000
GNOJOWICA	0.109841	0.049489	2.61952	1.180234	2.21949	0.027413
OSADY KOMUNALE	0.167659	0.049189	4.19776	1.231565	3.40848	0.000769

Z analizy regresji wielokrotnej wynika, że INDEKS A w 67 % daje się prognozować po uwzględnieniu czasu przebywania w komorze oraz zawartych w niej rodzajów osadów ściekowych (tabela 7.3), natomiast INDEKS B w 86% daje się prognozować po uwzględnieniu czasu beztlenowej stabilizacji i rodzaju osadów ściekowych (tabela 7.4). Uwzględniając prosty sposób wyznaczania INDEKSU B i jego wysoką prognozowalność, można zaproponować jego stosowanie do sprawdzania poprawności prowadzenia procesu fermentacji zmieszanych osadów ściekowych.

Tabela 7.4.
Oszacowanie parametrów linii regresji wyrażających związek pomiędzy INDEKSEM B a rodzajem osadów ściekowych i czasem trwania procesu fermentacji

Statystyczna regresja wielokrotna	Podsumowanie regresji zmiennej zależnej: INDEKS B R ² =0.85815275					
N=238	BETA	Błąd st. BETA	B	Błąd st. B	t[234]	poziom p
Wyraz wolny			19.18098	1.403563	13.66592	0.000000
DZIEŃ	0.486530	0.024689	1.02051	0.051785	19.70670	0.000000
GNOJOWICA	0.812459	0.032454	37.43946	1.495517	25.03447	0.000000
OSADY KOMUNALE	0.133152	0.032256	6.44188	1.560560	4.12793	0.000051

Tabela 7.5.
Oszacowanie parametrów linii regresji wyrażających związek pomiędzy czasem trwania procesu fermentacji a rodzajem osadów ściekowych i INDEKSEM B

Statystyczna regresja wielokrotna	Podsumowanie regresji zmiennej zależnej: INDEKS B R ² =0.85815275					
N=238	BETA	Błąd st. BETA	B	Błąd st. B	t(234)	poziom p
Wyraz wolny			-6.7354	1.388732	-4.8500	0.000002
GNOJOWICA	-0.97597	0.078372	-21.4416	1.721805	-12.4530	0.000000
OSADY KOMUNALE	-0.13328	0.053542	-3.0741	1.234943	-2.4893	0.013496
INDEKS efektywności B	1.282569	0.065083	0.6115	0.031028	19.7067	0.000000

Na podstawie powyższych obliczeń zaproponowano wprowadzenie indeksu efektywności procesu fermentacji IND_E, który jest określony wzorem:

$$IND_E = [100 \cdot (P1 + P2 + P3)] / 30 \quad [7-1]$$

gdzie:

IND_E – indeks efektywności procesu fermentacji metanowej zmieszanych osadów ściekowych, [%],

P1 – wartość punktów (tabela 7.2) wynikająca z pomiaru zawartości azotu amonowego w osadzie,

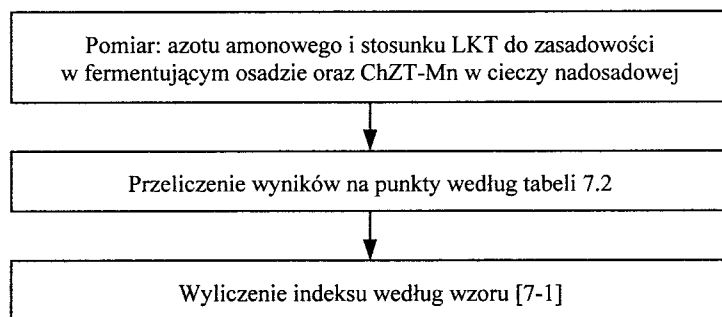
P2 – wartość punktów (tabela 7.2) określona na podstawie stosunku LKT do zasadowości,

P3 – wartość punktów (tabela 7.2) wynikająca z pomiaru stężenia ChZT metodą nadmanganianową w cieczy nadosadowej.

Indeks efektywności procesu fermentacji metanowej zmieszanych osadów ściekowych jest wyznacznikiem stopnia rozkładu substancji organicznej oraz pozwala na prognozowanie i kontrolę pracy komór fermentacyjnych

w oczyszczalniach ścieków w warunkach przepływowych, a także w warunkach nieprzepływowych.

Schemat postępowania w celu określenia indeksu efektywności procesu został przedstawiony na rysunku 7.2



Rysunek 7.2. Algorytm obliczenia indeksu efektywności

Przykład obliczenia indeksu efektywności IND_E na podstawie równania [7-1] i według algorytmu przedstawiono w tabeli 7.6.

Tabela 7.6.

Przykład obliczenia IND_E dla mieszaniny osadów ściekowych

Parametr	Jednostka	Wartość	Punkty P [patrz tabela 7.2]
N-NH ₄ osadu	[mg/dm ³]	850	6
LKT/zasadowości	-	0,5	3
ChZT-Mn cieczy nadosadowej	[mg/dm ³]	540	6
Indeks efektywności:		50 %	

Indeks efektywności wyrażony jest w procentach i im jest on bliższy wartości 100, tym efekt fermentacji metanowej jest lepszy.

Chcąc prognozować efekty fermentacji metanowej osadów ściekowych i gnojowicy, bądź ustalić czas trwania procesu uwzględniając ilości mieszanych osadów (gnojowica, osady komunalne i osady z ścieków mleczarskich) można obliczyć oczekiwany indeks efektywności lub dobę trwania procesu na podstawie równań [7-2] i [7-3]:

$$IND_{OE} = 19,18 + 1,02 \cdot D + 37,44 \cdot W_g + 6,44 \cdot W_k \quad [7-2]$$

gdzie:

IND_OE – oczekiwany indeks efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych, [%],

D – zakładana doba trwania procesu fermentacji metanowej,

W_g – zawartość objętościowa gnojowicy w komorze fermentacyjnej w odniesieniu do całkowitej objętości komory, ułamek dziesiętny

W_k – zawartość objętościowa osadów ze ścieków komunalnych w komorze fermentacyjnej w odniesieniu do całkowitej objętości komory, ułamek dziesiętny.

Należy zaznaczyć, iż przyjęto założenie, że suma udziałów objętościowych osadów ściekowych w komorze fermentacyjnej powinna wynosić:

$$W_g + W_k + W_m = 1 \quad [7-3]$$

gdzie:

W_m – udział objętościowy osadów z oczyszczalni ścieków mleczarskich w komorze fermentacyjnej w odniesieniu do całkowitej objętości komory, ułamek dziesiętny,

W_k – udział objętościowy osadów z oczyszczalni ścieków komunalnych w komorze fermentacyjnej w odniesieniu do całkowitej objętości komory, ułamek dziesiętny,

W_g – udział objętościowy gnojowicy w komorze fermentacyjnej w odniesieniu do całkowitej objętości komory, ułamek dziesiętny.

Przykład obliczenia oczekiwanej wartości wskaźnika indeksu efektywności (IND_OE) przedstawiono w tabeli 7.7.

Tabela 7.7.

Przykład obliczenia oczekiwanego indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych na podstawie składu ilościowego mieszaniny osadów i założonego czasu trwania procesu

Dzień	Gnojowica	Komunalne	Mleczarskie
7	0,5	0,25	0,25
Oczekiwany indeks efektywności IND_OE:		46,7	

Z równania [7-4] można obliczyć prognozowany dzień osiągnięcia zakładanego poziomu oczekiwanego indeksu efektywności, w postaci:

$$D_o = -6,74 - 21,44 \cdot W_g - 3,07 \cdot W_k + 0,61 \cdot IND_{OE} \quad [7-4]$$

gdzie:

IND_OE – oczekiwany indeks efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych,

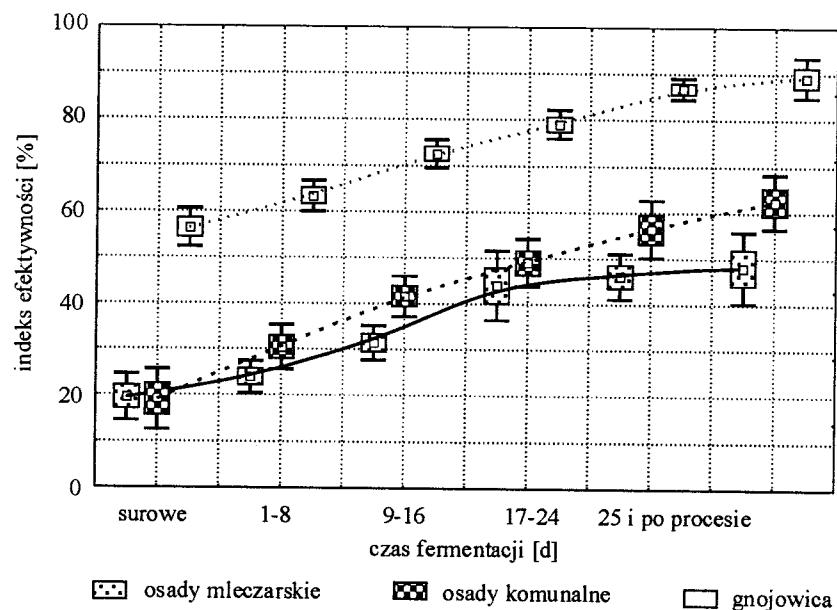
D_o – wymagana doba trwania procesu fermentacji metanowej,
 W_g, W_k – jak w równaniu [7-2].

Przykład obliczenia oczekiwanej doby procesu fermentacji umożliwiającej osiągnięcie założonego indeksu efektywności 46,7 dla następujących udziałów objętościowych osadów: gnojowica - 20% objętości komory, osady z oczyszczania ścieków komunalnych - 30 %, z mleczarskich - 50% objętości komory podano w tabeli 7.8.

Tabela 7.8.
 Obliczenie wymaganego czasu stabilizacji procesu na podstawie udziałów objętościowych mieszaniny osadów dla założonego indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej

Indeks	Gnojowica	Komunalne	Mleczarskie
46,7	0,2	0,3	0,5
Wymagany czas stabilizacji		19	

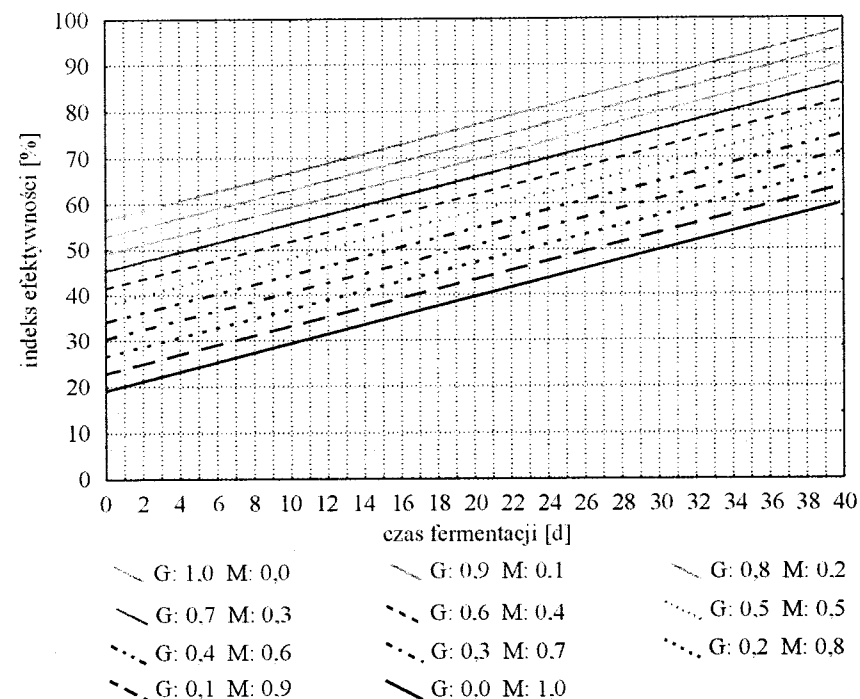
Obliczone wartości indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej dla analizowanych osadów ściekowych (równanie [7-1]) w zależności od czasu trwania procesu fermentacji przedstawiono na rysunku 7.3.



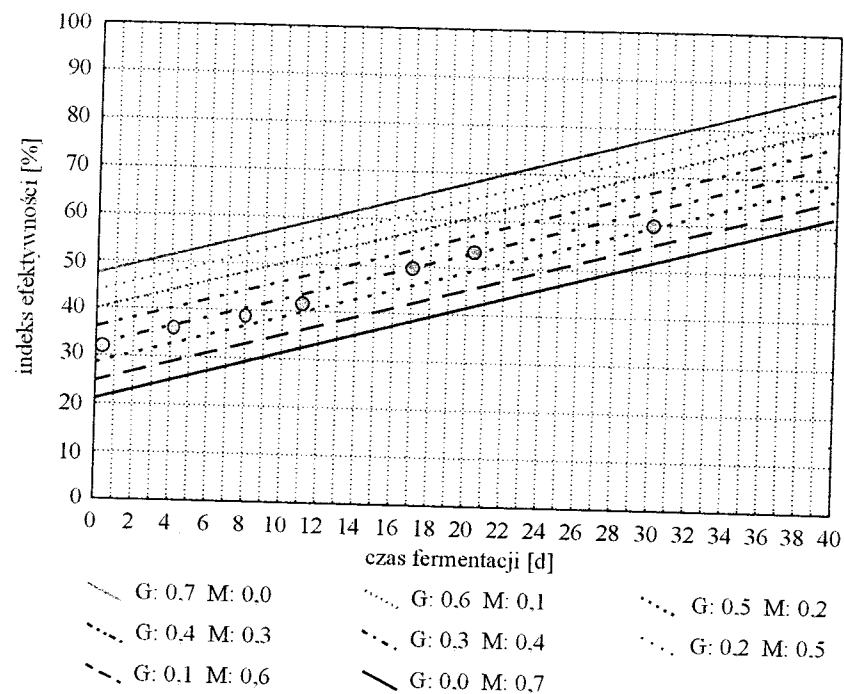
Rysunek 7.3. Diagram zmian indeksów efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych w procentach w zależności od czasu trwania procesu fermentacji dla analizowanych rodzajów osadów

Zmiany obliczonych wartości indeksów efektywności procesu w zależności od różnych udziałów objętościowych gnojowicy i osadów ze ścieków mleczarskich przy zerowym udziale osadów ze ścieków komunalnych przedstawiono na rysunku 7.4.

Obliczony indeks efektywności procesu w zależności od różnej zawartości gnojowicy i osadów ze ścieków mleczarskich przy 30 % udziale osadów powstających podczas oczyszczania ścieków komunalnych został przedstawiony na rysunku 7.5. Na tym wykresie punktami zostały przedstawione wartości indeksu z serii badawczej podanej w tabeli 7.10

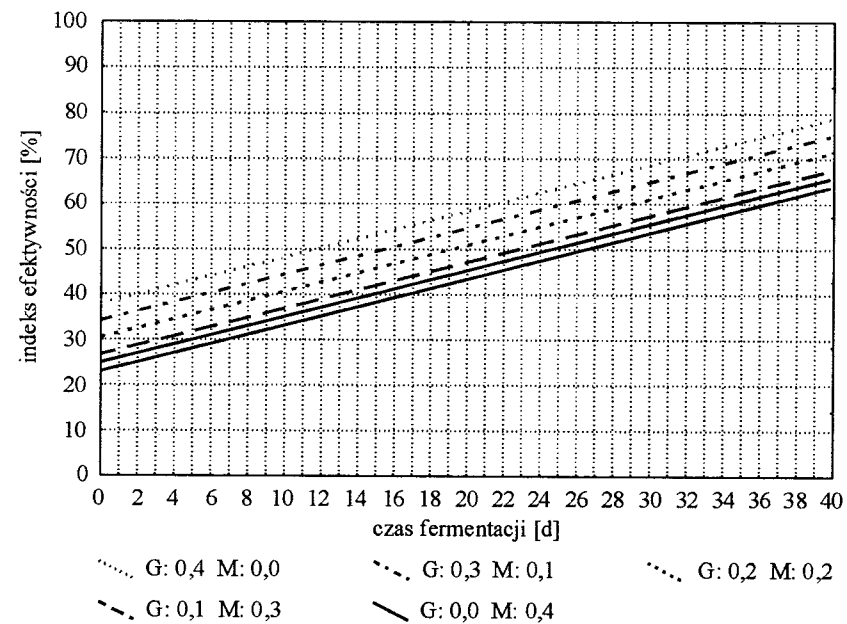


Rysunek 7.4. Zmiany indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych dla różnej proporcji gnojowicy i osadów ze ścieków mleczarskich przy zerowym udziale osadów ze ścieków komunalnych

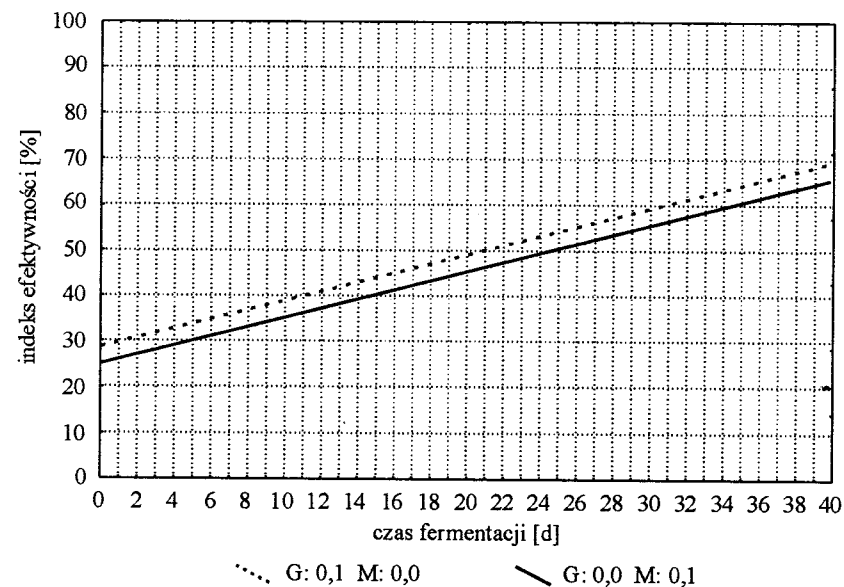


Rysunek 7.5. Zmiany indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych dla różnych proporcji gnojowicy i osadów ze ścieków mleczarskich przy 30% udziale osadów ze ścieków komunalnych

Indeks efektywności procesu w zależności od różnej zawartości gnojowicy i osadów powstających podczas oczyszczania ścieków mleczarskich przy 60% udziale osadów powstających podczas oczyszczania ścieków komunalnych obliczony z równania [7-1] został przedstawiony na rysunku 7.6. Wartości indeksu efektywności procesu w zależności od różnej zawartości gnojowicy i osadów ze ścieków mleczarskich przy 90% udziale osadów ze ścieków komunalnych przedstawiono na rysunku 7.7. Powyższe zależności są liniami prostymi i pozwalają na prognozowanie indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych dla różnych zawartości analizowanych osadów ściekowych i gnojowicy w reaktorze beztlennym.



Rysunek 7.6. Zmiany indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych dla różnych proporcji gnojowicy i osadów ze ścieków mleczarskich przy 60% udziale osadów ze ścieków komunalnych



Rysunek 7.7. Zmiany indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych dla różnych proporcji gnojowicy i osadów ze ścieków mleczarskich przy 90% udziale osadów ze ścieków komunalnych

Uzyskaną zależność pomiędzy indeksem efektywności obliczonym na podstawie pomiaru czterech wskaźników zanieczyszczeń a oczekiwanym indeksem obliczonym z czasu trwania procesu i udziałów objętościowych proporcjonalnych poszczególnych osadów w komorze fermentacyjnej, stosowanych w badanym procesie wyrażono wzorem [7-5]. Uzyskaną zależność przedstawiono na rysunku 7.8.

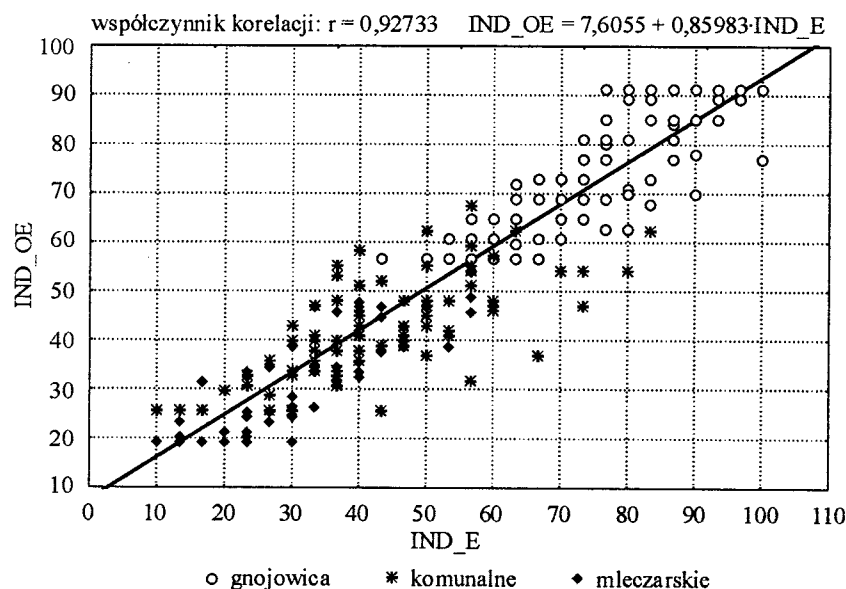
$$IND_OE = 7,60055 + 0,85983 \cdot IND_E \quad [7-5]$$

gdzie:

IND_OE – oczekiwany indeks efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych obliczony na podstawie czasu trwania procesu i udziałów proporcjonalnych poszczególnych rodzajów osadów ściekowych w całkowitej objętości komory [%]

IND_E – indeks efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych obliczony na podstawie pomiaru czterech wskaźników zanieczyszczeń [%].

Współczynnik korelacji dla tej zależności wynosi 0.93



Rysunek 7.8. Zależność pomiędzy indeksem efektywności a indeksem oczekiwanym

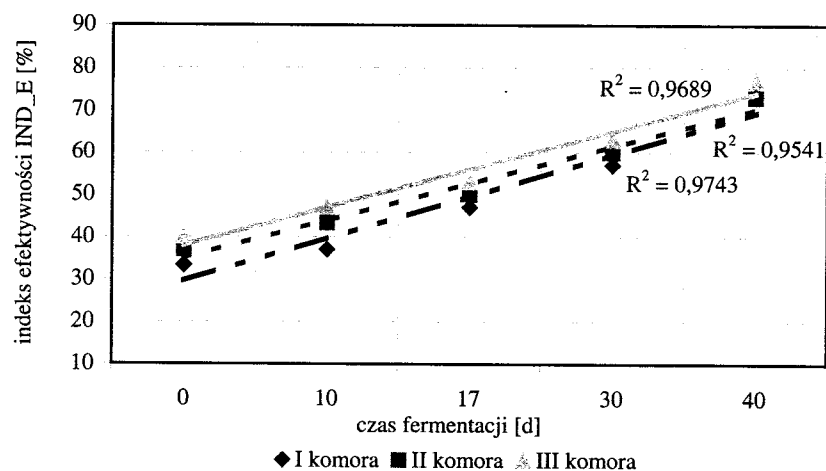
W celu weryfikacji proponowanych równań do wyznaczenia indeksu efektywności i oczekiwanego indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej w tabeli 7.9 i na rysunku 7.9 przedstawiono ich wartości obliczone dla pomiarów uzyskanych w warunkach nieprzepływowych przy następujących proporcjach zmieszania osadów ściekowych w poszczególnych komorach:

- I komora – 2 dm³ gnojowicy + 4 dm³ osadów ze ścieków komunalnych + 4 dm³ osadów ze ścieków mleczarskich;
- II komora – 4 dm³ gnojowicy + 2 dm³ osadów ze ścieków komunalnych + 4 dm³ osadów ze ścieków mleczarskich;
- III komora – 4 dm³ gnojowicy + 4 dm³ osadów ze ścieków komunalnych + 2 dm³ osadów ze ścieków mleczarskich.

Tabela 7.9.

Weryfikacja wartości IND_E i IND_OE uzyskane w badaniach procesu fermentacji w warunkach nieprzepływowych

Parametr	Kolejna doba procesu	N-NH ₄ osadu [mg/dm ³]	LKT/ zasadowość -	ChZT-Mn cieczy nadosadowej [mg/dm ³]	Punkty			IND_E	IND_OE
					N-NH ₄ osadu	LKT/zasadowość	ChZT-Mn cieczy		
I komora mieszanina osadów	1	1 100.00	0.48	1 400.00	6	3	1	33	30
	10	1 000.00	0.39	1 300.00	6	4	1	37	39
	17	1 300.00	0.32	800.00	6	5	3	47	47
	27	1 800.00	0.25	650.00	6	6	5	57	57
	41	2 100.00	0.18	300.00	7	7	8	73	71
II komora mieszanina osadów	1	800.00	0.40	1 200.00	6	4	1	37	36
	10	1 500.00	0.27	1 100.00	6	6	1	43	46
	17	2 200.00	0.25	900.00	7	6	2	50	53
	27	2 100.00	0.21	700.00	7	7	4	60	63
	41	2 300.00	0.19	350.00	7	7	8	73	77
III komora mieszanina osadów	1	1 100.00	0.35	1 200.00	6	5	1	40	38
	10	1 950.00	0.24	1 000.00	7	6	1	47	47
	17	1 900.00	0.21	850.00	6	7	3	53	54
	27	2 200.00	0.20	650.00	7	7	5	63	64
	41	2 300.00	0.20	200.00	7	7	9	77	79



Rysunek 7.9. Zmiany indeksu efektywności w trzech komorach doświadczalnych

Obliczoną wartość indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej dla osadów ściekowych na podstawie pomiarów trzech wybranych wskaźników w działających komorach fermentacyjnych w dużych oczyszczalniach ścieków działających w regionie północno-wschodnim podano w tabeli 7.10. Układy te działają w sposób przepływowy, a czas zatrzymania osadów w komorze wynosi do 20 do 30 dni. Stosowane komory są już wpracowane, o czym świadczą ustabilizowane wartości parametrów procesu. W związku z tym indeks efektywności jest ustabilizowany i wynosi od 53 do 73, co świadczy o prawidłowo zachodzącym procesie fermentacji metanowej.

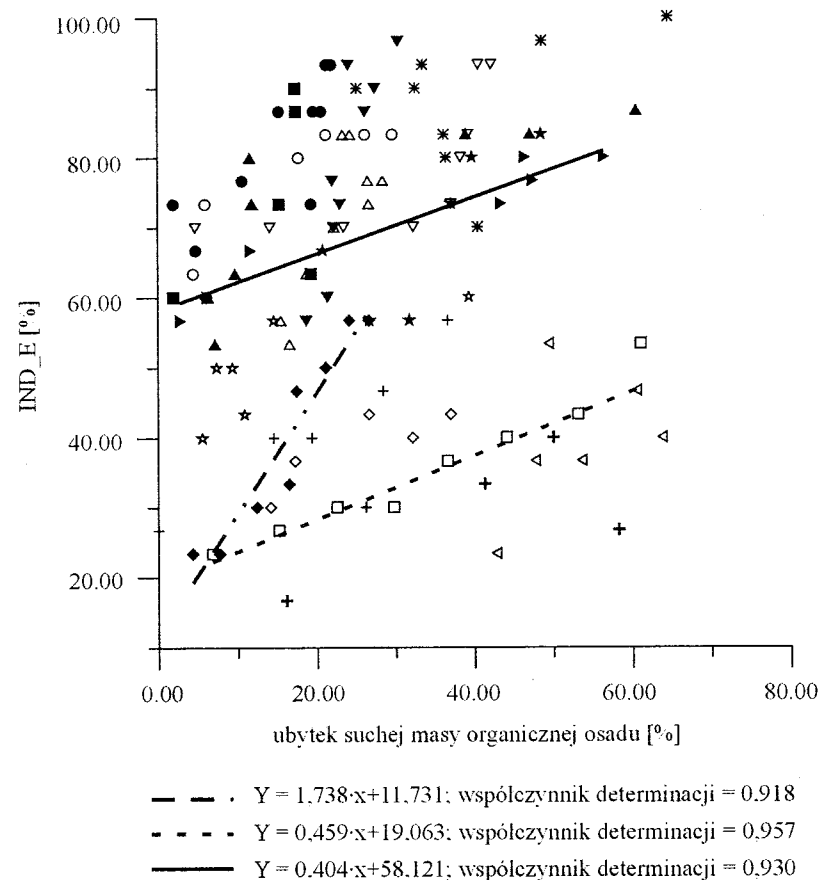
Tabela 7.10.

Indeks efektywności w wybranych oczyszczalniach ścieków stosujących proces fermentacji w układzie przepływowym w regionie północno-wschodnim

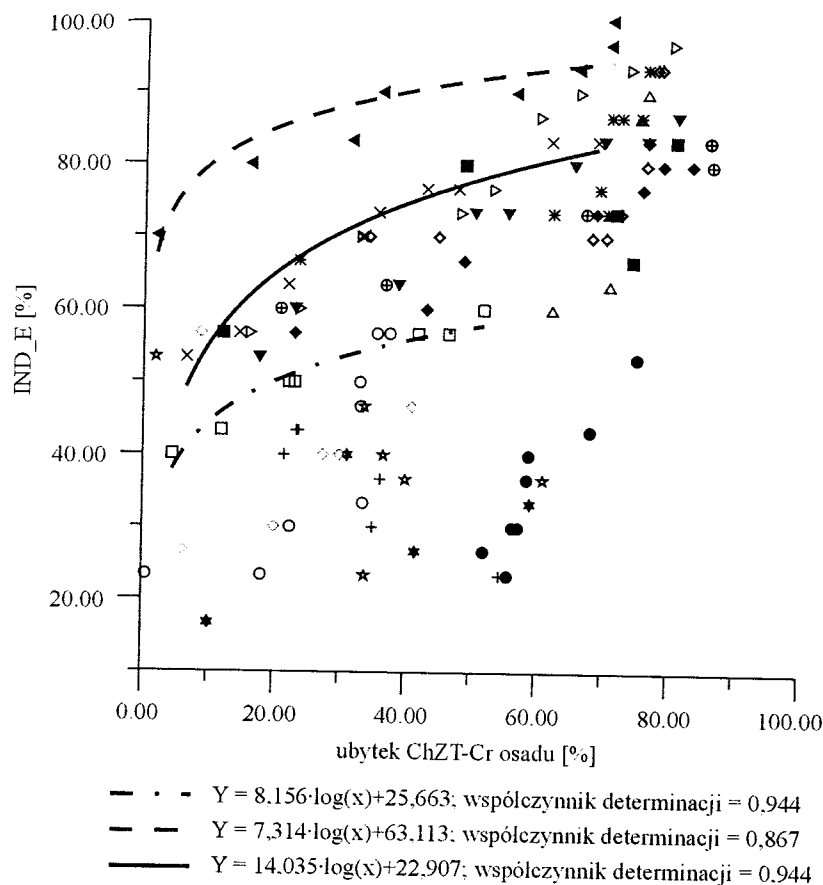
parametr	N-NH ₄ osadu	LKT/zasadowość	ChZT-Mn cieczy	Punkty			INDEKS EFEKTYWNOŚCI
	[mg/dm ³]	-	[mg/dm ³]	N-NH ₄ osadu	LKT/zasadowość	ChZT-Mn cieczy	
I oczyszczalnia	739	0,37	591	5	5	5	53
II oczyszczalnia	726	0,08	523	5	9	9	70
III oczyszczalnia	641	0,03	462	5	10	10	73

Zależność opracowanego indeksu efektywności procesu fermentacji w zależności od ubytku suchej masy organicznej i zmniejszenia się substancji organicznych oznaczanych jako ChZT-Cr w przypadku wyników uzyskanych w skali laboratoryjnej przedstawiono na rysunkach 7.10 i 7.11. Wartości współczynnika deter-

minacji są bardzo wysokie i świadczą o dużej korelacji między opracowanym indeksem efektywności a dotychczas stosowanymi powszechnie do oznaczania efektu stabilizacji wartościami ubytku suchej masy organicznej i obniżką ChZT-Cr w osadach. Te wartości porównano z dotychczas obowiązującymi wskaźnikami i uzyskano wynik większy od 60% (IND_E); jest on wyższy od proponowanego, gdyż został uzyskany w warunkach laboratoryjnych.



Rysunek 7.10. Porównanie indeksu efektywności z ubytkiem suchej masy organicznej osadów



Rysunek 7.11. Porównanie indeksu efektywności z ubytkiem ChZT-Cr osadów

Na podstawie przeprowadzonych badań procesu fermentacji wybranych rodzajów osadów ściekowych i gnojowicy oraz pomiarów indeksów efektywności w warunkach rzeczywistych w układach przepływowych z zastosowaniem osadów mieszanych oszacowano dolną granicę indeksu efektywności na poziomie 50. W przypadku wartości indeksu większej od 50, zmieszany osad poddawany procesowi fermentacji metanowej może być uważany za ustabilizowany.

PODSUMOWANIE

Przyrodnicze wykorzystanie osadów ściekowych i ścieków jest uzasadnione ekonomicznie i właściwe ze względów ekologicznych. W przypadku dużej ilości osadów występują bariery techniczne. Z tego powodu fermentacja metanowa osadów pochodzących z oczyszczania ścieków komunalnych, mleczarskich i gnojowicy może mieć istotne znaczenie dla ochrony środowiska (Obarska-Pempkowiak 2002).

Badaniom technologicznym procesu fermentacji metanowej poddano osady pochodzące z oczyszczania ścieków komunalnych, mleczarskich i gnojowicy. Prace badawcze przeprowadzono z udziałem rzeczywistych osadów ściekowych i gnojowicy pobranych odpowiednio z komunalnych i mleczarskich oczyszczalni ścieków oraz z ferm tuczu trzody chlewnej i bydła.

Zasadniczym celem badań było określenie nowej metody prognozowania i kontroli efektywności procesu fermentacji metanowej na podstawie wybranych rodzajów osadów ściekowych.

Opracowany indeks efektywności procesu fermentacji metanowej zmieszanych osadów ściekowych – obliczany na podstawie pomiaru trzech podstawowych wskaźników fizyczno-chemicznych – jest nowym wyznacznikiem stopnia rozkładu substancji organicznych zawartych w komorze fermentacyjnej.

Wykazano, że proponowany indeks efektywności procesu fermentacji metanowej zmieszanych osadów pozwala na prognozę oraz kontrolę przebiegu procesu fermentacji wybranych rodzajów osadów ściekowych oraz gnojowicy prowadzonej w warunkach technicznych lub laboratoryjnych. Indeks ten oblicza się w oparciu o znajomość zawartości objętościowej poszczególnych osadów w całkowitej objętości komory oraz wartość trzech wskaźników: azotu amonowego mieszaniny osadów, stosunku LKT do zasadowości w osadach oraz chemicznego zapotrzebowania na tlen metodą nadmanganianową cieczy nadosadowej w komorze fermentacyjnej. Wartości indeksu pozwalają na prognozowanie czasu trwania procesu dla osiągnięcia założonego efektu rozkładu związków organicznych zawartych w mieszaninie wybranych osadów ściekowych. Jest to bardzo istotne i przydatne dla technologów zajmujących się stabilizacją osadów ściekowych.

Przydatność indeksu do prognozowania potwierdzają przykłady przedstawione w tabelach A, B, C.

Tabela A.
Przykładowe wskaźniki fizyczno-chemiczne mieszaniny osadów ściekowych [mg/dm³] oraz otrzymany indeks

			Punkty
Parametr	N-NH ₄ osadu	1 710	6
	LKT/zasadowości	0,5	3
	ChZT-Mn cieczy nadosadowej	640	6
Indeks efektywności procesu fermentacji metanowej:		50	

Obliczony indeks efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych, który może być wykorzystany do prognozy i kontroli pracy komór fermentacyjnych w istniejących obiektach, przedstawiono w tabeli A.

Tabela B.
Indeks efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych na podstawie składu ilościowego mieszaniny i zadanego dnia trwania procesu

Dzień	Gnojowica	Komunalne	Mleczarskie
17	0,3	0,3	0,4
Oczekiwany indeks:		49,7	

Obliczony indeks efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych w siedemnastym dniu trwania procesu fermentacji w przypadku, gdy w komorze znajduje się 30% gnojowicy, 30% osadów ze ścieków komunalnych i 40% osadów ze ścieków mleczarskich przedstawiono w tabeli B.

Tabela C.
Określenie dnia trwania procesu na podstawie składu ilościowego mieszaniny i założonego indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych

Indeks	Gnojowica	Komunalne	Mleczarskie
49,7	0,3	0,3	0,4
Dzień		18	

Wyliczony dzień (tabela C) różni się o jedną dobę w stosunku do rezultatu badań rzeczywistych.

Wykazano, że dla indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej powyżej 50% następuje wymagana stabilizacja osadów w procesie fermentacji, co potwierdzają badania własne i efekty pracy komór fermentacyjnych w dużych obiektach w warunkach rzeczywistych. Opracowany indeks efektywności jest nowym sposobem prognozowania i kontroli procesu i jest nieporównywalny z innymi znanymi miernikami oceny efektywności procesu fermentacji metanowej.

Jedynymi ograniczeniami stosowania opracowanego indeksu efektywności procesu są: maksymalny czas trwania procesu, który wynosi 41 dni – tyle trwała najdłuższa seria badawcza oraz to, że suma proporcji składników mieszaniny wybranych osadów ściekowych poddanych procesowi fermentacji w komorze musi wynosić jeden.

Opracowany indeks efektywności procesu fermentacji metanowej wybranych rodzajów osadów ściekowych, oprócz walorów czysto praktycznych, ma także aspekty naukowe pozwalające na w miarę dokładne prognozowanie wymaganego czasu trwania procesu, a także na przewidywanie jakości przefermentowanych osadów ściekowych.

WNIOSKI

Wykorzystana w rozprawie literatura, badania technologiczne oraz ich interpretacja pozwalają sformułować następujące wnioski:

1. Osady pochodzące z oczyszczania ścieków komunalnych, ścieków mleczarskich i gnojowica nadają się do wspólnej fermentacji metanowej, stwarzając możliwość późniejszego przyrodniczego zagospodarowania osadów prefermentowanych.
2. Opracowany indeks efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych umożliwia określenie, za pomocą pomiaru w komorze fermentacyjnej czterech podstawowych wskaźników - azotu amonowego, lotnych kwasów tłuszczowych, zasadowości oraz chemicznego zapotrzebowania na tlen metodą nadmanganianową - stopnia stabilizacji mieszaniny osadów, prognozowanego efektu stabilizacji w zadanym dniu i czasie, w którym zostanie osiągnięty założony efekt procesu.
3. Indeks efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych może być przydatny w projektowaniu i eksploatacji komór fermentacyjnych z mieszaniną osadów, a także w przypadku prognozy i kontroli procesu w działających komorach fermentacyjnych.
4. Wartość indeksu efektywności powyżej 50% zapewnia ustabilizowanie osadów podczas procesu fermentacji metanowej.
5. Indeks efektywności procesu fermentacji metanowej jest uniwersalny i można go zastosować w układzie przepływowym i w układzie nieprzepływowym.
6. Ograniczeniami stosowania opracowanego indeksu efektywności procesu (warunkami brzegowymi) są:
 - maksymalny czas trwania procesu fermentacji metanowej, który wynosi 41 dni,
 - suma proporcji mieszaniny osadów poddawanych wspólnej fermentacji, która musi wynosić jeden.

PIŚMIENNICTWO

- [1] Anderson B., Mavinic D.S., Oleszkiewicz J.A. (1996), *Stabilization of combined sludge: aerobic processes*, "Environmental Technology", 17.
- [2] Angelidaki I., Ellegaard L., Ahring B. K. (2003), *Application of the Anaerobic Digestion Process Advances in Biochemical Engineering*, Biotechnology 82, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.
- [3] Anon (1994), *Biogas from municipal solid waste*, Intern. Energy Agency, IEA.
- [4] Austermann-Haun (2002), *Anaerobic processes in wastewater treatment as sources of energy*, w: *Gospodarka wodno-ściekowa i odpadami w zlewniach jezior*, Rybaki: 93-104.
- [5] Baier U., Zwiefelhofer H. (1991), *Sludge stabilization effects of aerobic thermophilic pre-treatment*, "Waster Environmental Technology", 1.
- [6] Barbusiński K. (1993), *Leksykon biotechnologii środowiskowej*, PWN, Warszawa.
- [7] Bartkiewicz B. (2002), *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*, PWN, Warszawa.
- [8] Bartkiewicz B., Massuod A.B. (2003), *Bilans energetyczny wydzielonej komory fermentacyjnej, wpływ parametrów technicznych i technologicznych*, „Rynek Instalacyjny”, listopad: 36-40.
- [9] Bartoszewski K. (1995), *Kontrola przebiegu procesu fermentacji osadów w komorach fermentacyjnych*, w: *Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 152-160.
- [10] Bartoszewski K., Kempa E., Szpadt R. (1981), *Systemy oczyszczania ścieków. Podstawy technologiczne i projektowanie*, Politechnika Wrocławska, Wrocław.
- [11] Baumann G. (1987), *Anwendbarkeit der anaeroben biologischen Abwasserreinigung*, „Korrespondenz Abwasser“, 1.
- [12] Bernacka J. (1996), *Stan obecny i możliwości techniczne przeróbki i zagospodarowania osadów ściekowych w Polsce*, w: *Przeróbka, wykorzystanie*

- i usuwanie osadów ściekowych*, Fundacja Wspomagająca Zaopatrzenie Wsi w Wodę, Warszawa:109-116.
- [13] Bernacka J., Pawłowska L. (1994), *Gospodarka i wykorzystanie miejskich osadów ściekowych*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- [14] Bernacka J., Pawłowska L., Przeróbka I. (1996), *Zagospodarowanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- [15] Bever J., Stein A., Teichmann H. (1997), *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków*, Bydgoszcz.
- [16] Bień J. (1993), *Problemy gospodarki osadowej w małych oczyszczalniach ścieków*, w: *Gospodarka ściekami i odpadami w gminach*, Politechnika Poznańska, Poznań: 139-145.
- [17] Bień J. (2002), *Osady ściekowe. Teoria i praktyka*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa.
- [18] Bień J., Matysiak B., Wystalska K. (1999), *Stabilizacja i odwadnianie osadów ściekowych*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa.
- [19] Bień J., Wójcik-Szwedzińska M., Nowak D. (1998), *Charakterystyka osadów w aspekcie mikrobiologicznym*, w: *Osady ściekowe w praktyce*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 21-26.
- [20] Błażejowski R. (2003), *Kanalizacja wsi*, PZITS Oddział Wielkopolski, Poznań: 269.
- [21] Braun R., Steinlechner K., Steffen R., Steyskal F. (1995), *Verwertung biogener Abfälle in Schlammfäultürmen von Kläranlagen*, 14, Braun, R. (ed.), Environmental Agency, Vienna.
- [22] Brolin L., Kättström L. (2000), *CBG (Biogas as Vehicle Fuel) in Sweden, Present Situation and Future Development*, Eskilstuna.
- [23] Buraczewski G. (1989), *Fermentacja metanowa*, PWN, Warszawa.
- [24] Buraczewski G. (1990), *Ustalenie optymalnych parametrów technologii fermentacji metanowej gnojowicy*, SGGW, Warszawa.
- [25] Buraczewski G., Bartoszek B. (1990), *Biogaz – wytwarzanie i wykorzystanie*, PWN, Warszawa.
- [26] Buswell A. M., Hatfield W. D. (1939), *Anaerobic fermentation*, Depart. Registr. Educat. State Water Survey Divis., Urbana, 1, Bull. 32.
- [27] Clifford D., Xiaosha L. (1993), *Biological Denitryfication Of Spent Regenerant Brine Using A SBR*, "Water Research", 9.
- [28] Dąbrowski W., Magrel L. (1998), *Technologia odzysku biogazu z fermentacji osadów ściekowych*, w: *Odnawialne źródła energii*, M.G.P.U.H. Mirosław Gromek, Supraśl:19-25.
- [29] Dąbrowski W., Magrel L., Wierzbicki T.L. (1997), *Gospodarka osadowa na oczyszczalniach ścieków mleczarskich z zakładów przetwórstwa mleczarskiego w regionie północno-wschodnim*, w: *Nowe technologie w uzdatnianiu wody, oczyszczaniu ścieków i gospodarce osadowej*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa-Ustroń: 157-164.
- [30] Dojlido J.R. (1995), *Chemia wód powierzchniowych*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- [31] Dymaczewski Z., Oleszkiewicz J.A., Sozański M.M. (1997), *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*, PZITS, Poznań.
- [32] Dzienis L., Magrel L. (1997), *Intensification Of Digesters Operation In Wastewater Treatment Plant In Nowa Wieś Elcka*, w: *Wastewater Sludge - Waste Or Resource?*, t.2, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 204-208.
- [33] Edelmann W., Engeli H. (1998), *Co – Vergärung von festen und flüssigen Substraten*, Studie im Auftrag des Nationalen Energieforschungsfonds, NEFF und des Kantons Bern, Arbeitsgemeinschaft Bioenergie und AG für Abfallverwertung, CH-8983, Maschwanden.
- [34] Evans R., Baumann K., Levis F. (1965), *Sludge handling practices as related to anaerobic digesters*, "Water, Sewage Works", 112, 4: 135.
- [35] Fernandez L., Kennedy K.J. (1993), *Dynamic Modeling Of Substrate Degradation In SBAR*, "Water Research", 11.
- [36] Fischer A. J., Greene R. A. (1945), *Plant scale testes on thermophilic digestion*, "Sewage Works Journal", 17: 718.
- [37] Furmańska M., Podedworna J. (1995), *Zmiany charakterystyki osadów w procesie wydzielonej stabilizacji tlenowej*, w: *Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków*, UNI-Service, Częstochowa: 63-74.
- [38] Głowiak B., Kempa E., Winnicki T. (1985), *Podstawy ochrony środowiska*, PWN, Warszawa: 223.
- [39] Golueke C. G. (1958), *Temperature effects on anaerobic digestion*, "Water, Sewage Works", 105: 37.
- [40] Górecka R. (1995), *Teoria i technika eksperymentu*, Politechnika Krakowska, Kraków.
- [41] Graczyk M., Sadecka Z. (1993), *Perystencja i toksyczność wybranych insektycydów w warunkach fermentacji metanowej*, Zeszyt Naukowy, 66, WSI, Zielona Góra.

- [42] Hartman L. (1996), *Biologiczne oczyszczanie ścieków*, Instalator Polski, Warszawa.
- [43] Han S. K., Shin H. S., Song Y. C., Lee C. Y., Kim S. H. (2001), *Novel anaerobic process and potential biological nutrient removal*, "Water Research", 32 (12): 3555-3568.
- [44] Hawkes R. F., Donnelly T., Anderson G. K. (1995), *Comparative performance of anaerobic digesters operating on ice-cream wastewater*. "Water Research", 29 (2): 525-533.
- [45] Hobson P. N., Wheatley A. D. (2003), *Anaerobic digestion: modern theory and practice*, Elsevier Science Publishers LTD, England.
- [46] Imhoff K., Imhoff K.R. (1997), *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków*, Poradnik, Arkady, Warszawa.
- [47] Janczukowicz W., Jędrzejowska M., Krzemieniewski M., Pesta J. (2003), *Możliwości zastosowania procesu beztlenowego rozkładu zanieczyszczeń w przemyśle mleczarskim*. „Przegląd Mleczarski”, 1: 30-34.
- [48] Jaźwiński Z., Oleszczyk A. (1996), *Charakterystyka ilościowa i jakościowa osadów oraz parametry obliczeniowe stosowane w Polsce*, w: *Przeróbka, wykorzystanie i usuwanie osadów ściekowych*, Fundacja Wspomagająca Zaopatrzenie Wsi w Wodę, Warszawa: 17-22.
- [49] Kalisz L., Kaźmierczak M. (1990), *Analiza aktualnego stanu sanitarnego osadów ściekowych z oczyszczalni ścieków miejskich pod kątem ich dalszej utylizacji*, UNIKLAR, Supplement, CTBK, Warszawa.
- [50] Karbouris J., Georgakakos P. (1990), *Optimal Control Of The Activated Sludge Process*, "Water Research", 24.
- [51] Kautz O., Nelles M. (1995), *Behandlung des Überschufwassers aus der Naßfermentation von Bioabfall*, in: *Biologische Abfallbenhandlung*, Thome-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.), Ef-Verlag, Berlin.
- [52] Kempa E. S. (1993), *Przyszłościowa gospodarka osadami ściekowymi*, w: *Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 16.
- [53] Kempa E. S., Bień J. (1995), *Problemy przeróbki osadów ściekowych*, w: *Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków*, UNI-Service, Częstochowa: 51-62.
- [54] Kiely G. (1996), *Environmental Engineering*, McGraw-Hill, New York 1996.
- [55] Kroiss H. (1985), *Anaerobe Abwasserreinigung*, Wiener Mitteilungen Bd. 62 Tu, Wien.
- [56] Królikowski A.J., Magrel L., Dąbrowski W. (2000), *Bilans oraz propozycje zagospodarowania osadów powstających na miejskich oczyszczalniach ścieków regionu północno-wschodniego*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna”, 1.
- [57] Kutera J. (1994), *Gospodarka gnojowicą*, Akademia Rolnicza, Wrocław.
- [58] Kutera J., Hus S. (1990), *Zasady zagospodarowania gnojówki i gnojowicy w rolnictwie terenów górskich z uwzględnieniem warunków ochrony środowiska*, Akademia Rolnicza, Wrocław.
- [59] Kutera J., Hus S. (1998), *Rolnicze oczyszczanie i wykorzystanie ścieków i gnojowicy*, Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej, Wrocław: 342.
- [60] Lawrence A. W., McCarty P. L. (1970), *Unified basis for biological treatment design and operation*, J. Sanitary Eng. Divis. Proc. ASCE, 96, SA3: 757.
- [61] Lindberg A. (2000), *Biogas technology in Sweden*, Eskilstuna. Sweden.
- [62] Ludzack F. J., Novak D. K. (1965), *Tolerance of high salinities by conventional waste water treatment processes*, "J. Water Pollut. Control Fed.", 37: 1404.
- [63] Maćkowiak CZ. (1996), *Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych*, w: *Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych*, Lublin: 35-39.
- [64] Maćkowiak Cz. (1997), *Wartość nawozowa osadów i odpadów z przemysłu spożywczego*, w: *Osady ściekowe przeróbka i wykorzystanie*, Politechnika Poznańska, Poznań.
- [65] Maćkowiak Cz. (2000), *Skład chemiczny osadów ściekowych i ich wartość nawozowa*, „Przegląd Komunalny”, 1: 7-8.
- [66] Magrel L. (1991), *Badania modelowe biodegradacji gnojowicy trzody chlewnej metodą fermentacji beztlenowej*, w: *XIII Międzynarodowe Sympozjum Studentów i Młodych Pracowników Nauki*, Zeszyt Budownictwa i Inżynierii Środowiska WSI, Zielona Góra: 198-201.
- [67] Magrel L. (1992), *Zastosowanie procesu fermentacji do skutecznego oczyszczania gnojowicy z ferm trzody chlewnej*, Białystok, maszynopis.
- [68] Magrel L. (1993), *Fermentacja metanowa ścieków i osadów z ferm trzody chlewnej*, w: *Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 223-228.
- [69] Magrel L. (1993), *Związki organiczne zawarte w gnojowicy świńskiej - ich przemiany w czasie procesu fermentacji*, w: *Biotechnologia środowiskowa*, Politechnika Śląska, Ustroń – Jaszowiec.
- [70] Magrel L. (1995), *Beztlenowe metody utylizacji ścieków i osadów ściekowych z terenów wiejskich*, w: *Kontenerowe i przydomowe oczyszczalnie*

ścieków oraz stacje uzdatniania wody, Politechnika Białostocka, Wigry: 282-287.

- [71] Magrel L. (1996), *Unieszkodliwianie gnojowicy świńskiej w wydzielonych komorach fermentacyjnych przed jej rolniczym wykorzystaniem*, Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej, 293, Wrocław: 147-154.
- [72] Magrel L. (1996), *Wskaźniki fizykochemiczne charakteryzujące proces fermentacji metanowej osadów ściekowych*, w: *Analityka w służbie geologii i ochrony środowiska*, Państwowy Instytut Geologiczny, Szelment: 42.
- [73] Magrel L. (1998), *Skład ilościowy i jakościowy biogazu powstającego z fermentacji osadów ze ścieków mleczarskich*, w: *Znaczenie procesów jednostkowych w technologii oczyszczania wody i ścieków*, Politechnika Koszalińska, Koszalin-Ustronie Morskie: 137-146.
- [74] Magrel L. (2000), *Uzdatnianie wody i oczyszczanie ścieków. Urządzenia, procesy, metody*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- [75] Magrel L. i in. (1999), *Zdrowie a skażenie środowiskowe i jego minimalizacja*, t.2, Fundacja Życie w Zdrowiu, Białystok.
- [76] Magrel L., Boruszko D. (1994), *Biogaz - produkt unieszkodliwiania osadów ściekowych metodą fermentacji*, w: *Ochrona środowiska naturalnego - niekonwencjonalne źródła energii*, Wyższa Szkoła Oficerska Inżynierii Wojskowej: 39-52.
- [77] Magrel L., Boruszko D. (1995), *Biogaz - niekonwencjonalne źródło energii*, w: *Energetyczne aspekty oczyszczania ścieków*, Politechnika Częstochowska, Ustroń: 107-120.
- [78] Magrel L., Boruszko D. (1997), *Rolnicze wykorzystanie gnojowicy na przykładzie wybranych ferm tuczu trzody chlewnej*, w: *Oczyszczanie ścieków - nowe trendy, modernizacja istniejących oczyszczalni i gospodarka osadów*, Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Rajgród: 399-404.
- [79] Magrel L., Boruszko D., Dąbrowski W. (1999), *Bilans ścieków i osadów ściekowych w oczyszczalniach ścieków województwa podlaskiego*, Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Białystok.
- [80] Magrel L., Boruszko D., Dąbrowski W. (2000), *Bilans ścieków i osadów ściekowych w oczyszczalniach ścieków województwa podlaskiego 1998-2000*, Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Białystok.
- [81] Magrel L., Boruszko D., Rodowicz T.Z. (1995), *Gospodarka osadowa oczyszczalni ścieków w Białymstoku*, w: *Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 205-215.
- [82] Magrel L., Boruszko D., Wierzbicki T.L. (1995), *Wpływ wybranych jonów metali ciężkich na proces fermentacji statycznej osadów ściekowych*,

w: *Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 75-85.

- [83] Magrel L., Dąbrowski W. (1998), *Bilans osadów oraz koncepcje ich zagospodarowania w oczyszczalniach ścieków województwa białostockiego*, Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Białystok.
- [84] Magrel L., Dąbrowski W. (1998), *Oczyszczanie ścieków, unieszkodliwianie i przeróbka osadów ściekowych pochodzących z zakładów przetwórstwa mleczarskiego*, Politechnika Białostocka, Białystok.
- [85] Magrel L., Stasiulewicz E. (1991), *Usuwanie związków azotu z gnojowicy świńskiej metodą fermentacji metanowej*, w: *XIII Międzynarodowe Sympozjum Studentów i Młodych Pracowników Nauki*, Zeszyt Budownictwa i Inżynierii Środowiska WSI, Zielona Góra: 212-216.
- [86] Magrel L., Wierzbicki T.L. (1991), *Utylizacja małych ilości gnojowicy metodą fermentacji metanowej*, w: *Problemy odprowadzania i unieszkodliwiania*, PZliTS, Instytut Inżynierii Środowiska Politechniki Łódzkiej, Łódź: 241-252.
- [87] Magrel L., Wierzbicki T.L. (1996), *Technologiczne aspekty przeróbki osadów ściekowych w dużych oczyszczalniach*, w: *Wykorzystanie osadów ściekowych - techniczne i prawne uwarunkowania*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 73-81.
- [88] Magrel L., Wierzbicki T.L. (1997), *Attempts Of Theoretical Estimation Of Biogas Volume Produced From Liquid Swine Manure*, in: *The 4 th Polish-Danish Workshop On Biofuels*, BTCh-Gdańsk, Starbienio: 97-100.
- [89] Makać W., Urbanek-Krzysztofiak D. (1999), *Metody opisu statystycznego*, Wyd. Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- [90] Mąkinia J. (1995), *Przykłady zastosowania nowoczesnych metod usuwania nadmiaru azotu i fosforu ze ścieków*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna”, 12.
- [91] Mąkinia J. (1996), *Wybrane aspekty procesu usuwania azotu w miejskich oczyszczalniach ścieków*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna”, 8.
- [92] Malina J. F. (1962), *The Effect of Temperature on High – Rate Digestion of Activated Sludge*, Proc. 16th Purdue Ind. Waste Conf. Purdue University, Lafayette, 2: 232.
- [93] Malina J. F. (1964), *Thermal effects on completely mixed anaerobic digestion*, „Water, Sewage Works”, 11, 1: 52.
- [94] Malina J. F. (1970), *Oczyszczanie ścieków przez fermentację*, w: *Oczyszczanie ścieków – procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne*, W. W. Eckenfelder, J. F. Malina, E. F. Gloyne, D. L. Fordred, (eds.), Uniwersytet Teksaski, Austin, Teksas, Wyd.pol., „IGW”, 3: 153.

- [95] Malina J.F., Difilippo J. (1968), *Treatment Of Supernatants And Liquids Associated With Sludge Treatment*, Raport Uniwersytetu w Austin, Texas.
- [96] McCarty P. L. (1964), *Thermodynamics of biological synthesis and growth (abstr.)*, "Journal Water Pollut. Control Fed.", 36: 1501.
- [97] McCarty P. L., McKinney R. E. (1961), *Salt toxicity in anaerobic digestion*, "Journal Water Pollut. Control Fed.", 33: 399.
- [98] Metcalf & Eddy, Inc. (1991), *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse*, McGraw-Hill, Inc.
- [99] Michaelis L., Menten M. L. (1913), *Die kinetik der invertin wirkung*, Biochem. Z. Beiträge Chem. Physiol. Pathol., V. J. Springer, Berlin.
- [100] Narbutt L. (1997), *Trójfazowy reaktor BIOSET do usuwania C, N, P zastosowany w oczyszczalni ścieków w Węgorzewie*, w: *Nowe technologie w uzdatnianiu wody, oczyszczaniu ścieków i gospodarce osadowej*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 223-230.
- [101] Nellenschulte T. (1996), *Fermentacja osadu (anaerobowa stabilizacja osadu)*, w: *Przeróbka, wykorzystanie i usuwanie osadów ściekowych*, Fundacja Wspomagająca Zaopatrzenie Wsi w Wodę, Warszawa: 31-44.
- [102] Nöring J. (1996), *Grawitacyjne zagęszczanie osadów ściekowych*, w: *Przeróbka, wykorzystanie i usuwanie osadów ściekowych*, Fundacja Wspomagająca Zaopatrzenie Wsi w Wodę, Warszawa: 23-30.
- [103] Obarska-Pempkowiak H. (2002), *Oczyszczalnie hydrofitowe*, Wyd. Politechniki Gdańskiej, Gdańsk.
- [104] *Ochrona Środowiska* (2002), GUS, Warszawa.
- [105] Oleszkiewicz J. (1998), *Gospodarka osadami ściekowymi. Poradnik decydencki*, LEM s.c., Kraków.
- [106] Oleszkiewicz J., Barnard J. (1997), *Fermentacja kwaśna osadu wstępnego dla intensyfikacji biologicznego usuwania fosforu i azotu*, w: *Usuwanie związków biogennych*, LEM i Politechnika Krakowska, Kraków.
- [107] Pavan P. et.al. (2000), *Integration of wastewater and of MSW treatment cycles: From pilot scale to industrial realisation*, The new full scale plant of Treviso, in: *Proceedings from the 4th Int. Symposium on Environmental Biotechnology*, SFO Hartmans, Lens. (Hrsg.), Noordwijkerhout.
- [108] Perez M., Romeo L. I., Sales D. (1998), *Comparative performance of high rate anaerobic thermopiles technologies treating industrial wastewater*. "Water Research", 32. 3: 559-564.
- [109] Podgórski L. (1997), *Sanitarne aspekty kontroli osadów ściekowych. Gospodarka osadami ściekowymi*, PIOŚ, Rzeszów.
- [110] *Przyrodnicze zagospodarowanie osadów ściekowych* (1988), Instytut Kształtowania Środowiska, PWN, Warszawa.
- [111] Rodowicz Z., Magrel L., Wierzbicki T.L., Grudzień B. (1997), *Doświadczenia z pracy węzła osadowego na przykładzie oczyszczalni ścieków w Białymstoku*, w: *Osady ściekowe - odpad czy surowiec?*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 117-120.
- [112] Roediger H. (1956), *Schriftenreihe G. W. F.*, Wasser, Abwasser 1, „Die anaerobic alkalische Schlammfäulung“. V. Oldenbourg, München.
- [113] Rudolfs W. (1928), *Effect of salt on sludge digestion*, "U. S. Public Health Reps.", 43: 874.
- [114] Schmelz K.G. (2001), *Anwendung und Erfahrungen mit Klärschlamm Co-fermentation in Deutschland*, Paper presented at the Workshop „Co-fermentation in kommunalen Kläranlagen“, IFA, Tulln.
- [115] Serafin M., Tabernacki J. (1992), *Biochemiczne usuwanie azotu i fosforu ze ścieków w świetle doświadczeń duńskich*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna”, 9.
- [116] Sikora J., Barbusiński K. (1994), *Praktyczna ocena równań kinetyki rozkładu zanieczyszczeń w procesie osadu czynnego*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna”, 2.
- [117] Siuta J., Wasiak G. (1991), *Zasady gospodarki odpadami bytowymi w środowisku przyrodniczym*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- [118] Skalmowski K. (1998), *Poradnik gospodarowania odpadami*, Dashofer Holding Ltd. & Wydawnictwo Verlag Dashofer sp. z o. o., Warszawa.
- [119] Sozański M., Grocholski K., Urbaniak A. (1997), *Struktura osadów pochodzących z oczyszczania wody i ścieków*, w: *Oczyszczanie ścieków - nowe trendy, modernizacja istniejących oczyszczalni i gospodarka osadowa*, Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Rajgród: 54-68.
- [120] Tidden F., Tyroller I. (1993), *Bilanz einer zweistufigen Vergärungsanlage zur Behandlung von Restabfällen*, in: *Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum*, Fricke K., Thome-Kozmiensky K.J., und Neumüller G. (Hrsg.), EF Verlag für Energie-und Umwelttechnik, Berlin.
- [121] Wierzbicki T.L., Magrel L. (1991), *Próby utylizacji gnojowicy metodą fermentacji i wpływ tej metody na ochronę ujęć wodnych*, w: *Wybrane problemy wodooszczędności*, Politechnika Białostocka, Białystok: 321-328.
- [122] Wierzbicki T.L., Magrel L. (1993), *Próby oceny energooszczędności beztlenowych metod utylizacji organicznych osadów ściekowych*, w: *Energooszczędność w procesach gospodarki wodnej i ściekowej*, Politechnika Białostocka, Białowieża: 180-187.

- [123] Wierzbiński T.L., Magrel L. (1994), *Utylizacja gnojowicy poprzez fermentację metanową - jako przykład właściwej gospodarki ściekowej w gminach wiejskich*, w: *Problemy gospodarki wodno-ściekowej w gminach*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 295-306.
- [124] Wierzbiński T.L., Magrel L. (1996), *Przystosowanie osadów ściekowych przed ich rolniczym wykorzystaniem*, w: *Gospodarka odpadami i osadami ściekowymi w rolnictwie, leśnictwie i przemyśle drzewnym*, WSI, Koszalin-Kołobrzeg: 1-12.
- [125] Wierzbiński T.L., Magrel L., Dąbrowski W. (1997), *Problemy eksploatacyjne systemów oczyszczania ścieków i gospodarki osadowej na przykładzie wybranych zakładów przetwórstwa mleczarskiego regionu północno-wschodniego*, w: *Oczyszczanie ścieków - nowe trendy, modernizacja istniejących oczyszczalni i gospodarka osadowa*, Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Rajgród: 269-273.
- [126] Wierzbiński T.L., Magrel L. (1993), *Próby wykorzystania procesu fermentacji metanowej do unieszkodliwiania gnojowicy pochodzącej z ferm trzody chlewnej*, Zeszyt Naukowy Inżynieria Środowiska 6, Politechnika Białostocka, Białystok: 55-64.
- [127] Wierzbiński T.L., Magrel L. (1993), *Metodyka badań procesu fermentacji osadów ściekowych*, w: *Analityka w służbie geologii i ochronie środowiska*, Państwowy Instytut Geologiczny, Krasnobród-Warszawa: 73.
- [128] Wójcik A.R., Laudański Z. (1989), *Planowanie i wnioskowanie statystyczne w doświadczałnictwie*, PWN, Warszawa.
- [129] Zdybiewska M. i in. (1985), *Ćwiczenia laboratoryjne z technologii oczyszczania ścieków*, Politechnika Śląska, Gliwice.
- [130] Zielewicz-Madej E., Cora B. (1997), *Fosforany w procesie przeróbki osadów*, w: *Nowe technologie w uzdatnianiu wody, oczyszczaniu ścieków i gospodarce osadowej*, Politechnika Częstochowska, Częstochowa: 177.

SPIS TABEL

Tabela 2.1.	Średni skład chemiczny osadów ściekowych	14
Tabela 3.1.	Czas fermentacji przy różnej temperaturze prowadzenia procesu	32
Tabela 3.2.	Wpływ stężenia NaCl w komorze na zawartość w gazie CO ₂ i CH ₄	39
Tabela 3.3.	Wpływ zawartości azotu amonowego na fermentację metanową	39
Tabela 3.4.	Uwodnienie i sucha masa różnych osadów ściekowych	40
Tabela 5.1.	Wybór podstawowych wskaźników istotnych do opisu statystycznego na podstawie analizy statystycznej	52
Tabela 6.1.	Właściwości fizyczno-chemiczne gnojowicy przed i po fermentacji	58
Tabela 6.2.	Właściwości fizyczno-chemiczne w osadach ścieków mleczarskich przed i po fermentacji	59
Tabela 6.3.	Właściwości fizyczno-chemiczne w osadach z oczyszczania ścieków komunalnych przed i po fermentacji	60
Tabela 6.4.	Właściwości fizyczno-chemiczne w osadach zmieszanych przed i po fermentacji (1/3 gnojowicy, 1/3 osadów z oczyszczania ścieków mleczarskich i 1/3 z oczyszczania ścieków komunalnych)	61
Tabela 6.5.	Przykład wyników pomiarów serii badawczej mezofilowej fermentacji metanowej gnojowicy w układzie przepływowym	62
Tabela 6.6.	Przykład wyników pomiarów serii badawczej mezofilowej fermentacji metanowej gnojowicy w układzie nieprzepływowym	63
Tabela 6.7.	Przykład wyników pomiarów serii badawczej fermentacji metanowej osadów ścieków komunalnych w układzie przepływowym	64
Tabela 6.8.	Przykład wyników pomiarów serii badawczej fermentacji metanowej osadów ścieków komunalnych w układzie nieprzepływowym	65
Tabela 6.9.	Przykład wyników pomiarów serii badawczej fermentacji metanowej osadów ze ścieków mleczarskich w układzie nieprzepływowym	66
Tabela 6.10.	Przykład wyników pomiarów serii badawczej fermentacji metanowej osadów zmieszanych w równej proporcji po 1/3 objętości komory gnojowicy, osadów ze ścieków komunalnych i osadów ze ścieków mleczarskich w układzie nieprzepływowym	67

Tabela 6.11.	Przykładowy skład biogazu dla czterech serii pomiarowych [% objętościowy]	85
Tabela 6.12.	Przykładowy skład biogazu uzyskanego w trzech seriach pomiarowych dla gnojowicy [%]	95
Tabela 7.1.	Analiza czynnikowa wybranych 17 wskaźników	101
Tabela 7.2.	Przykładowe wykorzystanie decyli do przejścia na punktową skalę poziomą wybranych zmiennych	102
Tabela 7.3.	Oszacowanie parametrów linii regresji wyrażających związek między INDEKSEM A a rodzajem osadów ściekowych i czasem trwania procesu fermentacji	104
Tabela 7.4.	Oszacowanie parametrów linii regresji wyrażających związek pomiędzy INDEKSEM B a rodzajem osadów ściekowych i czasem trwania procesu fermentacji	105
Tabela 7.5.	Oszacowanie parametrów linii regresji wyrażających związek pomiędzy czasem trwania procesu fermentacji a rodzajem osadów ściekowych i INDEKSEM B	105
Tabela 7.6.	Przykład obliczenia IND_E dla mieszaniny osadów ściekowych	106
Tabela 7.7.	Przykład obliczenia oczekiwanego indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych na podstawie składu ilościowego mieszaniny osadów i założonego czasu trwania procesu	107
Tabela 7.8.	Obliczenie wymaganego czasu stabilizacji procesu na podstawie udziałów objętościowych mieszaniny osadów dla założonego indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej	108
Tabela 7.9.	Weryfikacja wartości IND_E i IND_OE uzyskane w badaniach procesu fermentacji w warunkach nieprzepływowych	110
Tabela 7.10.	Indeks efektywności w wybranych oczyszczalniach ścieków stosujących proces fermentacji w układzie przepływowym w regionie północno-wschodnim	113
Tabela A.	Przykładowe wskaźniki fizyczno-chemiczne mieszaniny osadów ściekowych [mg/dm ³] oraz otrzymany indeks	118
Tabela B.	Indeks efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych na podstawie składu ilościowego mieszaniny i zadanego dnia trwania procesu	118
Tabela C.	Określenie dnia trwania procesu na podstawie składu ilościowego mieszaniny i założonego indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych	118

SPIS RYSUNKÓW

Rysunek 3.1.	Fazy rozkładu cząsteczkowego (Kempa 1995)	18
Rysunek 3.2.	Rozkład związków organicznych (Kempa 1995)	19
Rysunek 3.3.	Schemat przemian biochemicznych podczas procesu fermentacji. (Maurer, Winkler 1982)	22
Rysunek 3.4.	Fazy rozwoju mikroorganizmów według Monda (Monod 1950)	23
Rysunek 3.5.	Szybkość reakcji biochemicznych w funkcji substratu (Michaelis, Menten 1913)	23
Rysunek 3.6.	Charakterystyka fermentacji wysokoobciążonej w temperaturze 33-37°C (Malina 1964)	24
Rysunek 3.7.	Kinetyka wytwarzania gazu podczas fermentacji w warunkach nieprzepływowych według Phelps'a (Roediger 1956)	26
Rysunek 3.8.	Produkcja gazu z osadów ściekowych w układzie przepływowym w czasie fermentacji mezofilowej (Hartman 1996)	27
Rysunek 3.9.	Ilość gazu uzyskiwana z 1 kg suchej masy organicznej osadu doprowadzonego do komory fermentacji (Imhoff 1997)	29
Rysunek 3.10.	Czas fermentacji osadu w różnej temperaturze (Fair, Moore 1934)	29
Rysunek 3.11.	Wpływ temperatury na czas fermentacji osadu (Hartman 1996)	30
Rysunek 3.12.	Wpływ temperatury na wytwarzanie gazu z różnego rodzaju gnojowicy (Buraczewski, Bartoszek 1990)	31
Rysunek 3.13.	Wpływ temperatury na czas rozkładu substancji organicznych według Goluekego (1958)	31
Rysunek 3.14.	Związek między czasem prowadzenia procesu i wartością odczynu w komorze fermentacyjnej (Hartman 1996)	34
Rysunek 3.15.	Wpływ odczynu osadów ściekowych na skład gazu fermentacyjnego (Roediger 1956)	35
Rysunek 3.16.	Zmiany odczynu zasadowości i lotnych kwasów tłuszczowych w czasie fermentacji (Dymaczewski 1997)	36
Rysunek 3.17.	Udział fosforanów w suchej masie osadu i cieczy nadosadowej w procesie fermentacji (Zielewicz-Madej, Cora 1997)	38
Rysunek 5.1.	Schemat modelu wydzielonej komory fermentacyjnej do badań wstępnych	46

Rysunek 5.2.	Komora fermentacyjna do badań wstępnych	47	Rysunek 6.15.	Diagram zmian zawartości lotnych kwasów tłuszczowych i zasadowości w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	79
Rysunek 5.3.	Komora fermentacyjna od strony tablicy rozdzielczej	48	Rysunek 6.16.	Diagram zmian zawartości kwasowości i stosunku lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	79
Rysunek 5.4.	Komora fermentacyjna do badań właściwych	48	Rysunek 6.17.	Diagram zmian zawartości odczynu w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	80
Rysunek 5.5.	Lokalizacja miejsc poboru próbek osadów	50	Rysunek 6.18.	Diagram zmian zawartości suchej pozostałości podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	81
Rysunek 6.1.	Diagram zmian zawartości substancji organicznych wyrażonych przez ChZT-Cr podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	68	Rysunek 6.19.	Diagram zmian zawartości pozostałości po prażeniu podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	82
Rysunek 6.2.	Diagram zmian zawartości substancji organicznych wyrażonych przez ChZT-Mn podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	69	Rysunek 6.20.	Diagram zmian zawartości strat po prażeniu podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	82
Rysunek 6.3.	Diagram zmian zawartości substancji organicznych wyrażonych przez ChZT-Cr i ChZT-Mn w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	70	Rysunek 6.21.	Diagram zmian zawartości pozostałości po prażeniu i suchej pozostałości w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	83
Rysunek 6.4.	Diagram zmian zawartości azotu ogólnego podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	70	Rysunek 6.22.	Diagram zmian zawartości suchej masy organicznej i całkowitej ilości wydzielonego biogazu w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	84
Rysunek 6.5.	Diagram zmian zawartości azotu amonowego podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	71	Rysunek 6.23.	Diagram zmian całkowitej ilości wydzielającego się biogazu podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	85
Rysunek 6.6.	Diagram zmian zawartości azotu azotynowego podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	72	Rysunek 6.24.	Diagram zmian zawartości substancji organicznych oznaczonych jako ChZT-Cr podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym – dynamicznym	86
Rysunek 6.7.	Diagram zmian zawartości azotu azotanowego podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	73	Rysunek 6.25.	Diagram zmian zawartości substancji organicznych w cieczy nadosadowej oznaczonych jako ChZT-Mn podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym – dynamicznym	87
Rysunek 6.8.	Diagram zmian zawartości azotu ogólnego i azotu amonowego w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	73	Rysunek 6.26.	Diagram zmian zawartości azotu ogólnego podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym – dynamicznym	87
Rysunek 6.9.	Diagram zmian zawartości azotu azotynowego i azotu azotanowego w osadach zmieszanych w równej proporcji podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	74	Rysunek 6.27.	Diagram zmian zawartości azotu amonowego podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym – dynamicznym	88
Rysunek 6.10.	Diagram zmian zawartości lotnych kwasów tłuszczowych podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	75	Rysunek 6.28.	Diagram zmian zawartości azotu azotynowego podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym – dynamicznym	89
Rysunek 6.11.	Diagram zmian zawartości zasadowości ogólnej podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	76	Rysunek 6.29.	Diagram zmian zawartości azotu azotanowego podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym – dynamicznym	89
Rysunek 6.12.	Diagram zmian ilorazu zawartości lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	77	Rysunek 6.30.	Diagram średnich zmian zawartości lotnych kwasów tłuszczowych w osadach komunalnych podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym – dynamicznym	90
Rysunek 6.13.	Diagram zmian zawartości kwasowości podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	77			
Rysunek 6.14.	Diagram zmian zawartości odczynu podczas fermentacji metanowej w układzie nieprzepływowym – statycznym	78			

Rysunek 6.31.	Diagram zmian średnich wartości odczynu podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym – dynamicznym	91
Rysunek 6.32.	Diagram zmian średnich wartości suchej pozostałości podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym – dynamicznym	92
Rysunek 6.33.	Diagram zmian średniej zawartości pozostałości po prażeniu podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym – dynamicznym	93
Rysunek 6.34.	Diagram zmian średnich zawartości strat po prażeniu w analizowanych osadach podczas fermentacji metanowej w układzie przepływowym – dynamicznym	94
Rysunek 6.35.	Diagram całkowitej ilości wydzielanego biogazu podczas fermentacji metanowej dla gnojowicy w układzie przepływowym – dynamicznym	95
Rysunek 7.1.	Schemat wyznaczania indeksu efektywności	103
Rysunek 7.2.	Algorytm obliczenia indeksu efektywności	106
Rysunek 7.3.	Diagram zmian indeksów efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych w procentach w zależności od czasu trwania procesu fermentacji dla analizowanych rodzajów osadów	108
Rysunek 7.4.	Zmiany indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych dla różnej proporcji gnojowicy i osadów ze ścieków mleczarskich przy zerowym udziale osadów ze ścieków komunalnych	109
Rysunek 7.5.	Zmiany indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych dla różnej proporcji gnojowicy i osadów ze ścieków mleczarskich przy 30% udziale osadów ze ścieków komunalnych	110
Rysunek 7.6.	Zmiany indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych dla różnej proporcji gnojowicy i osadów ze ścieków mleczarskich przy 60% udziale osadów ze ścieków komunalnych	111
Rysunek 7.7.	Zmiany indeksu efektywności procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych dla różnej proporcji gnojowicy i osadów ze ścieków mleczarskich przy 90% udziale osadów ze ścieków komunalnych	111
Rysunek 7.8.	Zależność pomiędzy indeksem efektywności a indeksem oczekiwanym	112
Rysunek 7.9.	Zmiany indeksu efektywności w trzech komorach doświadczalnych	114
Rysunek 7.10.	Porównanie indeksu efektywności z ubytkiem suchej masy organicznej osadów	115
Rysunek 7.11.	Porównanie indeksu efektywności z ubytkiem ChZT-Cr osadów	116

