

**BARTŁOMIEJ MACHERZYŃSKI, MARIA WŁODARCZYK-
MAKUŁA, AGNIESZKA TUREK, ANNA NOWACKA***

OCENA MOŻLIWOŚCI KO-FERMENTACJI OSADÓW KOKSOWNICZYCH I KOMUNALNYCH

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące zmian właściwości fizyczno-chemicznych podczas procesu kofermentacji osadów koksowniczych z komunalnymi. Proces prowadzono w temperaturze 37°C przez 20 dób dla trzech mieszanin osadów. Mieszanina osadów surowych i nadmiernych zaszczipionych przefermentowanym stanowiła próbkę kontrolną. Pozostałe dwie próbki to w/w mieszaniny z dodatkiem osadów koksowniczych w ilości 5% i 15% v/v. Stopień rozkładu substancji organicznych wynosił 28% w osadach kontrolnych oraz 27% i 24% odpowiednio w osadach z dodatkiem 5% i 15% osadów koksowniczych. Podczas fermentacji osadów kontrolnych sumaryczna ilość biogazu sięgała 5727 cm³/dm³. Gdy do osadów wprowadzono 5% osadów koksowniczych sumaryczna produkcja biogazu wynosiła 5126 cm³/dm³, natomiast w przypadku, gdy do osadów wprowadzono 15% osadów przemysłowych, sumaryczna produkcja biogazu była najmniejsza i nie przekraczała 3700 cm³/dm³.

Słowa kluczowe: kofermentacja, komunalne osady ściekowe, osady koksownicze, biogaz

WSTĘP

Oczyszczanie ścieków związane jest z powstawaniem osadów różniących się właściwościami fizyczno-chemicznymi. Ilość powstających osadów zależy między innymi od charakterystyki ilościowo-jakościowej ścieków oraz sposobu ich oczyszczania. Skład osadów ściekowych jest odmienny w przypadku różnych systemów kanalizacji i zależy od ilości i właściwości fizyczno-chemicznych ścieków przemysłowych [Sadecka i in. 2011]. W zakładach koksowniczych ilość powstających osadów zależy od ilości węgla poddawanego obróbce. Źródłem ścieków jest głównie oczyszczanie gazu koksowniczego

* Politechnika Częstochowska, Katedra Chemii, Technologii Wody i Ścieków

i odzysku użytecznych składników, dlatego osady ściekowe są wysokoobciążone organicznymi i nieorganicznymi składnikami tego gazu. Wśród zanieczyszczeń wymienia się takie jak: fenole, substancje smoliste i olejowe, węglowodory alifatyczne i aromatyczne, chlorowcopochodne organiczne oraz amoniak, cyjanki, rodanki, siarkowodór, tiosiarczany, siarczany i chlorki [Bartkiewicz 2008, Macherzyński i in. 2012].

Od 1 stycznia 2013 r. uległy zmianie przepisy dotyczące warunków składowania osadów ściekowych. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki (Dz.U. Nr 121, poz. 832, 2007), deponowane mogą być osady odpowiednio przetworzone, w których zawartość suchej masy organicznej nie przekracza 5% oraz wartość opałowa jest mniejsza od 6MJ/kg [Bień i in. 2011, Gromiec i Koć 2009]. Krajowy Plan Gospodarki Odpadami (KGPO) zakłada zwiększenie ilości przetwarzanych komunalnych osadów ściekowych zanim zostaną wprowadzone do środowiska, szersze zastosowanie metod termicznych i maksymalne wykorzystanie substancji biogenych zawartych w osadach. Według KGPO do 2014 r. ilość wytwarzanych osadów wyniesie 651 tys. Mg s.m., natomiast do 2022 r. ich ilość może zwiększyć się do 746 tys. Mg s.m. [KPGO 2014]. Przystąpienie Polski do Unii Europejskiej związane jest z kolejnymi wymogami określonymi w Dyrektywie Rady w sprawie ochrony środowiska (86/278/EWG). W Dyrektywie tej zawarte są informacje dotyczące warunków, jakie muszą spełniać osady, aby mogły być wykorzystane w rolnictwie. Planowane zmiany dotyczą wprowadzenia konieczności analizowania oprócz metali ciężkich i patogenów także mikrozanieczyszczeń organicznych takich jak WWA, PCB, AOX, DEHP, NPE, LAS [DYREKTYWA RADY 86/278/EWG].

Obecnie w dużych oczyszczalniach ścieków najczęściej stosowanym procesem unieszkodliwiania osadów jest beztlenowa stabilizacja biologiczna [Sieciechowicz 2009, Janosz-Rajczyk (red.) 2008]. Podczas mineralizacji biodegradowalnych substratów organicznych następuje poprawa zdolności do odwadniania i zmniejszenie ilości organizmów patogennych. Uważa się, że fermentacja jest prawidłowo prowadzona, gdy w osadzie przefermentowanym związki organiczne stanowią od 45 do 55%. Od składu fermentowanego substratu zależy ilość powstającego biogazu oraz jego skład. Zawartość metanu w biogazie waha się od 50 do 84% i zależy od zawartości białek, węglowodanów i tłuszczów w osadach poddawanych fermentacji [Myszograj 2011, Athanasoulia i in. 2012, Bień 2007, Nges i Liu 2010]. Oprócz rodzaju substratu, przebieg procesu fermentacji zależy także od temperatury, pH, czasu trwania procesu, obecności substancji toksycznych, obciążenia substratowego komory, stężenia składników łatwo przyswajalnych dla mikroorganizmów oraz odpowiednich warunków ich rozwoju [Podedworna i Umiejewska 2008, Jędrzak i Królik 2011, Sadecka i Myszograj 2004]. W oczyszczalniach miejskich, proces fermentacji osadów przebiega zwykle bez zakłóceń, gdy skład osadów jest względnie stabilny. W przypadku wprowadzania do komory fermentacji osadów przemysłowych, zawiera-

jących składniki toksyczne dla bakterii, możliwe jest załamanie procesu. W przypadku osadów koksowniczych istnieje takie niebezpieczeństwo, co wynika z obecności wymienionych wyżej zanieczyszczeń, jakie identyfikowane są w ściekach koksowniczych. We wcześniejszych badaniach autorów stwierdzono, że osady koksownicze oraz wydzielone z nich ciecze nadosadowe charakteryzują się znaczną ilością wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (rzędu miligramów w odniesieniu do kilograma suchej masy) [Macherzyński i Włodarczyk-Makuła 2011, Macherzyński i Włodarczyk-Makuła 2012]. Z drugiej strony istnieje pilna konieczność zagospodarowania osadów koksowniczych.

Celem badań było określenie wpływu dodatku osadów koksowniczych na proces fermentacji osadów komunalnych i wyznaczenie ilości osadów koksowniczych jaką można wprowadzić do komunalnych, aby proces fermentacji przebiegał bez zakłóceń.

MATERIAŁY DO BADAŃ

Badania prowadzono z wykorzystaniem osadów pochodzących z miejskiej oczyszczalni ścieków oraz osadów pobranych z oczyszczalni ścieków koksowniczych. Oczyszczanie ścieków miejskich realizowane jest w procesach: defosfatacji, denitryfikacji oraz nityfikacji. Stabilizacja osadów prowadzona jest w wydzielonych komorach fermentacyjnych w warunkach beztlenowych. Do komór fermentacyjnych kierowana jest mieszanina osadów zagęszczonych. Mieszaninę tą stanowią osady wstępne i nadmierne zmieszane w stosunku objętościowym 4:1. Osady wstępne i nadmierne pobrano przed komorą fermentacji, natomiast osady przefermentowane z rurociągu odprowadzającego osady z zamkniętej wydzielonej komory fermentacji.

W koksowni ścieki przed doprowadzeniem do biologicznej części przepływają przez filtr żwirowy, oddzielacz smoły oraz kolumnę desorpcyjną i kierowane są do zbiornika uśredniającego. Następnie oczyszczanie ścieków prowadzone jest w procesach denitryfikacji oraz nityfikacji. Osady koksownicze pobrano ze zbiornika recyrkulatu osadów [Macherzyński i Włodarczyk-Makuła 2011]. Próbki pobierano jako chwilowe. Do badań technologicznych przygotowano następujące próbki:

- Mieszanina osadów (surowy i nadmierny) i osad przefermentowany jako inokulum – próbka kontrolna
- Mieszanina osadów komunalnych o składzie jak wyżej z dodatkiem osadów koksowniczych w ilości 5% objętości osadów - próbka badawcza (B₁)
- Mieszanina osadów komunalnych o składzie jak wyżej z dodatkiem osadów koksowniczych w ilości 15% objętości osadów - próbka badawcza (B₂).

METODYKA BADAŃ TECHNOLOGICZNYCH

Fermentację beztlenową prowadzono w szklanych bioreaktorach porcjowych (jednokrotne zasilanie). Osady inkubowano przez 20 dób w temperaturze 37°C bez dostępu światła. W celu zapewnienia odpowiedniego kontaktu pomiędzy biomasą, a substratem oraz usunięcia biogazu, zawartość reaktorów mieszano manualnie jednokrotnie w ciągu doby. Dla określenia przebiegu procesu wykonywano oznaczenia wybranych właściwości fizyczno-chemicznych osadów przed procesem oraz po 10 i 20 dobach inkubacji. W osadach oznaczano: suchą pozostałość, pozostałość po prażeniu, straty przy prażeniu oraz uwodnienie. W cieczach uzyskanych z odwirowania osadów oznaczano: pH, zasadowość (Z_M), chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT) oraz lotne kwasy tłuszczowe (LKT) [Dojlido i in. 1999]. W czasie procesu kontrolowano ciśnienie atmosferyczne oraz ciśnienie biogazu. Pomiary te wykonywano z wykorzystaniem manometru w odstępach 24-godzinnych. Korzystając z równania Boyle'a-Mariotta wyliczono dobową objętość biogazu (1.1):

$$p_A \cdot V_A = p_B \cdot V_B \quad (1.1)$$

gdzie:

p_A – ciśnienie w bioreaktorze, hPa,

V_A – objętość wolnej przestrzeni w bioreaktorze, dm³,

p_B – ciśnienie atmosferyczne, hPa,

V_B – wyliczona objętość biogazu, dm³.

Do określenia istotności zmian wybranych wskaźników fizyczno-chemicznych pod względem statystycznym wykorzystano test t-Studenta. Poziom ufności przyjęto na poziomie 0,95. Liczba określająca stopień swobody wyniosła 2 i dla tego parametru wartość teoretyczna rozkładu t-Studenta t_d wynosiła 4,303 [Zgirski i Gondko 2010].

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

W tabeli 1 przedstawiono wyniki analiz fizyczno-chemicznych osadów i cieczy nadosadowych wykonanych przed procesem fermentacji oraz po 10 i 20 dobach inkubacji. Kontrola takich wskaźników jak pH, zawartość lotnych kwasów tłuszczowych i zasadowość pozwala na ocenę poprawności przebiegu procesu fermentacji. Podczas procesu fermentacji powinien nastąpić wzrost zawartości lotnych kwasów tłuszczowych i spadek zasadowości. Wskaźnikiem stosowanym do opisu zależności tych wskaźników jest ich iloraz [Sadecka 2002].

Tab. 1. Zmiany właściwości fizyczno-chemicznych osadów ściekowych oraz cieczy nadosadowych podczas kofermentacji

Tab. 1. Changes in physico-chemical properties of sludge and supernatant during cofermentation process

Wskaźnik	Wartości wskaźników podczas fermentacji								
	Przed procesem			Po 10. dobach inkubacji			Po 20. dobach inkubacji		
	K	B ₁	B ₂	K	B ₁	B ₂	K	B ₁	B ₂
pH	7,4	7,5	7,6	8,0	8,0	8,1	8,2	8,2	7,9
Uwodnienie osadów %	97,66	97,97	98,05	97,88	97,99	98,10	97,92	98,16	98,20
Sucha pozostałość g/dm ³	21,0	20,3	19,0	20,2	18,5	17,7	16,0	15,8	15,3
Pozostałość po prażeniu (Związki mineralne) g/dm ³	8,3	7,4	6,4	7,5	6,3	6	6,8	6,4	5,7
Straty przy prażeniu (związki organiczne) g/dm ³	12,7	12,9	12,6	12,7	12,2	11,7	9,2	9,4	9,6
ChZT mg O ₂ /dm ³	2050	2070	2190	1260	1280	1320	660	730	990
LKT/ zasadowość	0,3	0,17	0,12	0,06	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02

Zakłócenie równowagi procesu objawia się zmianami LKT/zasadowości oraz pH. Zakłócenie procesu następuje podczas obniżenia wartości pH oraz wzrostu LKT/zasadowości. Przy niezakłóconym przebiegu procesu stosunek zasadowości do LKT nie powinien przekraczać 0,3 i jest korzystne jeśli przyjmuje jak najmniejszą wartość. Osad dobrze przefermentowany charakteryzuje się pH w granicach 7,2-7,8 oraz zasadowością od 3000 do 5500 mg CaCO₃/dm³, natomiast optymalny zakres LKT po procesie fermentacji powinien wynosić w granicach 100-500 mg CH₃COOH/dm³ [Janosz-Rajczyk 2008, Bień 2007, Podedworna i Umiejewska 2008].

W osadach badanych (B₁) po procesie kofermentacji zasadowość wynosiła 3745 mg CaCO₃/dm³, a stężenie lotnych kwasów tłuszczowych nie przekraczało 70 mg CH₃COOH/dm³. Podobne wartości końcowe tych wskaźników odnoto-

wano w osadach badanych (B_2), które wynosiły odpowiednio $3705 \text{ mg CaCO}_3/\text{dm}^3$ i $60 \text{ mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$. W osadach kontrolnych (K) po 20-dobowej inkubacji zasadowość była na tym samym poziomie jak i odnotowano dla osadów badanych B_1 gdyż nie przekraczała $3850 \text{ mg CaCO}_3/\text{dm}^3$. Stężenie lotnych kwasów tłuszczowych w cieczach nadosadowych wydzielonych z osadów kontrolnych po 20 dniach inkubacji wynosiła $94 \text{ mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$. Iloraz lotnych kwasów tłuszczowych do zasadowości zarówno w osadach kontrolnych, jak i badanych nie przekraczał 0,3. ChZT przed procesem w cieczach nadosadowych wydzielonych z osadów kontrolnych wynosiło $2050 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ i malało wraz z czasem trwania procesu do wartości $660 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. W osadach B_1 wartość ChZT uległa obniżeniu z 2070 do $730 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, natomiast w cieczach nadosadowych wydzielonych z osadów B_2 przed procesem wynosiła $2190 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ i zmalała do $990 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Zatem zawartość związków organicznych wyrażona wskaźnikiem ChZT w cieczach nadosadowych wydzielonych z osadów kontrolnych była najmniejsza. Podczas procesu fermentacji osadów kontrolnych procentowy ubytek ChZT wyniósł 68%, a w przypadku osadów badanych wyniósł 65% i 55% odpowiednio dla osadów B_1 i B_2 . W badaniach prowadzonych przez innych autorów zmiany wartości ChZT były w szerokim zakresie co zależało od składu i rodzaju osadów przeznaczonych do fermentacji. Przykładowo w badaniach Worwąg i wsp., ChZT przed procesem wynosiło $809 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ natomiast po procesie fermentacji malało do $490 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, czyli efektywność usunięcia wynosiła około 40% [Worwąg i in. 2010]. W badaniach prowadzonych przez Bohdziewicz wartość ChZT w cieczach nadosadowych wydzielonych z osadów przefermentowanych sięgała $1280 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ [Bohdziewicz i Kuglarz 2009]. Podczas przeprowadzonych badań zawartość substancji organicznych wyrażona wskaźnikiem ChZT w cieczach nadosadowych po procesie była stosunkowo wysoka, lecz mieściła się w zakresie podawanym w literaturze dotyczącym kofermentacji osadów komunalnych z dodatkiem przemysłowych [Janosz-Rajczyk 2008, Bień 2007, Jędrzak i Królik 2011].

Zawartość suchej masy w osadach kontrolnych przed procesem wynosiła $21,0 \text{ g}/\text{dm}^3$, a udział substancji organicznych i mineralnych stanowiły odpowiednio 39,5 i 60,5%.

W osadach przefermentowanych zawartość suchej masy wynosiła $16,0 \text{ g}/\text{dm}^3$ z czego 42,5% stanowiła pozostałość po prażeniu, a 57,5% straty przy prażeniu. W osadach badanych B_1 sucha pozostałość przed procesem wynosiła $20,3 \text{ g}/\text{dm}^3$, a po 20 dniach nastąpił spadek tego wskaźnika spowodowany ubytkiem substancji organicznych, których stężenie po procesie nie przekraczało $9,5 \text{ g}/\text{dm}^3$. Sucha pozostałość w osadzie B_2 po 20 dobach inkubacji zmalała do $15,3 \text{ g}/\text{dm}^3$. W osadzie kontrolnym mineralizacja substancji organicznych sięgała 27,6%. W osadach B_1 podczas fermentacji odnotowano ubytek substancji organicznych na poziomie 27,1%. Natomiast najmniejszy stopień rozkładu substan-

cji organicznych uzyskano dla osadów, gdzie udział osadów przemysłowych był największy (B₂) (23,8%). Udział substancji organicznych w osadzie przefermentowanym wynosił od 20 do 60%. W badaniach prowadzonych przez Fukas-Płonka i in. podczas fermentacji osadów nadmiernych uzyskano redukcję związków organicznych na poziomie 15% [Fukas-Płonka i Janik 2006]. Analizując otrzymane wyniki opisane wyżej można stwierdzić, że osady kontrolne jak i badane z dodatkiem 5% osadów koksowniczych (próbka B₁) były dobrze przefermentowane [Janosz-Rajczyk 2008, Bień 2007, Jędrzak i Królik 2011]. W tabeli 2 przedstawiono wartości wybranych parametrów procesu kofermentacji.

Tab. 2. Parametry procesu kofermentacji

Tab. 2. Process parameters of co-fermentation

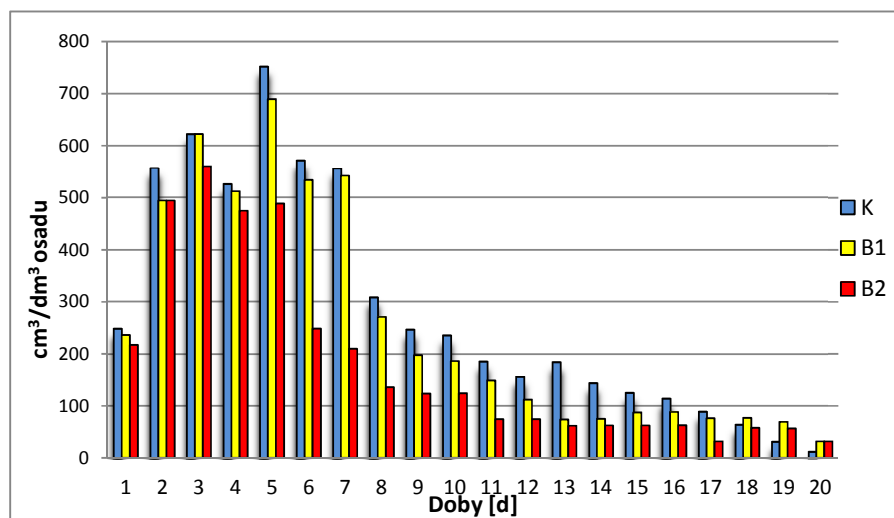
Parametr	Jednostka	K	B ₁	B ₂
Ilość biogazu z 1 g s.m.o. wprowadzonego do reaktora	dm ³ /g _{s.m.o.}	0,45	0,40	0,29
Obciążenie komory fermentacyjnej ładunkiem zanieczyszczeń	g _{s.m.o.} /dm ³ d	0,39	0,39	0,38
Stopień rozkładu substancji organicznych	%	27,6	27,1	23,8

Zależność dobowej i sumarycznej produkcji biogazu w czasie trwania procesu kofermentacji przedstawiono odpowiednio na rysunkach 1 i 2. Przebieg zmian objętości osadów podczas fermentacji w każdym przypadku nie odbiega od przebiegu produkcji biogazu podawanego w literaturze. W osadach kontrolnych wyliczono, że z 1 g_{s.m.o.} osadu wprowadzonego do reaktora otrzymano biogaz w ilości 0,45 dm³/g_{s.m.o.}. W przypadku osadów badanych B₁ i B₂ ilości te wynosiły odpowiednio 0,40 oraz 0,29 dm³/g_{s.m.o.}.

Według literatury, produkcja biogazu podczas fermentacji mezofilowej kształtuje się w granicach 0,3-0,6 dm³/g_{s.m.o.}. W przypadku osadów z dodatkiem 5% osadów koksowniczych oraz osadów kontrolnych ilość powstającego biogazu była w zakresie podawanym w literaturze.

W przypadku, gdy osad przemysłowy stanowił 15% objętości fermentowanej mieszaniny, ilość wytwarzanego biogazu była poniżej dolnej granicy wartości podawanej w literaturze. Najwyższą dobową produkcję biogazu (752 cm³/dm³) z osadu kontrolnego uzyskano w 5 dobie procesu, podobnie jak w badaniach prowadzonych przez Myszograj [Myszograj 2011]. Również w piątej dobie inkubacji największa była dobowo ilość biogazu uzyskana podczas kofermentacji osadu badanego z mniejszym udziałem osadów koksowniczych B₁ (689 cm³/dm³). Największą sumaryczną ilość biogazu, wynoszącą 5727

cm^3/dm^3 uzyskano w przypadku fermentacji osadów kontrolnych. Podczas kofermentacji osadów badanych B₁ i B₂ sumaryczna produkcja biogazu wynosiła odpowiednio 5126 oraz 3653 cm^3/dm^3 . Mniejsza ilość powstałego biogazu w osadach badanych wynika najprawdopodobniej z obecności składników trudno rozkładalnych opornych na biochemiczny rozkład w przyjętych warunkach i czasie inkubacji. Ilość tych substancji nie miała istotnego znaczenia na produkcję biogazu, gdy ilość osadów koksowniczych stanowiła 5% objętości mieszaniny. W tabeli 3 przedstawiono wartości krytyczne testu t-Studenta t_d , określające istotność dodatku różnej ilości osadów koksowniczych do osadów komunalnych na wartości podstawowych parametrów procesowych.

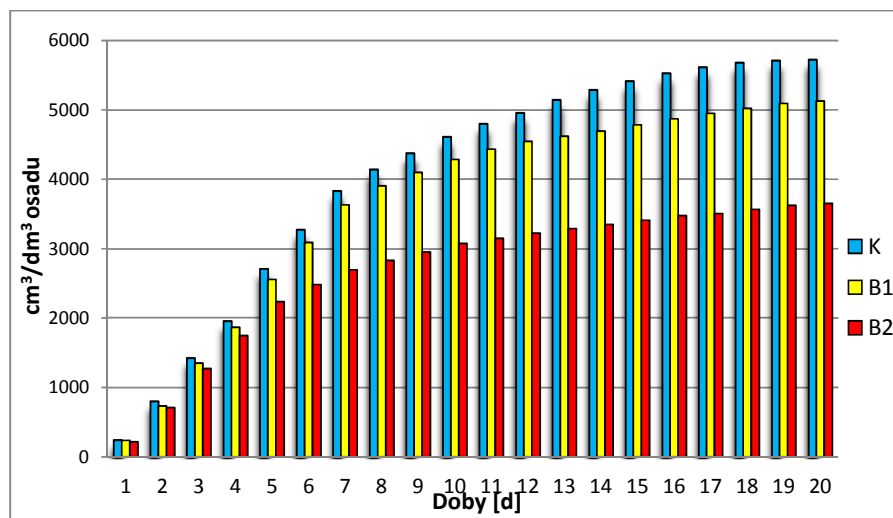


Rys. 1. Ilość biogazu powstająca podczas fermentacji
Fig. 1. Amounts of biogas produced during fermentation process

Tab. 3. Wartości rozkładu t-Studenta ($t_d=4,303$)

Tab. 3. The value of Student's t-distribution ($t_d = 4.303$)

Parametr	5% osadów koksowniczych	15% osadów koksowniczych
Sumaryczna produkcja biogazu	2,833	9,777
Stopień rozkładu substancji organicznych	0,230	1,838
Ubytek wartości ChZT	0,958	4,008



Rys. 2. Sumaryczna ilość biogazu
Fig. 2. The total of amounts of biogas

Podobnie jak w przypadku produkcji biogazu, dodatek osadów koksowniczych do komunalnych w ilości 5% nie miał istotnego (statystycznie) znaczenia na stopień rozkładu substancji organicznych oraz redukcję ChZT. Natomiast osady koksownicze wprowadzone do komunalnych w ilości 15% objętości mieszaniny miały istotne znaczenie na sumaryczną produkcję biogazu (wartość t_d była większa od wartości krytycznej). Obliczenia statystyczne wykazały, że ilość wprowadzonych osadów przemysłowych do komunalnych nie miała wpływu na stopień rozkładu substancji organicznych oraz ubytek wartości ChZT w cieczach nadosadowych. Większa ilość osadów koksowniczych miała jedynie statystycznie istotny wpływ na produkcję biogazu. Jednak otrzymany wyraźnie mniejszy ubytek związków organicznych, gdy osady przemysłowe stanowiły 15% mieszaniny, pozwala na stwierdzenie, że istnieje niebezpieczeństwo zahamowania procesu w tym przypadku. Przyczyną spadku stopnia mineralizacji oraz mniejszej produkcji biogazu mogła być obecność związków toksycznych dla mikroorganizmów jakie zostały wprowadzone do osadów komunalnych wraz z osadami koksowniczymi. W literaturze brakuje informacji odnośnie składu chemicznego osadów wydzielanych ze ścieków powstających w koksowniach. Jednak na podstawie analizy mieszanych ścieków koksowniczych (z różnych procesów technologicznych) przedstawionej przez Bartkiewicza [2008] można stwierdzić, że osady ściekowe mogą charakteryzować się zróżnicowanym składem. Zatem podobnie jak ścieki mieszane, ciecze nadosadowe będą obciążone związkami organicznymi (np. fenole, węglowodory) i nieorganicznymi (np. amoniak, cyjanki, rodanki, chlorki, siarczany siarczki). Wśród

nich znajdują się także i te (siarczki, amoniak), które wymieniane są jako związki toksyczne dla mikroflory fermentacyjnej. W ściekach stężenie amoniaku może sięgać $6,5 \text{ g/dm}^3$, siarczków – $0,6 \text{ g/dm}^3$, natomiast zawartość związków organicznych wyrażona utlenialnością – 10 g/dm^3 . Należy dodać, że macryca organiczna może zawierać różne połączenia organiczne, w tym frakcje trudnorozkładalne, których enzymatyczny rozkład jest uwarunkowany wstępnym rozpadem [Dąbrowski i Puchlik 2010]. Ponadto w osadach i cieczach nadosadowych pochodzących z koksowni mogą występować związki organiczne, których biodegradacja jest możliwa, lecz konieczna jest wstępna adaptacja mikroorganizmów. Wymagałoby to jednak wydłużenia czasu trwania procesu fermentacji. W przeprowadzonych badaniach inokulum, którymi były osady przefermentowane, pochodzący z fermentacji osadów komunalnych niezawierających składników charakterystycznych dla przemysłowych. Przykładem takich związków mogą być, oznaczane we wcześniejszych badaniach autorów, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne [Włodarczyk-Makuła i in. 2011].

WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań można sformułować następujące wnioski:

- W procesie kofermentacji osadów komunalnych z dodatkiem osadów koksowniczych stanowiących 5% objętości mieszaniny, stopień rozkładu związków organicznych i sumaryczna ilość biogazu była na tym samym poziomie jak w przypadku osadów kontrolnych.
- Podczas kofermentacji osadów komunalnych, do których wprowadzono osady koksownicze w ilości 15% uzyskano mniejszy ubytek substancji organicznych i mniejszą ilość biogazu niż w osadach kontrolnych.
- Wprowadzenie osadów koksowniczych w ilości 5% do osadów komunalnych nie wpływało istotnie na przebieg procesu fermentacji, natomiast zwiększenie ilości osadów przemysłowych do 15% spowodowało spadek wydajności biogazu oraz spadek intensywności mineralizacji substancji organicznych.

**Badania zrealizowano w ramach BS/MN-402-303/11, BS/MN-402-303/12
oraz BS/MN-402-304/12, BS-PB-402-301/11**

LITERATURA

1. SADECKA, Z.; MYSZOGRAJ, S.; SUCHOWSKA-KISIELEWICZ, M. 2011. Aspekty prawne przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego, Inżynieria Środowiska, Nr 24, 5-17.
2. BARTKIEWICZ, B. 2008. Oczyszczanie ścieków przemysłowych, Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN.
3. MACHERZYŃSKI, B.; WŁODARCZYK-MAKUŁA, M.; JANOSZ-RAJCZYK, M. 2012. Doświadczenia analityczne w oznaczaniu WWA w zanieczyszczonych matrycach, Komitet Inżynierii Środowiska PAN, Lublin, Monografia nr 100, 257-265.
4. DzU Nr 121, poz. 832, 2007, Rozporządzenie Ministra Gospodarki w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu.
5. BIENIŃ, J.; NECZAJ, E.; WORWAŃ, M.; GROSSER, A.; NOWAK, D.; MILCZAREK, M.; JANIK, M. 2011. Kierunki zagospodarowania osadów w Polsce po roku 2013, Inżynieria i Ochrona Środowiska. Nr 4, 375-384.
6. GROMIEC, M.; KOĆ J. 2009. Zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych po 2013, Wodociągi-Kanalizacja. Nr 9, 24-26.
7. Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2014.
8. 86/278/EWG DYREKTYWA RADY w sprawie ochrony środowiska, w szczególności gleby, w przypadku wykorzystywania osadów ściekowych w rolnictwie.
9. SIECIECHOWICZ, A. 2009. Właściwości osadów ściekowych z oczyszczalni miejskich. Wodociągi-Kanalizacja. Nr 7, 30-33.
10. PRACA ZBIOROWA pod redakcją JANOSZ-RAJCZYK, M. 2008. Badania wybranych procesów oczyszczania ścieków, Częstochowa, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
11. MYSZOGRAJ, S. 2011. Produkcja metanu wskaźnikiem oceny biodegradowalności substratów w procesie fermentacji metanowej. Rocznik Ochrony Środowiska, Nr 13, 1245-1260.
12. ATHANASOULIA, A.; MELIDIS, P.; AIVASIDIS, A. 2012. Optimization of biogas production from waste activated sludge through serial digestion. Renewable Energy. Nr 47, 147-151.
13. BIENIŃ, J. 2007. Osady ściekowe. Teoria i praktyka, Częstochowa, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
14. NGES, I.; LIU, J. 2010. Effects of solid retention time on anaerobic digestion of dewatered-sewage sludge in mesophilic and thermophilic conditions. Renewable Energy. Nr 35, 2200-2206.
15. LUOSTARINEN, S.; LUSTE, S.; SILLANPÄÄ, M. 2009. Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage

- sludge with grease trap sludge from a meat processing plant. *Bioresource Technology*. Nr 100, 79-85.
16. PODEDWORNA, J.; UMIEJEWSKA, K. 2008. Technologia osadów ściekowych. Warszawa, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.
 17. JĘDRZAK, A.; KRÓLIK D. 2011. Wpływ rozdrobienia makulatury oraz odpadów kuchennych na wydajność procesu fermentacji metanowej. *Rocznik Ochrony Środowiska*. Nr 13, 619-634.
 18. SADECKA, Z; MYSZOGRAJ, S. 2004. Toksyczność i rozkład fenitrotonu w procesie fermentacji metanowej osadów ściekowych, *Rocznik Ochrony Środowiska*, Nr 14, 171-187.
 19. MACHERZYŃSKI, B.; WŁODARCZYK-MAKUŁA, M. 2011. Ekstrakcja WWA z osadów wydzielonych ze ścieków koksowniczych, *Inżynieria i Ochrona Środowiska*. Nr 14, 333-343.
 20. MACHERZYŃSKI, B; WŁODARCZYK-MAKUŁA, M. 2012. Przygotowanie próbek cieczy osadowych (przemysłowych) do oznaczania wybranych WWA, *Laboratoria, Aparatura, Badania*. Nr 2, 27-30.
 21. DOJLIDO, J.; DOŻAŃSKA, W.; HERMANOWICZ, W.; KOZIOROWSKI, B.; ZERBE, A. 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków, Warszawa, Arkady.
 22. ZGIRSKI, A.; GONDKO, R. 2010. Obliczenia biochemiczne, Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN
 23. SADECKA, Z. 2002. Toksyczność i biodegradacja insektycydów w procesie fermentacji metanowej osadów ściekowych, Zielona Góra, Redakcja Wydawnictw Naukowo-Technicznych Uniwersytetu Zielonogórskiego
 24. WORWAŁ, M.; BIENI, J.; ZAWIEJA, I. 2010. Zespoły mikroorganizmów w procesach beztlenowej stabilizacji, *Proceedings of ECOpole*, Nr 2, 515-522.
 25. BOHDZIEWICZ. J.; KUGLARZ, M. 2009. Kofermentacja bioodpadów komunalnych i osadów ściekowych, *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, Nr 38, 36-43.
 26. FUKAS-PŁONKA, Ł.; JANIK, M. 2006. Fermentacja osadów nadmiernych, *EkoTechnika*, Nr 1, 52-56.
 27. DĄBROWSKI, W.; PUCHLIK, M. 2010. Udział frakcji ChZT w ściekach mleczarskich w oczyszczalni stosującej intensywne usuwanie związków węgla, azotu i fosforu, *Rocznik Ochrony Środowiska*, Nr 44, 735-746.
 28. WŁODARCZYK-MAKUŁA, M.; KALAGA, M.; KUPIGROCH, M.; SMOL, M. 2011. Oznaczanie WWA w ściekach koksowniczych, *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, Nr 3, 267-274.

EVALUATION OF THE POSSIBILITY OF CO-FERMENTATION COKE SLUDGE AND MUNICIPAL SLUDGE

S u m m a r y

The paper presents results of research on changes in the physico-chemical properties during co-fermentation process of coke and municipal sludges. The process was carried out at 37°C for 20 days, for the three mixtures of sludge. The mixture of raw sludge and excessive sludge inoculated with fermented sludge was a control sample. The other two samples are mixtures with the addition of coke sludge in the amount of 5% (B₁) and 15% (B₂). The degree of decomposition of organic matter was 28% for control sludges and 27% and 24%, respectively, for sludge B₁ and B₂. The largest summary production of biogas was obtained for the control sludges (5727 cm³/dm³). In the reactor, to which a 5% of coke sludge was introduced the total production was lower and amounted 5126 c³/dm³. In the case, when a 15% of coke sludge was introduced total biogas production amounted 3653 cm³/dm³.

Key words: co-fermentation, sewage sludge, coke sludge, biogas