

Ewelina NOWICKA<sup>1</sup>, Alicja MACHNICKA<sup>1</sup> i Klaudiusz GRÚBEL<sup>1</sup>

## WYKORZYSTANIE SUCHEGO LODU DO DEZINTEGRACJI OSADU CZYNNEGO NADMIERNEGO W CELU INTENSYFIKACJI PROCESU FERMENTACJI METANOWEJ

### IMPROVING OF ANAEROBIC DIGESTION BY DRY ICE DISINTEGRATION OF SURPLUS ACTIVATED SLUDGE

**Abstrakt:** Jednym z podstawowych problemów występujących w układach przeróbki osadów ściekowych jest zwiększenie dostępności i podatności substancji organicznych na biodegradację, co można osiągnąć poprzez dezintegrację osadu. W pracy wykorzystano dezintegrację osadu nadmiernego suchym lodem oraz określono jej wpływ na uwalnianie materii organicznej i na efektywność fermentacji metanowej wyrażonej produkcją biogazu. Zamrażanie/rozmarzanie osadu suchym lodem powodowało wzrost wartości ChZT<sub>Cr</sub> o 520 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, a stopień dezintegracji SD wyniósł 49%. W wyniku destrukcji osadu za pomocą suchego lodu do cieczy nadosadowej zostały również uwolnione proteiny oraz węglowodany, co świadczyło o skuteczności procesu. Stężenia tych parametrów wyniosły odpowiednio 265 i 53 mg/dm<sup>3</sup>. Poddanie fermentacji mieszanki: osadu zdeintegrowanego w objętości 30%, osadu niezdeintegrowanego w objętości 40 i 30% osadu przefermentowanego spowodowało wzrost wydajności produkcji biogazu o 49%.

**Słowa kluczowe:** suchy lód, ChZT<sub>Cr</sub>, proteiny, węglowodany, fermentacja metanowa, biogaz

#### Wstęp

Osady powstające w procesie oczyszczania ścieków muszą być poddane procesom przeróbki, mającym na celu zmniejszenie ich objętości oraz pozabawienie szkodliwego oddziaływania na środowisko. Do procesów umożliwiających takie działania zalicza się głównie: obróbkę cieplną, odwadnianie, stabilizację tlenową oraz fermentację metanową.

Stabilizacja beztlenowa jest powszechną metodą stosowaną w utylizacji osadów ściekowych, przebiegającą w czterech fazach, tj.: hydrolizy - enzymy zewnątrzkomórkowe rozkładają nierozpuszczalne związki organiczne do związków rozpuszczalnych w wodzie; acidogenezy - bakterie kwasowe rozkładają powstałe związki rozpuszczalne do prostych kwasów organicznych, wodoru i ditlenku węgla; acetogenezy - rozkład związków organicznych do kwasu octowego; metanogenezy - rozkład octanów i kwasu octowego do metanu i ditlenku węgla. Produktem gazowym fermentacji jest biogaz, składający się z metanu w 55-75% i ditlenku węgla w 24-25% [1, 2].

Faza hydrolityczna jest etapem limitującym fermentację beztlenową, przez co dostarczenie na tym etapie łatwo rozkładalnych produktów wpływa na przyspieszenie tej fazy oraz intensyfikuje cały proces fermentacji. Otrzymanie i dostarczenie łatwo przyswajalnych związków osiągnąć można poprzez zastosowanie procesu dezintegracji. Do obecnie stosowanych metod dezintegracji należą: metody fizyczne [3-7], chemiczne [8-10] lub biologiczne [11-13] oraz termiczne [14-16]. Techniki te są różne, ale ich wspólnym celem jest częściowe lub całkowite rozerwanie komórek mikroorganizmów, tzn.

<sup>1</sup> Zakład Mikrobiologii i Biotechnologii Środowiskowej, Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, ul. Willowa 2, 43-309 Bielsko-Biała, tel. 33 827 91 57, email: enowicka@ath.bielsko.pl

\*Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole'13, Jarnottówek, 23-26.10.2013

zniszczenie ściany i/lub błony komórkowej bakterii, uwolnienie substancji wewnątrzkomórkowych do cieczy nadosadowej oraz zapoczątkowanie i zwiększenie stopnia biologicznej degradacji.

Jedną z metod destrukcji mikrobiologicznej struktury kłaczków jest zamrażanie/rozmarzanie. Proces ten powszechnie występuje w przyrodzie i polega na przejściu fazowym substancji ciekłej w stan stały. Podstawowym następstwem jakościowym zamrażania i krystalizacji jest zmiana struktury substancji ulegającej zamrożeniu, a także ubytek masy w wyniku parowania, czego skutkiem jest zmiana właściwości zamrażanego medium. W oczyszczalniach komunalnych proces ten wykorzystywany jest m.in. do odwadniania osadów ściekowych [17], który dokonuje się poprzez wydzielenie frakcji stałych i ciekłych w trakcie powstawania kryształków lodu. Stwierdzono również, że mechanizm zamrażania sprzyja przekształceniu kłaczków w postać bardziej zwartą, zbitą [18-20].

Podstawowe mechanizmy zamrażania/rozmarzania osadów ściekowych, stosowane jako metoda kondycjonowania osadów przed beztlenową stabilizacją, budzą coraz większe zainteresowanie ze względu na możliwość redukcji bakterii chorobotwórczych, zmniejszenia biomasy osadów oraz zwiększenia produkcji biogazu [21, 22].

Aspektem zamrażania i rozmarzania osadów ściekowych jest rodzaj czynnika wymrażającego. Poszukuje się nowych metod, pozwalających uzyskać wysoki stopień dezintegracji przy zminimalizowaniu nakładów energetycznych, co pozwoliłoby włączyć je w ciąg technologii oczyszczania ścieków. Na tej podstawie nasunęło się rozwiązanie, dotyczące zastosowania suchego lodu jako innowacyjnej metody udoskonalenia procesu dezintegracji termicznej i fermentacji metanowej osadu czynnego nadmiernego.

Stały ditlenek węgla, czyli suchy lód, to naturalny produkt, powstający w wyniku rozprężania ciekłego ditlenku węgla. Suchy lód jest niestabilny w temperaturze powyżej minus 78,5°C, a podczas ogrzewania nie topi się, lecz sublimuje bezpośrednio do postaci gazowej CO<sub>2</sub> [23]. Jest nietoksyczny, niepalny, bezwodny oraz nie posiada smaku ani zapachu. Jest wykorzystywany m.in. w chłodnictwie jako dodatek do żywności (zapobiegając ich utlenianiu) według Dyrektywy Europejskiej 96/77/EC, a także w pracach naukowo-badawczych jako katalizator lub składnik mieszanek o niskich temperaturach [24, 25].

## **Materiał i metoda**

Materiałem doświadczalnym był osad czynny nadmierny pobierany z oczyszczalni ścieków, stosującej zaawansowane procesy biologicznego oczyszczania ścieków, polegające na równoczesnym usuwaniu związków organicznych oraz związków azotu i fosforu. W chwili obecnej oczyszczalnia posiada wydajność 90 tys. m<sup>3</sup>/d, natomiast w okresie intensywnych opadów jest dostosowana do oczyszczania zwiększonej ilości ścieków w granicach 124 tys. m<sup>3</sup>/d, czas zatrzymania ścieków ok. 14 dni, a stężenie osadu czynnego w bioreaktorze 4320-4640 mg/dm<sup>3</sup>.

### *Termiczna dezintegracja*

Do dezintegracji osadu nadmiernego zastosowano suchy lód w stosunkach objętościowych do osadu czynnego: 0,25:1; 0,5:1; 0,75:1; 1:1.

### *Analiza chemiczna*

Próby osadu czynnego nadmiernego niepoddanego procesowi dezintegracji termicznej jak też po procesie analizowano chemicznie, wykonując oznaczenia takich parametrów, jak: wartość chemicznego zapotrzebowania na tlen metodą dwuchromianową ( $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$ ) oraz stężenia protein i węglowodanów. Analizy  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  i protein zrealizowano w oparciu o metodykę zawartą w Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 20<sup>th</sup> Edition [26], a węglowodanów według metody Anthrona [27]. W badaniach wykorzystano Spektrofotometr firmy DR LANGE Xion 500.

### *Stopień dezintegracji*

W celu uzyskania stopnia rozpadu kłaczków osadu Kunz i Wagner [28] zaproponowali współczynnik określany jako stopień rozdrobnienia (dezintegracji) (SD). Następnie współczynnik ten został zmodyfikowany przez Müllera [29] i w niniejszym opracowaniu został on zaprezentowany w następujący sposób [30]:

$$\text{SD} = [(\text{ChZT}_{\text{Cr1}} - \text{ChZT}_{\text{Cr2}}) / (\text{ChZT}_{\text{Cr3}} - \text{ChZT}_{\text{Cr2}})] \cdot 100(\%) \quad (1)$$

gdzie: SD - stopień dezintegracji,  $\text{ChZT}_{\text{Cr1}}$  - stężenie w próbce zdeintegrowanej termicznie,  $\text{ChZT}_{\text{Cr2}}$  - stężenie w próbce rzeczywistej,  $\text{ChZT}_{\text{Cr3}}$  - stężenie w próbce po chemicznej dezintegracji.

Chemiczną dezintegrację próbki przeprowadzono, dodając NaOH 1M do badanego medium w stosunku 1:2. Po dodaniu wodorotlenku sodu próbkę podgrzewano przez 10 minut w temperaturze 90°C.

### *Fermentacja metanowa*

Analiza wpływu procesu dezintegracji termicznej suchym lodem na efekt fermentacji beztlenowej osadu czynnego nadmiernego prowadzona była z wykorzystaniem termostatowych ( $35 \pm 1^\circ\text{C}$ ) komór doświadczalnych. Komory wypełniono mieszaniną osadu niezdeintegrowanego i prefermentowanego oraz z udziałem objętościowym (20, 30, 40, 50 i 70%) osadu poddanego dezintegracji suchym lodem (dla stosunku objętościowego suchego lodu do osadu 1:1), tj.:

Fermenter 1 - 70% osad niezdeintegrowany (ON) + 30% osad prefermentowany jako inoculum (OP),

Fermenter 2 - 50%ON + 30%OP + 20% osad zdeintegrowany suchym lodem (ODSL),

Fermenter 3 - 40%ON + 30%OP + 30%ODSL,

Fermenter 4 - 30%ON + 30%OP + 40%ODSL,

Fermenter 5 - 20%ON + 30%OP + 50%ODSL,

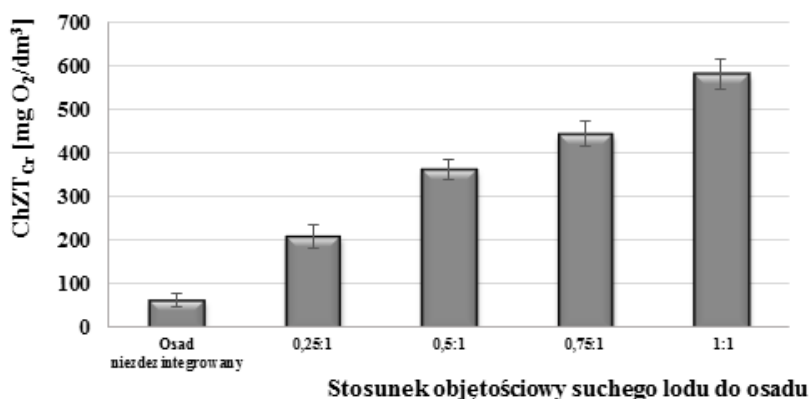
Fermenter 6 - 30%OP + 70%ODSL.

W trakcie fermentacji systematycznie mierzono objętość powstającego biogazu.

Celem przeprowadzonych badań jest przedstawienie możliwości wykorzystania destrukcyjnego działania suchego lodu na osad czynny nadmierny oraz wykazanie jego wpływu na poprawę efektywności fermentacji metanowej, objawiającej się produkcją biogazu. Przedstawione wyniki zrealizowano w 5 powtórzeniach, z których wyliczono średnią arytmetyczną i odchylenie standardowe (program STATISTICA 6.0).

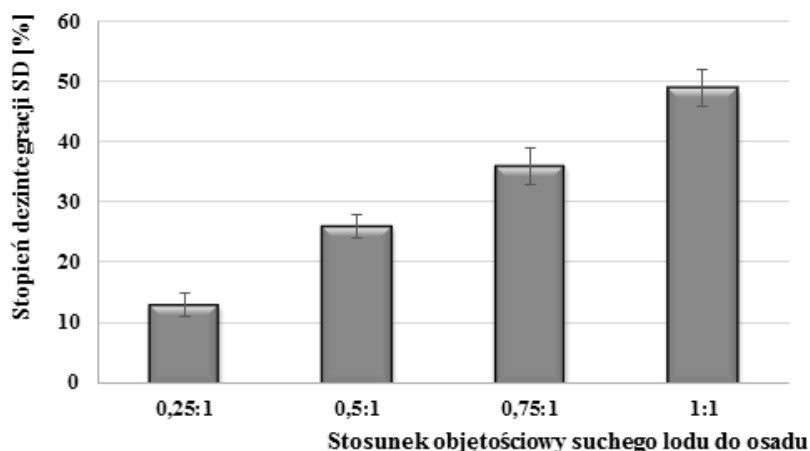
## Wyniki i dyskusja

Zniszczenie komórek bakteryjnych w wyniku działania suchym lodem doprowadziło do wprowadzenia do roztworu związków organicznych mikroorganizmów, których uwalnianie wykazano na podstawie zmian wartości  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  w fazie płynnej osadu. Podczas destrukcji osadu nadmiernego zaobserwowano zwiększające się wartości  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  w cieczy nadosadowej w zależności od dawki objętościowej suchego lodu do osadu. Dezintegracja termiczna dla stosunku objętościowego suchego lodu do osadu 0,25:1 doprowadziła do wzrostu  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  z wartości początkowej  $63 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$  do wartości  $210 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ . Dalsze zwiększanie dawki suchego lodu do objętości osadu aż do stosunku 1:1 spowodowało zwiększenie wartości  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  9-krotnie (rys. 1).



Rys. 1. Wpływ dawki objętościowej suchego lodu na zmianę wartości  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  w fazie płynnej osadu czynnego nadmiernego

Fig. 1. Changes of value of COD in supernatant of surplus activated sludge with increase of volume of dry ice



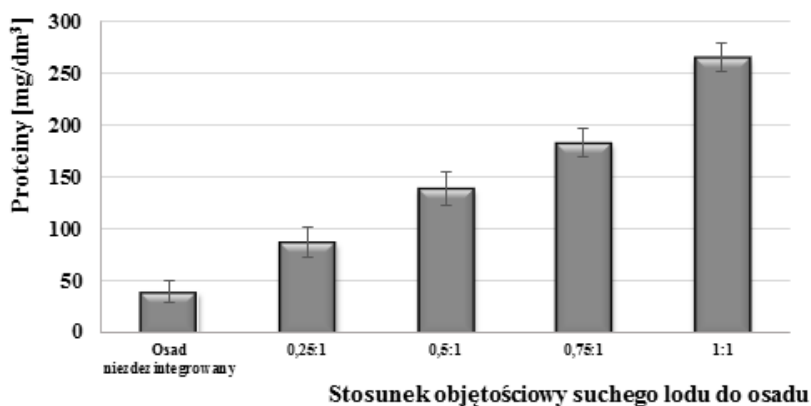
Rys. 2. Zmiana stopnia dezintegracji SD osadu czynnego nadmiernego

Fig. 2. Changes of degree of disintegration with increase of volume of dry ice

Dezintegrując termicznie osad nadmierny za pomocą suchego lodu, następowało uwalnianie materii organicznej, co zostało wyrażone zmianą wartości ChZT w cieczy nadosadowej (rys. 1). Zgodnie z oczekiwaniami, wraz ze wzrostem dawki zestalonego CO<sub>2</sub> wzrastał stopień dezintegracji (SD) prób wyliczony według zależności (1).

Na rysunku 2 przedstawiono zmianę stopnia dezintegracji, gdzie w wyniku niszczącego działania suchego lodu na strukturę kłaczków osadu w stosunku objętościowym suchego lodu do osadu 0,25:1 stopień dezintegracji SD uległ zwiększeniu z wartości początkowej 13 do 26% (rys. 2). Dalszy wzrost objętości dawek suchego lodu (0,5:1; 0,75:1; 1:1) był przyczyną podwyższenia SD do wartości 49% (rys. 2).

Analogicznie do przyrostu wartości ChZT<sub>Cr</sub> nastąpiło znaczące uwolnienie protein (rys. 3). Wzrost stężenia białek związany był z destrukcyjnym działaniem suchego lodu na komórki drobnoustrojów oraz wprowadzeniem do roztworu enzymów i białek strukturalnych. Przy dezintegracji osadu w stosunku objętościowym suchego lodu do osadu 0,25:1 stężenie białek w fazie płynnej osadu wzrosło z 39 do 87 mg/dm<sup>3</sup> (rys. 3). Zwiększając objętość suchego lodu do osadu w stosunku 1:1, stężenie protein osiągnęło wartość 265 mg/dm<sup>3</sup> (rys. 3).



Rys. 3. Wpływ dawki objętościowej suchego lodu na zmianę stężenia protein w cieczy nadosadowej

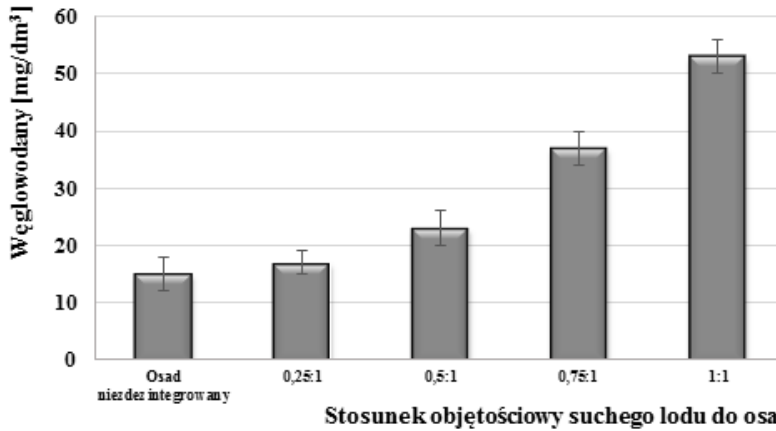
Fig. 3. Changes of proteins concentrations in supernatant of surplus activated sludge with increase of volume of dry ice

Skuteczność procesu destrukcji została wyrażona również poprzez określenie stężenia węglowodanów w fazie płynnej osadu poddanego zamrażaniu/rozmarzaniu. Dezintegracja osadu nadmiernego suchym lodem doprowadziła do wzrostu stężenia węglowodanów w fazie płynnej osadu z wartości początkowej 15 mg/dm<sup>3</sup> dla osadu niezdezintegrowanego do wartości 53 mg/dm<sup>3</sup> dla stosunku objętościowego suchego lodu do osadu 1:1 (rys. 4). Tak więc, rozpad kłaczków osadu i komórek mikroorganizmów skutkowało uwolnieniem materii organicznej do cieczy nadosadowej, wyrażonej wzrostem wartości ChZT<sub>Cr</sub>, stężeniem protein i węglowodanów (rys. 1, 3 i 4).

Miarą efektywności procesu fermentacji osadów jest m.in. produkcja biogazu.

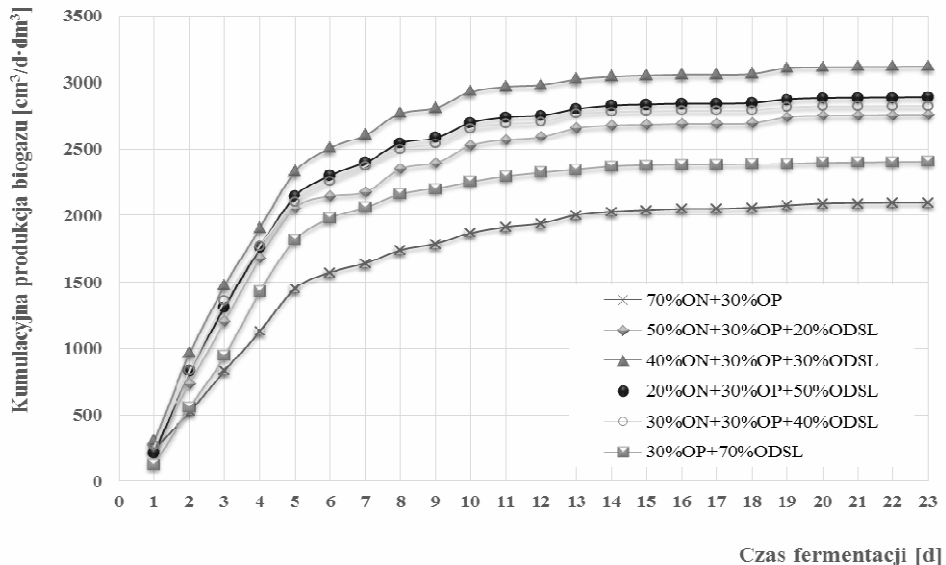
Zrealizowane badania zmierzały do oceny intensyfikacji procesu stabilizacji beztlenowej osadu czynnego nadmiernego przez dodatek osadu niezdezintegrowanego,

osadu przefermentowanego (30% objętościowo w każdej próbce) oraz osadu poddanego dezintegracji suchym lodem (20, 30, 40, 50 i 70%) dla stosunku objętościowego suchego lodu do osadu 1:1.



Rys. 4. Zmiana stężenia węglowodanów przed i po dezintegracji termicznej osadu czynnego nadmiernego

Fig. 4. Changes of carbohydrates concentrations in supernatant of surplus activated sludge with increase of volume of dry ice



Rys. 5. Wpływ udziału objętościowego osadu czynnego nadmiernego poddanego dezintegracji termicznej na produkcj biogazu

Fig. 5. The influence of the volume of disintegrated surplus activated sludge by dry ice on biogas production

Rysunek 5 przedstawia zmiany produkcji biogazu po 23 dobach fermentacji. Porównując otrzymane wyniki, można stwierdzić, że w przypadku fermentacji osadu zdeintegrowanego w objętości 70% nastąpiła mniejsza produkcja biogazu ( $2408 \text{ cm}^3/\text{d}\cdot\text{dm}^3$ ) aniżeli w próbach z udziałem 40% ( $2826 \text{ cm}^3/\text{d}\cdot\text{dm}^3$ ) i 50% ( $2890 \text{ cm}^3/\text{d}\cdot\text{dm}^3$ ) objętościowo osadu nadmiernego po termicznej destrukcji. Niska produkcja biogazu spowodowana jest najprawdopodobniej zbyt wysokim ładunkiem materii organicznej wprowadzonym do komory fermentacyjnej. Próba z udziałem 30% objętościowo wyprodukowała  $3124 \text{ cm}^3/\text{d}\cdot\text{dm}^3$  biogazu, co daje 49% wzrost w stosunku do próby porównawczej (rys. 5).

Udział objętościowy zdeintegrowanego osadu czynnego nadmiernego wskutek dezintegracji suchym lodem przyczynił się do zdecydowanie intensywniejszej produkcji biogazu w porównaniu do produkcji biogazu z próby rzeczywistej. Otrzymane wyniki pozwalają stwierdzić, że wprowadzenie do reaktora fermentacyjnego niewielkiej części zdeintegrowanego zestalonym ditlenkiem węgla osadu nadmiernego może w znaczący sposób zintensyfikować i podnieść efektywność procesu stabilizacji beztlenowej.

## Wnioski

1. Dezintegracja osadu nadmiernego suchym lodem powodowała uwolnienie materii organicznej wyrażonej wartością  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$ . W cieczy nadosadowej osadu nadmiernego, niepoddanego dezintegracji suchym lodem, wartość  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  wynosiła  $63 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ , a po dezintegracji suchym lodem dla stosunku objętościowego suchego lodu do osadu 1:1 wartość  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  wzrosła o  $520 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ .
2. Wraz ze wzrostem dawki suchego lodu zwiększył się stopień dezintegracji SD i dla stosunku objętościowego suchego lodu do osadu nadmiernego 1:1 osiągnął 49%.
3. W wyniku dezintegracji osadu nadmiernego suchym lodem nastąpiło zniszczenie struktur komórkowych mikroorganizmów, a tym samym wzrost stężenia białek i węglowodanów w cieczy nadosadowej. Dla stosunku objętościowego suchego lodu do osadu 1:1 stężenie białek wyniosło  $265 \text{ mg}/\text{dm}^3$ , a stężenie węglowodanów osiągnęło wartość  $53 \text{ mg}/\text{dm}^3$ .
4. Z przeprowadzonych badań wynika, że najkorzystniejszą dawką objętościową okazała się mieszanina z udziałem 30% osadu zdeintegrowanego termicznie. Produkcja biogazu w tym przypadku była o 49% wyższa w stosunku do próby porównawczej, co świadczy o skuteczności zastosowanej metody dezintegracji.

## Literatura

- [1] Worwąg M, Brzeska K, Zawieja I, Bień J. Stabilizacja beztlenowa osadów ściekowych pochodzących z przemysłu celulozowo-papierniczego. *Proc ECOpole*. 2008;2:493-498.
- [2] Miksch K, Sikora J. *Biotechnologia ścieków*. Gliwice: Wyd Nauk PWN; 2010.
- [3] Wett B, Phothilangka P, Eladawy A. *Waste Manage*. 2010;30:1057-1062. DOI: 10.1016/j.wasman.2009.12.011.
- [4] Barjenbruch M, Kopplow O. *Adv Environ Res*. 2003;7:715-720. DOI: 10.1016/S1093-0191(02)00032-1.
- [5] Tiehm A, Nickel K, Zellhorn M, Neis U. *Water Res*. 2001; 35:2003-2009. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00468-1.
- [6] Panyue Z, Guangming Z, Wei W. *Bioresour Technol*. 2007;98:207-210. DOI: 10.1016/j.biortech.2005.12.002.

- [7] Dong-Hoon K, Emma J, Sae-Eun O, Hang-Sik S. *Water Res.* 2010;44:3093-3100. DOI: 10.1016/j.watres.2010.02.032.
- [8] Young-Khee O, Ki-Ryong L, Kwang-Baik K, Ick-Tae Y. *Water Res.* 2007;41:2665-2671. DOI: 10.1016/j.watres.2007.02.028.
- [9] Guangming Z, Jing Y, Huanzhi L, Jie Z. *Bioresour Technol.* 2009;100:1505-1509. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.08.041.
- [10] Tak-Hyun K, Sang-Ryul L, Youn-Ku N, Jeongmok Y, Chulhwan P, Myunjoo L. *Desalination.* 2009;246:275-284. DOI: 10.1016/j.desal.2008.06.023.
- [11] Barjenbruch M, Kopplow O. *Adv Environ Res.* 2003;7:715-720. DOI: 10.1016/S1093-0191(02)00032-1.
- [12] Guang-Hui Y, Pin-Jing H, Li-Ming S, Yi-Shu Z. *Water Res.* 2008;42:1925-1934. DOI: 10.1016/j.watres.2007.11.022.
- [13] Azize A, Ayse F, Diclehan S, Ersan K. *J Environ Sci Health, Part A: Toxic/Hazard Substances and Environ Eng.* 2008;43:1528-1535. DOI: 10.1080/10934520802293685.
- [14] Stabnikova O, Liu XY, Wang JY. *Elsevier Science.* 2008;28:1654-1659. DOI: 10.1016/j.wasman.2007.05.021.
- [15] Saktaywin W, Tsuno H, Nagare H, Soyama T, Weerapakkaron J. *Water Res.* 2005;39:902-910. DOI: 10.1016/j.watres.2004.11.035.
- [16] Montusiewicz A, Lebiocka M, Rozej A, Zacharska E, Pawłowski L. *Bioresour Technol.* 2010;101:3466-3473. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.12.125.
- [17] Örmeci B, Vesilind AP. *Water Res.* 2001;35:4299-4306. DOI: 10.1016/S0043.
- [18] Jean DS, Chu CP, Lee DJ. *Water Res.* 2000;34:1577-1583. DOI: 10.1016/S0043-1354(99)00303-6.
- [19] Wang Q, Fujisaki K, Ohsumi Y, Ogawa IH. *J of Environ Sci and Health, Part A: Toxic/Hazard Substances and Environ Eng.* 2001;36:1361-1371. DOI: 10.1081/ESE-100104884.
- [20] Jean DS, Chu CP, Lee DJ. *Separation Sci and Technol.* 2001;36:2733-2746. DOI: 10.1081/SS-100107222.
- [21] Grübel K, Chrobak E, Rusin A, Machnicka A. *Eliminacja Clostridium perfringens podczas kondycjonowania osadu czynnego nadmiernego.* *Inż Ekol.* 2013;32:40-47.
- [22] Nowicka E, Machnicka A. *Ocena skuteczności osadu nadmiernego suchym lodem. Współczesne problemy ochrony środowiska.* Gliwice: Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska; 2013.
- [23] Hu K, Jun-Qiu J, Qing-Liang Z, Duu-Jong L, Kun W, Wei Q. *Water Res.* 2011;45:5969-5976. DOI: 10.1016/j.watres.2011.08.064.
- [24] Jeyasekaran G, Ganesan P, Anandaraj R, Jeya Shakila R, Sukumar D. *Food Microbiol.* 2006;23:526-533. DOI: 10.1016/j.fm.2005.09.009.
- [25] Jean DS, Lee DJ, Chang CY. *Adv in Envir Res.* 2001;5:145-150. DOI: 10.1016/S1093-0191(00)00052-6.
- [26] Clesceri LS, Greenberg AE, Eaton AD, editors. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20<sup>th</sup> edn.).* Washington: American Public Health Association; 1999.
- [27] Tchobanoglous G, Burton FL, Stensel HD. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.* Metcalf & Eddy, Inc.; 2002.
- [28] Kunz P, Wagner S. *Results and outlooks of investigations of sewage sludge disintegration - Ergebnisse und Perspektive aus Untersuchungen zur Klärschlammdeintegration.* Heft 1: AWT Abwassertechnik; 1994.
- [29] Müller J. *Mechanical disintegration of sewage sludge - Mechanischer Klärschlammaufschluß-, Schriftenreihe "Berichte aus der Verfahrenstechnik" der Fakultät für Maschinenbau und Elektrotechnik der Universität Braunschweig.* Aachen, Germany: Shaker Verlag; 1996.
- [30] Müller J. *Disintegration as key-step in sewage sludge treatment.* *Water Sci Technol.* 2000;41:123-139.



## IMPROVING OF ANAEROBIC DIGESTION BY DRY ICE DISINTEGRATION OF SURPLUS ACTIVATED SLUDGE

Department of Environmental Microbiology and Biotechnology  
Institute of Environmental Protection and Engineering, University of Bielsko-Biala

**Abstract:** Disintegration by dry ice has a positive effect on the degree and rate of surplus activated sludge anaerobic digestion. By applying thermal disintegration the lysis of cells occurs in minutes instead of days. The intracellular and extracellular components are set free and are immediately available for biological degradation which leads to an improvement of the subsequent anaerobic process. Thermal disintegration by dry ice of the surplus activated sludge results in organic matter and a polymer transfer from the solid phase to the liquid. During disintegration process soluble chemical oxygen demand (SCOD) value and proteins concentration increase about 583 and 265 mg/dm<sup>3</sup>, respectively. In the same time concentration of carbohydrates increase about 53 mg/dm<sup>3</sup>. In addition the degree of thermal disintegration changed from 13% for the volume ratio of dry ice to surplus activated sludge 0.25:1 to 49% for the volume ratio of dry ice to sludge 1:1. The addition of thermal disintegrated sludge (30% SASDI of volume) to the digestion process leads to increased biogas production about 49%.

**Keywords:** dry ice, soluble chemical oxygen demand, proteins, carbohydrates, anaerobic digestion, biogas

