

Ewa ZIELEWICZ-MADEJ, Łucja FUKAS- PŁONKA, Bożena GIL
Zakład Wodociągów i Kanalizacji
Politechnika Śląska
ul. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice

NOWE ZNACZENIE FERMENTACJI METANOWEJ W STABILIZACJI OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Streszczenie. *Zmiany w polityce ekologicznej wymagają od projektantów i eksploatorów oczyszczalni ścieków prowadzenia racjonalnej gospodarki ściekowo - osadowej, której celem jest:*

- *minimalizacja ładunków i stężeń zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych, wprowadzanych do wód powierzchniowych,*
- *minimalizacja objętości powstających osadów ściekowych przy równoczesnym, maksymalnym odzysku zawartych w nich substancji nawozowych i energetycznych oraz przygotowanie osadów do ostatecznego ich wykorzystania lub unieszkodliwienia, które odbywa się poza granicami oczyszczalni.*

Jedną z najważniejszych operacji jednostkowych przeróbki osadów ściekowych, która umożliwi realizację powyższych celów, jest stabilizacja osadów, przy czym do najpopularniejszych metod należy fermentacja metanowa.

Współczesne wysokoefektywne metody oczyszczania ścieków, uwzględniające usuwanie związków biogenych, przyczyniają się do powstawania zwiększonych ilości osadów o zmianach jakościowych wymagających modyfikacji technologiczno- technicznej oraz intensyfikacji procesów przeróbki osadów, w tym zwłaszcza stabilizacji beztlenowej.

NEW ASPECTS OF DIGESTION IN THE SEWAGE SLUDGE STABILISATION

Summary. *The paper presents new view on sewage sludge digestion process, which should be percept as one part of sewage treatment system.*

Me main products of digestion are stabilised good dewatered sludge and biogas, which should be take advantage of energy source. The excess sludge from anaerobic aerobic sewage treatment with clearing out of biogenic substances as nitrogen and phosphorus is very difficult for biodegradation. The intensification of the anaerobic biodegradation should be obtained by preconditioning of sludge before digesting for example by ultrasound disintegration. The own investigations have shown that ultrasonic disintegration could increased biogas production of about 30 %. The next problem is phosphorus changes and migration to the liquid phase of sludge during the digestions and next during the dewatering of sludge. This phenomenon could induce the increase of phosphorus load in a course of sewage treatment. In the other hand phosphorus could be removed from liquid phase bay treated with lime and next regarded as a mineral fertiliser. On the base of own investigations could be made conclusion that digestion of sludge is very beneficial advantageous process in the chain in transformation of sludge.

Wykaz symboli i oznaczeń

BZT₅ - biochemiczne zapotrzebowanie tlenu, mg O₂/ dm³

ChZT - chemiczne zapotrzebowanie tlenu, mg O₂/ dm³

CSK - czas ssania kapilarnego, s

WKF - wydzielona komora fermentacyjna

BHKW - blok siłowniczno- ciepłowniczy

RLM - równoważna liczba mieszkańców

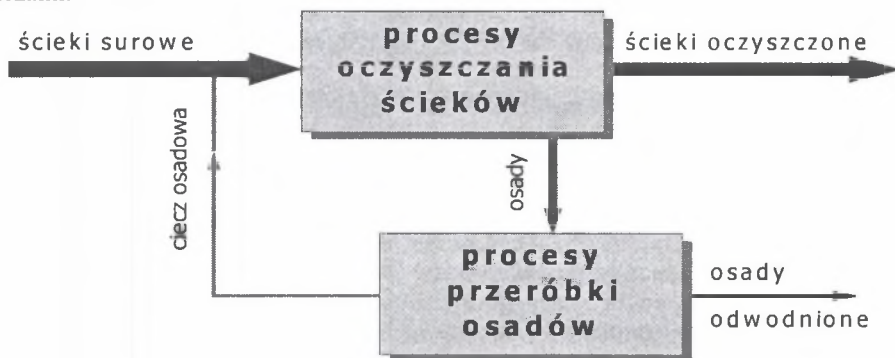
smo - sucha masa osadu

1. Wprowadzenie

Intensywne zainteresowanie osadami ściekowymi w ostatnich latach jest wynikiem zmian polityki ekologicznej dotyczącej gospodarki odpadami zarówno w UE, jak i w naszym kraju.

Zgodnie z obowiązującym planem gospodarki odpadami główne zadanie przeróbki osadów ściekowych w oczyszczalni ścieków to: minimalizacja objętości powstających osadów ściekowych, maksymalny odzysk zawartych w osadach ściekowych substancji energetycznych, związków biogennych, związków węgla oraz przygotowanie osadów do ostatecznego ich wykorzystania, które odbywa się poza granicami oczyszczalni.

Gospodarka osadowa w oczyszczalni ścieków jako jeden z elementów składowych systemu gospodarki ściekowo - osadowej jest wrażliwa na zmiany nie tylko jakościowe i ilościowe oczyszczanych ścieków ale również zmiany w samym ciągu technologicznym oczyszczalni.



Rys. 1. Schemat współdziałania procesu oczyszczania i przeróbki osadów ściekowych
 Fig. 1. The schema of cooperate between sewage and sewage sludge treatment processes

Zależność pomiędzy tymi dwoma podsystemami oczyszczalni ścieków uwidacznia się szczególnie w przypadku zastosowania biologicznego usuwania związków biogennych metodą osadu czynnego, a następnie beztlenowej stabilizacji (fermentacji metanowej), powstającego w tym procesie osadu nadmiernego (często razem z osadem wstępnym). Popularność metody biologicznego usuwania związków biogennych metodą osadu czynnego w ostatnich latach znacznie wzrosła, a zatem w literaturze przedmiotu zaczęto coraz częściej sygnalizować problemy eksploatacyjne ze stabilizacją beztlenową osadu

nadmiernego, pochodzącego z takich układów technologicznych. Problemy dotyczyły z jednej strony niestabilności osadu mimo długiego, technicznie wystarczającego czasu zatrzymania oraz niemożności pozyskania zakładanej teoretycznie, proporcjonalnej do ilości związków organicznych, ilości biogazu, a z drugiej strony możliwości nadmiernej wewnętrznej recyrkulacji fosforanów w oczyszczalni [3, 23, 27]. Niedobór biogazu wpływa ujemnie na bilans energetyczny procesu fermentacji i tym samym podnosi jego koszty a zatem koszty, eksploatacyjne oczyszczalni ścieków [10, 11].

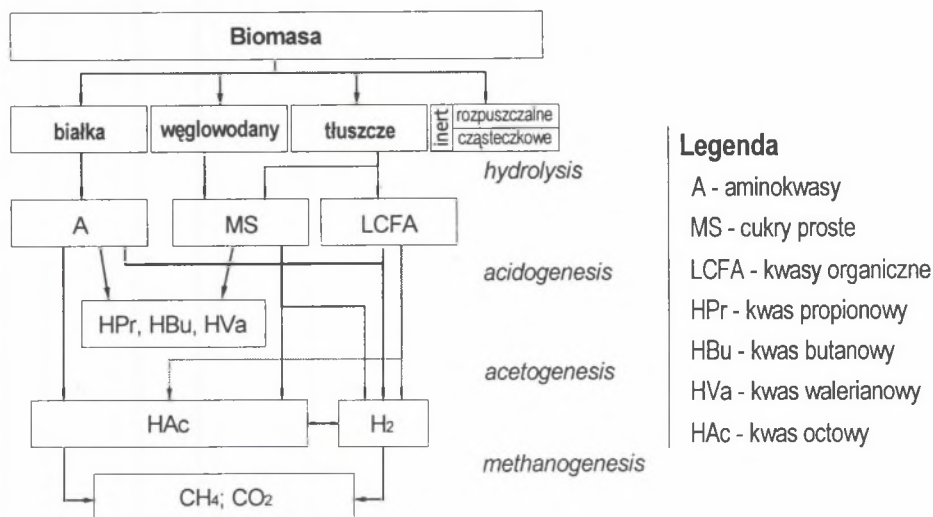
2. Fermentacja metanowa jako najbardziej popularny sposób stabilizacji beztlenowej osadu

Fermentacja metanowa należy do najbardziej rozpowszechnionych metod stabilizacji osadów ściekowych w oczyszczalniach komunalnych zarówno w Polsce, jak i krajach Unii Europejskiej [1, 2]. Jej stosowanie jest ekonomicznie i technologicznie uzasadnione szczególnie w oczyszczalniach o przepustowości powyżej 20 000 m³/d.

Technologię fermentacji metanowej, polegającą na biochemicznym rozkładzie związków organicznych w warunkach beztlenowych, w ogólnym zarysie opracowano już w latach trzydziestych poprzedniego stulecia. W ujęciu przemian biochemicznych jest to szeregowy proces wielofazowy, w którym produkty jednej fazy są substratami kolejnej. Mechanizm ten można przedstawić w postaci przemian czterofazowych (rys. 2.).

W pierwszej fazie fermentacji pod wpływem enzymów pozakomórkowych następuje hydroliza polimerowych związków organicznych do prostszych związków rozpuszczalnych w wodzie (monomerów). Kolejne etapy fermentacji (acidogennej) wiążą się z przemianą produktów hydrolizy w niskie kwasy organiczne, aldehydy, alkohole oraz wodór i dwutlenek węgla. Skład jakościowy niskich kwasów organicznych jest funkcją składu związków organicznych występujących w osadach. Dominującymi związkami są kwas octowy i propionowy, a w mniejszych ilościach kwas masłowy i walerianowy.

Następnym etapem beztlenowej biodegradacji (acetogennej) jest przemiana etanolu i niskich kwasów organicznych do octanów i wodoru. Uzyskane produkty fazy acetogene są z kolei substratami dla bakterii metanogennych, które rozkładają je do metanu i dwutlenku węgla, przy czym ok. 72 % metanu powstaje w wyniku dekarboksylacji kwasu octowego, a pozostałe 28% powstaje w wyniku redukcji dwutlenku węgla wodorem (dwutlenek węgla i wodór są uwalniane w fazach poprzednich).



Rys. 2. Schemat przemian biochemicznych fermentacji metanowej [4]

Fig. 2. The schema of biochemical changes in the digestion of sludge [4]

Wytwarzanie biogazu zachodzi prawidłowo, jeżeli stosunek między niższymi kwasami organicznymi: octowym, propionowym i masłowym jest jak 1:1,6:0,8, co oznacza, że czysta fermentacja octowa nie jest korzystna dla właściwego przebiegu fazy metanogennej [5]. Substancje, które nie mogą zostać przekształcone do kwasów (należą do nich przede wszystkim celuloza, hemicelulozy i ligniny), pozostają w osadzie [6]. Etapem limitującym ilość powstałych w fazie metanogennej produktów jest hydroliza związków organicznych [7, 8], co szczególnie uwidacznia się w przebiegu beztlenowego rozkładu osadu nadmiernego pochodzącego z oczyszczalni ścieków, w której usuwanie związków biogenych odbywa się metodą osadu czynnego z wydzieleniem stref o charakterze beztlenowym lub niedotlenionym. Wprowadzenie tej technologii powoduje zmniejszenie stosunku BZT₅/CHZT, BZT₅/smo w osadzie nadmiernym oraz zwiększenie wieku osadu czynnego. Według Pinnekampa zmniejszenie obciążenia z 0,6 kg BZT₅/kg smo (konwencjonalne oczyszczanie ścieków metodą osadu czynnego) do 0,3 kg BZT₅/kg smo (biologiczne usuwanie związków biogenych metodą osadu czynnego) powoduje obniżenie stosunku BZT₅/smo z 0,90 do 0,65. Wraz ze wzrostem wieku osadu następuje zmniejszenie podatności osadu nadmiernego na beztlenową stabilizację osadu i obniżenie intensywności wydzielania biogazu podczas fermentacji metanowej. Zagadnienie to było przedmiotem badań własnych prowadzonych w Instytucie Inżynierii Wody Ścieków Politechniki Śląskiej [10].

Z badań tych [10, 11, 12] wynika, że ilość wydzielanego biogazu w odniesieniu do kilograma suchej masy wynosi:

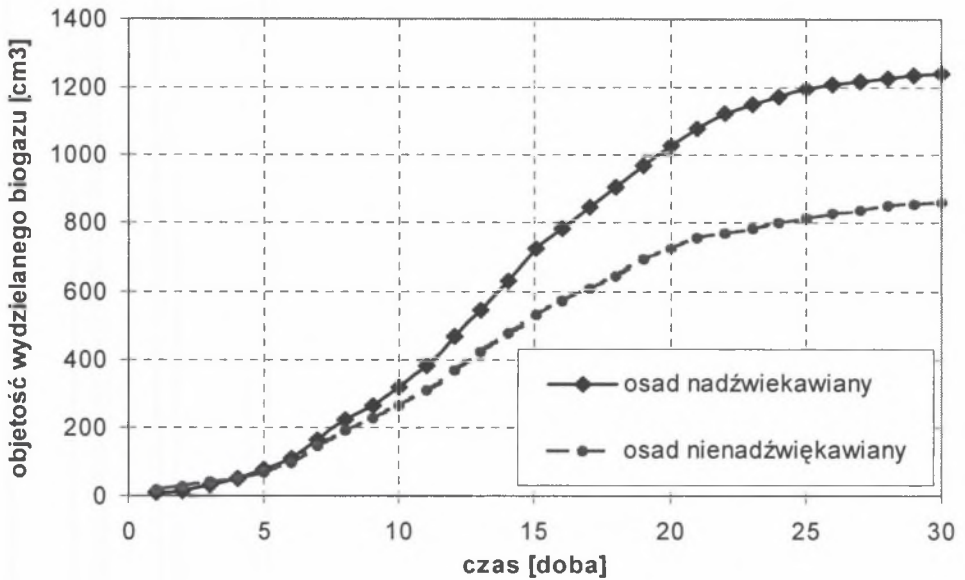
- dla osadu nadmiernego pochodzącego z oczyszczalni z usuwaniem C, N, P metodą osadu czynnego od 0,20 do 0,45 m³/kg smo,
- dla osadu mieszanego od 0,42 do 0,60 m³/kg smo,
- dla osadu wstępnego od 0,50 do 0,72 m³/kg smo.

2.1. Metody i efekty intensyfikacji beztlenowego biochemicznego rozkładu substancji organicznej

Intensyfikację fazy hydrolitycznej można uzyskać w wyniku wstępnej obróbki osadu, której zadaniem jest destrukcja mikroorganizmów osadu czynnego (zniszczenie i kombinowane np. utlenianie w warunkach podwyższonej temperatury i ciśnienia, ługowanie, homogenizacja, dezintegracja ultradźwiękowa i inne [13, 14, 15, 16] komórek z uwolnieniem substratów i enzymów dla dalszego biochemicznego rozkładu) oraz maksymalne rozdrobnienie fazy stałej osadu. Do wstępnej obróbki osadu przed fermentacją mogą być zastosowane metody termiczne, chemiczne, mechaniczne. Przedmiotem badań własnych autorów od wielu lat jest zastosowanie energii czynnej pola ultradźwiękowego do dezintegracji osadu nadmiernego przed procesem fermentacji w celu zwiększenia intensywności wydzielania biogazu [14, 17] i pozyskiwania krótkołańcuchowych kwasów organicznych jako źródła węgla dla intensyfikacji biologicznego usuwania azotu i fosforu ze ścieków [18,19].

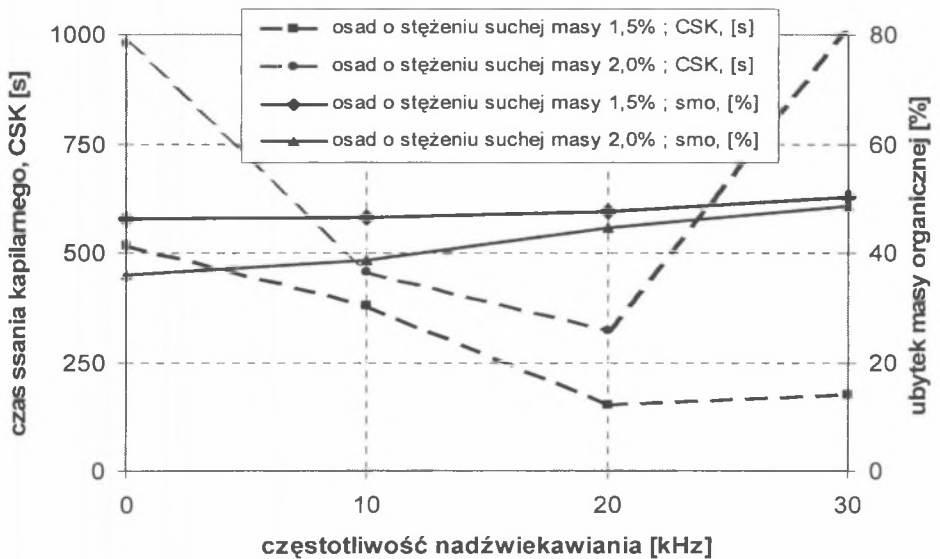
Do dezintegracji osadu wykorzystuje się pole ultradźwiękowe o niskiej częstotliwości, rzędu 10 – 50 kHz i dużym natężeniu, powyżej 1 W/cm². Przejściu fali uderzeniowej o takich parametrach przez osady ściekowe towarzyszy szereg zjawisk pierwotnych, takich jak: kawitacja i przepływ ośrodka oraz zjawiska wtórne o charakterze fizykochemicznym i chemicznym (koagulacja, dyspersja, utlenianie, redukcja, zjawiska elektrokinetyczne i wiele innych), przy czym zdaniem wielu autorów [20, 21] za efekt dezintegrujący odpowiedzialne jest głównie zjawisko kawitacji ultradźwiękowej, której towarzyszą lokalne wzrosty temperatury i ciśnienia (ciśnienia do 4 500 bar i temperatury do 5 000 K [14]). W osadach ściekowych, oprócz dezintegracji cząstek, ultradźwięki uwalniają wodę związaną w kapilarach oraz wodę związaną koloidalnie, zmieniając potencjał elektrokinetyczny cząstek i umożliwiając tym samym bardziej efektywne łączenie w konglomeraty w procesie koagulacji [20].

Końcowy efekt dezintegracji osadu w postaci przyspieszenia pierwszych trzech faz fermentacji (zwłaszcza fazy hydrolitycznej, która rozpoczyna proces, a jej przyspieszenie jest efektem bezpośrednim rozdrobnienia cząstek osadu i destrukcji mikroorganizmów) oraz zwiększenia ilości wygenerowanych niskich kwasów organicznych i przyrostu biogazu (rys.3.) jest funkcją częstotliwości pola ultradźwiękowego. Przy wyższej częstotliwości pola ultradźwiękowego (przy czym rozpatrywane są tu częstotliwości z zakresu tzw. czynnego oddziaływania pola, z przedziału 10 – 50 kHz) lepsze efekty dezintegracji uzyskiwano dla częstotliwości wyższych (rys. 4.) [19]. Biorąc jednak pod uwagę aspekt ekonomiczny (ze względu na energię włożoną w celu uzyskania większej mocy pola ultradźwiękowego) najbardziej efektywna jest częstotliwość 20 kHz, dla której otrzymano najwyższą wartość proporcji pozyskanego wskutek dezintegracji łatwo rozkładalnego ChZT do mocy zastosowanej dla jego uzyskania, przy jednocześnie korzystnych własnościach filtracyjnych osadu oraz ilościach wydzielanego gazu po procesie mezofilowej fermentacji metanowej [17, 19].



Rys.3. Ilość wydzielonego biogazu w procesie fermentacji z osadu nienadźwiękowanego i nadźwiękowanego

Fig.3. The biogas volume in the digestion proces of the nout sod amplfiel and sound amplified sludge



Rys.4. Wpływ częstotliwości nadźwiękowania na rozkład substancji organicznej i filtracyjność osadów po fermentacji [19]

Fig.4. The influence of the ultrasound frequency on the biomas decomposition and filterability of sawage after digestion [19]

2.2. Produkty fermentacji metanowej

Produktami końcowymi fermentacji metanowej są:

- ustabilizowany, zmineralizowany osad, tj. osad nie ulegający procesowi gnicia, pozbawiony nieprzyjemnych zapachów, łatwo odwadniający się; (stopień rozkładu związków organicznych jest funkcją składu jakościowego osadu oraz parametrów technologiczno – technicznych procesu, takich jak: czas zatrzymania i temperatura w komorze fermentacji, intensywność i sposób mieszania, obciążenie komory i inne),
- biogaz (produkt rozkładu związków organicznych, którego główny skład stanowią metan i dwutlenek węgla).

Skład jakościowy biogazu zależy od składu osadu poddanego fermentacji [3], natomiast ilość powstałego biogazu zależy nie tylko od ilości związków organicznych w osadzie [10], ale także od ich podatności na biochemiczne procesy rozkładu w warunkach beztlenowych. Stopień redukcji w odniesieniu do suchej masy organicznej dla osadu wstępnego wynosi od 55 % do 65 %, a dla osadu nadmiernego od 30 % do 40 % w zależności od wieku osadu.

Gaz powstający podczas fermentacji metanowej jest cennym surowcem energetycznym i może być przetwarzany na energię cieplną do ogrzewania komór (kotły gazowe), natomiast jego nadmiar (w stosunku do potrzeb cieplnych procesu fermentacji) powinien być przetwarzany na energię elektryczną i cieplną w blokach energetyczno-cieplnych z silnikami gazowymi. Przy spalaniu biogazu w blokach BHKW zostaje wykorzystane około 90 % energii pierwotnej gazu, z czego 54 % zostaje przetworzone na energię cieplną, a 36 % na energię elektryczną. Oznacza to, że przy zastosowaniu do stabilizacji osadu procesów anaerobowych od 50 RLM możemy uzyskać 2,3 kWh energii elektrycznej dziennie, co pozwala na pokrycie około 70 % zapotrzebowania na energię elektryczną w procesie oczyszczania ścieków [6]. Biogaz może więc być traktowany jako niekonwencjonalne i odnawialne źródło energii.

2.3. Wpływ fermentacji metanowej na przemiany związków fosforu w osadzie

Kolejnym elementem analizy fermentacji metanowej, który winien być uwzględniany w przypadku zastosowania biologicznego usuwania związków biogennych ze ścieków, są przemiany fizykochemiczne związane z mineralizacją substancji organicznych zawartych w osadach ściekowych.

Osady ściekowe są to układy polidispersyjne, wielofazowe, w których fazą dyspersyjną (ciągłą) jest mieszanina wody i rozpuszczonych w niej związków (potocznie zwanej cieczą osadową), a fazą zdyspergowaną jest faza gazowa i faza stała (związki koloidalne, zawiesiny i drobnoustroje).

Zmiany fizykochemicznych właściwości osadu zarówno w fazie stałej, jak i w fazie ciekłej, zachodzące podczas fermentacji metanowej, wpływają na transformację związków chemicznych, w tym związków fosforu (poszczególnych frakcji fosforu) w osadzie. Zmiany te są wypadkową działania procesów biochemicznych oraz chemicznofizycznych występujących w trakcie beztlenowego rozkładu związków organicznych.

Stopniowa mineralizacja polimerowych związków organicznych do związków rozpuszczonych powoduje zmiany ilości rozpuszczonych w fazie dyspersyjnej osadu produktów poszczególnych etapów fermentacji (zmian właściwości fizykochemicznej fazy

cieklej osadów ściekowych) [23]. Dzięki temu niektóre sole przechodzą z form trudno rozpuszczalnych w formy łatwiej rozpuszczalne lub odwrotnie, w zależności od charakteru rozpuszczalnika. Należy tutaj podkreślić, iż przemiany fizykochemiczne, w przeciwieństwie do przemian biochemicznych, są przemianami odwracalnymi (asocjacja/dysocjacja, strącanie/rozpuszczanie) [4].

Na podstawie badań własnych stwierdzono w osadzie po fermentacji zwiększenie udziału frakcji fosforanów związanych z jonami wapnia Ca^{2+} i magnezu Mg^{2+} [23, 27]. Zwiększenie udziału frakcji wapniowo-magnezowej w fosforze ogólnym w sprzyjających warunkach (w przypadku przesylenia fazy ciekłej osadu jonami wapnia, magnezu, azotu amonowego i jonami fosforanowymi) może prowadzić do krystalizacji fosforanu amonowo-magnezowego $\text{Mg}(\text{NH}_4)_4(\text{PO}_4)_2$ (struwitu) i fosforanów wapniowych w kolejnych procesach jednostkowych przeróbki osadów [4, 23, 27]. Rozpuszczalność fosforanu amonowo-magnezowego maleje podczas wychładzania osadu, co może powodować jego osadzanie się w instalacjach przeróbki osadów utrudniając ich eksploatację i zwiększając zapotrzebowanie na energię cieplną i elektryczną procesu fermentacji. Ilość wytrąconych fosforanów wapnia hamowana jest przez obecność jonów magnezu Mg^{2+} [27], natomiast w przypadku chemicznego usuwania fosforu ze ścieków metodą strącania związkami żelaza istnieje możliwość powstawania w środowisku redukującym trudniej rozpuszczalnego niż fosforan amonowo-magnezowy uwodnionego fosforanu żelaza (wiwianit) $\text{Fe}_3[\text{PO}_4]_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ [24].

W przypadku przeróbki osadów pochodzących z biologicznego usuwania związków biogenych skutkiem przemian fosforu w procesie fermentacji metanowej jest możliwość nadmiernej recykulacji związków fosforu z cieczami osadowymi, oddzielonymi w wyniku procesu zagęszczania lub odwadniania, zwracanymi do ciągu oczyszczania ścieków [2, 23, 27, 28].

Z literatury przedmiotu wynika, że z punktu widzenia gospodarki ściekowo-osadowej wewnętrzny obieg związków fosforu w układzie może być traktowany przez oczyszczalnię jako wtórne źródło zanieczyszczeń, wymagające powtórnej eliminacji lub jako produkt korzystny podlegający utylizacji.

W pierwszym przypadku ciecz osadowa, oddzielona w wyniku zagęszczania lub odwadniania osadu, zawracana bezpośrednio do ciągu technologicznego oczyszczalni ścieków, wprowadza dodatkowe obciążenie fosforem. Z danych literaturowych [4] oraz z badań własnych [23, 27] wynika, że ciecz osadowa może wprowadzać ponownie do obiegu średnio 10–40 % ładunku fosforu na dopływie, przy czym przy określeniu wpływu fosforanów wprowadzanych wraz z cieczą osadową ponownie do układu oczyszczalni istotna jest analiza struktury rozkładu empirycznego gęstości ładunku fosforu w ściekach dopływających do oczyszczalni [23].

W drugim przypadku, jeżeli ciecz osadowa zostanie poddana chemicznemu podczyszczeniu przed jej odprowadzeniem do ciągu oczyszczalni, to wytrącony osad chemiczny może być wykorzystany jako substrat do produkcji nawozów nieorganicznych. Odzyskiwanie fosforu z osadu i po wzbogaceniu w brakujące substancje nawozowe będzie lepszym i bezpieczniejszym nawozem niż osad ściekowy po stabilizacji i higienizacji. Zgodnie z wymaganiami zrównoważonego rozwoju odzyskiwanie fosforu ze strumienia osadu i wykorzystywanie go do produkcji nawozu może okazać się ważnym procesem jednostkowym w oczyszczalni.

W zależności od wybranej drogi prowadzenia gospodarki fosforem w oczyszczalni w pierwszym przypadku powinno się dążyć do ograniczenia ładunku fosforanów,

a w drugim, do ich maksymalnego uwolnienia do strumienia cieczy osadowej, powstającej w wyniku zagęszczania lub odwadniania.

2.4. Odwadnialność osadów przefermentowanych

Efektem przemian fizykochemicznych i biochemicznych podczas fermentacji jest zmiana zdolności osadów ściekowych do oddawania wody w procesach odwadniania na urządzeniach mechanicznych (odwadnialność), co ma istotne znaczenie w dalszych etapach przeróbki osadów. Dla każdego rodzaju osadu istnieje granica mechanicznego odwadniania. Granica ta zależy od zdolności zawiesiny w osadzie do zatrzymywania wody związanej biologicznie, chemicznie i fizycznie. Im większa jest ilość wody związanej w osadzie, tym większe jest uwodnienie placka osadu przy czym o uwodnieniu „międzycząsteczkowym” decyduje struktura osadu, a „natura” cząstek decyduje o o ilości i stopniu związania wody adhezyjnej i absorpcyjnej [29]. Stężenie masy organicznej decyduje o ilości wody biologicznie związanej, zatem bezpośrednim skutkiem mineralizacji osadów ściekowych w procesach stabilizacyjnych jest poprawa ich odwadnialności, przy czym osad nadmierny po stabilizacji tlenowej może odwadniać się do poziomu 84 - 80 %, a osad po fermentacji metanowej do poziomu 75 - 67 % i tym samym po odwodnieniu można uzyskać mniejszą objętość osadów fermentowanych w porównaniu z stabilizowanym tlenowo. Badania własne fermentacji metanowej wykazywały, że wyraźna poprawa własności filtracyjnych osadów fermentowanych następuje pomiędzy 20 a 25 dobą procesu, podczas gdy maksymalne wydzielanie biogazu występuje pomiędzy 8 a 14 dniem procesu [30]. Ze względu na odzysk biogazu umożliwiający pokrycie zapotrzebowania cieplnego komory należałoby zatem ograniczyć czas zatrzymania w komorze fermentacyjnej zamkniętej do czasu technicznie niezbędnego. Ponieważ jednak dla osadu o lepszych właściwościach filtracyjnych uzyskuje się oszczędności w procesie odwadniania dzięki:

- zmniejszeniu zużycia środków chemicznych do preparowania osadów,
- zwiększeniu wydajności urządzeń do odwadniania - oszczędność energii elektrycznej,
- zwiększeniu efektu odwadniania, czyli zmniejszeniu objętości osadu i kosztów jego dalszej przeróbki (transport, suszenie, spalanie i inne),

korzyści jakie wynikają z wyższego stopnia mineralizacji osadu są znaczące i powinny być uwzględniane przez projektantów i eksploataatorów oczyszczalni.

3. Podsumowanie

Wprowadzenie racjonalnej gospodarki ściekowo - osadowej w oczyszczalniach ścieków wymaga szerszego podejścia do procesu oczyszczania ścieków, uwzględniającego że układ oczyszczalni ścieków jest układem dwóch, wzajemnie skorelowanych, podsystemów, tj. oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych, w którym zmiany w jednym podsystemie powodują zmiany w drugim i odwrotnie.

Głównym celem przeróbki osadów ściekowych jest minimalizacja objętości powstających osadów ściekowych, maksymalny odzysk zawartych w osadach ściekowych substancji energetycznych, związków biogenych, związków węgla oraz przygotowanie osadów do ostatecznego ich wykorzystania, które odbywa się poza granicami oczyszczalni.

Przykładem takiego myślenia jest prowadzenie optymalizacji wielokryterialnej fermentacji metanowej, która jest najbardziej popularną metodą stabilizacji biochemicznej osadu w przypadku oczyszczalni o przepustowości oczyszczalni powyżej 20 000 m³/d.

Na przeróbkę osadów ściekowych i ich ostateczne wykorzystanie ma wpływ również, oprócz polityki ekologicznej dotyczącej gospodarki odpadami, polityka ekologiczna dotycząca ochrony wód powierzchniowych przed eutrofizacją. Dopuszczalne stężenia zanieczyszczeń związkami biogennymi wprowadzanymi wraz ze ściekami oczyszczonymi do wód powierzchniowych są w Polsce i UE ściśle limitowane. Najnowsze rozporządzenie Ministerstwa Ochrony Środowiska z 29 listopada 2002 roku zwiększyło wymagania w odniesieniu do stężeń azotu w ściekach odprowadzanych z oczyszczalni o RLM powyżej 15 tys.

Bibliografia

1. Bartoszewski K.: Fermentacja osadów z oczyszczalni z usuwaniem C, N, P. Mat. Konf. II Ogólnopolska Konf. Naukowo-Techniczna: Rozwój technologii w ochronie wód. Międzyzdroje 1998
2. Bień J., Zielewicz E.: The influence of ultrasonic field on the structure of sludge particles in dewatering processes. Proc. of Inter. Conf. ULTRASOUND. Bratysława 1986
3. Bruce A. M., Fisher W. J.: Sludge stabilisation- methods and measurement. Sewage sludge Stabilisation and Disinfection. New York 1988
4. Buraczewski G.: Fermentacja metanowa. PWN. Warszawa 1989
5. Carliell C. M., Wheatley A. D.: Metal and phosphate speciation during anaerobic digestion of phosphorus rich sludge. Wat. Sci. Tech., 36 (6-7), 191-200, 1997
6. Cora B.: Fosforany w procesie przeróbki osadów ściekowych. Mat. Konf. Charakterystyka i zagospodarowanie osadów ściekowych. Gdańsk 2000
7. Eastman J.A. Ferguson J.F.: Stabilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion. Journal W.P.C.F. Vol. 53 No 3, 1981
8. Elbing G., Dunnebeil A.: Termischer Zellaufschus mit anschließender Faulung – Laboruntersuchungen. Korrespondenz Abwasser, 4, 1999
9. Ferguson J. F., Jenkins D., Eastman J.: Calcium phosphates precipitation at slightly alkaline pH values. Journal WPCF, 45 (4), 1997
10. Fukas-Płonka Ł., Zielewicz-Madej E.: Odwadnianie osadów na prasach taśmowych i komorowych. Mat. Międzynarodowego Sem. Szkoleniowego: Podstawy oraz praktyka przeróbki i zagospodarowania osadów. Kraków 1989
11. Fukas-Płonka Ł., Zielewicz-Madej E.: Fermentacja osadów a koszty eksploatacyjne oczyszczalni. I Międz. Konf. Nauk. Tech. Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków. Częstochowa 1995
12. Fukas-Płonka Ł., Zielewicz-Madej E.: Änderung der physikalischen Klarschlammengen schaften aufgrund der Methangarung. 6 Polish -Deutschen Gemeinschaftstagung, ATV/PZiTS, Goerlitz 1999
13. Fukas Płonka Ł.: Biogaz z osadów ściekowych. Konf. Nauk. –Techn.: Paliwa z odpadów. Międzyzdroje Żywieckie 1999
14. Fukas-Płonka Ł., Zielewicz-Madej E.: Stabilizacja osadów nadmiernych w procesie fermentacji metanowej. Inżynieria i Ochrona Środowiska, t 3, nr 1-2, 2000
15. Gil B.: Migracja fosforanów w procesie przeróbki osadów ściekowych. Praca doktorska. Politechnika Śląska, Gliwice 2001
16. Hartman L.: Biologiczne usuwanie związków fosforu. Wydawnictwo Instalator Polski; Warszawa 1996

17. IWA Task Grup for Mthematical Modelling: Anaerobic Digestion Model No.1. IWA Publishing, London 2001
18. Kowalska E., Bień J., Zielewicz-Madej E.: Ultrasound in the Suspension Separation Methods. *Drying Technology*, 6, 3, 1988
19. Mamais D., Pitt P.: Determination of ferric chloride dose to control struvite precipitation in anaerobic sludge digesters. *Water Environmental Research*, 66 (7), 912-918, 1994
20. Neis U.: Intensiveringung der Schlammfäulung durch Klarschlammaufschluß mit Ultraschall. *Korespondent. Abwasser*, 44 (10), 1997
21. Pfeiffer J. T.: Anaerobic Digestion Processes. *Sewage sludge Stabilisation and Disinfection*. New York 1988
22. Pinnekamp K.: Steigerung der leistungsfähigkeit der anaeroben Klarschlammstabilisierung durch eine thermische Vorbehandlung desSchlammes. *Gewasserchutz- Wasser- Abwasser*, Band., 96, Aachen 1987
23. Sadecka Z.: Toksyczność i biodegradacja insektycydów w procesie fermentacji metanowej osadów ściekowych. *Wydawnictwa Naukowo – Techniczne*. Zielona Góra 2002
24. Śliwiński A.: Ultradźwięki i ich zastosowanie. *WNT*. Warszawa 1993
25. Thiem, A., Nickel K., Neis U.: The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge. *Materiały konf: Osad czy surowiec? Częstochowa* 1997
26. Zielewicz-Madej E.: Wpływ pola ultradźwiękowego na generowanie lotnych kwasów tłuszczowych w procesie hydrolizy osadów. *Materiały IX Konf.: Problemy gospodarki wodno-ściekowej w rejonach rolniczo-przemysłowych*. Białystok-Rajgród 1997
27. Zielewicz-Madej E., Fukas-Płonka Ł.: Przeróbka osadów ściekowych pod kątem minimalizacji ich objętości. *Mat. Konf. Nauk. Tech. Rozwój technologii w ochronie wód*. Szczecin-Miedzyzdroje 1998
28. Zielewicz-Madej E.: Application of ultrasonic field for the intensification of biochemical degradation of organic compounds. *Molecular and Quantum Acoustics*, 21, 2000
29. Zielewicz-Madej E., Fukas-Płonka Ł.: Dezintegracja ultradźwiękowa jako metoda intensyfikacji procesu fermentacji metanowej, *Konf. Nauk. Tech. Woda, Ścieki, Odpady w Środowisku*. *Oczyszczanie ścieków, nowe trendy*, Zielona Góra 2002
30. Zielewicz-Madej E.: Raport merytoryczny z projektu badawczego. *Gliwice* 2002