

UWALNIANIE I USUWANIE SKŁADNIKÓW ODŻYWCZYCH Z PIANY OSADU CZYNNEGO PO HYBRYDOWYM PROCESIE OBRÓBKİ WSTĘPNEJ

Alicja Machnicka¹, Klaudiusz Grübel¹

¹ Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, Wydział Inżynierii Materiałów, Budownictwa i Środowiska, ul. Willowa 2, 43-300 Bielsko-Biała, e-mail: amachnicka@ath.bielsko.pl

STRESZCZENIE

Jednym z problemów w technologii oczyszczania ścieków jest powstawanie piany/kożucha na powierzchni bioreaktorów osadu czynnego. Niszczenie piany przeprowadza się różnymi sposobami, do których należą także metody dezintegracji. Hybrydowa dezintegracja (rozkład/liza chemiczny i kawitacja hydrodynamiczna) mikroorganizmów piany powoduje uwolnienie fosforu, azotu amonowego, magnezu i potasu z fazy stałej piany do fazy ciekłej. Zastosowanie hybrydowego procesu obróbki wstępnej, spowodowało zwiększenie stężeń fosforanów o ok. 677 mg $\text{PO}_4^{3-} \text{L}^{-1}$ oraz azotu amonowego o ok. 41 mg $\text{N-NH}_4^+ \text{L}^{-1}$. Stężenie jonów Mg^{2+} w roztworze wzrosło z 6,2 do 31,1 mg $\text{Mg}^{2+} \text{L}^{-1}$, potasu z 22,4 do 102,0 mg $\text{K}^+ \text{L}^{-1}$. Potwierdzeniem zmian fizykochemicznych i uwalniania substancji komórkowej w wyniku lizy komórek (hybrydowa destrukcja) była analiza w podczerwieni. Wykazano także, że niszczenie piany w wyniku dezintegracji hybrydowej pozwala na uwolnienie substancji pożywkowych i usunięcie ich części z cieczy osadu w postaci struwitu.

Słowa kluczowe: piana osadu czynnego, dezintegracja hybrydowa (chemiczna i hydrodynamiczna), fosforany, azot amonowy, jony, struwit.

REMOVE AND RELEASE OF NUTRIENTS AFTER HYBRID PRE-TREATMENT OF ACTIVATED SLUDGE FOAM

ABSTRACT

One of the problems in wastewater treatment technologies is the formation of foam/scum on the surface of bioreactors. The foam elimination/destruction can be carried out by various methods among which disintegration is included. Hybrid disintegration (chemical decomposition and hydrodynamic cavitation) of the foam microorganisms results in phosphates, ammonium nitrogen, magnesium and potassium transferred from the foam solids into the liquid phase. Application of both methods as a hybrid pre-treatment process caused in an increased concentration of phosphates of about 677 mg $\text{PO}_4^{3-} \text{L}^{-1}$, ammonium nitrogen about 41 mg $\text{N-NH}_4^+ \text{L}^{-1}$. The concentration of Mg^{2+} and K^+ in the solution increased from 6.2 to 31.1 mg $\text{Mg}^{2+} \text{L}^{-1}$ and from 22.4 to 102.0 mg $\text{K}^+ \text{L}^{-1}$, respectively. The confirmation of physicochemical changes and release of cellular matter as a result of cellular lysis (hybrid disintegration) was IR analysis. It was demonstrated that the disintegration of foam permits removal of a part of nutrients in the form of struvite.

Keywords: mechanical and chemical pre-treatments, activated sludge foam, phosphates, ammonium nitrogen, cations, struvite.

WSTĘP

Mikroorganizmy nitkowate występujące w nadmiernych ilościach w osadzie czynnym są powodem powstawania piany/kożucha na powierzchni bioreaktorów, osadników wtórnych czy komór fermentacyjnych. Piana jest uciążli-

wością technologiczną, ekonomiczną i sanitarną podczas oczyszczania ścieków [Ramothokang et al. 2003, Fryer and Gray 2012, Tsang et al. 2008].

W literaturze można znaleźć wiele opracowań poświęconych usuwaniu piany [Nelson 2007, Nielsen et al. 2005, Paris et al. 2005] Niektóre z tych metod są procesami niszczenia piany

przez czynniki fizyczne (np. termiczne), chemiczne (np. zakwaszanie, alkalizacja, utlenianie) lub mechaniczne (np. młyny kulowe, ultradźwięki). Choć metody te są różne w charakterze, ich celem jest rozpad bakterii i uwalnianie substancji organicznych obecnych wewnątrz komórek do fazy płynnej.

W artykule przedstawiono koncepcję dezintegracji piany osadu czynnego w procesach kawitacji hydrodynamicznej i alkalizacji celem usuwania i odzysku substancji odżywczych. Podczas wstępnej obróbki następowało uwolnienie biogenów i jonów metali do fazy ciekłej piany. Większość fosforu i częściowo azot amonowy mógł być usuwany na skutek wytrącania w postaci struwitu (fosforanu amonowo-magnezowego).

Na skutek kwitacji hydrodynamicznej następuje zjawisko polegające na tworzeniu się, powiększaniu, a następnie zanikaniu pęcherzyków lub innych obszarów zamkniętych (kawern) zawierających parę danej cieczy, gaz lub mieszaninę parowo-gazową, wywołane zmiennym polem ciśnienia cieczy. Pęcherzyki zwiększają swoją objętość, a więc rozwijają się, w obszarach ciśnienia mniejszego od wartości krytycznej a następnie gwałtownie zmniejszają objętość zanikając i implodując w obszarach podwyższonego ciśnienia. Implodje powodują efekty mechaniczne i fizyko-chemiczne, wytwarzając siły ścinające i fale uderzeniowe. Zachodzą także reakcje chemiczne, takie jak wytwarzanie wolnych rodników, np. tworzenie reaktywne atomy wodoru i rodników hydroksylowych [Grübel et al. 2013].

Rozkład chemiczny jest realizowany poprzez obniżanie lub podnoszenie pH. W obróbce wstępnej, zwłaszcza osadów ściekowych, alkalizacja jest częstym postępowaniem ze względu na zalety: prostotę działania urządzenia, wygodną obsługę i wysoką skuteczność [Cassini et al. 2006]. Jest to prawdopodobnie najprostsz proces hydrolizy cząstek materii organicznej lub nieorganicznej. Wpływ zwiększenia pH badany był przez wielu autorów [Kim et al. 2003, Li et al. 2012].

Kim et al. [2009] badali wpływ alkalizacji i promieniowania gamma na dezintegrację osadów i proces hydrolizy. Uzyskali oni znacząco lepszą destrukcję osadów w porównaniu z destrukcją ultradźwiękową, a ponadto uzyskany efekt wymagał wniesienia znacznie mniejszej energii w porównaniu do energii koniecznej do wytworzenia fali ultradźwiękowej.

MATERIAŁ I METODA

Charakterystyka piany osadu czynnego (POC)

Próbki POC o średnim stężeniu suchej pozostałości 19,5 g L⁻¹ użyte, jako materiał badawczy, pochodziły z powierzchni bioreaktora znajdującego się w Oczyszczalni Ścieków w woj. śląskim stosującej zintegrowane systemy usuwania związków węgla, azotu i fosforu. Oczyszczalnia oczyszcza około 90 000 m³ d⁻¹. Czas retencji wynosi 14 dni a stężenie zawiesiny osadu czynnego waha się w granicach 4,3–4,7 g L⁻¹.

Chemiczna dezintegracja POC

Do chemicznego rozpadu POC, wykorzystano 2M wodorotlenek sodu (NaOH). Proces dezintegracji POC prowadzono w reaktorze o pojemności 25 L dozując 2M wodorotlenek sodu w ilości wystarczającej do uzyskania określonej wartości pH w zakresie 8–11, utrzymującej się przez 30 minut. W celu uzyskania zakładanej wartości pH, do alkalizacji użyto od 1,8 do 14 cm³ 2M NaOH na litr POC.

Dezintegracja hydrodynamiczna POC

Dezintegracja zachodziła dzięki zaprojektowanej i skonstruowanej dyszy kawitacyjnej o średnicy 1,2 mm i stosunku $\beta = d_0/d_1 = 0,30$ (d_0 – średnica zwężenia; d_1 – średnica dopływu), co pozwoliło uzyskać liczbę kawitacji $\sigma = 0,245$ dla wybranych warunków przepływu. Wyliczone straty ciśnienia wynosiły $\Delta p = 74,8$ kPa, a spadek ciśnienia ($p_{min}/\Delta p$) był prawie 5-krotny.

Ciśnienie robocze wykorzystanej pompy wynosiło 12 bar przy zapotrzebowaniu energetycznym na poziomie 0,54 kWh. W ciągu 3 min ulegało dezintegracji 25 L POC. Pomiaru wpływu kawitacji hydrodynamicznej na POC dokonywano po 9, 18, 27 i 36 min, czyli następował 3–12 krotny przepływ POC przez dyszę kawitacyjną.

Dezintegracja hybrydowa POC

Dezintegrację hybrydową piany osadu czynnego (POCDH) przeprowadzono w dwóch etapach. Najpierw dokonano lizy chemicznej mikroorganizmów POC przy pomocy NaOH (w przedziałach pH 8–11), a następnie POC poddawano dezintegracji hydrodynamicznej w czasie 27 minut.

Metody analityczne

Analizy chemiczne wykonano w próbkach przed i po dezintegracji. Oznaczenia stężeń fosforu, azotu amonowego, kationów metali: potasu i magnezu przeprowadzono zgodnie z procedurami zawartymi w *Standard methods for examination of water and wastewater* [Eaton et al. 2005]. Stężenia potasu i magnezu określono stosując absorpcję atomową – AAnalyst 100 Perkin Elmer. Do oznaczeń kolorymetrycznych próbek supernatantu POC przed i po procesach dezintegracji zastosowano spektrofotometr HACH DR4000.

W artykule przedstawiono średnie wartości stężeń oznaczanych parametrów z 5 powtórzeń. Do analizy statystycznej wykorzystano program STATISTICA 6.0. Analizę w podczerwieni, z wykorzystaniem spektrometru IR Nicolet Magna-IR 860, wykonano dla cieczy nadosadowej POC, przed i po dezintegracji, pozbawionej zawiesiny w procesie filtracji membranowej. Próbkę POC przed badaniami wygrzewano w temperaturze 105°C w celu usunięcia z nich wody. Widma wykonano dla próbek, z których pobrano proporcjonalne ilości POC oraz wymieszano z chlorkiem sodu. Widma tak uzyskanych próbek zestawiono w zakresie absorpcji proporcjonalnie do ilości pobranej próbki.

WYNIKI I DYSKUSJA

Zgodnie z podaną procedurą dezintegrację POC przeprowadzono dwuetapowo. W pierwszym etapie zastosowany 2M NaOH, który przy stosunkowo krótkim czasie alkalizacji (30 min), spowodował podatność osłon komórkowych (błony cytoplazmatycznej/ściany komórkowej) na oddziaływanie czynnika kawitacyjnego (drugi etap), a tym samym ułatwiło to liżę mikroorganizmów piany. Oddziaływanie dezintegracji chemicznej spowodowało, w zależności od progu pH, wzrost stężeń analizowanych wskaźników

(PO_4^{3-} , N-NH_4^+ , K^+ i Mg^{2+}) co przedstawiono w tabeli 1.

Uzyskane wyniki wskazują, że wartości stężeń badanych parametrów (PO_4^{3-} , N-NH_4^+ , K^+ i Mg^{2+}), zależą od wartości pH, a tym samym od dawki użytej zasady sodowej. Działanie NaOH spowodowało, więc zniszczenie kłaczków POC i drobnoustrojów piany w tym baterii nitkowatych mających zdolność kumulowania fosforanów [Machnicka 2006].

Wyższe wartości stężeń fosforanów, azotu amonowego i jonów metali uzyskano przeprowadzając dezintegrację piany przy pomocy kawitacji hydrodynamicznej (tab. 2). Większość fosforanów uwalnianych jest już w ciągu pierwszych 27 minut destrukcji hydrodynamicznej (tab. 2). Był to jeden z powodów, dla których wybrany został ten czas do dalszych badań. Różnica w stężeniu fosforanów pomiędzy stężeniami mierzonymi po 27 i 36 minutach rozpadu wynosiła tylko 20 $\text{mg PO}_4^{3-} \text{L}^{-1}$.

Proces hybrydowy (alkalizacja i kawitacja hydrodynamiczna; POCDH), powoduje dalszy, intensywny wzrost stężeń fosforanów, azotu amonowego, potasu i magnezu w fazie płynnej piany. Jak podają Lee i Han [2013], proces kawitacji hydrodynamicznej generuje wolne rodniki hydroksylowe o wysokim potencjale utleniania ($E=2,80 \text{ V}$), które niszczą komórki mikroorganizmów. Skutkuje to liżę i uwolnieniem składników cytozolu komórek fazy płynnej. Zatem zastosowanie tych dwóch procesów jednocześnie powoduje efekt synergistyczny, którego efekty zostały przedstawione w tabeli 3.

Stosowanie dezintegracji POC spowodowało najistotniejszy wzrost stężenia fosforu w fazie ciekłej od 45,5 do 328,1 $\text{mg PO}_4^{3-} \text{L}^{-1}$ (alkalizacja), (tab.1) od 45,5 do 522,3 $\text{mg PO}_4^{3-} \text{L}^{-1}$ (kawitacja hydrodynamiczna), (tab. 2) i od 45,5 do 722,8 $\text{mg PO}_4^{3-} \text{L}^{-1}$ (proces hybrydowy), (tab. 3).

Uwolnienie wewnątrzkomórkowej materii organicznej nieorganicznej oraz enzymów obecnych w cytozolu komórki, a także niszczenie

Tabela 1. Zmiany stężeń parametrów w cieczy POC podczas alkalizacji

Table 1. Changes of liquid parameters of POC during alkalization

Parametr	Alkalizacja (wartość pH)				
	7,06–7,22 (piana bez dezintegracji)	7,91–8,12	8,94–9,12	9,93–10,08	10,89–11,17
Fosforany ($\text{mg PO}_4^{3-} \text{L}^{-1}$)	45,5±1,2	172,2±7,6	278,3±12,1	305,3±17,2	328,1±14,9
Azot amonowy ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{L}^{-1}$)	2,3±0,05	6,9±0,3	8,6±0,4	11,2±0,7	12,5±0,6

Tabela 2. Zmiany stężeń parametrów w cieczy POC podczas kawitacji hydrodynamicznej**Table 2.** Changes of liquid parameters of POC during hydrodynamic cavitation

Parametr	Kawitacja hydrodynamiczna (KH) [min]				
	0 (piana bez dezintegracji)	9	18	27	36
Fosforany (mg PO ₄ ³⁻ L ⁻¹)	45,5±1,2	335,0±11,5	442,3±13,5	498,1±17,	522,3±12,3
Azot amonowy (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	2,3±0,05	15,8±0,9	22,4±1,2	26,3±1,1	29,1±1,1
Potas (mg K ⁺ L ⁻¹)	22,4±0,9	34,5±1,1	41,8±1,3	56,2±1,8	62,5±1,8
Magnez (mg Mg ²⁺ L ⁻¹)	6,2±0,2	8,9±1,1	14,1±1,2	15,6±1,4	17,5±0,7

EPS (zewnątrzkomórkowe polimery) powodują zwiększenie stężeń fosforanów rozpuszczonych w cieczy. Wzrost koncentracji fosforanów może być częściowo efekt rozkładu zgromadzonych w komórkach polifosforanów, na skutek powstawania w kawitacji hydrodynamicznej rodników hydroksylowych o silnych własnościach utleniających. Natomiast pośrednim dowodem zniszczenia wewnątrz- i zewnątrzkomórkowych polifosforanów jest wzrost stężeń jonów magnezu i potasu w roztworze (tab. 3).

Proces hybrydowy spowodował również zwiększenie stężenia azotu amonowego w roztworze. Większość azotu amonowego uwalniała się w zakresie wartości pH, 8.92–9.06 (tab. 1) i podczas 27 minut hydrodynamicznego dezintegracji (tab. 2). Zastosowanie obu procedur dezintegracji przyczyniło się do wzrostu stężenia – od 2,3 mg N-NH₄⁺ L⁻¹ do 43,2 mg N-NH₄⁺ L⁻¹ (tab. 4).

Podobne rezultaty uzyskał Kim et al. [2010] stosując alkalizację. Wzrost pH powodował niszczenie osłon komórkowych mikroorganizmów, uwalnianie substancji wewnątrzkomórkowych do roztworu i stopniowe zwiększenie stężeń azotu i fosforu w fazie płynnej. Podczas obróbki alkalicznej przy pH=13 zawartość azotu wzrosła o 29%, a fosforu o 38%. Cloete i Oosthuizen

[2001] badali skład zewnątrzkomórkowych polimerów (EPS) i stwierdzili, że zawierały one średnio od 27% do 30% fosforu. Sugeruje to, że fosfor uwolniony do cieczy piany po dezintegracji, może pochodzić nie tylko z bakterii go kumulujących (np. *Acinetobacter calcoaceticus*, *Microtrix parvicella*) ale również z EPS.

Dezintegracja hybrydowa POC skutkowała również wzrostem stężeń jonów metali w cieczy (tab. 3). Stężenie magnezu w roztworze wzrosło z 6,2 do 31,1 mg Mg²⁺ L⁻¹, potasu z 22,4 do 102,0 mg K⁺ L⁻¹.

Eksperymenty wykazały jednoznacznie, że destrukcja POC poprzez alkalizację, kawitację hydrodynamiczną i proces hybrydowy prowadzi do zniszczenia drobnoustrojów i uwolnienia substancji organicznych i nieorganicznych z komórek do fazy ciekłej.

Potwierdzeniem dla lizy komórek mikroorganizmów, uwalniania substancji komórkowych i zmian fizykochemicznych w fazie płynnej były badania z zastosowaniem IR i spektrometru Nicolet Magna-IR 860. Na rysunku 1 przedstawiono przykładowo zmiany absorbancji dla próbki rzeczywistej POC oraz próbki POC DH (alkalizacja do wartości pH około 9 (przedział 8,94–9,12) + dezintegracja hydrodynamiczna 27 minut).

Tabela 3. Zmiany stężeń parametrów w cieczy POC podczas dezintegracji hybrydowej**Table 3.** Changes of liquid parameters of POC during hybrid disintegration

Parametr	Alkalizacja (wartość pH) + Kawitacja hydrodynamiczna (KH) [27 min]				
	7,06–7,22 (piana bez dezintegracji)	7,91–8,12 + KH	8,94–9,12 + KH	9,93–10,08 + KH	10,89–11,17 + KH
Fosforany (mg PO ₄ ³⁻ L ⁻¹)	45,5±1,2	542,0±13,1	652,4±14,7	696,7±17,6	722,8±19,3
Azot amonowy (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	2,3±0,05	28,2±1,1	34,4±1,3	37,3±1,2	43,2±1,3
Potas (mg K ⁺ L ⁻¹)	22,4±0,9	76,2±1,3	85,5±1,4	91,5±1,9	102,0±2,8
Magnez (mg Mg ²⁺ L ⁻¹)	6,2±0,2	19,2±1,3	23,2±1,2	26,0±1,7	31,1±1,6

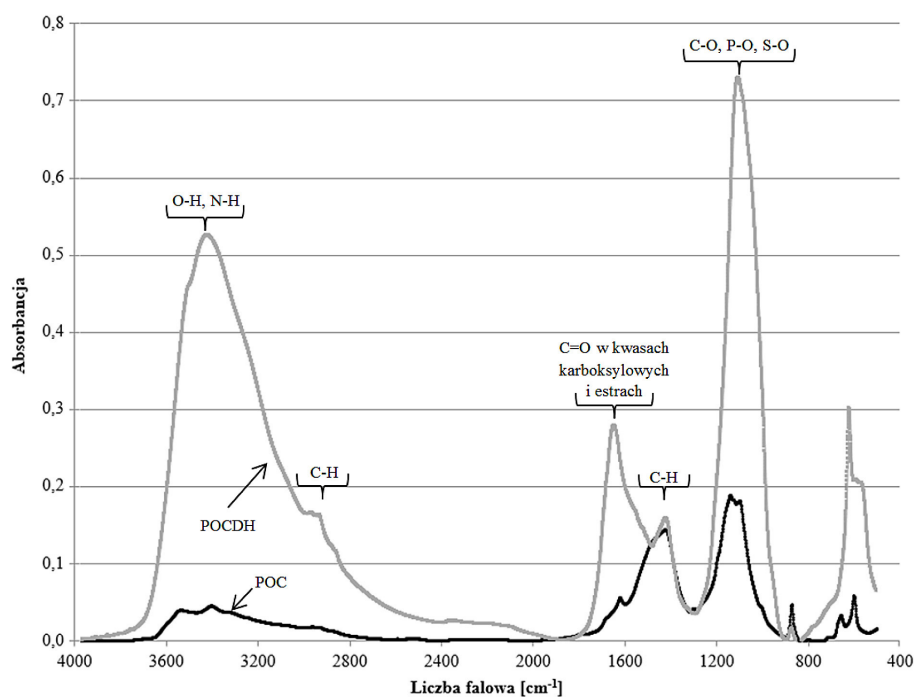
Pod wpływem alkalizacji i kawitacji hydrodynamicznej na skutek lizy komórek drobno-ustrojów piany nastąpiły zmiany właściwości chemicznych i biochemicznych w cieczy.

Analiza pozycji, kształtu i intensywność pików w widmie ujawniła dane o strukturze cząsteczkowej próbki. Wzrost pola pod pikiem przy długości fali ok. 3350 cm^{-1} świadczy o wzroście stężenia oscylatorów drgań rozciągających O-H i N-H (rys. 1). Ze względu na różnorodność związków, które są obecne na komórkach, zawierających grupy O-H i N-H, wzrost pola pod pikiem jest związana z rozkładem białek, peptydów, cukrów i alkoholi. Wzrost absorbancji przy długości fali około 2900 cm^{-1} i 1400 cm^{-1} dowodzi o wzroście stężenia oscylatorów C-H (rys. 1). Powstają one na skutek zniszczenia aminokwasów siarkowych i struktur węglowodanowych. Ponadto, wzrost pola pod pasmami przy długości fali 1800 cm^{-1} i 1700 cm^{-1} potwierdza wzrost stężenia oscylatorów drgań C=O odpowiednio w kwasach karboksylowych i estrach (rys. 1). Natomiast zmiana absorbancji przy długości fali ok. 1100 cm^{-1} odpowiada wzrostowi stężenia oscylatorów drgań C-O, P-O oraz S-O, które występują (budują) w komórkach (tj. sulfotlenki organiczne, kwasy nukleinowe, alkohole), a ich pasma absorpcyjne nakładają się w tym zakresie widma (rys. 1) [Socrates 2004]. Zmiany absorbancji przy

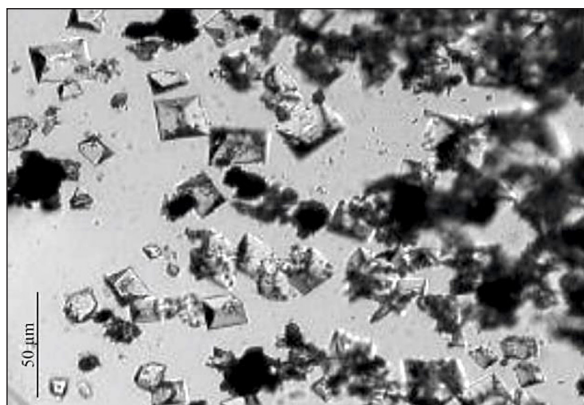
wymienionych długościach fal świadczą o uwalnianiu się w czasie dezintegracji m.in. amin, aminokwasów, grup amidowych (protein), fosforanów, soli amonowych kwasu karboksylowego itp. Ujawnianie się w cieczy nadosadowej tych grup chemicznych świadczy o destrukcyjnym działaniu dezintegracji hybrydowej na mikroorganizmy piany i skutecznej lizie komórek. Otrzymane wyniki również potwierdzają przedstawione wcześniej zmiany wartości stężeń analizowanych parametrów w cieczy nadosadowej.

Uwolnienie biogenów oraz jonów metali z komórek w procesie hybrydowym do fazy płynnej POC, stworzyło warunki do ich odzysku/usuwania w postaci fosforanu amonu magnezu ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, MAP) [Diwania et al. 2007]. Syntezę MAP prowadzi się w środowisku alkalicznym ($7 < \text{pH} < 11$), najczęściej w temperaturze otoczenia, w obecności fosforanów jonów magnezu i azoty amonowego. W celu spełnienia wzoru struwitu, stosunek molowy $\text{Mg}:\text{NH}_4:\text{PO}_4$ powinien wynosić 1:1:1, a stosunek wagowy 0,25:0,19:1. Spełnienie formuły pozwala wówczas na powstanie krystalicznego produktu mogącego mieć zastosowanie w rolnictwie, jako nawóz mineralny [de-Bashan and Bashan 2004].

Na podstawie badań stwierdzono, że można było wytrącić struwit po hybrydowym procesie rozpadu mikroorganizmów piany (rys. 2).



Rys. 1. Analiza IR próbek POC niezintegrowanej i POC po procesie dezintegracji hybrydowej
Fig. 1. IR analysis of POC samples and POC samples after hybrid disintegration process



Rys. 2. Wytrącone kryształy struwitu w fazie płynnej POC po procesie hybrydowym

Fig. 2. Precipitated struvite crystals in liquid phase of POC after hybrid process

Wytrącony struwit, którego przykład przedstawia pokazany fotografia 1, może być łatwo oddzielony od supernatantu piany. Zaletą procesu była możliwość sterowania procesem poprzez dodawanie określonej ilości zdeintegrowanej piany, tak aby stężenie fosforanów i azotu amonowego było odpowiednie do spełnienia formuły struwitu. Wykorzystanie piany osadu czynnego miało również zastosowanie praktyczne z punktu widzenia technologii oczyszczania ścieków. Jak dobrze wiadomo, tworzenie się piany i pęczniącego osadu czynnego są typowymi problemami napotykanymi w wielu zakładach oczyszczania ścieków na całym świecie. Jednak uzyskanie fosforanu amonowo-magnezowego w sposób celowy i sterowany daje wymierne korzyści wynikające z odzysku (usunięcia) fosforu ze ścieków oraz użytecznego wykorzystania i zagospodarowania niepożądanego piany.

WNIOSKI

1. Proces hybrydowej (alkalizacja i kawitacja hydrodynamiczna) dezintegracji piany osadu czynnego spowodował uwalnianie fosforanów, azotu amonowego i uwalniania jonów metali. Zastosowanie takiej obróbki wstępnej spowodowało zwiększenie w roztworze stężenia fosforanów o ok. 677 mg $\text{PO}_4^{3-} \text{L}^{-1}$, azotu amonowego o ok. 41 mg $\text{N-NH}_4^+ \text{L}^{-1}$, magnezu o ok. 25 mg $\text{Mg}^{2+} \text{L}^{-1}$ i potasu o ok. 79,6 mg $\text{K}^+ \text{L}^{-1}$.
2. Potwierdzeniem dla lizy komórek mikroorganizmów w procesie hybrydowym, uwal-

niania substancji komórkowych i zmian fizykochemicznych w fazie płynnej były badania z zastosowaniem IR. Wzrost absorbancji przy określonej długości fali dowodzi o wzroście stężenia oscylatorów różnych wiązań chemicznych i uwolnienia substancji komórkowych: amin, aminokwasów (w tym siarkowych), grup amidowych (białka), kwasów nukleinowych, soli kwasów karboksylowych, węglowodanów itp. czasie rozpadu.

3. Uwolnienie fosforanów, magnezu i potasu do fazy ciekłej w hybrydowej dezintegracji piany potwierdza możliwość otrzymania struwitu.

LITERATURA

1. Cassini S.T., Andrade M.C.E., Abreu T.A., Keller R. and Goncalves R.F. 2006. Alkaline and acid hydrolytic processes in aerobic and anaerobic sludges: effect on total EPS and fractions. *Water Science and Technology*, 53, 51–58.
2. Cloete T.E. and Oosthuizen D.J. 2001. The role of extracellular exopolymers in the removal of phosphorous from activated sludge. *Water Research*, 35, 3595–3598.
3. de-Bashan L.E. and Bashan Y. 2004. Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer. *Water Research*, 38, 4222–4246.
4. Diwania G.E., Rafiea S.E., Ibiaria N.N.E. and Ailab H.I.E. 2007. Recovery of ammonia nitrogen from industrial wastewater treatment as struvite slow releasing fertilizer. *Desalination*, 214, 200–214.
5. Eaton A.D., Clesceri L.S., Greenberg A.E. and Franson M.A.H. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21th ed. American Public Health Association, Washington.
6. Erden G. 2013. Combination of alkaline and microwave pretreatment for disintegration of meat processing wastewater sludge. *Environmental Technology*, 34, 711–718.
7. Fryer M. and Gray N.F. 2012. Foaming Scum Index (FSI) – a new tool for the assessment and characterisation of biological mediated activated sludge foams. *Journal of Environmental Management*, 110, 8–19.
8. Grübel K., Machnicka A. and Waclawek S. 2013. Impact of alkalization of surplus activated sludge on biogas production. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 20, 343–351.
9. Kim D.H., Jeong E., Oh S.E. and Shin H.S. 2010. Combined (alkaline+ultrasonic) pretreatment effect on sewage sludge disintegration. *Water Re-*

- search, 44, 3093–3100.
10. Kim J., Park C., Kim T.H., Lee M., Kim S., Kim S. W. and Lee J. 2003. Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95, 271–275.
 11. Kim T.H., Nam Y.K., Park C. and Lee M. 2009. Carbon source recovery from waste activated sludge by alkaline hydrolysis and gamma-ray irradiation for biological denitrification. *Bioresource Technology*, 100, 5694–5699.
 12. Lee I. and Han J.I. 2013. The effects of waste-activated sludge pretreatment using hydrodynamic cavitation for methane production. *Ultrasonics Sonochemistry*, 20, 1450–1455.
 13. Li H., Li Ch., Liu W. and Zou S. 2012. Optimized alkaline pretreatment of sludge before anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 123, 189–194.
 14. Machnicka A. 2006. Accumulation of phosphorus by filamentous microorganisms. *Polish Journal of Environmental Study* 15, 947–953.
 15. Nelson M.D. [ed.] 2007. Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants. 6th ed. McGraw-Hill, New York.
 16. Nielsen P.H., Kragelund C., Nielsen J.L., Tiro S., Lebek M., Rosenwinkel K.H. and Gessesse A. 2005. Control of *Microthrix parvicella* in activated sludge plants by dosing polyaluminum salts: possible mechanisms. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 33, 255–264.
 17. Paris S., Lmd G., Lemmer H. and Wilderer P.A. 2005. Dosing aluminum chloride to control *Microthrix parvicella*. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 33, 247–254.
 18. Ramothokang T.R., Drysdale G.D. and Bux F. 2003. Isolation and cultivation of filamentous bacteria implicated in activated sludge bulking. *Water SA*, 29, 405–410.
 19. Socrates G. 2004. Infrared and Raman characteristic group frequencies. Tables and charts. 3rd ed. John Wiley & Sons LTD, Chichester.
 20. Tsang Y.F., Sin S.N. and Chua H. 2008. *Nocardia* foaming control in activated sludge process treating domestic wastewater. *Bioresource Technology*, 99, 3381–3388.