

Magdalena SZYSZKO\*

## **WPLYW STRĄCANIA WSTĘPNEGO POLIMEREM ORGANICZNYM NA Szybkość DENITRYFIKACJI**

W artykule przedstawiono wyniki badań nad wpływem strącania wstępnego zanieczyszczeń ze ścieków surowych z Oczyszczalni „Dębogórze” k. Gdyni polimerem organicznym Cofloc firmy Atana na szybkość procesu denitryfikacji. Przeanalizowano efektywność usuwania związków organicznych ze ścieków surowych w procesie koagulacji, jak również przeprowadzono serię testów dwufazowych w celu wyznaczenia szybkości denitryfikacji w temperaturze 20°C. Celem badań było określenie, czy strącanie wstępne nie ogranicza szybkości denitryfikacji z uwagi na możliwy deficyt związków organicznych.

### **1. WSTĘP**

W dzisiejszych czasach stawia się wyzwanie inżynierom i technologom dotyczące zrównoważonej gospodarki energią. Nie inaczej jest w przypadku procesów oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych. Jednym z możliwych sposobów odzyskiwania energii jest proces strącania wstępnego przy użyciu polimerów organicznych (ang. Chemically Enhanced Primary Treatment (CEPT)).

Zbadano, że w procesie sedymentacji w osadniku wstępnym można zmniejszyć BZT<sub>5</sub> o 25–40% oraz usunąć 50–70% zawiesiny ogólnej i 5–10% fosforu. Strącanie wstępne daje dużo wyższą efektywność usuwania, tj. 60–90% zawiesiny ogólnej, 40–80% BZT<sub>5</sub>, 30–70% ChZT oraz 65–95% fosforu [2]. Zatem, wykorzystując strącanie wstępne zmniejsza się ładunek materii organicznej i fosforu, które należy usunąć w biologicznym etapie oczyszczania ścieków. Oznacza to, że już w tym momencie otrzymuje się obniżenie zużycia energii, która powinna być wykorzystana w celu

---

\* Politechnika Gdańska, ul. G. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk.

doprowadzenia tlenu do utleniania związków organicznych przez osad czynny i nityfikację, co daje zysk w końcowym bilansie energetycznym.

Podczas strącania może być produkowana zwiększona objętość osadu wstępnego. Może to stanowić wadę, gdyż osad ten będzie wymagał większej przepustowości urządzeń do jego przeróbki. Jednak, gdy zwrócimy uwagę na jakość osadu wstępnego po strącaniu wstępnym, może on stać się zaletą. Jak prezentują Ucisik i Henze [13] podczas fermentacji osadów wstępnych występowała wyższa produkcja gazu fermentacyjnego w porównaniu z produkcją gazu z osadów nadmiernych. Na podstawie prezentowanych badań w duńskich oczyszczalniach w Avedøre i Lundtofte stwierdzili oni, że produkcja LKT z osadów pierwotnych wynosiła odpowiednio 197,2 i 255,7 mg ChZT/g s.m.o., podczas gdy dla nadmiernych osadów czynnych z tych samych oczyszczalni była znacznie niższa, i wynosiła 23 i 11,3 mg ChZT/g s.m.o. [13].

W przypadku zastosowania strącania wstępnego zanieczyszczeń zawartych w ściekach surowych należy przeanalizować dostępność węgla organicznego niezbędnego do procesów biologicznego oczyszczania ścieków, tj. denitryfikacji i defosfatacji. Do tych procesów potrzebna jest odpowiednia ilość organicznych związków węgla, które mogły zostać usunięte już w osadniku wstępnym. W przypadku deficytu węgla organicznego, konieczne byłoby jego dozowanie jako źródła zewnętrznego, co miałyby wpływ na koszty eksploatacyjne oczyszczalni.

Koagulanty odgrywają ważną rolę w uzdatnianiu wody, oczyszczaniu ścieków oraz przeróbce osadów ściekowych. Popularnymi koagulantami chemicznymi są sole glinu i żelaza. Skuteczność tych substancji jest dobrze znana, jednak nie są one pozbawione wad, takich jak mała efektywność działania w niskich temperaturach, wysoki koszt, produkcja dużych ilości osadów oraz znaczący wpływ na pH ścieków oczyszczonych [7].

Zastosowanie reagentów organicznych ma w stosunku do nieorganicznych główną zaletę. Produkowany osad zawiera mniej chemicznie związanej wody i może być łatwiej odwadniany. Organiczne koagulanty syntetyczne mają również wady, jak możliwość tworzenia monomerów, które są niepożądane ze względu na ich neurotoksyczność i silne właściwości rakotwórcze. Jako alternatywa stało się popularne wykorzystanie koagulantów naturalnych. Mogą być one wytwarzane z tkanek mikroorganizmów, zwierząt lub roślin. Ponadto są one łatwo biodegradowalne, bezpieczne dla zdrowia ludzi, a także wytwarzają mniejszą objętość osadu [14]. Najbardziej znane koagulanty pochodzą z kaktusa [14], ziarna fasoli [12] czy z taniny [10].

Do niniejszych badań użyto naturalnego polimeru organicznego Cofloc firmy Atana. Cofloc jest to ekologiczny, biodegradowalny i nietoksyczny koagulant, który służy do strącania zawiesin i związków koloidalnych ze ścieków komunalnych i przemysłowych. Ponadto, w stosunku do soli glinu i żelaza, wytwarza o 30% mniej osadów oraz nie zawiera metali, więc nie ogranicza możliwości wykorzystania osadów w rolnictwie.

Badania opisane w niniejszym artykule mają na celu określenie wpływu zmniejszonej ilości organicznych związków węgla w wyniku procesu strącania wstępnego na szybkość procesu denitryfikacji w reaktorach biologicznych.

## 2. METODYKA

### 2.1. POCHODZENIE ŚCIEKÓW I OSADU CZYNNEGO

Badania laboratoryjne przeprowadzono, wykorzystując ścieki surowe oraz osad czynny z Grupowej Oczyszczalni Ścieków „Dębogórze” k. Gdyni, zlokalizowanej w północnej Polsce. Przyjmuje i oczyszcza ona ścieki komunalne z terenu Gdyni, Rumi, Redy, Wejherowa i innych mniejszych, okolicznych miejscowości. Aktualnie obciążenie oczyszczalni szacowane jest na 420000 RLM, przy przepustowości 55000 m<sup>3</sup>/d. Ścieki oczyszczone odprowadzane są do Zatoki Puckiej na odległość ponad 2,3 km od linii brzegowej kolektorem głębokowodnym (pod dnem morskim), zakończonym zestawem dyfuzorów zamontowanym na głębokości ok. 8 m.

W celu przeprowadzenia testów laboratoryjnych wiosną 2014 roku pobierano próby średniodobowe ścieków surowych oraz próby chwilowe osadu czynnego z odpływu z reaktorów biologicznych.

### 2.2. PRZYGOTOWANIE PRÓB DO BADAŃ

W celu przeprowadzenia testów przeprowadzono procesy strącania wstępnego zanieczyszczeń zawartych w ściekach surowych z użyciem polimeru organicznego Atana Cofloc. Producent przygotowuje 30% roztwór, a bezpośrednio przed testami rozcieńcza się go wodą destylowaną w proporcji 1:10. Tak przygotowany reagent dozowano w dawce 1,5 cm<sup>3</sup>/dm<sup>3</sup> ścieków surowych. Przez 30 sekund prowadzono mieszanie szybkie mieszadłem magnetycznym z prędkością 300 obrotów na minutę, po czym przez kolejne 10 minut kontynuowano mieszanie z prędkością 130 obrotów na minutę. Po tym czasie wyłączono mieszanie i przeprowadzono proces 2 godzinnej sedymentacji. Ciecz nadosadową zdekantowano, odmierzając 2 dm<sup>3</sup> w celu wykonania testu dwufazowego. Jako porównanie efektywności działania polimeru Atana Cofloc przeprowadzono 2 godzinną sedymentację ścieków surowych bez strącania wstępnego, symulując tym samym pracę osadnika wstępnego w oczyszczalni ścieków. Ponadto przeprowadzono strącanie wstępne zanieczyszczeń przy użyciu siarczanu cynku zgodnie z metodyką opracowaną przez Mamais i in. [9]. Zakłada ona, że ścieki zostaną pozbawione zawiesiny oraz związków koloidalnych, czyli otrzymuje się maksymalną efektywność procesu strącania wstępnego zanieczyszczeń zawartych w ściekach surowych. Zgodnie z tą procedurą sprawdzano pH ścieków surowych, po czym

dodano 10 cm<sup>3</sup> roztworu siarczanu cynku o stężeniu 100 g/dm<sup>3</sup> na 1 dm<sup>3</sup> ścieków surowych. Następnie, próbę mieszało mieszadłem magnetycznym przez 1 minutę, po czym skorygowano odczyn 6 molowym roztworem wodorotlenku sodu do wartości pH około 10,5 i pozostawiono próbę do zsedymetowania osadu. Ciecz nadosadową zdekantowano i skorygowano jej odczyn kwasem solnym do początkowej wartości pH. W ten sposób uzyskano ścieki zawierające tylko frakcję rozpuszczoną związków organicznych, co umożliwia w sposób pośredni ocenę wpływu frakcji wolnorozkładalnej na efektywność procesu denitryfikacji.

Przed testem przeprowadzono sedymentację osadu czynnego i zdekantowano ciecz nadosadową w objętości równej połowie początkowej objętości próby. W ten sposób otrzymano dwukrotnie zagęszczony osad czynny, który wykorzystano w teście dwufazowym.

### 2.3. PRZEPROWADZENIE TESTÓW DWUFAZOWYCH

W celu określenia szybkości denitryfikacji przeprowadzono cztery testy dwufazowe, obejmujące fazę beztlenową (2 godziny) oraz fazę anoksydacyjną (4 godziny). Tego typu testy najlepiej odwzorowują warunki pracy bioreaktorów analizowanej oczyszczalni ścieków. Uwzględniają one aktywność bakterii fosforowych, które zużywają część węgla organicznego w fazie beztlenowej procesu. Pierwsze trzy testy wykonano z użyciem ścieków po sedymentacji i po koagulacji polimerem Atana Cofloc. Ostatni, czwarty test wykonano z wykorzystaniem ścieków po sedymentacji i po strącaniu wstępnym siarczanem cynku.

Testy przeprowadzono w dwóch równoległych reaktorach wsadowych o objętości 4 dm<sup>3</sup> każdy. Reaktory posiadają płaszcze wodne, dzięki którym utrzymywano stałą temperaturę 20°C oraz mieszadła mechaniczne, działające z prędkością 180 obrotów na minutę. Szczegółowo układ reaktorów i panel sterowania prezentują Drewnowski i Mąkinia [4].

Do obu reaktorów wprowadzono po 2 dm<sup>3</sup> zagęszczonego osadu czynnego. W chwili rozpoczęcia testu dodano do obu reaktorów po 2 dm<sup>3</sup> wcześniej przygotowanych ścieków. Uzyskano w ten sposób stężenie osadu zbliżone do stężenia występującego w reaktorze oczyszczalni. Do reaktora 1 wprowadzono ścieki bez strącania wstępnego, a do reaktora 2 ścieki po wcześniejszym strącaniu polimerem Atana Cofloc. Na początku i na końcu testu z każdego reaktora pobrano próby po 50 cm<sup>3</sup> w celu wykonania oznaczeń stężenia osadu. Po zakończeniu fazy beztlenowej, dodano roztwór wodny azotanu potasu, w celu podniesienia stężenia azotanów do wartości około 20 mg NO<sub>3</sub>-N/dm<sup>3</sup>.

## 2.4. METODY ANALITYCZNE

Dla ścieków surowych, ścieków po sedymentacji i ścieków po strącaniu wstępnym wykonano oznaczenia ChZT całkowitego i w próbach sączonych przez filtr o średnicy porów  $0,45 \mu\text{m}$ . W czasie trwania testu w określonych odstępach czasu pobierano próby o objętości około  $50 \text{ cm}^3$  z obu reaktorów, po czym filtrowano je w układzie filtracyjnym z próżnią przez sączki szklane (Whatman GF/C), a następnie wykonywano oznaczenia stężeń  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Wszystkie analizy przeprowadzono przy użyciu testów kuwetowych Hach Lange i spektrofotometru Xion 500 (Dr Lange GmbH, Berlin, Niemcy). Ponadto, wykonano analizy stężeń azotu ogólnego przy użyciu analizatora TOC z przystawką do oznaczeń azotu ogólnego TN (SHIMADZU Corp., Kioto, Japonia). Metody oznaczeń zastosowane przez obie firmy są zgodne ze standardami APHA 2005 [1]. Stężenie osadu mierzono, wykorzystując metodę wagową zgodnie z Polską Normą (PN-72/C-04559).

## 3. WYNIKI I DYSKUSJA

### 3.1. EFEKTYWNOŚĆ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ W PROCESIE STRĄCANIA WSTĘPNEGO

Przed rozpoczęciem badań wykonano oznaczenia ChZT,  $\text{PO}_4\text{-P}$  oraz  $\text{NH}_4\text{-N}$  dla ścieków surowych, a po strącaniu takie same oznaczenia wykonano dla ścieków po sedymentacji, koagulacji Ataną Cofloc oraz koagulacji siarczanem cynku. Dodatkowo, przeprowadzono analizę stopnia usuwania związków organicznych, fosforanów oraz azotu amonowego w stosunku do ścieków surowych oraz do ścieków poddanych tylko procesowi sedymentacji. Wyniki analiz i obliczeń przedstawiono w tabeli 1.

ChZT w ściekach surowych wahały się w granicach  $795\text{--}1060 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ . Według danych Grupowej Oczyszczalni Ścieków „Dębogórze” średnie roczne ChZT w ściekach surowych w roku 2011 wynosiło  $1113 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ , a zakres zmienności ChZT zawierał się w granicach  $900\text{--}1600 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ . W badaniach prezentowanych przez Drewnowskiego i Mąkinię [4] średnie ChZT w ściekach surowych w latach 2009 i 2010 w tej samej oczyszczalni było niższe i wynosiło  $901 \pm 52 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ . Porównując te dane, można stwierdzić, że próby ścieków surowych zastosowane w badaniach były miarodajne. W wyniku procesu dwugodzinnej sedymentacji uzyskano ChZT w cieczy nadosadowej w zakresie od 426 do  $700 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ . Zatem efektywność zmniejszenia wskaźnika ChZT w procesie sedymentacji w warunkach laboratoryjnych wynosiła od 33,9 do 57,4%. Rzeczywista efektywność procesu sedymentacji w osadnikach wstępnych oczyszczalni „Dębogórze” w odniesieniu do zmniejszenia wskaźnika ChZT wynosiła średnio 24,9%. Może być to związane z pracą tych osadników jako aktywne, w których produkowane są lotne kwasy tłuszczowe, mające wpływ

na wzrost ChZT w ściekach odpływających z tego urządzenia. Przeprowadzenie strącania wstępnego polimerem Atana Cofloc wpłynęło na wzrost stopnia usunięcia ChZT. ChZT w tych ściekach wahało się w granicach 325–607 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, co oznacza usunięcie związków organicznych w zakresie od 29,9 do 66,6% w stosunku do ścieków surowych i od -9,3 do 46 % w porównaniu do ścieków po procesie sedymentacji. W przypadku niektórych testów zastosowanie Atana Cofloc nie miało wpływu na efektywność zmniejszenia wskaźnika ChZT w ściekach.

Tabela 1. Efektywność zmniejszenia ChZT oraz usunięcia PO<sub>4</sub> – P i NH<sub>4</sub> – N w procesie koagulacji

Parametr	Ścieki surowe (A)	Ścieki po 2-godzinnej sedymentacji (B)	Ścieki po koagulacji polimerem Atana Cofloc	Ścieki po koagulacji ZnSO <sub>4</sub>
ChZT (mg ChZT/dm <sup>3</sup> )	934,5 ± 91,7	537,0 ± 106,4	466,0 ± 107,0	235,0 ± 14,1
Zmniejszenie ChZT w stosunku do A (%)	-	42,6 ± 23,1	49,7 ± 22,0	75,4 ± 2,0
Zmniejszenie ChZT w stosunku do B (%)	-	-	11,51 ± 18,1	62,2 ± 3,9
PO <sub>4</sub> -P (mg P/dm <sup>3</sup> )	6,3 ± 0,3	7,3 ± 0,6	6,8 ± 0,5	0,36 ± 0,04
Usuwanie PO <sub>4</sub> -P w stosunku do A (%)	-	-15,6 ± 3,9	-6,7 ± 3,0	94,3 ± 1,1
Usuwanie PO <sub>4</sub> -P w stosunku do B (%)	-	-	7,6 ± 0,98	95,0 ± 1,1
NH <sub>4</sub> - N (mg NH <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup> )	68,9 ± 4,0	62,8 ± 9,7	60,7 ± 5,8	64,3 ± 4,8
Usuwanie NH <sub>4</sub> -N w stosunku do A (%)	-	8,7 ± 13,6	11,8 ± 8,9	5,8 ± 0,5
Usuwanie NH <sub>4</sub> -N w stosunku do B (%)	-	-	2,7 ± 5,8	- 4,9 ± 1,8

De Feo i in. [2] podają, że w procesach strącania wstępnego uzyskuje się usunięcie od 30 do 70% ChZT, więc efektywność badanego polimeru była zbliżona do tych danych literaturowych. Proces strącania wstępnego siarczanem cynku skutkował najwyższą efektywnością zmniejszenia wskaźnika ChZT w ściekach surowych. Wynosiła ona od 74 do 76,8%, przy ChZT w cieczy nadosadowej w granicach 225–245 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>. Na tej podstawie można oszacować, że w badanych ściekach surowych około 75% ChZT stanowiły frakcja koloidalna i zawieszinowa, a pozostałe 25% ChZT to frakcja rozpuszczona, która nie ulega usunięciu w procesie koagulacji. Udział frakcji rozpuszczonej w ściekach surowych wg badań prezentowanych przez Drewnowskiego i Mąkinę [4] wynosił dla oczyszczalni „Wschód” w Gdańsku od 19

do 39%, a dla oczyszczalni „Dębogórze” był większy i stanowił od 23 do 46%. W cieczy nadosadowej po procesie koagulacji reagentem Atana Cofloc, frakcja koloidalna i zawieszinowa stanowiły ok. 25% ChZT. Natomiast w próbach po sedymentacji udział tych frakcji wzrasta średnio do 32%.

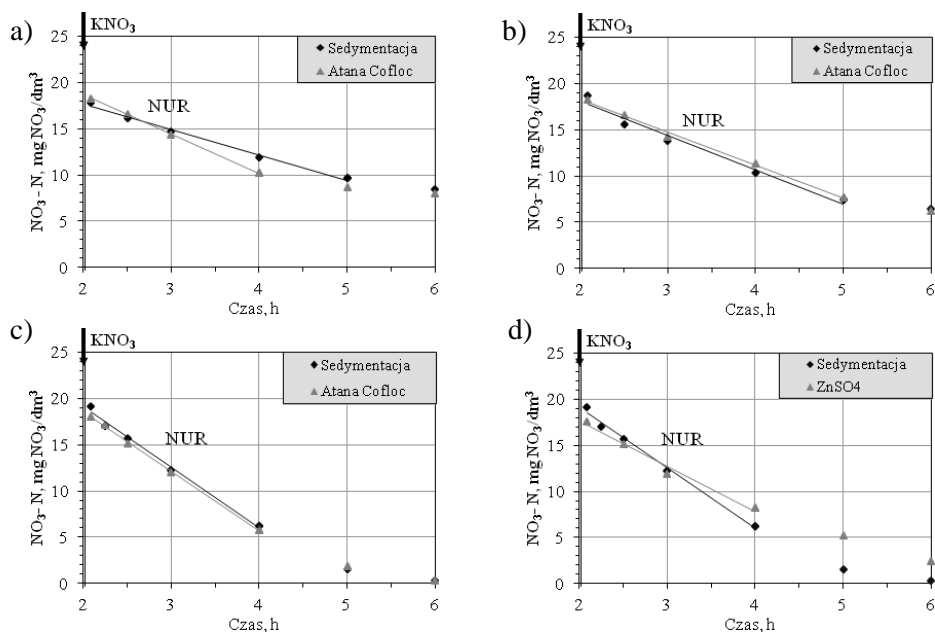
W ściekach po dwugodzinnej sedymentacji, a także w ściekach po strącaniu wstępnym polimerem Atana Cofloc i dwugodzinnej sedymentacji, zaobserwowano nieznaczny wzrost stężenia fosforanów w stosunku do ścieków surowych odpowiednio o  $15,6 \pm 3,9\%$  i  $-6,7 \pm 3,0\%$ . Mógł być on wynikiem hydrolizy związków zawartych w ściekach. Różnice stężeń fosforanów w ściekach bez i ze strącaniem wstępnym były niewielkie, więc dodatek analizowanego reagenta nie wpływał znacząco na jakość ścieków pod tym względem. De Feo i in. [2] prezentują na podstawie swoich badań, że w procesie strącania wstępnego możliwe jest usunięcie fosforu w zakresie od 65 do 95%, natomiast Konieczny P. [9] przedstawia, że w tym samym procesie usunięcie fosforu może osiągać wartość ponad 90%. Podobne do podanych w literaturze efektywności usuwania fosforanów, sięgające 90%, uzyskano w procesie strącania wstępnego z użyciem siarczanu cynku. Oznacza to, że zastosowanie tego reagenta umożliwia nie tylko koagulację zanieczyszczeń, ale także strącenie fosforanów w postaci nierozpuszczalnych soli.

Zastosowanie procesu strącania wstępnego przy użyciu reagentu Atana Cofloc lub siarczanu cynku nie miało wpływu na stężenie azotu amonowego. Wynika to z faktu, że azot amonowy występuje w formie rozpuszczonej, więc proces koagulacji i flokulacji oraz strącania nie powinien mieć większego wpływu na zmianę stężeń tego jonu.

### 3.2. SZYBKOŚĆ PROCESU DENITRYFIKACJI

Dla właściwego przebiegu procesu denitryfikacji niezbędne jest źródło węgla organicznego. Węgiel organiczny, oprócz podziału pod względem stanu fizycznego (substancje rozpuszczone, koloidalne i zawieszinowe), można sklasyfikować również ze względu na szybkość biodegradacji (związki nierozkładalne oraz łatwo i wolnorozkładalne). Cechą związków wolnorozkładalnych jest brak możliwości bezpośredniego metabolizowania ich przez mikroorganizmy. Dlatego, są one rozkładane w procesie hydrolizy do prostszych związków przy udziale enzymów zewnątrzkomórkowych [6]. Wówczas możliwe jest wykorzystywanie produktów hydrolizy do metabolizmu wewnątrzkomórkowego [15]. Związki łatworozkładalne mogą być bezpośrednio metabolizowane przez mikroorganizmy, lecz ich ilość jest często ograniczona. Lotne kwasy tłuszczowe (LKT) są wykorzystywane w komorach beztlenowych, co ogranicza efektywny przebieg denitryfikacji i biologicznej defosfatacji, ponieważ dominującym źródłem węgla w komorach anoksydacyjnych stają się wolnorozkładalne związki węgla. Oleszkiewicz i in. [11] prezentują, że deficyt organicznych związków węgla, ograniczający proces denitryfikacji, jest jedną z głównych przyczyn niezadowalających efektów usuwania azotu w oczyszczalniach. W niniejszych badaniach ścieki zostały

pozbawione części węgla organicznego, stąd należy zbadać, czy obniżenie jego zawartości nie wpływa na ograniczenie efektywności procesu denitryfikacji. Jako punkt odniesienia przyjęto ścieki po procesie sedimentacji. Na rysunku 1 pokazano zmiany stężeń azotu azotanowego w czasie trwania fazy anoksydacyjnej testów dwufazowych z użyciem polimeru Atana Cofloc (a-c) i siarczanu cynku (d).



Rys.1. Zmiana stężeń azotu azotanowego w fazie anoksydacyjnej ze ściekami po strącaniu polimerem Atana Cofloc i  $\text{ZnSO}_4$  w porównaniu do ścieków tylko po procesie sedimentacji w czterech kolejnych testach dwufazowych

Na wykresach zaznaczono krzywe zmian stężeń azotanów, na podstawie których obliczono prędkości poboru azotanów (ang. nitrate utilization rate (NUR)). W prowadzonych testach nie zaobserwowano dwóch prędkości poboru azotanów, co prawdopodobnie spowodowane jest zużyciem łatworozkładalnych związków węgla organicznego w fazie beztlenowej. W teście dwufazowym denitryfikacja przebiegała z wykorzystaniem wolnorozkładalnej frakcji węgla organicznego. Po upływie 2–3 godzin od rozpoczęcia fazy anoksydacyjnej zaobserwowano wyraźny spadek szybkości denitryfikacji. Wynikał on z deficytu węgla organicznego, a proces mógł być dalej kontynuowany w oparciu o endogenne źródło węgla. W tabeli 2 przedstawiono zestawienie wartości szybkości denitryfikacji dla testów dwufazowych. Zaobserwowano, że strącanie wstępne polimerem Atana Cofloc nie wpływa hamująco na proces denitryfikacji. Wskazują na to zbliżone wartości NUR w obu reaktorach dla trzech wykonanych testów. Drewnowski i Mąkinia [4] podają wartości szybkości denitryfikacji



dla testów dwufazowych w oczyszczalniach „Wschód” i „Dębogórze” dla ścieków oczyszczonych mechanicznie oraz dla ścieków po koagulacji siarczanem cynku. W temperaturach letnich (17,0–20,5°C) uzyskali oni wartości NUR dla ścieków oczyszczonych mechanicznie w oczyszczalni „Wschód” wynoszące  $2,3 \pm 0,07$  mg N/g<sub>s.m.o.</sub>·h, a w oczyszczalni „Dębogórze”  $1,8 \pm 0,42$  mg N/g<sub>s.m.o.</sub>·h. Prędkości te są zbliżone do ścieków po sedymentacji w czterech testach dwufazowych w ramach niniejszych badań. Autorzy prezentują także wartości NUR dla ścieków po strącaniu wstępnym siarczanem cynku w tych samych temperaturach. W oczyszczalni „Wschód” otrzymano NUR o wartości średniej  $1,8 \pm 0,01$  mg N/g<sub>s.m.o.</sub>·h, a w oczyszczalni „Dębogórze” była to wartość  $1,3 \pm 0,14$  mg N/g<sub>s.m.o.</sub>·h, co oznacza spadek szybkości NUR w stosunku do ścieków oczyszczonych mechanicznie o 22–44%. Dla porównania, w teście z użyciem siarczanu cynku wykonanym w ramach niniejszych badań, spadek szybkości NUR wynosił 23,5%, co oznacza, że otrzymane wyniki były do siebie zbliżone.

Tabela 2. Zestawienie szybkości poboru azotanów NUR w czterech kolejnych testach dwufazowych

Próba	NUR (mg N/g <sub>s.m.o.</sub> ·h)			
	Test 1	Test 2	Test 3	Test 4
Po sedymentacji	1,23	1,96	2,24	2,24
Po koagulacji Atana Cofloc	1,87	1,92	2,28	-
Po koagulacji ZnSO <sub>4</sub>	-	-	-	1,72

Z wykonanych badań wynika, że polimer Atana Cofloc może być stosowany do strącania wstępnego w zastosowanej dawce, nie wpływając niekorzystnie na procesy denitryfikacji. Zatem, jednocześnie obserwowany wzrost ChZT z osadzie pierwotnym miałby istotne przełożenie na proces fermentacji osadów oraz produkcję biogazu. Według Drewnowskiego [3] frakcja wolnorozkładalna ChZT, która w procesie strącania wstępnego zostaje zatrzymana w osadzie pierwotnym, odgrywa ważną rolę w zakresie usuwania związków organicznych oraz produkcji biogazu w komorach fermentacyjnych, co przekłada się na bilans energetyczny oczyszczalni ścieków. W badaniach prezentowanych przez Gori i in. [5] przedstawiono, że przy zastosowaniu osadników wstępnych zapotrzebowanie na energię do procesów oczyszczania biologicznego zmniejsza się o 3,9%, a dodatkowo produkcja energii dzięki fermentacji osadu wstępnego zwiększyła się o 131%.

Z zaprezentowanych wyników badań wynika, że zastosowanie reagenta Atana Cofloc nie przyczynia się znacznie do ograniczenia szybkości denitryfikacji. Dodatkowo, zwiększa on wskaźnik ChZT w osadzie wstępnym, co niewątpliwie mogłoby generować dodatkowy zysk energetyczny, więc warto by było, jako kolejny krok badań, przeprowadzić testy nad Atana Cofloc pod kątem procesów fermentacji i produkcji

biogazu, by w pełni móc uzyskać informację, jaki zysk w bilansie energetycznym jest możliwy do uzyskania.

#### 4. WNIOSKI

Artykuł miał na celu ocenę wpływu dozowania polimeru organicznego Atana Cofloc na efektywność usuwania ze ścieków związków organicznych oraz na szybkość denitryfikacji w reaktorach biologicznych. Jak wynika z przeprowadzonych badań uzyskano większą efektywność zmniejszenia wskaźnika ChZT w ściekach surowych, która wynosiła  $11,51 \pm 18,1\%$  w stosunku do ścieków poddanych samej sedimentacji. Usunięcie tej ilości związków organicznych może przyczynić się do zwiększenia produkcji biogazu w procesie fermentacji osadu wstępnego. Zaobserwowane w trakcie testów dwufazowych szybkości denitryfikacji w reaktorach, do których dodano ścieki surowe po procesie sedimentacji i po procesie koagulacji reagentem Atana Cofloc były zbliżone, i średnio wynosiły odpowiednio  $1,91 \pm 0,47$  mg N/g<sub>s.m.o.</sub>·h i  $2,02 \pm 0,22$  mg N/g<sub>s.m.o.</sub>·h. Jednocześnie były to nieznacznie wyższe wyniki od uzyskanych dla ścieków poddanych procesowi koagulacji ZnSO<sub>4</sub>, które zawierały tylko frakcję rozpuszczoną związków organicznych. Na tej podstawie można stwierdzić, że wpływ dozowania polimeru (przy dawce wynoszącej 1,5 cm<sup>3</sup>) nie ma istotnego wpływu na szybkości procesu denitryfikacji, przy jednoczesnej korzyści w postaci produkcji zwiększonej ilości osadów wstępnych. By uzyskać pełny obraz działania polimeru, należałoby przeprowadzić proces beztlenowej fermentacji wydzielonych osadów i określić wielkość produkcji lotnych kwasów tłuszczowych.

*Projekt współfinansowany ze środków Funduszy Norweskich, w ramach programu Polsko-Norweska Współpraca Badawcza, Konkurs Główny, realizowany przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju, umowa nr pol-nor/197025/37/2013.*

#### LITERATURA

- [1] APHA 2005, *Standard methods for examination of water and wastewater*, 18th edn. American Public Health Association, Washington, DC.
- [2] DE FEO G., DE GISI S., GALASSO M., *Definition of a practical multi-criteria procedure for selecting the best coagulant in a chemically assisted primary sedimentation process for the treatment of urban wastewater*, Desalination, 2008, Vol. 230, 229–238.
- [3] DREWNOWSKI J., *The impact of slowly biodegradable organic compounds on the oxygen uptake rate in activated sludge systems*, Water Science and Technology, Vol. 69, No. 6, 1136–1144.
- [4] DREWNOWSKI J., MAKINIA J., *The role of biodegradable particulate and colloidal organic compounds in biological nutrient removal activated sludge systems*, Int. J. Environ. Sci. Technol., 2014, Vol. 11, 1973–1988.

- [5] GORI R., GIACCHERINI F., JIANG L., SOBHANI R., ROSSO D., *Role of primary sedimentation on plant-wide energy recovery and carbon footprint*, Water Science and Technology, Vol. 68, No. 3, 870–878.
- [6] HENZE M., GRADY C.P.L. JR, GUJER W., MARAIS G.V.R., MATSUO T., *Activated Sludge Model No. 1. Scientific and Technical Report No.1*, IAWPRC, Londyn 1987.
- [7] KAZI T., VIRUPAKSHI A., *Treatment of tannery wastewater using natural coagulants International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 2013, Vol. 2, No. 8.
- [8] KONIECZNY P., *Strącanie bezpośrednie i wstępne jako efektywne i przyjazne środowisku metody oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych*, Forum Eksploatatora, 2011, Vol. 54, No. 3.
- [9] MAMAIS D., JENKINS D., PITT P., *A rapid physical chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater*, Water Research, 1993, Vol. 27, 195–197.
- [10] O'CONNELL D., *Flocculant future, coagulant challenges*, Water treatment chemicals, Speciality chemicals magazine, 2005.
- [11] OLESZKIEWICZ J.A., KALINOWSKA E., DOLD P., BARNARD J.L., BIENIOWSKI M., FERENC Z., JONES R., RYPINA A., SUDOL J., *Feasibility studies and pre-design simulation of Warsaw's new wastewater treatment plant*, Environ. Technol., 2004, Vol. 25, 1405–1411.
- [12] SHILPA B. S., AKANKSHA, KAVITA, GIRISH P., *Evaluation of Cactus and Hyacinth Bean Peels as Natural Coagulants*, International Journal of Chemical and Environmental Engineering, 2012, Vol. 3.
- [13] UCISIK A.S., HENZE M., *Biological hydrolysis and acidification of sludge under anaerobic conditions: The effect of sludge type and origin on the production and composition of volatile fatty acids*, Water Research, 2008, Vol. 42, 3729–3738
- [14] VIJAYARAGHAVAN G., SIVAKUMAR T., VIMAL KUMAR A., *Application of plant based coagulants for Waste water treatment*, International Journal of Advanced Engineering Research and Studies, 2011, Vol. 1, 88–92.
- [15] WANNER J., *Activated sludge population dynamics*, Water Science and Technology, 1994, Vol. 30, No. 11, 159–170.

#### THE IMPACT OF PRIMARY CLARIFICATION WITH ORGANIC POLYMER ON NITRATE UTILIZATION RATE

The article presents the results of research on the impact of primary clarification with using organic polymer Atana Cofloc. In this article analyzed the efficiency of removing organic compounds from raw wastewater during coagulation process. The aim of the study was to determine nitrate utilization rate in two-phase tests conducted in 20°C.