

Stanisław Miodoński, Mateusz Muszyński-Huhajło\*

## **OCENA MOŻLIWOŚCI WYKORZYSTANIA MECHANICZNIE ZAGĘSZCZONEGO OSADU NADMIERNEGO DO ROZRUCHU PROCESU SKRÓCONEJ NITRYFIKACJI. BADANIA WSTĘPNE**

Przetawiono wyniki wstępnych badań mających na celu ocenę przydatności osadu nadmiernego przed oraz po zagęszczaniu mechanicznym w rozruchu procesu skróconej nitryfikacji, prowadzonej na strumieniu odcieków z odwadniania osadów po procesie fermentacji metanowej. W obu strumieniach przeprowadzono szereg testów laboratoryjnych szybkości zużycia azotu amonowego (AUR). Badania wykazały znaczne różnice w dynamice szybkości ubytku azotu amonowego na korzyść osadu niezagęszczonego. Podjęto próbę wskazania przyczyn znacznej dysproporcji wartości AUR pomiędzy badanymi strumieniami osadów. Określono wytyczne dalszych badań.

### 1. WSTĘP

#### 1.1. WPROWADZENIE

Przeprowadzenie sprawnego rozruchu procesów biologicznych prowadzonych w układach korzystających z technologii osadu czynnego jest niezwykle cenną umiejętnością podczas długotrwałej eksploatacji rzeczywistych obiektów, ale również może okazać się przydatne w przypadku prowadzenia badań naukowych.

Niespodziewane awarie elementów infrastruktury znajdującej się wewnątrz komór osadu czynnego (KOCz), czy też planowane remonty, są w wielu przypadkach (np. awarie systemu dystrybucji powietrza) związane z koniecznością opróżniania całego reaktora, a co za tym idzie, jego ponownym rozruchem po zakończeniu prac napraw-

---

\* Katedra Technologii Oczyszczania Wody i Ścieków, Wydział Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Plac Grunwaldzki 9, 50-377 Wrocław, stanislaw.miodonski@pwr.edu.pl, mateusz.muszynski-huhajlo@pwr.edu.pl.

czych. Takie działania niewątpliwie zaburzają pracę całej oczyszczalni ścieków, powodując zwiększenie obciążenia pozostałych sprawnych bloków biologicznych i mogą prowadzić do niekorzystnych zmian w jakości ścieków oczyszczonych, dlatego też niezwykle istotne jest maksymalne ograniczenie czasu trwania takich niekorzystnych zjawisk. Również eksploatacja procesów biologicznych oczyszczania ścieków o specyficznym składzie (np. ścieki przemysłowe, odcieki ze składowisk) może nastęrczać kłopotów ze stabilnością zaawansowanych procesów, często wielostopniowych lub bazujących na grupach bakterii wrażliwych na toksyczne działanie niektórych zanieczyszczeń (np. proces ANAMMOX) [6]. W takich sytuacjach tym bardziej cenna wydaje się umiejętność przeprowadzenia sprawnego rozruchu technologicznego i przywrócenia właściwej pracy układu.

W przypadku prowadzenia doświadczalnych prac badawczych w skali większej niż laboratoryjna, ryzyko załamania się stabilności procesu podczas badania wpływu różnych czynników na analizowany proces jest duże i wiąże się bardzo często z koniecznością ponownego uruchamiania procesu osadu czynnego w instalacji badawczej. Nie bez znaczenia pozostaje również fakt, że ogromna ilość mikroorganizmów, składająca się na bogatą biocenozę osadu czynnego, posiada zdolności adaptacyjne zarówno pod kątem struktury gatunkowej (wypieranie poszczególnych gatunków), jak również duże zdolności adaptacji poszczególnych szczepów bakterii [12], stąd w wielu przypadkach zasadne wydaje się korzystanie z osadu stanowiącego swoistą grupę kontrolną na każdym etapie prowadzonego doświadczenia. Wiąże się to nie tylko z dodatkowymi kosztami wynikającymi z konieczności zdobycia „świeżego” osadu do dalszych badań, lecz przede wszystkim z często kłopotliwym wydłużeniem czasu prowadzonych doświadczeń. Na tym polu rozruch procesu osadu czynnego jest nieodłączną czynnością i może być powtarzany o wiele częściej niż na rzeczywistych obiektach, jednak w znacznie mniejszej skali.

## 1.2. CEL PRACY

Poniższa praca opisuje doświadczenia zdobyte podczas prac doświadczalnych w skali pilotowej, wymuszających konieczność kilkukrotnego rozruchu procesów związanych z biologicznym usuwaniem azotu ze strumienia odcieków z odwadniania osadów przefermentowanych. W dalszej części artykułu zaprezentowano wyniki badań wstępnych, mających na celu określenie przydatności mechanicznie zagęszczonego osadu nadmiernego z dużej oczyszczalni ścieków komunalnych (powyżej 500 000 RLM) do celów związanych ze wspomnianą tematyką. Z uwagi na wstępny charakter opisywanych badań, sformułowano również szereg hipotez, które wymagają weryfikacji w dalszych badaniach.

## 2. ŹRÓDŁO OSADU CZYNNEGO – KLUCZOWY ELEMENT ROZRUCHU

Prowadzenie rozruchu nowo wybudowanego obiektu wiąże się z koniecznością dostarczenia inokulum osadu czynnego z innej oczyszczalni, często oddalanej o wiele kilometrów. O ile w przypadku badań w skali laboratoryjnej kubatura instalacji nie wymaga zaangażowania specjalnych środków transportu, tak w kwestii rozruchu bloku biologicznego na rzeczywistym obiekcie w pełnej skali technicznej operacja dostarczenia inokulum staje się złożonym i kosztownym przedsięwzięciem logistycznym, które musi być odpowiednio przygotowane. Jak podaje Davies [2], osad stanowiący zaszczerp nowego bloku biologicznego powinien pochodzić ze stabilnie pracującego obiektu, oczyszczającego ścieki o maksymalnie zbliżonej charakterystyce do ścieków trafiających do układu, w którym prowadzony jest rozruch. Z ekonomicznego punktu widzenia, najrozsądniejsze wydaje się dostarczenie osadu o jak najwyższej zawartości zawieszin w celu obniżenia objętości, jaką należy przetransportować. Autor podaje również, że prawdopodobnie najkorzystniejszy do omawianych celów jest osad nadmierny po zagęszczaczu flotacyjnym, wykazujący zawartość suchej masy na poziomie 5–6%. Oczywiście osad może być pozyskiwany z innych źródeł, przykładowo ze strumienia osadu nadmiernego – w takim przypadku należy liczyć się z zawartością suchej masy na poziomie 0,8–1,3%, a co za tym idzie 75 razy większą objętością, którą należy przetransportować tym samym wyraźnie zwiększając koszty transportu. Aby lepiej zobrazować rozmiar wielkości z jakimi mamy do czynienia, wystarczy przytoczyć, że do rozruchu komunalnej oczyszczalni ścieków o przepływie dobowym 100 000 m<sup>3</sup>/d wymagał dostarczenia około 600 ton s.m. osadu czynnego [4]. W literaturze opisana jest możliwość przeprowadzenia rozruchu w oparciu o osad usuwany w osadnikach wstępnych [13], jednak taka metodyka odnosi się wyłącznie do rozruchu technologicznego rzeczywistych obiektów i nie znajdzie ona zastosowania w prowadzeniu badań naukowych z powodu braku powtarzalności charakterystyki uzyskiwanego w ten sposób osadu.

W odróżnieniu od rozruchu procesu osadu czynnego mającego służyć oczyszczaniu ścieków komunalnych, dużo większą wrażliwością wykazują się układy przeznaczone do oczyszczania odcieków pochodzących z odwadniania osadów przefermentowanych [11]. Wynika to ze specyficznego charakteru cieczy nadosadowej, która zawiera przede wszystkim wysokie stężenia azotu amonowego zazwyczaj w przedziale 500–1500 mg N-NH<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup>, co przekłada się nawet na 15–25% całego dobowego ładunku azotu dopływającego do oczyszczalni [3, 5, 9, 10]. Tak duże stężenia, mogą prowadzić do akumulacji azotu amonowego, co w połączeniu z alkalicznym odczynem może powodować wzrost stężenia wolnego amoniaku i tym samym inhibicji nityfikantów II, a przy dalszej akumulacji również nityfikantów I fazy [1]. Te i inne czynniki zwiększają ryzyko niepowodzenia rozruchu, co w efekcie musi przekładać się na właściwe przygotowanie procedury rozruchowej w oparciu o powolne, stopniowe zwiększanie obciążenia wraz ze wzbogaceniem biocenozy osadu czynnego w mikroorganizmy gatunków zdolnych prowadzić proces nityfikacji [7].

W obliczu takiego zagrożenia, kluczowa dla początkowych etapów rozruchu może być aktywność dostarczonego osadu, mającego stanowić zaczątek biocenozy uruchamianego układu. W pracy przeanalizowano aspekt wykorzystania zagęszczonego osadu nadmiernego w kontekście wykorzystania go jako źródła biomasy dla rozruchu procesu skróconej nityfikacji mającej stanowić element dwustopniowej deamonifikacji prowadzonej w reaktorze SBR w skali pilotowej. Celem określenia przydatności tego źródła osadu na etapie badań wstępnych wykonano szereg wsadowych testów szybkości zużycia azotu amonowego w reaktorach laboratoryjnych, zarówno dla osadu zagęszczonego, jak i dla osadu nadmiernego. Odnotowane wyniki stanowiły cenną wskazówkę w kwestii wykorzystania określonego typu osadu podczas późniejszego rozruchu skróconej nityfikacji.

### 3. CHARAKTERYSTYKA BADANEGO OSADU NADMIERNEGO

W opisywanych badaniach zdecydowano się na porównanie dwóch źródeł osadu mającego stanowić materiał rozruchowy procesu skróconej nityfikacji, różniącego się stopniem zagęszczenia, a mianowicie osadu nadmiernego pobieranego bezpośrednio z pompowni nadawy na zagęszczacze taśmowe oraz osadu po kondycjonowaniu flokulantem organicznym i zagęszczaniu na zagęszczaczu taśmowym. W tabeli 1 przedstawiono charakterystyczne wartości stężenia zawiesin ogólnych oraz udziału frakcji mineralnej i organicznej (dla osadu nadmiernego z KOCz), a także zawartość suchej masy oraz udziału frakcji mineralnej i organicznej (dla osadu zagęszczonego z KOCz). Wykorzystanie różnych oznaczeń wynika z braku możliwości oznaczenia stężenia zawiesin w osadzie zagęszczonym.

Tabela 1. Charakterystyka osadu wykorzystanego podczas badań

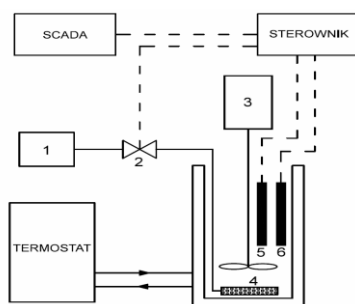
	Osad nadmierny z KOCz			Osad zagęszczony			Stopień zagęszczenia
	Zawiesiny ogólne	Zawiesiny organiczne	Zawiesiny mineralne	Sucha masa	Sucha masa organiczna	Sucha masa mineralna	
	kg/m <sup>3</sup>	%	%	kg/m <sup>3</sup>	%	%	
Średnia	9,0	71,6	28,4	65,7	71,2%	28,8	7,5
Minimum	6,0	70,6	29,4	48,3	70,8%	29,2	4,2
Maksimum	12,0	72,5	27,5	83,4	71,8%	28,2	13,0
Liczba wyników	25	6	6	25	6	6	23

Parametry osadu nadmiernego z KOCz oraz osadu zagęszczonego były monitorowane przez (40 dób). Bezpośrednie obserwacje wskazują brak zmienności udziału masy

organicznej w okresie badań. Również udział masy organicznej przed i po zagęszczeniu praktycznie nie uległ zmianie. Analiza danych szczegółowych wykazała brak korelacji pomiędzy suchą masą osadu nadmiernego i zagęszczonego. Efekty zagęszczania były niezależne od stężenia zawiesin osadu nadmiernego. Bezpośrednio z powyższego wynika zróżnicowanie stopnia zagęszczenia wyrażonego jako stosunek suchej masy osadu zagęszczonego do stężenia zawiesin osadu nadmiernego. Wartość ta zmieniała się w zakresie 4,2 do 13 przy średniej na poziomie 7,5.

#### 4. MATERIAŁY I METODY

W związku z planowanym rozruchem procesu skróconej nityfikacji uznano, że kluczowym kryterium wyboru źródła pozyskiwania osadu będzie jego potencjał nityfikacyjny. W tym celu wykorzystano zmodyfikowaną na własne cele procedurę testów szybkości zużycia azotu amonowego [8] (AUR, ang. *Ammonia uptake rate*), jako pomocną w szacowaniu szybkości nityfikacji w warunkach odpowiadających docelowemu wykorzystaniu badanego osadu. Osad przed zagęszczeniem pobierano z króćca pompy nadawy osadu nadmiernego na zagęszczacze mechaniczne, natomiast osad zagęszczony pobierano z końca taśmy zagęszczacza mechanicznego taśmowego. Pobierany osad zagęszczony był rozcieńczany wodą wodociągową w celu uzyskania finalnego stężenia około 1% s.m. natomiast osadu przed zagęszczaniem mechanicznym nie rozcieńczano. Testy dla obu rodzajów osadu wykonywano równolegle, po 1–2 testy dziennie dla każdego z nich. Źródłem azotu amonowego do testów wsadowych były odcieki z pras taśmowych odwadniających osad prefermentowany z tej samej oczyszczalni, a więc docelowe ścieki na których miał być przeprowadzony planowany rozruch.



Rys. 1. Schemat stanowiska laboratoryjnego: 1. dmuchawa laboratoryjna, 2. zawór regulacyjny, 3. mieszadło mechaniczne, 4. dyfuzor napowietrzający, 5. sonda tlenu rozpuszczonego, 6. elektroda pH/REDOX

Testy prowadzono na dwóch identycznych stanowiskach laboratoryjnych wyposażonych w reaktory o pojemności  $4 \text{ dm}^3$  wyposażonych w mieszadła mechaniczne zapewniające odpowiednie wymieszanie zawartości, a także dyfuzor pozwalający na ich napowietrzanie. Reaktory posiadały płaszcz wodny, którego podłączenie do ultratermostatu pozwala na stabilizację temperatury na pożądanym poziomie. Za kontrolę parametrów procesowych podczas trwania doświadczeń była odpowiedzialna aparatura pomiarowa, która zapewniała monitoring *on-line* następujących parametrów: stężenie tlenu rozpuszczonego (pomiar optyczny sondą Endress-Hauser); pH, REDOX oraz temperatura (zintegrowana sonda Endress-Hauser). Dane z tych urządzeń gromadzone były w systemie SCADA (ang. *Supervisory Control And Data Acquisition*), pozwalając na ich odczyt z minimalnym interwałem równym 1 sekundę. Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rysunku 1.

Oznaczenia chemiczne wykonywane na potrzeby doświadczeń były realizowane głównie przy wykorzystaniu testów kuwetowych Hach z użyciem spektrofotometru DR3900 firmy Hach. W ramach prezentowanych doświadczeń wykorzystywano następujące rodzaje fotometrycznych testów: azot amonowy LCK303 ( $2\text{--}47 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ ) oraz LCK302 ( $47\text{--}130 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ ), azot azotanowy(V) LCK340 ( $5\text{--}35 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ ), azot azotanowy (III) LCK342 ( $0,6\text{--}6 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ ). Oznaczenia zawiesin w badanych ściekach wykonywano metodą wagową bezpośrednią, natomiast oznaczenia suchej pozostałości według PN-78/C-04541.

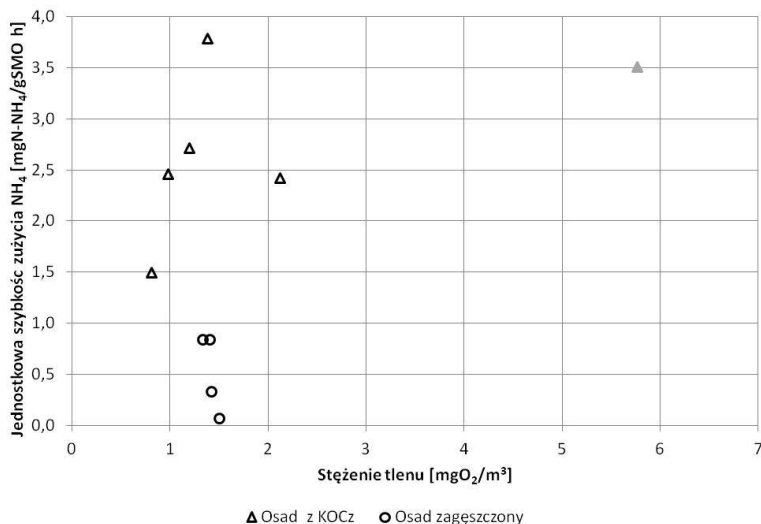
## 5. WYNIKI

W ramach badań wstępnych poprzedzających rozruch procesu skróconej nitrifikacji w pilotowym reaktorze SBR wykonano łącznie 10 testów AUR dla osadu po i przed zagęszczeniem mechanicznym. W tabeli 2 zestawiono szybkości zużycia azotu amonowego w kolejnych testach. Cztery z testów były wykonywane równolegle, kiedy osad nadmierny oraz osad zagęszczony pobierany był w zbliżonym czasie. Pomimo tego stwierdzono znaczne zróżnicowanie w jednostkowych wartościach szybkości nitrifikacji. Średnie wartości były prawie 3 krotnie niższe w osadzie zagęszczonym względem osadu z KOCz. Na obecnym etapie wiedzy trudno jest zidentyfikować przyczynę zaobserwowanego zjawiska. Pomiar szybkości nitrifikacji realizowano w tym samym czasie z osadu pobieranego bezpośrednio przed zagęszczarką, a następnie bezpośrednio po zagęszczarce. Czas przebywania osadu w urządzeniu zagęszczającym (z uwzględnieniem flokulatora) to nie więcej niż kilka minut. Jedną z możliwych przyczyn niskiej szybkości nitrifikacji osadu zagęszczonego upatrywano w zróżnicowanym stężeniu tlenu rozpuszczonego podczas wyznaczania szybkości nitrifikacji. Na rysunku 2 przedstawiono zależności jednostkowej szybkości nitrifikacji od średniego stężenia tlenu rozpuszczonego podczas testu. Większość testów realizowana była w przedziale stężenia tlenu rozpuszczonego pomiędzy

1–2 mg O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>. W tym przedziale osad nadmierny z KOCz miał wyraźnie wyższą szybkość nityfikacji od osadu zagęszczonego. Odnotowano jeden wyniki dla osadu z KOCz przy bardzo wysokim stężeniu tlenu (5,8 mg O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>), jednak był on zbliżony do pozostałych wyników. Również jeden wyniki szybkości nityfikacji osadu zagęszczonego był dość wysoki i na poziomie wartości dla osadu nadmiernego, jednak średnie stężenie tlenu podczas testu było tylko nieznacznie wyższe niż w pozostałych testach (2,6 mg O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>).

Tabela 2. Szybkość zużycia azotu amonowego w kolejnych testach

Numer testu	Osad z KOCz			Osad zagęszczony		
	Stężenie osadu podczas testu		Szybkość zużycia N-NH <sub>4</sub>	Stężenie osadu podczas testu		Szybkość zużycia N-NH <sub>4</sub>
	kg s. m./m <sup>3</sup>	kg s. mo./m <sup>3</sup>	mg N-NH <sub>4</sub> /gSMO·h	kg s. m./m <sup>3</sup>	kg s. mo./m <sup>3</sup>	mg N-NH <sub>4</sub> /gSMO·h
1	11,6	8,6	2,72	7,3	5,2	0,84
2	-	-	-	7,1	5,0	3,12
3	8,4	6,2	3,79	9,5	6,8	0,85
4	10,3	7,6	2,42	-	-	-
5	11,6	8,6	1,50	12,7	9,0	0,33
6	10,5	7,8	2,46	15,7	11,2	0,07
7	7,9	5,8	3,50	-	-	-
Średnia			2,73			1,04
Minimum			1,50			0,07
Maksimum			3,79			3,12



Rys. 2. Uzyskane wartości AUR dla osadu nadmiernego przed i po zagęszczaniu mechanicznym przy różnych stężeniach tlenu rozpuszczonego podczas testów

## 6. PODSUMOWANIE: POTENCJALNE PRZYCZYNY ZAOBSEROWANEGO ZJAWISKA I KIERUNKI DALSZYCH DZIAŁAŃ

W toku rozważań i analiz wyszczególniono potencjalne możliwe przyczyny tak znacznego zróżnicowania szybkości nityfikacji w osadzie nadmiernym oraz zagęszczonym.

- **Zbyt niskie stężenie tlenu podczas testu AUR.** Badania wykazały istotne różnice w szybkości zużycia azotu amonowego przez osad przed i po zagęszczeniu, pomimo zbliżonych wartości stężenia tlenu rozpuszczonego podczas testów. Wynika z tego, że zbyt niskie stężenie tlenu nie może być jedyną przyczyną takiego zróżnicowania pod względem aktywności biomasy autotroficznej, niemniej jednak ten wątek powinien być poddany dalszym analizom.
- **Wpływ polielektrolitu na transfer tlenu.** Osad zagęszczony kondycjonowany był polielektrolitem w celu lepszego oddzielenia wody wolnej i poprawy efektów zagęszczania. Można przypuszczać, że dzięki flokulacyjnym działaniom polielektrolitu osad zagęszczony tworzył znacznie większe kłaczkę o bardziej zwartej strukturze, co dodatkowo mogło pogarszać transfer tlenu na skutek zwiększenia oporów dyfuzji. Stosunkowo niskie stężenie tlenu podczas testów skutkowało niewielkim gradientem stężeń wewnątrz kłaczkę i w fazie ciekłej, co przy zwiększonych oporach dyfuzji mogło zmniejszać jego dostępność dla nityfikantów znajdujących się wewnątrz struktury kłaczków osadu.
- **Toksyczne działanie polielektrolitu.** Hipoteza uznana za najmniej prawdopodobną. W tym przypadku przyczyną jest toksyczne działanie polielektrolitu na wrażliwe mikroorganizmy jakimi są bakterie autotroficzne. Na tym etapie należy tę przyczynę wstępnie odrzucić. Analiza kart charakterystyk wybranych polielektrolitów wskazuje na brak znaczącej toksyczności tych środków chemicznych.

Głównym celem dalszych badań będzie potwierdzenie różnicy aktywności osadu przed i po zagęszczeniu pod kątem szybkości zużycia azotu amonowego. W przypadku potwierdzenia postawionej hipotezy niezbędne jest zidentyfikowanie czynnika decydującego o tak znacznym obniżeniu wartości uzyskiwanych w testach AUR w osadzie po zagęszczeniu mechanicznym kondycjonowanym polielektrolitem. W tym celu przewiduje się serię długotrwałych testów mających na celu sprawdzenie zależności wartości AUR od stężenia tlenu w szerokim spektrum wartości, jak również od dawki polielektrolitu. W przypadku uzyskania potwierdzenia wpływu stężenia tlenu i/lub dawki polielektrolitu przewiduje się określenie wpływu na pozostałe organizmy osadu czynnego poprzez wykonanie testów poboru tlenu (OUR) i szybkości zużycia azotu azotanowego(V) (NUR - ang. *nitrate uptake rate*).

Przeprowadzone badania wstępne wykazały znaczące różnice w aktywności osadu czynnego przed i po zagęszczeniu, co znacząco wpłynęło wybór źródła osadu mającego stanowić inokulum dla procesu skróconej nityfikacji podczas prowadzonych badań. Obserwacje te sugerują, że pomimo oczywistych korzyści płynących z możliwości



transportowania mniejszej objętości wsadu początkowego do uruchamianego procesu niezbędne jest każdorazowe weryfikowanie aktywności wybranego do tego celu osadu czynnego pod kątem pożądanych parametrów.

#### LITERATURA

- [1] ANTHONISEN A.C., LOEHR R.C., PRAKASAM T.B.S., SRINATH E.G., *Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid*, Journal (Water Pollution Control Federation), 1976, Vol. 48, No. 5, 835–852.
- [2] DAVIS G.M., *Startup and initial operation procedures for activated sludge facilities for treatment of a complex wastewater*, [w:] Engineering Technical Reports Collection, Purdue University 1976, 953–964.
- [3] HILL C.B., EAKALAK K., *A Comparative Study of Immobilized Nitrifying and Co-Immobilized Nitrifying and Denitrifying Bacteria for Ammonia Removal from Sludge Digester Supernatant*, Water Air and Soil Pollution, 2008, Vol. 195, 23–33.
- [4] HUANG P., QIN S., ZHAO Q., GUO X., *Quick start-up of Mudanjiang wastewater treatment plant and factors influencing phosphorous removal*, Global Nest Journal, 2006, Vol. 8, 1–8.
- [5] JARDIN N., THOLE D., WETT B., *Treatment of sludge return liquors: Experiences from the operation of full-scale plants*, Proceedings of the Water Environment Federation, 2006, Vol. 7, 5237–5255.
- [6] JIN R.C., YANG G.F., YU J.J., ZHENG P., *The inhibition of the Anammox process: a review*, Chemical Engineering Journal, 2012, Vol. 197, 67–79.
- [7] JUBANY I., CARRERA J., LAFUENTE J., BAEZA J. A., *Start-up of a nitrification system with automatic control to treat highly concentrated ammonium wastewater: experimental results and modeling*, Chemical Engineering Journal, 2008, Vol. 144, No. 3, 407–419.
- [8] KRISTENSEN G.H., JORGENSEN P.E., HENZE M., *Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR*, Water Science and Technology, 1992, Vol. 25, No. 6, 43–57
- [9] THORND AHL U., *Nitrogen Removal from Returned Liquors*, Water and Environment Journal, 2007, Vol. 7, No. 5, 492–496
- [10] VAN DONGEN U., JETTEN M. S. M., VAN LOOSDRECHT M. C. M., *The SHARON®-Anammox® process for treatment of ammonium rich wastewater*, Water Science and Technology, 2001, Vol. 44, 153–160.
- [11] VAN HULLE S., VAN DEN BROECK S., MAERTENS J., VILLEZ K., DONCKELS B., SCHELSTRAETE G., VOLCKE E., VANROLLEGHEM P., *Construction, start-up and operation of a continuously aerated laboratory-scale SHARON reactor in view of coupling with an Anammox reactor*, WATER SA, 2005, Vol. 31, No. 3, 327–334.
- [12] VILLAVERDE S., FDZ-POLANCO F., GARCIA P.A., *Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters. Start-up influence*, Water Research, 2000, Vol. 34, No. 2, 602–610.
- [13] WAN Q., PENG D., WANG S., SUN H., *Quick start-up activated sludge system by inoculating primary sludge*, International Symposium Water Resource and Environmental Protection, 2011, Vol. 2, 1554–1557.

## POTENTIAL OF MECHANICALLY THICKENED WASTE SLUDGE USE FOR SHORTCUT NITRIFICATION PROCESS START-UP. PRELIMINARY TESTS

Paper presents results of preliminary tests, conducted for, evaluation of waste activated sludge after mechanical thickening use for shortcut nitrification process start-up. According to higher popularity of reject water treatment processes a proper start-up methodology is required. Very important element of start-up is selection of activated sludge inoculum source. A series of ammonia uptake rate test (AUR) were conducted simultaneously in waste sludge before and after a belt thickener. Authors achieved surprising results due to huge disproportion in AUR rate between tested sludge sources. In all test, AUR rate was higher in sludge before thickening, 2,5 times higher than sludge after thickening. Authors discussed potential reasons that may cause this phenomenon and proposed further experimental methodology to verify stated hypothesis. Based on preliminary test results, non-thickened waste sludge was chosen for shortcut nitrification start-up, which was successfully performed later (data not attached).