

NOWE TRENDY W USUWANIU AZOTU AMONOWEGO ZE ŚCIEKÓW: NITRYTACJA – ANAMMOX W NISKIEJ TEMPERATURZE

Mariusz Tomaszewski¹, Grzegorz Cema¹, Aleksandra Ziemińska-Buczyńska¹

¹ Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Katedra Biotechnologii Środowiskowej, ul. Akademicka 2A, 44-100 Gliwice, e-mail: mariusz.tomaszewski@polsl.pl

STRESZCZENIE

Proces częściowej nitryfikacji (nitrytacji) – anammox (beztlenowego utleniania azotu amonowego) znajduje coraz szersze zastosowanie w oczyszczaniu ścieków o wysokim ładunku azotu amonowego i wysokiej temperaturze (25–40°C). Podyktowane jest to optymalną temperaturą rozwoju bakterii anammox, która mieści się w zakresie od 30 do 40°C. Ze względu na korzyści płynące z wykorzystania procesu anammox do oczyszczania ścieków komunalnych, których temperatura znacznie odbiega od optymalnej dla procesu, coraz więcej uwagi poświęca się badaniom nad możliwościami efektywnego prowadzenia procesu nitrytacji – anammox w niższej temperaturze (10–20°C). W porównaniu do tradycyjnego systemu nitryfikacji – denitryfikacji, proces nitrytacji – anammox cechuje się niższym zapotrzebowaniem na tlen, niższym przyrostem osadu nadmiernego oraz brakiem zapotrzebowania na źródło węgla organicznego, co przekłada się na znaczne obniżenie kosztów eksploatacyjnych. W prezentowanej pracy dokonano przeglądu najnowszych badań i osiągnięć dotyczących zastosowania procesu nitrytacji – anammox w niskich temperaturach. Wykazały one, że możliwe jest skuteczne usuwanie azotu amonowego ze ścieków komunalnych w temperaturze 15°C w skali pilotażowej, a nawet 12°C w skali laboratoryjnej. Najlepsze rezultaty osiągane są dzięki zastosowaniu reaktorów sekwencyjnych i/lub ze złożem ruchomym, w których biomasa występuje w formie granul i/lub biofilmu, a także kombinacje tych technologii. Badania oparte na biologii molekularnej sugerują natomiast, że największe zdolności adaptacyjne do niskiej temperatury wykazują bakterie anammox z rodzaju *Candidatus Brocadia*. W dalszym ciągu wyzwaniem pozostaje jednak utrzymanie stabilnego procesu nitrytacji – anammox w temperaturze 10°C oraz sposób i czas adaptacji biomasy.

Słowa kluczowe: nitrytacja – anammox, usuwanie azotu amonowego, oczyszczanie ścieków

NEW TRENDS IN AMMONIA NITROGEN REMOVAL FROM WASTEWATER: NITRITATION – ANAMMOX AT LOW TEMPERATURE

ABSTRACT

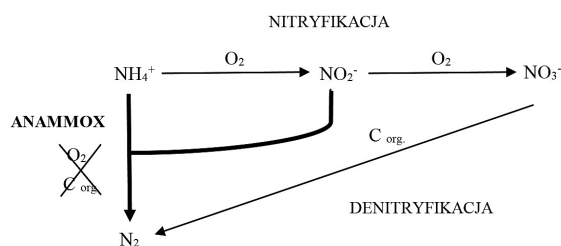
Partial nitrification (nitritation) – anammox (anaerobic ammonia oxidation) process is increasingly used to treat wastewater, characterized by a high nitrogen content and high temperature (25–40°C). It is connected with the optimal temperature of anammox bacteria, which is at the range between 30 and 40°C. Mainstream application of anammox for the municipal wastewater, characterized by lower temperature seems to be one of the most challenging, but profitable process. Thenceforth, the research performed in the field of the nitritation – anammox at low temperature (10–20°C) become more and more intense. Compared with the conventional nitrification – denitrification system, nitritation – anammox reduces oxygen demand, eliminates the need for organic carbon source and produces less excess sludge. As a result, it allows to a significant cost reduction. This paper reviews the most important and recent information in the field of nitritation – anammox process at low temperature. Effective nitrogen removal from the municipal wastewater was demonstrated at 15°C in a pilot scale and at 12°C in a laboratory scale reactor. The best performance is achieved in sequencing batch reactors and moving bed reactors with biofilm or granular biomass, as well as combinations of these technologies. Molecular biology studies shows that anammox bacteria of the genus *Candidatus Brocadia* may have the biggest predispositions to adapt to low temperature. However, temperature about 10°C, time and method of biomass adaptation are still the main challenges for stable and common nitritation – anammox process.

Keywords: nitritation – anammox, ammonia nitrogen removal, wastewater treatment

WSTĘP

Azot jest jednym z głównych pierwiastków biogennych, których usuwanie stanowi kluczowe zadanie procesu oczyszczania ścieków. Konwencjonalna metoda usuwania azotu oparta na procesach biologicznych składa się z dwóch etapów: nityfikacji i denityfikacji. W pierwszej kolejności azot amonowy (N-NH_4^+) utleniany jest w warunkach tlenowych do azotanów (III) (N-NO_2^-), a następnie azotanów (V) (N-NO_3^-). Drugim krokiem jest redukcja azotanów (V) do azotu cząsteczkowego (N_2) w warunkach anoksydacyjnych, w obecności związków organicznych, jako źródła energii i węgla. Proces nityfikacji – denityfikacji wymaga więc dostarczania dużych ilości tlenu, a w wielu przypadkach także dodatkowego dozowania zewnętrznego źródła węgla organicznego. Odkrycie procesu anammox (ang. anaerobic ammonia oxidation) otworzyło zupełnie nowe możliwości w dziedzinie oczyszczania ścieków zawierających azot amonowy. Anammox jest procesem biologicznym, w którym azot amonowy utleniany jest do azotu cząsteczkowego w warunkach anoksydacyjnych, przy wykorzystaniu azotanów (III) jako akceptora elektronów. Oznacza to, że wykorzystanie tego procesu w usuwaniu azotu amonowego wymaga poprzedzenia go tylko pierwszym etapem nityfikacji (nitytacja), w której tylko około połowa ładunku azotu amonowego utleniona zostaje do azotanów (III) [Ali i Okabe, 2015]. Taka konfiguracja nazywana jest procesem częściowej nityfikacji – anammox (ang. partial nitrification – anammox) lub nitytacji – anammox (ang. nitritation – anammox). Rysunek 1 przedstawia schemat przemian azotu w procesach nityfikacji – denityfikacji oraz nitytacji – anammox.

Proces ten może być prowadzony dwuetapowo w dwóch oddzielnych reaktorach lub sekwencyjnie w jednym reaktorze. Zastosowanie



Rys. 1. Schemat przemian azotu w procesach nityfikacji, denityfikacji i anammox

Fig. 1. Diagram of nitrogen transformation in the processes of nitrification, denitrification and anammox

nitytacji – anammox pozwala na 60% redukcję zapotrzebowania na tlen, 100% redukcję zapotrzebowania na węgiel organiczny, 90% mniejszą produkcję osadu nadmiernego oraz ograniczenie emisji gazów cieplarnianych (CO_2 i N_2O) [Nozhevnikova i wsp., 2012; Ma i wsp., 2016]. W efekcie pozwala to na obniżenie kosztów eksploatacyjnych nawet o 90% [Jetten i wsp., 2001].

Intensywne badania nad procesem anammox dostarczyły również wiedzy na temat jego głównych ograniczeń. Bardzo niskie tempo wzrostu (czas podwojenia w zakresie 7–11 dni) [Kartal i wsp., 2012] powoduje, że rozruch nowej instalacji jest bardzo długi i może trwać od 100 do 390 dni [Nozhevnikova i wsp., 2012]. Kolejnym ograniczeniem bakterii anammox jest wysokie optimum temperaturowe (30–40°C) [Jin i wsp., 2012] i niezdolność do współzawodnictwa z denityfikatorami w obecności wysokich stężeń związków organicznych. Z tego powodu proces anammox zwykle wykorzystywany jest do oczyszczania ścieków o wysokim ładunku azotu amonowego (500–3000 mg N/L), niskim stosunku ChZT : N (0,2–3,8) [Ali i Okabe, 2015] i podwyższonej temperaturze ($\geq 25^\circ\text{C}$) [van Hulle i wsp., 2010]. Wdrożenie procesu anammox w głównym ciągu technologicznym miejskiej oczyszczalni ścieków wciąż pozostaje wyzwaniem dla naukowców i technologów.

Prezentowana praca poświęcona jest najważniejszym dokonaniom i problemom w dziedzinie procesu nitytacji – anammox prowadzonego w niskich temperaturach. Stanowi ona opis dotychczasowej wiedzy i praktycznych zastosowań procesu w skali technologicznej.

PRAKTYCZNE ZASTOSOWANIE TECHNOLOGII OPARTYCH NA PROCESIE ANAMMOX

Proces anammox odkryto w 1995 roku, a pierwsze pełnoskalowe reaktory powstawały już na początku XXI wieku [Lackner i wsp., 2014]. Według danych z 2015 roku na świecie funkcjonuje co najmniej 114 pełnoskalowych instalacji opartych na procesie anammox, z czego aż 88 znajduje się w Europie [Ali i Okabe, 2015]. Około 50% tych instalacji stanowią sekwencyjne reaktory porcjowe (SBR, ang. Sequencing Batch Reactor), ale stosowane są również reaktory biologiczne ze złożem ruchomym (MBBR, ang. Moving Bed Biofilm Reactor) oraz reaktory z osadem granulowanym. Istniejące pełnoskalowe reaktory wykorzystywane

są głównie do oczyszczania odcieków wysypiskowych, wód osadowych, ścieków przemysłowych pochodzących z produkcji aminokwasów (np. kwasu glutaminowego) oraz rzeźni [Ali i Okabe, 2015]. Najczęściej stosowane warunki pracy tych reaktorów obejmują: stężenie tlenu poniżej 0,5 mg O₂/L, odczyn w zakresie 7,5–8,5 oraz temperatura powyżej 25°C [van Hulle i wsp., 2010]. Do tej pory nie powstał jednak pełnoskalowy reaktor anammox w głównym ciągu technologicznym komunalnej oczyszczalni ścieków. Jest to związane przede wszystkim z charakterystyką ścieków komunalnych: wysokim stosunkiem stężenia związków organicznych do azotu i niską temperaturą. Obecność związków organicznych umożliwia wzrost heterotroficznych denitryfikatorów, z którymi autotroficzne bakterie anammox nie są w stanie współzawodniczyć. Rozwiązaniem tego problemu mogą być układy zintegrowane, łączące procesy nitytacji – anammox i denitryfikacji, takie jak proces SNAD (ang. Simultaneous Nitritation, Anammox and Denitrification) [Lan i wsp., 2011]. Optymalna temperatura dla większości bakterii anammox wykorzystywanych w oczyszczaniu ścieków mieści się natomiast w zakresie od 30 do 40°C [Jin i wsp., 2012], podczas gdy przeciętna roczna temperatura ścieków komunalnych w Polsce to około 13°C [Dymaczewski i wsp., 1997].

PROCES ANAMMOX I NITRYTACJI – ANAMMOX W NISKIEJ TEMPERATURZE

Wpływ temperatury na proces anammox oraz jego adaptacja do niskiej temperatury były w ostatnich latach szeroko badane. Zdolność adaptacji do zmian środowiska jest cechą charakterystyczną wszystkich bakterii i dotyczy ona również przystosowania bakterii anammox do niskich temperatur. Stopniowe obniżenie temperatury pracy reaktora SBR, z 30 przez 26, 23, 20 do 18°C, w ciągu 63 dni, pozwoliło na utrzymanie stabilnego procesu anammox [Dosta i wsp., 2008], przy czym szybkość usuwania azotu (NRR, ang. Nitrogen Removal Rate) spadła z 0,6 g N/Ld w 30°C do 0,325 g N/Ld w 18°C. Aktywność procesu anammox obserwowano również w 15,3°C (NRR 2,44 g N/Ld) w reaktorze ze złożem stałym [Taotao i wsp., 2015] oraz w 15°C (NRR 1,1 g N/Ld) w reaktorze membranowym [Awata i wsp., 2015]. Poniżej 15°C efektywność procesu znacząco spada [Ma i wsp., 2016]. Mimo to, niektóre badania pokazują, że przy zastosowaniu niskiego obciążenia reaktora możliwe jest osiągnięcie jeszcze niższych

temperatur. W reaktorze SBR: 12,5°C [Laureni i wsp., 2015] lub w reaktorze typu air-lift: 10°C [Hendrickx i wsp., 2014], jednak przy znacznie niższej szybkości usuwania azotu na poziomie odpowiednio 0,04 i 0,02 g N/Ld. Podobny spadek zaobserwowali Lotti i wsp. [2014], u których obniżenie temperatury z 15°C do 10°C w reaktorze SBR typu air-lift spowodowało ciągły spadek aktywności biomasy z 0,40 do 0,09 g N/Ld w ciągu 93 dni. Z drugiej strony, w innych badaniach [Guo i wsp., 2015] kontrola hydraulicznego czasu zatrzymania oraz obciążenia ładunkiem azotu reaktora UASB (2,8 L) (ang. Upflow Anaerobic Sludge Blanket) umożliwiła roczną pracę podczas wahań temperatury pomiędzy 32,4, a 2,5°C. Również tutaj temperatury poniżej 9,5°C skutkowały około 60% spadkiem aktywności. Do 2,5°C temperatura spadła tylko podczas jednego dnia, a okres w którym temperatura utrzymywała się poniżej 9,5°C trwał tylko około 25 dni, co pozwoliło na utrzymanie procesu do czasu ponownego wzrostu temperatury. Gilbert i wsp. [2015] dokonali porównania wydajności procesu nitytacji – anammox w czterech różnych 10-litrowych reaktorach, podczas trwającego 20 tygodni przejścia z 20 do 10°C. Wykorzystali oni reaktory SBR z zawieszoną i granulowaną biomasą oraz reaktory MBBR z nośnikami (firmy AnoxKaldnes™, typ Biofilm-Chip™ i K3) o średnicy 2 i 10 mm. Wyniki badań jednoznacznie wskazują, że najlepsze rezultaty osiągnięto w reaktorze MBBR z nośnikami 10 mm, a więc grubszym biofilmem. Wszystkie wspomniane powyżej badania prowadzone były z zastosowaniem pożywki syntetycznej.

Kolejnym krokiem w kierunku praktycznego zastosowania procesu anammox są badania wykorzystujące ścieki rzeczywiste. Szybkość usuwania azotu na poziomie 2,28 g N/Ld uzyskano w 16°C w 8-litrowym reaktorze UASB pracującym na odpływie z osadnika wtórnego komunalnej oczyszczalni ścieków [Ma i wsp., 2013]. Z kolei Laureni i wsp. [2016] badali proces nitytacji – anammox w 12-litrowym reaktorze MBBR, stosując ścieki komunalne po wstępnym tlenowym oczyszczaniu i końcowym stężeniu 21 ± 5 mg N-NH₄/L. W takich warunkach stabilna praca układu (NRR 30 mg N/Ld) była możliwa w 15°C, jednak obniżenie temperatury do 11°C spowodowało utratę efektywności procesu. Najnowsze doniesienia informują również o możliwości stabilnego prowadzenia procesu nitytacji – anammox w znacznie większej skali pilotażowej. Było to możliwe w temperaturze 17°C, w 200-litrowym reaktorze MBBR, zasilanym rozcieńczonymi ściekami komunalnymi, o zawartości

około 45 mg N-NH₄/L [Trojanowicz i wsp., 2016]. W układzie tym osiągnięto maksymalnie 51% usunięcie azotu, przy średniej szybkości 0,01 g N/Ld. Badania w jeszcze większej skali przeprowadzili Lotti i wsp. [2015a]. Reaktor o przepływie tłokowym z osadem granulowanym o objętości 4 000 litrów zastosowano do oczyszczania ścieków komunalnych po oczyszczeniu mechanicznym i biologicznym utlenieniu związków organicznych (końcowy stosunek BZT : N na poziomie 0,67 g O₂/g N). Taka konfiguracja układu pozwoliła na stabilną pracę w 19°C, ze średnią szybkością usuwania azotu 182 ± 46 mg N/Ld. Zestawienie wyników badań nad procesem nitrytacji – anammox w niskiej temperaturze w oczyszczaniu ścieków komunalnych przedstawiono w tabeli 1.

Badania z zakresu mikrobiologii osadu czynnego sugerują istnienie rodzaju bakterii anammox o zwiększonych predyspozycjach adaptacji do niskiej temperatury. Hendrickx i wsp. [2014] zaadaptowali do pracy w 10°C osad czynny pochodzący z komunalnej oczyszczalni ścieków, w którym dominującym gatunkiem anammox był *C. Brocadia fulgida*. Optimum temperaturowe uzyskanej biomasy okazało się znacznie niższe niż w przypadku większość bakterii anammox wykorzystywanych w oczyszczaniu ścieków i mieściło się w zakresie 20–30°C. Podobne obserwacje w odniesieniu do bakterii z rodzaju *Brocadia* opisują Lotti i wsp. [2015b]. Wpływ temperatury w zakresie 10–30°C na aktywność biomasy anammox został zbadany trzykrotnie: na osadzie czynnym pochodzącym z reaktora pracującego w 30°C, po 8 miesiącach pracy w 20°C i po kolejnych 6 miesiącach pracy w 10°C. Wykazano, że spadek aktywności biomasy zaadaptowanej do niskiej temperatury był o około 10–30% mniejszy niż w przypadku biomasy niezaadaptowanej. Również inne doniesienia potwierdzają, że w niskich temperaturach (6–15°C) najczęściej dominują bakterie anammox z rodzaju *Brocadia*

[Awata i wsp., 2015; Lauren i wsp., 2015; 2016] oraz *Kuenenia* [Taotao i wsp., 2015].

PODSUMOWANIE

Proces nitrytacji – anammox jest coraz bardziej popularną alternatywą dla tradycyjnego systemu nitryfikacji – denitryfikacji. Stosuje się go do oczyszczania ścieków przemysłowych, jednak nadal nie jest on stosowany w głównym ciągu technologicznym komunalnych oczyszczalni ścieków. Dokonany przegląd literaturowy wykazał, że możliwe jest skuteczne usuwanie azotu ze ścieków komunalnych za pomocą procesu nitrytacji – anammox w temperaturze 15°C. Badania w układach laboratoryjnych z zastosowaniem ścieków syntetycznych dowodzą również o możliwości prowadzenia procesu w niższych temperaturach, dochodzących do 10°C. Wyzwaniem pozostaje jednak prowadzenie procesu w tej temperaturze w większej skali i z zastosowaniem ścieków rzeczywistych. Dominującymi technologiami są natomiast reaktory sekwencyjne oraz reaktory ze złożem biologicznym, a dającymi najlepsze rezultaty formami biomasy: osad granulowany i biofilm. Z punktu widzenia mikrobiologii osadu czynnego, największe możliwości adaptacyjne wykazują bakterie anammox z rodzaju *Brocadia*. Kluczem do zastosowania procesu nitrytacji – anammox w głównym ciągu technologicznym komunalnej oczyszczalni ścieków wydają się dwie kwestie: zapewnienie odpowiedniego usunięcia związków organicznych oraz możliwość pracy w niskich temperaturach.

Podziękowania

Praca powstała w ramach grantu naukowego nr UMO-2013/09/D/NZ9/02438 finansowanego przez NCN.

Tabela 1. Zestawienie wyników badań nad procesem nitrytacji – anammox w niskiej temperaturze z zastosowaniem ścieków komunalnych (NLR – obciążenie ładunkiem azotu; NRR – szybkość usuwania azotu; RBC – tarczowe złożo biologiczne; MBBR – reaktor biologiczny ze złożem ruchomym)

Table 1. Summary of the results obtained from the nitritation – anammox studies at low temperature, with the use of municipal wastewater (NLR – nitrogen loading rate; NRR – nitrogen removal rate; RBC – rotating biological contactor; MBBR – moving bed biofilm reactor)

Temperatura [°C]	NLR [g N/Ld]	NRR [g N/Ld]	Typ reaktora	Objętość [L]	Forma biomasy	Źródło
15	1,170	0,500	RBC	2,5	biofilm	De Clippeleir i wsp. [2013]
15	0,040 ± 0,012	0,030	MBBR	12	biofilm	Lauren i wsp. [2016]
16 ± 1	0,022	0,010	MBBR	200	biofilm	Trojanowicz i wsp. [2016]
19 ± 1	0,459 ± 0,032	0,182 ± 0,046	Plug-flow	4000	osad granulowany	Lotti i wsp. [2015a]

BIBLIOGRAFIA

1. Ali M., Okabe S.: Anammox-based technologies for nitrogen removal: Advances in process start-up and remaining issues. *Chemosphere*, 141, 144–153, 2015.
2. Awata T., Goto Y., Kindaichi T., Ozaki N., Ohashi A.: Nitrogen removal using an anammox membrane bioreactor at low temperature. *Water Sci. Technol.*, 72.12, 2148–2153, 2015.
3. De Clippeleir H., Vlaeminck S. E., Wilde F. D., Daeninck K., Mosquera M., Boeckx P., Verstraete W., Boon N.: One-stage partial nitrification/anammox at 15°C on pretreated sewage: feasibility demonstration at lab-scale. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 97, 10199–10210, 2013.
4. Dosta J., Fernandez I., Vazquez-Padín J.R., Mosquera-Corral A., Campos J.L., Mata-Alvarez J., Mendez R.: Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process. *J. Hazard. Mater.*, 154, 688–693, 2008.
5. Dymaczewski Z., Oleszkiewicz J.A., Sozański M.M., ed.: *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. ed. Poznań, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział w Poznaniu, 16–22, 1997.
6. Gilbert E. M., Agrawal S., Schwartz T., Horn H., Lackner S.: Comparing different reactor configurations for partial nitrification/anammox at low temperatures. *Water Res.*, 81, 92–100, 2015.
7. Guo Q., Xing B.-S., Li P., Xu J.-L., Yang C.-C., Jin R.-C.: Anaerobic ammonium oxidation (anammox) under realistic seasonal temperature variations: Characteristics of biogranules and process performance. *Bioresour. Technol.*, 192, 765–773, 2015.
8. Hendrickx T. L. G., Kampman C., Zeeman G., Temmink H., Hu Z., Kartal B., Buisman C.J.N.: High specific activity for anammox bacteria enriched from activated sludge at 10°C. *Bioresour. Technol.*, 163, 214–221, 2014.
9. Jin R.-C., Yang G.-F., Yu J.-J., Zheng P.: The inhibition of the anammox process: A review. *Chem. Eng. J.*, 197, 67–79, 2012.
10. Jetten M.S.M., Wagner M., Fuerst, J., Loosdrecht M.V., Kuenen J.G., Strous M.: Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 12, 283–288, 2001.
11. Kartal B., van Niftrik L., Keltjens J.T., den Camp H.J. Op, Jetten M.S.: Anammox-growth physiology, cell biology, and metabolism. *Adv. Microb. Physiol.*, 60, 211–262, 2012.
12. Lackner S., Gilbert E.M., Vlaeminck S.E., Joss A., Horn H., van Loosdrecht M.C.M.: Full-scale partial nitrification/anammox experiences – An application survey. *Water Res.*, 55, 292–303, 2014.
13. Lan C.-J., Kumar M., Wang C.-C., Lin J.-G.: Development of simultaneous nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in a sequential batch reactor. *Bioresour. Technol.*, 102, 5514–5519, 2011.
14. Laurenzi M., Weissbrodt D. G., Szivak I., Robin O., Nielsen J. L., Morgenroth E., Joss A.: Activity and growth of anammox biomass on aerobically pre-treated municipal wastewater. *Water Res.*, 80, 325–366, 2015.
15. Laurenzi M., Falas P., Robin O., Wick A., Weissbrodt D. G., Nielsen J. L., Ternes T.A., Morgenroth E., Joss A.: Mainstream partial nitrification and anammox: long-term process stability and effluent quality at low temperature. *Water Res.*, 101, 628–639, 2016.
16. Lotti T., Kleerebezem R., Hu Z., Kartal B., Jetten M.S.M., van Loosdrecht M.C.M.: Simultaneous partial nitrification and anammox at low temperature with granular sludge. *Water Res.*, 66, 111–121, 2014.
17. Lotti T., Kleerebezem R., Hu Z., Kartal B., de Kreuk M.K., van Erp Taalman Kip C., Kruit J., Hendrickx T.L.G., van Loosdrecht M.C.M.: Pilot-scale evaluation of anammox-based mainstream nitrogen removal from municipal wastewater. *Environ. Tech.*, 36 (9), 1167–1177, 2015a.
18. Lotti T., Kleerebezem R., van Loosdrecht M.C.M.: Effect of temperature change on Anammox activity. *Biotechnol. Bioeng.*, v. 122, n. 1, 98–103, 2015b.
19. Ma B., Peng Y., Zhang S., Wang J., Gan Y., Chang J., Wang S., Wang, Zhu G.: Performance of anammox UASB reactor treating low strength wastewater under moderate and low temperatures. *Bioresour. Technol.*, 129, 606–611, 2013.
20. Ma B., Wang S., Cao S., Miao Y., Jia F., Du R., Peng Y.: Biological nitrogen removal from sewage via anammox: Recent advantages. *Bioresour. Technol.*, 200, 981–990, 2016.
21. Nozhevnikova A. N., Simankova M. V., Litt Y. V.: Application of the microbial process of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) in biotechnological wastewater treatment. *Appl. Biochem. Microbiol.*, 48 (8), 667–684, 2012.
22. Taotao Z., Dong L., Huiping Z., Shuibo X., Wenxin Q., Yingjiu L., Jie Z.: Nitrogen removal efficiency and microbial community analysis of ANAMMOX biofilter at ambient temperature. *Water Sci. Technol.*, 71.5, 725–733, 2015.
23. van Hulle S.W.H., Vandeweyer H.J.P., Meesschaert B.D., Vanrolleghem P.A., Dejans P., Dumoulin A.: Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chem. Eng. J.*, 162 (1), 1–20, 2010.
24. Trojanowicz K., Plaza E., Trela J.: Pilot scale studies on nitrification-anammox process for mainstream wastewater at low temperature. *Water Sci. Technol.*, 73.4, 761–768, 2016.