

Mateusz MUSZYŃSKI-HUHAJŁO*

CZĘŚCIOWA NITRYFIKACJA JAKO ISTOTNY ELEMENT NOWOCZESNYCH METOD USUWANIA AZOTU ZE ŚCIEKÓW

Ostatnie lata przyniosły wiele nowych rozwiązań technicznych mających na celu poprawę efektywności usuwania azotu ze ścieków. Jest to naturalna odpowiedź na coraz wyższe standardy ścieków oczyszczonych oraz dążenie do zmniejszania energochłonności oczyszczalni ścieków na całym świecie. W pracy przeanalizowano doniesienia literaturowe dotyczące częściowej nitryfikacji – kluczowego procesu dla wielu innowacyjnych metod usuwania azotu stanowiących alternatywę dla klasycznych układów opierających się wyłącznie na nitryfikacji – denitryfikacji. Przedstawiono podstawy omawianego zjawiska oraz wybrane czynniki wywołujące inhibicję II fazy nitryfikacji.

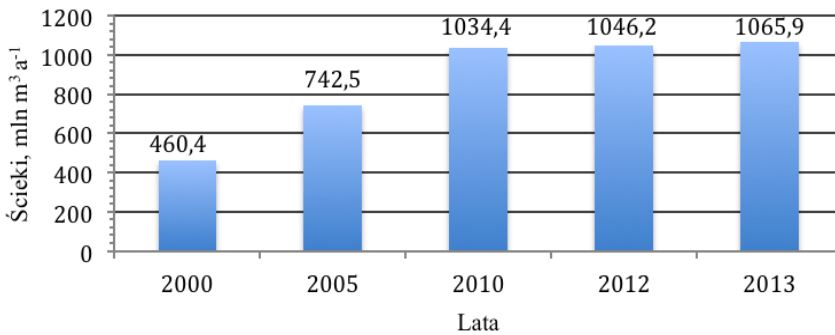
1. WSTĘP

Nitryfikacja, będąca jednym z procesów składających się na cykl przemian azotu w przyrodzie, znalazła swoje praktyczne zastosowanie w biologicznym oczyszczaniu ścieków z początkiem lat 60. ubiegłego wieku. Zaproponowany wtedy przez Wuhrmanna układ tlenowo-anoksyczny (OA, *ang. Oxic-Anoxic*) umożliwił wykorzystanie zdolności bakterii nitryfikacyjnych do utleniania azotu amonowego i następnie redukcję powstałych form azotu przez bakterie denitryfikacyjne [15]. Późniejszy rozwój tej koncepcji, w postaci transformacji do układu AO (*ang. Anoxic-Oxic*) oraz dalsze modyfikacje, stworzył efektywne narzędzie do usuwania biogenów ze ścieków na długie lata.

Zmieniająca się sytuacja gospodarcza oraz zaostrzające się wymagania dotyczące jakości ścieków oczyszczonych, stawiają przed zakładami oczyszczania ścieków coraz wyższe wymogi. Zmusza to odpowiednie instytucje do poszukiwania nowoczesnych rozwiązań będących alternatywą lub wsparciem dotychczasowych metod. W Polsce,

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Technologii Oczyszczania Wody i Ścieków, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, m.muszynski.huhajlo@gmail.com.

na przestrzeni lat 2010–2013, ilość ścieków wymagających oczyszczenia ze wzmożonym usuwaniem biogenów wzrosła ponad dwukrotnie, co potwierdza skalę poruszanego zjawiska (rys. 1) [3]. Skutkiem tych trendów okazała się konieczność optymalizacji kosztów eksploatacyjnych, a ciągła poprawa efektów usuwania biogenów sprawiła, że w ostatnich latach położono silny nacisk na rozwój nowych technologii pozwalających poprawić skuteczność usuwania azotu. W konsekwencji powstało szereg nowych i innowacyjnych rozwiązań, takich jak procesy SHARON lub ANAMMOX.



Rys. 1. Ilość ścieków wymagających oczyszczenia ze wzmożonym usuwaniem biogenów na terenie Polski w latach 2000–2013 [3]

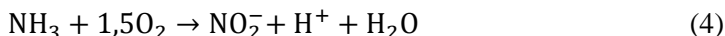
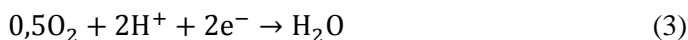
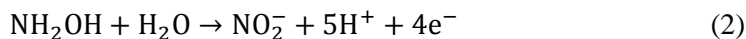
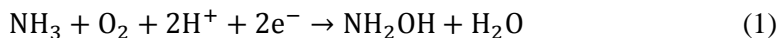
W dalszej części artykułu, omówiono wspólny element obu wymienionych rozwiązań technicznych, jakim jest proces częściowej nityfikacji. Skupiono się również na wybranych parametrach używanych do wywoływania inhibicji aktywności bakterii nityfikacyjnych II fazy, takich jak: wiek osadu, temperatura, stężenie tlenu rozpuszczonego, stężenie amoniaku oraz kwasu azotowego(III).

2. NITRYFIKACJA

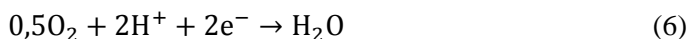
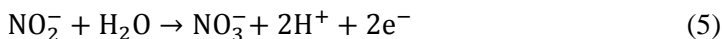
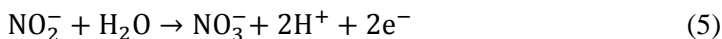
Nityfikacja jest dwuetapowym procesem prowadzonym przez dwie niespokrewnione filogenetycznie grupy bakterii autotroficznych, wykorzystujących energię pochodzącą z utleniania odpowiednio: amoniaku (*ang. Ammonia Oxidizing Bacteria* – AOB) oraz azotanów(III) (*ang. Nitrite Oxidizing Bacteria* – NOB). W obydwu przypadkach tlen pełni rolę ostatecznego akceptora elektronów (3 i 6).

Do grupy bakterii prowadzących I fazę nityfikacji (AOB) należą przede wszystkim *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, które przy udziale monoooksygenazy amonowej (AMO) utleniają amoniak do hydroksyloaminy stanowiącej produkt przejściowy (1), który jest następnie utleniany do azotanów(III), przy udziale oksydoreduk-

tazy hydroksyloaminy (HAO) (2). Poniżej przedstawiono poszczególne przemiany oraz ich zapis sumaryczny (4).



Kolejny etap, nazywany II fazą nitryfikacji, opiera się na oksydacji (5) azotanów(III), będących produktem wcześniejszych przemian do azotanów(V). Jest on przeprowadzany przez bakterie z rodzajów *Nitrobacter*, *Nitrococcus* oraz *Nitrospira*, które wykorzystują do tego celu enzym zwany oksydoreduktazą azotynową (NOR) [23].



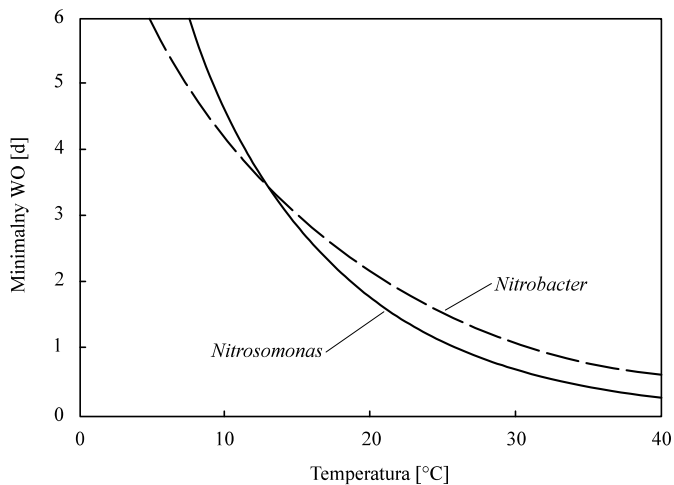
Wg stechiometrii reakcji, pełne utlenienie 1g N-NH₃ do NO₂⁻ wymaga dostarczenia 3,43 gO₂ i skutkuje ono zużyciem 7,14 g zasadowości w postaci CaCO₃. Natomiast w II fazie na każdy gram utlenianego N-NO₂⁻ potrzebne jest 1,14 gO₂. Całemu procesowi towarzyszy ubytek jonów amonowych oraz węgla nieorganicznego, które są wbudowywane w przyrastającą biomasę [25].

3. CZYNNIKI WYWOŁUJĄCE INHIBICJĘ II FAZY NITRYFIKACJI

3.1. TEMPERATURA

Zgodnie z doniesieniami literaturowymi, powszechnie znanym zjawiskiem jest okresowa akumulacja azotanów(III), zarówno w wodach naturalnych [27] jak i komorach osadu czynnego [26]. Wynika to z charakterystyki aktywności bakterii odpowiedzialnych za poszczególne fazy nitryfikacji: bakterie AOB charakteryzują się większą aktywnością w wyższych temperaturach, natomiast mikroorganizmy z grupy NOB

lepiej funkcjonują w niższych temperaturach ($<14^{\circ}\text{C}$). Na rysunku 2 zaprezentowano minimalny czas przetrzymania bakterii w układzie zapewniającym utlenianie amoniaku/azotanów(III) w różnych temperaturach [11]. W temperaturze 25°C współczynnik przyrostu netto wynosi odpowiednio $0,86$ i $0,77\text{ d}^{-1}$ dla bakterii I i II fazy. Wraz ze wzrostem temperatury różnica ta rośnie do około 28% dla 30°C i 38% w 35°C [12]. Wysoka temperatura odcieków z odwadniania osadów stwarza więc idealne warunki dla rozwoju AOB i prowadzenia procesu bez konieczności ogrzewania wsadu reaktora.



Rys. 2. Minimalny wiek osadu bakterii nityfikacyjnych I i II fazy w funkcji temperatury [11]

3.2. WIEK OSADU

Minimalny czas podwojenia nityfikantów jest różny i wynosi 7–8h dla AOB oraz 10–13h dla NOB [4]. Zatem kluczowym parametrem, pozwalającym kontrolować strukturę populacji biomasy, jest wiek osadu. Doprowadza on do wymycia NOB w przypadku spełnienia następującego warunku: $WO_{\min\text{AOB}} < WO < WO_{\min\text{NOB}}$. Wartość WO_{\min} jest zależna od wielu parametrów (np. temperatury, rys. 2) stąd niezwykle istotne jest utrzymanie właściwie zbalansowanych warunków eksploatacyjnych, pozwalających jednocześnie inhibitować II i promować I fazę nityfikacji.

3.3. STĘŻENIE TLENU I STEROWANIE NAWIETRZANIEM

Tlen, będący ostatecznym akceptorem elektronów, pełni bardzo istotną rolę w procesie nityfikacji. Stężenie $2\text{ gO}_2/\text{m}^3$ jest powszechnie uznawane za optymalne dla prowadzenia procesu, zarówno pod kątem ekonomicznym jak i technologicznym.

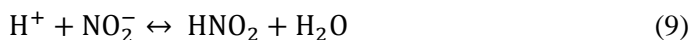
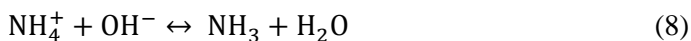
Zahamowanie utleniania azotanów(III) przez NOB pozwala obniżyć zapotrzebowanie na tlen o 25% w stosunku do pełnego utleniania do azotanów(V). Dobór strategii opierającej się na utrzymywaniu w reaktorze odpowiednio niskiego stężenia tlenu poprawia również skuteczność systemu napowietrzania [25].

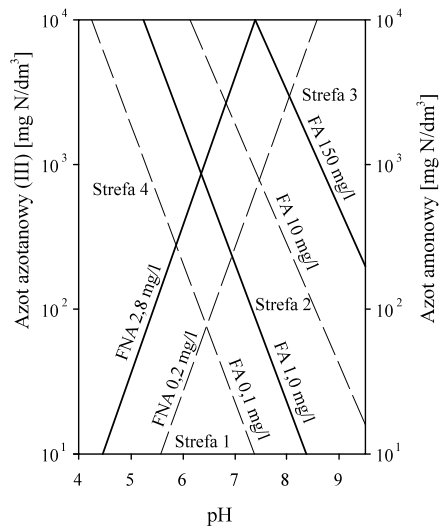
Jak wynika z badań, bakterie z grupy AOB mają wyższy stopień powinowactwa do tlenu niż NOB (stała nasycenia odpowiednio 0,3 i 1,1 g O₂/m³ [28]), jednak dane literaturowe mogą się od siebie w tej kwestii znacząco różnić. Prawdopodobną przyczyną tych rozbieżności jest różnica w stężeniach tlenu występujących pomiędzy fazą ciekłą, a wnętrzem kłaczków osadu. Wartości te są więc uzależnione od gęstości struktury kłaczków, ich rozmiarów oraz efektywności dyfuzji [20]. Na ogół stężenia poniżej 1 gO₂/m³ skutkują stopniowym wymyciem NOB z układu, co umożliwia stabilne prowadzenie procesu częściowej nityfikacji [18].

Oprócz bezpośredniej kontroli stężenia tlenu w reaktorze, często wykorzystywane są również strategie sterowania długością trwania fazy aerobowej w oparciu o monitoring online różnych parametrów, m.in stężenia azotu amonowego [10] lub szybkości poboru tlenu (OUR) [13]. Działania te mają na celu ograniczenie dostępu tlenu bakteriom NOB, gdy w reaktorze brakuje azotu amonowego, a nadal są obecne azotany(III) powstałe w I fazie nityfikacji. Zastosowanie znajduje również przerywane napowietrzanie, wykorzystywane w procesie symultanicznej nityfikacji-denityfikacji (SND) [30] czy jednostopniowym procesie ANAMMOX [29]. Wprowadzenie biomasy w stres anoksydacyjno-tlenowy wpływa niekorzystnie na bakterie II fazy (dłuższy czas adaptacji bakterii do nowych warunków), jednocześnie przyczyniając się do skutecznego prowadzenia częściowej nityfikacji [17].

3.4. ODCZYN

Kontrola odczynu wewnątrz reaktora do częściowej nityfikacji jest jedną z fundamentalnych metod kontroli procesu, ponieważ stężenie jonów H⁺ i OH⁻ wpływa na centra aktywne enzymów warunkujących ten proces [6]. Wartości pH optymalne dla poszczególnych grup nityfikantów podawane w literaturze różnią się w zależności od źródła. Przykładowo, Mayerhoff [19] określił optimum pH wynoszące 8,5–8,8 dla AOB i 7,7–8,4 dla NOB, z kolei Park w swojej pracy [21] określił te wartości na poziomie 8,2–0,3 dla AOB oraz 7,9–0,4 dla NOB. Zmiana wartości pH wpływa również pośrednio na proces nityfikacji w związku ze zmianą stężeń amoniaku (8) oraz kwasu azotowego(III) (9) zgodnie z równaniami równowagi. Wpływ stężenia tych substancji został omówiony w kolejnych punktach.





Rys. 3. Zależność pomiędzy inhibicją nityfikantów przez wolny amoniak (FA – *ang. free ammonia*) oraz wolny kwas azotanowy(III) (FNA – *ang. free nitrous acid*) w funkcji ich stężenia oraz odczynu roztworu.

Linie przerywane symbolizują stężenia wywołujące spadek aktywności określonych grup mikroorganizmów, linie ciągłe reprezentują wartości wywołujące pełną inhibicję [1]

3.5. WOLNY AMONIAK (NH_3)

Wolny amoniak (FA) jest pojęciem określającym amoniak w postaci niezdysonowanej lub niezjonizowanej. Ilość FA w roztworze można obliczyć posługując się równaniem (10) i zależy ona od odczynu, temperatury oraz stężenia azotu amonowego.

Anthonsen i in. w swojej pracy [1], jako pierwsi zaprezentowali wpływ stężenia wolnego amoniaku na aktywność nityfikantów I i II fazy (rys. 3). W Strefie 1, tj. poniżej stężenia FA $0,1 \text{ mg/dm}^3$ nie odnotowano inhibicji, a pełna nityfikacja przebiegała bez zakłóceń. Powyżej tej wartości pojawia się, a także sukcesywnie rośnie, stopień inhibicji NOB, który skutkuje całkowitym zahamowaniem ich aktywności powyżej stężenia $1,0 \text{ mg/dm}^3$ (Strefa 2). FA wchodzi w reakcję z oksydoreduktazą azotynową, dezaktywując ten enzym i uniemożliwia dalsze utlenianie azotanów(III). Bakterie AOB są znacznie mniej wrażliwe na obecność wolnego amoniaku. Dopiero stężenia powyżej 10 mg/dm^3 wywołują spadek skuteczności utleniania amoniaku, zanikając całkowicie przy stężeniach na poziomie 150 mg/dm^3 (Strefa 3). Efekt inhibicji wolnym amoniakiem jest zmienny w czasie ze względu na zdolność biomasy do aklimatyzacji do podwyższonego stężenia tego związku, co potwierdziły badania [22, 24].

Wolny amoniak, jako jeden z głównych z czynników mogących inhibitować NOB w procesie częściowej nityfikacji, jest powszechnie stosowany [10, 16]. Ciudad i in. w swojej pracy [5] zaproponowali interesującą metodę kontroli procesu w oparciu

o sterowanie zadaną wartością pH, pozwalającą utrzymywać stężenie NH_3 w granicach 3–4 mg/dm³ na podstawie pośredniej metody pomiaru stężenia azotu amonowego w reaktorze.

3.6. WOLNY KWAS AZOTOWY(III) (HNO_2)

Oprócz wpływu na stan stężenia $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, pH oddziałuje również na równowagę pomiędzy azotanami(III), a ich niezjonizowaną formą w postaci wolnego kwasu azotowego(III), HNO_2 [11]. Podobnie jak wolny amoniak, związek ten wpływa inhibującą na aktywność nityfikantów. Mechanizm inhibicji polega na dostarczeniu dodatkowego protonu do wnętrza komórki, który zaburzy gradient pH po obu stronach błony komórkowej, uniemożliwiając syntezę ATP [8].

Jak podaje Anthonisen i in. [1] (rys. 3), wzrost stężenia FNA powyżej 0,2 mg/dm³ skutkuje spadkiem aktywności NOB. Wg literatury, obecność wolnego kwasu azotowego(III) na poziomie 0,3 mg/dm³ powoduje 50% inhibicję II fazy nityfikacji [2]. Analogicznie do wyżej opisanych czynników, jest to potencjalny parametr pozwalający kontrolować rozwój bakterii NOB, a co za tym idzie, utrzymywać proces częściowej nityfikacji [7, 14].

$$FA = \frac{[TAN] \cdot 10^{pH}}{\exp[6334/(273+t)] + 10^{pH}} \quad (10)$$

$$FNA = \frac{[N - \text{NO}_2^-]}{\exp[-2300/(273+t)] \cdot 10^{pH}} \quad (11)$$

gdzie:

TAN – (*ang. total ammonium nitrogen*), stężenie azotu amonowego, mg N/dm³

$N - \text{NO}_2^-$ – stężenie azotu azotanowego(III), mg N/dm³

t – temperatura, °C

pH – odczyn.

4. PODSUMOWANIE

Większość nowoczesnych technik usuwania azotu ze ścieków bazuje na procesie częściowej nityfikacji, przez co skuteczne prowadzenie tego procesu jest często ograniczeniem w zastosowaniu tych technologii. Poniżej zaprezentowano krótką charakterystykę najistotniejszych zagadnień [23]:

- SHARON (*ang. Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite*) po-

lega na prowadzeniu częściowej nityfikacji oraz denityfikacji otrzymanych azotanów(III) po dodaniu zewnętrznego źródła węgla organicznego. Akumulacja azotanów(III) odbywa się dzięki utrzymaniu w reaktorze wysokiej temperatury ($\sim 35^{\circ}\text{C}$) oraz krótkiego wieku osadu równemu hydraulicznemu czasowi przetrzymania. Usuwanie azotu z pominięciem produkcji azotanów(V) pozwala zmniejszyć zapotrzebowanie na tlen o 25% oraz zużycie związków organicznych o 40% [9].

- ANAMMOX (*ang.* *ANAerobic AMMonium Oxidation*) opiera się na autotroficznym utlenianiu azotu amonowego przy pomocy azotanów(III). W celu właściwego działania procesu, konieczne jest dostarczenie substratu w postaci ścieków o stosunku $\text{N-NO}_2^-/\text{N-NH}_4^+$ na poziomie $\sim 1,3$, co wynika ze stechiometrii reakcji ANAMMOX. Obecnie stosuje się różne warianty techniczne wykorzystujące tę reakcję, a są to m.in. CANON (*ang.* *Completely Autotrophic N-removal Over Nitrite*) oraz dwustopniowa deamonifikacja. Technologia CANON pozwala na prowadzenie częściowej nityfikacji i procesu Anammox w jednym reaktorze dzięki zastosowaniu zmiennych faz anoksyczno-tlenowych. Natomiast dwustopniowa deamonifikacja przebiega w dwóch oddzielnych reaktorach: jeden służy do częściowego utleniania azotu amonowego bez produkcji azotanów(V), natomiast w drugim zachodzi proces beztlenowej deamonifikacji [23]. Implementacja tych rozwiązań pozwala zaoszczędzić w znacznym stopniu zapotrzebowanie na tlen oraz praktycznie niezależnie usuwanie ładunku azotu od dostępności związków organicznych.

Opracowanie jasnych wytycznych dotyczących kontroli i rozruchu procesu częściowej nityfikacji oraz dalsze zdobywanie doświadczenia eksploatacyjnego w istniejących instalacjach w skali technicznej wydaje się być kolejnym krokiem na drodze do rozpowszechnienia opisywanych w artykule technik usuwania azotu. Zadanie, które jest do wykonania przyniesie jednak wymierne korzyści w postaci zmniejszenia energochłonności oczyszczalni ścieków oraz poprawy efektu ekologicznego.

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] BLACKBURNE R., VADIVELU V.M., YUAN Z., KELLER J., *Kinetic characterisation of an enriched Nitrospira culture with comparison to Nitrobacter*, Water Research, 2007, Vol. 41, 3033–3042.
- [3] BOCHENEK D., *Ochrona Środowiska 2014*, pod red. D. Bochenka, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2014, 173.
- [4] BOCK, E., KOOPS, H.-P., AND HARMS, H., *Cell biology of nitrifying bacteria* (rozdz.) *Nitrification*, pod red. J.I. Prossera, IRL Press, Oxford, 1986, 17–38.
- [5] CIUDAD G., GONZALEZ R., BORNHARDT C., ANTILEO C., *Modes of operation and pH control as enhancement factors for partial nitrification with oxygen transport limitation*, Water Research, 2007, Vol. 41, 4621–4629.

- [6] CLAROS J., JIMÉNEZ E., AGUADO D., FERRER J., SECO A., SERRALTA J., *Effect of pH and HNO_2 concentration on the activity of ammonia-oxidizing bacteria in a partial nitrification reactor*, Water Science & Technology -WST, 2013, Vol. 67, No. 11, 2587–2594.
- [7] DURÁN U., VAL DEL RÍO A., CAMPOS J.L., MOSQUERA-CORRAL A., MÉNDEZ R., *Enhanced ammonia removal at room temperature by pH controlled partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation*, Environmental Technology, 2014, Vol. 35, No. 4, 383–390.
- [8] GLASS C., SILVERSTEIN J., OH J., *Inhibition of denitrification in activated sludge by nitrite*, Water Environment Research, 1997, Vol. 69, No. 6, 1086–1093.
- [9] HELLINGA C., SCHELLEN A.A.J.C., MULDER J.W., VAN LOOSDRECHT M.C.M., HEIJNEN J.J., *The SHARON process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water*, Water Science & Technology -WST, 1998, Vol. 37, No. 9, 135–142.
- [10] JEANNINGROS Y., VLAEMINCK S.E., KALDATE A., VERSTRAETE W., GRAVELEAU L., *Fast start-up of a pilot-scale deammonification sequencing batch reactor from an activated sludge inoculum*, Water Science & Technology -WST, 2010, Vol. 61, No. 6, 1393–1400.
- [11] JETTEN M.S.M., LOGEMANN S., MUYZER G., ROBERTSON L.A., DE VRIES S., VAN LOOSRECHT M.C.M., KUENEN J.G., *Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds*, Antonie van Leeuwenhoek, 1997, No. 71, 75–93.
- [12] JUBANY I., LAFUENTE J., BAEZA J.A., CARRERA J., *Total and stable washout of nitrite oxidizing bacteria from a nitrifying continuous activated sludge system using automatic control based on Oxygen Uptake Rate measurements*, Water Research, 2009, Vol. 43, 2761–2772.
- [13] JUBANY I., LAFUENTE J., BAEZA J.A., CARRERA J., *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, 407–419.
- [14] KIM D.-J., SEO D.-W., LEE S.-H., SHIPIN O., *Free nitrous acid selectively inhibits and eliminates nitrite oxidizers from nitrifying sequencing batch reactor*, Bioprocess Biosyst Eng, 2012, Vol. 35, 441–448.
- [15] KLACZYŃSKI E., RATAJCZAK P., *Oczyszczanie ścieków – układy technologiczne*, Wodociągi i Kanalizacja, 2013, Vol. 110, No. 4, 36–39.
- [16] LI H., ZHOU S., HUANG G., XU B., *Achieving stable partial nitrification using endpoint pH control in an SBR treating landfill leachate*, Process Safety and Environmental Protection, 2014, Vol. 92, 199–205.
- [17] LIA J., ELLIOTTA D., NIELSENA M., HEALYA M.G., ZHAN X., *Long-term partial nitrification in an intermittently aerated sequencing batch reactor (SBR) treating ammonium-rich wastewater under controlled oxygen-limited conditions*, Biochemical Engineering Journal, 2011, Vol. 55, 215–222.
- [18] MA Y., PENG Y., WANG S., YUANB Z., WANG X., *Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant*, Water Research, 2009, Vol. 43, 563–572.
- [19] MEYERHOF O., *Untersuchungen über den Atmungsvorgang nitrifizierender Bakterien*, Pflüger's Archiv für die gesamte Physiologie des Menschen und der Tiere, 1916, Vol. 165, 229–284.
- [20] MUNCH E.V., LANT P., KELLER J., *Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors*, Water Research, 1996, Vol. 30, No. 2, 277–284.
- [21] PARK S., BAE W., CHUNG J., BAEK S.-C., *Empirical model of the pH dependence of the maximum specific nitrification rate*, Process Biochemistry, 2007, Vol. 42, 1671–1676.
- [22] ROLS J.L., MAURET M., RAHMANI H., NGUYEN K.M., CAPDEVILLE B., CORNIER J. C., DEGUIN A., *Population Dynamics and Nitrite Build-Up in Activated Sludge and Biofilm Processes for Nitrogen Removal*, Water Science & Technology -WST, 1994, Vol. 29, No. 7, 43–51.
- [23] SADECKA Z., *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*, Seidel-Przywecki, Piaseczno, 2010.
- [24] SUTHERSAN, S., GANCZARCZYK J.J., *Inhibition of nitrite oxidation during nitrification. Some observations*, Water pollution research journal of Canada, 1986, Vol. 21, No. 2, 257–266.

- [25] TCHOBANOGLOUS G., BURTON F.L., STENSEL H.D., *Wastewater engineering: Treatment and Reuse / Metcalf & Eddy 4th edition*, McGraw Hill, New York, 2003.
- [26] TONKOVIC Z., *Nitrite accumulation at the Mornington sewage treatment plant—causes and significance*, 19th Biennial International Conference, Water Quality International, 1998, 165–172.
- [27] VON DER WIESCHE M., WETZEL A., *Temporal and spatial dynamics of nitrite accumulation in the river Lahn*, Water Research, 1998, Vol. 32, No. 5, 1653–1661.
- [28] WIESMANN U., *Biological Nitrogen Removal from Wastewater*, Advances In Biochemical Engineering Biotechnology, 1994, Vol. 51, 113–154.
- [29] YANG J., TRELA J., ZUBROWSKA-SUDOL M., PLAZA E., *Intermittent aeration in one-stage partial nitrification/anammox process*, Ecological Engineering, 2015, Vol. 75, 413–420.
- [30] YOO H., AHN K.-H., LEE H.-J., LEE K.-H., KWAK Y.-J., SONG K.-G., *Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor*, Water Research, 1999, Vol. 33, No. 1, 145–154.

PARTIAL NITRIFICATION – A VITAL ELEMENT OF MODERN NITROGEN REMOVAL METHODS

Necessity of meeting more strict effluent standards at WWTPs caused that an alternative for classical nitrification-denitrification process was needed. Many modern nitrogen removal systems developed in recent years (SHARON, ANAMMOX) are based on partial nitrification, which is a key factor for their efficiency. This paper is a review of process principles and possible factors used to induce inhibition of nitrite oxidation.