

Agnieszka TOMSKA

Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii Środowiska i Biotechnologii
ul. Brzeźnicka 60A, 42-200 Częstochowa
email: atomaska@is.pcz.czest.pl

Wykorzystanie bakterii *Alcaligenes faecalis* w oczyszczaniu ścieków metodą osadu czynnego

W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczących efektywności usuwania azotu organicznego i amonowego metodą osadu czynnego zaszczonego bakteriami *Alcaligenes faecalis*, zdolnymi do prowadzenia procesu nitryfikacji heterotroficznej. Badania prowadzono w temperaturze $17\pm 2^\circ\text{C}$ w dwóch równolegle pracujących laboratoryjnych reaktorach SBR. Przemiany związków azotu badano z wykorzystaniem osadu czynnego zaszczonego heterotroficznymi nitryfikantami oraz osadu czynnego kontrolnego niezaszczonego tymi bakteriami. Badania realizowano, utrzymując stosunek $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{Kj}}$ na poziomie 11 ± 1 i przy obciążeniu osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych w zakresie od 0,16 do 0,49 g ChZT/g s.m.d. W przedstawionych badaniach obserwowano wyższy o 4 do około 8% stopień usunięcia azotu organicznego w reaktorze, w którym osad czynny zaszczoneo bakteriami *Alcaligenes faecalis* w porównaniu z reaktorem kontrolnym. Odnotowano również w tym reaktorze wyższe szybkości nitryfikacji. Obserwowane różnice szybkości nitryfikacji są stosunkowo niewielkie między reaktorem z osadem czynnym zaszczoneo i niezaszczoneo. Jednakże analiza wykonana testem *t-Studenta* wykazała, że różnice te są znamienne, co oznacza, że przemiany związków azotu przebiegały efektywniej w reaktorze, w którym osad czynny zaszczoneo heterotroficznymi nitryfikantami *Alcaligenes faecalis*.

Słowa kluczowe: heterotroficzna nitryfikacja, *Alcaligenes faecalis*, osad czynny

Wprowadzenie

Zgodnie z ogólnie przyjętym stanem wiedzy, usuwanie azotu ze ścieków w układach technicznych odbywa się w procesie autotroficznej nitryfikacji połączonej z heterotroficzną dysymilacyjną denitryfikacją. Dowiedziono jednak, że nitryfikanty autotroficzne w warunkach ograniczonego dostępu tlenu mają zdolność redukcji azotanów(III) i (V) do tlenków azotu lub azotu gazowego [1]. Heterotroficzne denitryfikanty natomiast mają zdolność do przeprowadzania tlenowej denitryfikacji oraz nitryfikacji heterotroficznej [2].

Nitryfikacja heterotroficzna znana jest od dawna, jednakże uważano, że nie ma ona istotnego znaczenia na przemiany związków azotu [3, 4]. Do bakterii mających zdolność prowadzenia heterotroficznej nitryfikacji zalicza się między innymi: *Alcaligenes faecalis*, *Arthrobacter globiformis*, *Aerobacter aerogenes*, *Mycobacterium phlei*, *Thiosphaera pantotropha* i *Pseudomonas stutzeri* [5-8]. Prawdopodobnie nitryfikacja heterotroficzna jest możliwa, gdy iloraz wartości ChZT do

azotu ogólnego przekracza 10 [9]. Wyniki badań przeprowadzonych przez van Niela i innych [10] wskazują, że w określonych warunkach środowiska, przy niedoborze tlenu, efektywność utleniania jonów amonowych była większa w obecności bakterii heterotroficznych *Thiosphaera pantotropha* niż w obecności bakterii autotroficznych *Nitrosomonas europaea*. Badania prowadzone równocześnie dla *Nitrosomonas europaea* i *Thiosphaera pantotropha* w hodowlach ciągłych wykazały, że bakterie *Thiosphaera pantotropha*, przy niskich stężeniach rozpuszczonego tlenu oraz wysokich wartościach stosunku C/N, mogą szybciej asymilować azot amonowy niż *Nitrosomonas europaea*. Dla niskich wartości ilorazu C/N heterotroficzna nityfikacja nie odgrywa istotnej roli [11]. Szybkość nityfikacji prowadzonej przez drobnoustroje heterotroficzne jest mniejsza od szybkości tego procesu prowadzonej przez bakterie autotroficzne. Różnica ta może być w zakresie od 10^3 do 10^4 [8].

Castignetti i Hollocher [6] stwierdzili, że *Alcaligenes faecalis* ma zdolność utleniania azotu organicznego do azotanów(III) na podłożu zawierającym oksym pirogronianu. Papan i inni [7] wykazali, że bakterie *Alcaligenes faecalis* mają zdolność produkcji jonu azotanowego(III) i (V), jak również znacznych ilości NO i N₂O. Ponadto autorzy wykazali, że ilość produkowanego jonu azotanowego(III) przez te bakterie była sześciokrotnie większa w porównaniu z ilością tych jonów, gdy stosowano inne heterotroficzne nityfikanty. Joo i inni [12], prowadząc badania w tlenowych testach porcjowych przy wartości stosunku C/N równym 10, wyznaczyli szybkość usuwania azotu amonowego na poziomie dla wyizolowanej populacji *Alcaligenes faecalis* no. 4.

Celem badań było porównanie podstawowych parametrów opisujących przebieg procesu nityfikacji z wykorzystaniem osadu czynnego zaszczerpionego lub nie heterotroficznymi nityfikantami *Alcaligenes faecalis*.

1. Materiały i metody

Badania prowadzono z wykorzystaniem szczepu *Alcaligenes faecalis* PCM 2223 pochodzącego z kolekcji mikroorganizmów Instytutu Immunologii i Terapii Doświadczalnej. Bakterie, które otrzymano w formie liofilizatu, namnażano na podłożu stałym agarowym. Następnie wyrosłe kolonie przeniesiono na agar odżywczy. Z wyrosłych kolonii uzyskano zawiesinę bakterii *Alcaligenes faecalis*. Hodowlę bakterii prowadzono w temperaturze 28°C. Liczebność bakterii określono metodą płytkową Kocha.

Materiałem do badań był osad czynny pochodzący z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Częstochowie. Osad czynny adaptowano przez 20 dni w temperaturze $17 \pm 2^\circ\text{C}$. Osad ten okresowo zasilano ściekami syntetycznymi przy 24 h czasie zatrzymania.

Proces oczyszczania ścieków prowadzono w dwóch równolegle pracujących reaktorach SBR o pojemności czynnej 2 dm³ każdy. Pojedynczy reaktor miał średnicę D = 14 cm oraz wysokość H = 26 cm. Ścieki surowe do reaktorów dozowano,

wykorzystując pompkę perystaltyczną. Osad czynny napowietrzano przy użyciu pomy przeponowej oraz mieszano za pomocą mieszadeł mechanicznych. Cykl pracy SBR-ów wynosił 8 godzin. Czas pracy poszczególnych faz SBR-ów wynosił odpowiednio: napełnianie i mieszanie - 2 h, napowietrzanie - 4 h, sedimentacja - 1 h, dekantacja - 0,5 h, przestój - 0,5 h. Przez pozostałą część doby osad napowietrzano.

W reaktorze dalej oznaczanym R osad czynny zaszczepiono bakteriami *Alcaligenes faecalis*. Do reaktora R wprowadzono zawiesinę bakterii w dawce $1,8 \cdot 10^7$ kom./cm³. Osad czynny w reaktorze K stanowił próbkę kontrolną.

Oczyszczaniu poddawano ścieki syntetyczne o charakterze bytowo-gospodarczym (dalej nazywane ściekami surowymi) o następującym składzie: pepton - 110 mg, bulion - 110 mg, K₂HPO₄ - 28 mg, NaCl - 7 mg, CaCl₂ · 2 H₂O - 4 mg, MgSO₄ · 7 H₂O - 2 mg, CH₄N₂O - 20 mg, NH₄Cl - 10 mg, woda wodociągowa - 1 dm³. W celu uzyskania wzrastającego obciążenia substratowego osadu czynnego i uwzględniając stosunek ChZT/N_{Kj}, w ściekach zwiększano udział odpowiednio substratów organicznych i mineralnych.

W ściekach surowych i oczyszczonych wykonywano następujące oznaczenia: ChZT, azotu azotanowego(III) i (V), ogólnego Kjeldahla oraz amonowego. W reaktorach oznaczano stężenie zawiesin ogólnych oraz tlenu rozpuszczonego [13, 14].

W pracy przemiany związków azotu oceniano również na podstawie szybkości nityfikacji v_1 i v_2 [15]. Szybkość nityfikacji v_1 wyrażono jako ilość azotu azotanowego(III) i (V) powstającą w procesie oczyszczania ścieków w odniesieniu do czasu napowietrzania ścieków zgodnie ze wzorem:

$$v_1 = \frac{\Delta N_{\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-}}{\tau}, \text{ g N/m}^3 \cdot \text{h} \quad (1)$$

Szybkość nityfikacji v_2 wyrażono natomiast jako ilość azotu azotanowego(V) powstającą w procesie oczyszczania ścieków w odniesieniu do czasu napowietrzania ścieków:

$$v_2 = \frac{\Delta N_{\text{NO}_3^-}}{\tau}, \text{ g N-NO}_3^- / \text{m}^3 \cdot \text{h} \quad (2)$$

$\Delta N_{\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-}$ - sumaryczna ilość azotu azotanowego(III) i (V) powstała po procesie oczyszczania ścieków, mg/dm³,

$\Delta N_{\text{NO}_3^-}$ - ilość azotu azotanowego(V) powstała po procesie oczyszczania ścieków, mg/dm³,

τ - czas napowietrzania ścieków, h.

Istotność różnic między średnimi wartościami szybkości nityfikacji v_1 i v_2 w reaktorze badawczym R i kontrolnym K określono za pomocą testu *t-Studenta*. Obliczenia statystyczne dla tych wielkości wykonano w programie STATISTICA.

2. Przebieg badań

Proces oczyszczania ścieków prowadzono w temperaturze $17\pm 1^\circ\text{C}$ w taki sposób, aby utrzymywać wiek osadu na poziomie 19 dni. Badania prowadzono w warunkach niekorzystnych dla autotroficznych nityfikantów przy wysokim stosunku $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{Kj}}$ dla ścieków surowych, który utrzymywano na poziomie 11 ± 1 . Zwiększono również obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń w granicach od 0,16 do 0,49 g ChZT/g s.m.·d.

Wartość pozostałych parametrów oraz stężenia zanieczyszczeń w ściekach surowych podano w tabelach 1 i 2.

Tabela 1. Parametry procesu oczyszczania ścieków

Table 1. The process parameters of wastewater treatment

Parametr	Reaktor	
	R	K
Stężenie osadu czynnego w reaktorze, g/dm^3	2,0÷3,1	2,0÷3,2
Obciążenie reaktora ładunkiem zanieczyszczeń, $\text{g ChZT}/\text{m}^3\cdot\text{d}$	363÷1184	
Obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń g ChZT/g s.m.·d	0,16÷0,49	0,16÷0,47
Wiek osadu, d	19	
Temperatura procesu, $^\circ\text{C}$	17±2	
Stężenie tlenu rozpuszczonego w komorze, $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	2	
$\text{ChZT}/\text{N}_{\text{Kj}}$	11±1	

R - reaktor, w którym osad czynny zaszczipiono bakteriami *Alcaligenes faecalis*

K - reaktor kontrolny

Tabela 2. Wskaźniki zanieczyszczeń w ściekach surowych

Table 2. The contaminations concentration of raw sewage

Wskaźnik	Zakres wartości
ChZT, $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	242÷792
Azot organiczny, $\text{mg N}_{\text{org}}/\text{dm}^3$	12,5÷57,2
Azot Kjeldahla, $\text{mg N}_{\text{Kj}}/\text{dm}^3$	24,1÷71,7
Azot amonowy, $\text{mg N-NH}_4^+/\text{dm}^3$	11,6÷19,9
Azot azotanowy(III), $\text{mg N-NO}_2^-/\text{dm}^3$	0,01÷0,08
Azot azotanowy(V), $\text{mg N-NO}_3^-/\text{dm}^3$	0,69÷1,01

Wyniki badań

Stopień usunięcia związków organicznych wyrażonych wskaźnikiem ChZT w obydwu reaktorach (R - badawczym i K - kontrolnym) był wysoki i wahał się w zakresie od 80 do 89% (tab. 3).

W każdym kolejnym dniu pomiarowym badań odnotowano niższe stężenia azotu amonowego i organicznego w reaktorze badawczym R w porównaniu z reaktorem kontrolnym K (rys. 1a).

Stężenie azotu amonowego na odpływie z reaktora R zmieniało się w granicach od 2,1 do 3,3 mg N-NH₄⁺/dm³, a z reaktora K w zakresie od 2,4 do 4,0 mg N-NH₄⁺/dm³. Stężenie azotu organicznego natomiast mieściło się kolejno w granicach od 0,6 do 4,6 mg N_{org}/dm³ w reaktorze R oraz od 0,6 do 6,9 mg N_{org}/dm³ w reaktorze K (rys. 1a).

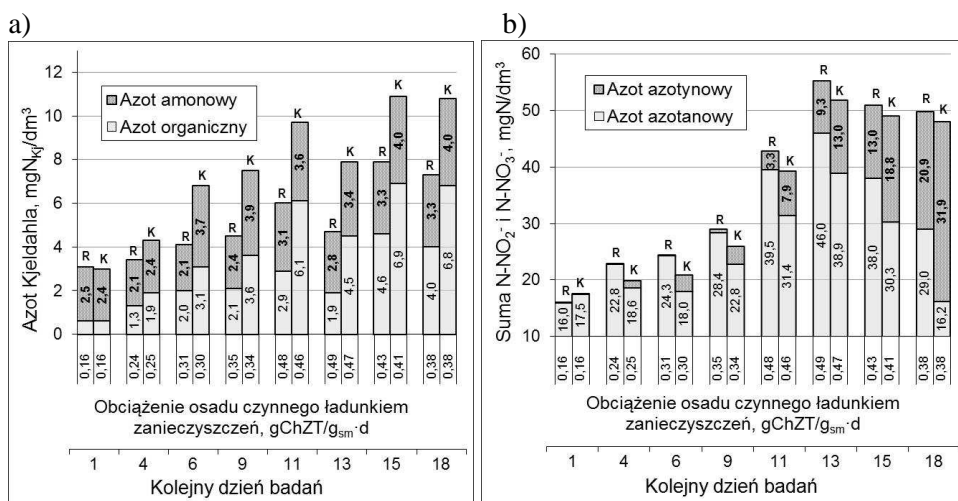
Tabela 3. Stopień usunięcia ChZT oraz azotu organicznego i Kjeldahla w kolejnych dniach badań

Table 3. The removal efficiency of COD and organic and Kjeldahl nitrogen in subsequent days of experiment

Stopień usunięcia, %	Reaktor	Kolejny dzień badań							
		1	4	6	9	11	13	15	18
ChZT	R	81	84	85	83	85	89	87	85
	K	80	84	86	83	86	88	88	85
Azotu organicznego	R	95,2	91,3	88,6	90,6	92,6	96,3	90,8	93,0
	K	95,2	87,2	82,4	83,9	84,4	91,3	86,1	88,1
Azotu Kjeldahla	R	87,1	89,5	89,1	88,7	89,6	93,2	88,1	88,0
	K	87,6	86,8	81,9	81,2	83,2	88,6	83,6	82,7

R - reaktor, w którym osad czynny zaszczerpiono bakteriami *Alcaligenes faecalis*

K - reaktor kontrolny



R - reaktor, w którym osad czynny zaszczerpiono bakteriami *Alcaligenes faecalis*

K - reaktor kontrolny

Rys. 1. Zmiany a) azotu Kjeldahla oraz b) azotu azotanowego(III) i (V) w zależności od obciążenia substratowego osadu czynnego w kolejnych dniach badań

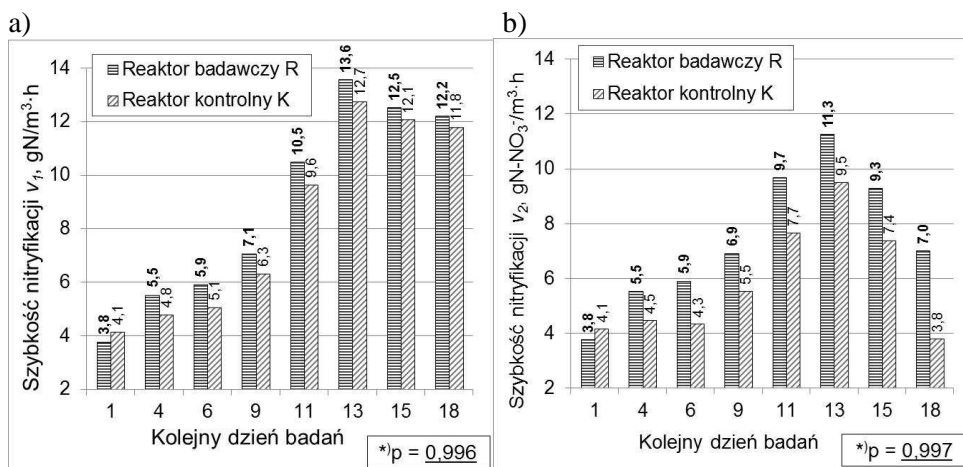
Fig. 1. Changes of the concentrations of a) Kjeldahl nitrogen and b) nitrite and nitrate depending of activated sludge load in subsequent days of experiment

Tendencja zmian stężeń azotu amonowego oraz organicznego (oznaczonych jako azot Kjeldahla) była podobna w reaktorze, gdzie osad czynny zaszczerpiono bakteriami *Alcaligenes faecalis*, jak też w reaktorze kontrolnym. Jednak efektywność usuwania tych związków azotu była większa w reaktorze badawczym.

Od czwartego dnia badań stopień usunięcia azotu organicznego w reaktorze R utrzymywał się w granicach od 87 do 96%, a w reaktorze K od 82 do 91%. Stopień usunięcia związków azotu wyrażonych wskaźnikiem azotu Kjeldahla natomiast mieścił się w zakresie od 88 do 93% w reaktorze R oraz od 81 do 87% w reaktorze K. Kolejno dla osadu czynnego zaszczerpionego w zestawieniu z niezaszczerpionym stopień usunięcia związków azotu był wyższy: o 4 do około 8% dla azotu organicznego oraz o 3 do około 7% w przypadku azotu Kjeldahla (tab. 3).

Stosunkowo niskie stężenie azotu amonowego poniżej 5 mg/dm^3 świadczy o tym, że szybkość I fazy procesu nityfikacji była podobna zarówno w reaktorze R, jak i K. W obu reaktorach obserwowano hamowanie nityfikacji II fazy - w reaktorze kontrolnym od 11 dnia badań oraz w reaktorze, w którym osad czynny zaszczerpiono bakteriami *Alcaligenes faecalis* od 13 dnia. Świadczy o tym wzrost stężenia azotu azotanowego(III) w odpływie (rys. 1b).

Na rysunkach 2a i b pokazano dobowe zmiany szybkości nityfikacji v_1 i v_2 obliczonej zgodnie ze wzorami (1) i (2) w kolejnych dniach badań. W każdym kolejnym dniu pomiarowym odnotowano wyższe wartości szybkości nityfikacji v_1 i v_2 dla osadu czynnego zaszczerpionego bakteriami *Alcaligenes faecalis* w porównaniu z osadem niezaszczerpionym.



*p - prawdopodobieństwo (wyliczone testem *t-Studenta*) dla hipotezy, że istnieje różnica średnich pomiędzy reaktorem badawczym R a reaktorem kontrolnym K

Rys. 2. Szybkość nityfikacji: a) v_1 i b) v_2 w procesie oczyszczania ścieków w kolejnych dniach badań

Fig. 2. The nitrification rate: a) v_1 and b) v_2 in the sewage treatment process in subsequent days of measurement

Różnice szybkości nityfikacji v_1 i v_2 między reaktorem R, w którym osad czynny zaszczerpiono heterotroficznymi nityfikantami w porównaniu z reaktorem kontrolnym są niewielkie, jednakże analiza statystyczna dla pomiarów sparowanych wykonana testem *t-Studenta* wykazała, że różnice te są znamienne. Prawdopodobieństwo wystąpienia różnicy między reaktorem R i K dla szybkości nityfikacji v_1 wynosi 0,996, natomiast w przypadku szybkości nityfikacji v_2 - 0,997. Oznacza to, że przemiany związków azotu przebiegały efektywniej w reaktorze, w którym osad czynny zaszczerpiono bakteriami *Alcaligenes faecalis* (rys. 2a i 2b).

Należy zaznaczyć również, że stężenie zawiesin utrzymywało się na tym samym poziomie w obu reaktorach. Oznacza to, że wprowadzenie bakterii *Alcaligenes faecalis* nie wpłynęło na wzrost stężenia biomasy w reaktorze R w porównaniu z reaktorem K (tab. 1).

Podsumowanie i wnioski

W przedstawionych badaniach podjęto próbę zbadania, czy zaszczerpienie osadu czynnego heterotroficznymi nityfikantami *Alcaligenes faecalis* wpłynie korzystnie na przemiany związków azotu w procesie oczyszczania ścieków. Należy podkreślić, że istnieją doniesienia literaturowe świadczące o wysokiej zdolności usuwania amoniaku właśnie przez bakterie *Alcaligenes faecalis* [16-18]. Ze względu na to, że nityfikacja heterotroficzna obserwowana jest przy wysokim stosunku związków organicznych do azotu [9, 19], badania przeprowadzono dla ścieków, w których proporcję między zawartością związków organicznych wyrażonych wskaźnikiem ChZT a azotem Kjeldahla utrzymywano na poziomie 11 ± 1 .

W przeprowadzonych badaniach obserwowano, że przemiany związków azotu przebiegały efektywniej w reaktorze, w którym osad czynny zaszczerpiono bakteriami *Alcaligenes faecalis*, w porównaniu z reaktorem kontrolnym. Usunięcie azotu organicznego w reaktorze badawczym, w którym osad czynny zaszczerpiono bakteriami, było wyższe o 4 do około 8% oraz azotu Kjeldahla o 3 do około 7% w porównaniu z reaktorem kontrolnym. Potwierdzeniem intensywniejszych przemian związków azotu w reaktorze, w którym osad czynny zaszczerpiono heterotroficznymi nityfikantami jest również wyższa szybkość nityfikacji v_1 i v_2 w tym reaktorze w porównaniu z reaktorem kontrolnym. Obserwowane różnice szybkości nityfikacji są stosunkowo niewielkie między reaktorem z osadem czynnym zaszczerpionym i niezaszczerpionym. Jednakże analiza wykonana testem *t-Studenta* wykazała, że różnice te są znamienne, co oznacza, że przemiany związków azotu przebiegały efektywniej w reaktorze, w którym osad czynny zaszczerpiono heterotroficznymi nityfikantami *Alcaligenes faecalis*.

Warto zwrócić uwagę na pracę Bernat i Wojnowskiej-Baryły [20], które prowadząc badania dotyczące efektywności nityfikacji w reaktorze okresowym przy zmiennym stosunku LKT/N_{Kj} w ściekach, obserwowały wzrost sprawności nityfikacji z 70 do 90%, pomimo że udział autotroficznych nityfikantów w osadzie czynnym zmniejszył się z 16 do 5,3%. Autorki wskazały, że wzrost efektywności

nitryfikacji można wiązać ze wzrostem aktywności mikroorganizmów heterotroficznych.

Na podstawie powyższych badań dla ścieków charakteryzujących się stosunkiem $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{Kj}}$ na poziomie 11 ± 1 , jak również przeprowadzonych wcześniej dla stosunku $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{Kj}}$ równego około 8,2 [21] nie można jednoznacznie stwierdzić zasadności zaszczepiania osadu czynnego heterotroficznymi nitryfikantami *Alcaligenes faecalis*.

Podziękowania

Badania zrealizowano w ramach badań statutowych BS-PB-401/301/12.

Literatura

- [1] Zart D., Bock E., High rate of aerobic nitrification and denitrification by *Nitrosomonas eutropha* grown in a fermentor with complete biomass retention in the presence of gaseous NO_2 or NO , Arch. Microbiol. 1998, 169, 282-286.
- [2] Huang H.K., Tseng S.K., Nitrate reduction by *Citrobacter diversus* under aerobic environment, Appl. Microbiol. and Biotechnol. 2001, 55, 90-94.
- [3] Jetten M.S.M., Logemann S., Muyzer G., Robertson L.A., de Vries S., van Loosdrecht M.C.M., Kuenen J.G., Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. Antonie van Leeuwenhoek, J. Microbiol. 1997, 71, 75-93.
- [4] Robertson L.A., Cornelisse R., De Vos P., Hadjoetomo R., Kuenen J.G., Aerobic denitrification in various heterotrophic nitrifiers, Antonie van Leeuwenhoek, J. Microbiol. 1989, 56, 289-299.
- [5] Beier B., Hippen A., Seyfried C.F., Rosenwinkel K.H., Johansson P., Comparison of different biological treatment methods for nitrogen-rich waste waters, Europ. Wat. Manag. 1998, 2, 1, 61-66.
- [6] Castignetti D., Hollocher T.C., Nitrogen redox metabolism of a heterotrophic, nitrifying and denitrifying *Alcaligenes sp.* from soil, Appl. Environ. Microbiol. 1982, 44, 923-928.
- [7] Papen H., von Berg R., Hinkel I., Thoene B., Rennenberg H., Heterotrophic nitrification by *Alcaligenes faecalis* NO_2^- , NO_3^- , N_2O and NO production in exponentially growing cultures, Appl. Environ. Microbiol. 1989, 55, 2068-2072.
- [8] Robertson L.A., Van Niel E.W.J., Torremans R.A.M., Kuenen J.G., Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of *Thiosphaera pantotropha*, Appl. Environ. Microbiol. 1988, 54, 2812-2818.
- [9] Van Loosdrecht M.C.M., Jetten M.S.M., Microbiological conversions in nitrogen removal, Water Sci. Technol. 1998, 38, 1, 1-7.
- [10] Van Niel E.W.J., Arts P.A.M., Wesselink B.J., Robertson L.A., Kuenen J.G., Competition between heterotrophic and autotrophic nitrifiers for ammonia in chemostat cultures, FEMS Microbiol. Ecol. 1993, 102, 109-118.
- [11] Kuenen J.G., Robertson L.A., Combined nitrification-denitrification processes, FEMS Microbiol. Rev. 1994, 15, 109-117.
- [12] Joo H.-S., Hirai M., Shoda M., Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* no. 4, J Biosc. Bioeng. 2005, 100, 2, 184-91.
- [13] Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziowski B., Zerbe J., Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków, Arkady, Warszawa 1999.
- [14] Spectrofotometer handbook: DR/4000, HACH Comp. U.S.A. 1997.

- [15] Surmacz-Górska J., Cichoń A., Miksch K., Nitrogen removal from wastewater with high ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification, *Wat. Sci. Technol.* 1997, 36, 10, 73-78.
- [16] Gupta A.B., Gupta S.K., Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm, *Water Res.* 2001, 35, 7, 1714-1722.
- [17] Joo H.-S., Hirai M., Shoda M., Piggery wastewater treatment using *Alcaligenes faecalis* strain No. 4 with heterotrophic nitrification and aerobic denitrification, *Water Res.* 2006, Sep 8, 40, 16, 3029-3036.
- [18] Nishio T., Yoshikura T., Mishima H., Inouye Z., Itoh H., Conditions for nitrification and denitrification by an immobilized heterotrophic nitrifying bacterium *Alcaligenes faecalis* OKK17, *J. Ferment. Bioeng.* 1998, 86, 4, 351-356.
- [19] Zhao H.W., Mavinic D.S., Oldham W.K., Koch F.A., Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage, *Water Res.* 1999, 33, 4, 961-970.
- [20] Bernat K., Wojnowska-Baryła I., Influence of VFA/TKN ratio in wastewater on the effectiveness of nitrification, *Pol. J. Natur. Sc.* 2006, 21, 2, 741-753.
- [21] Tomska A., Madeła M., Application of bacterials *Alcaligenes Faecalis* in wastewater treatment by the activated sludge method, *ECOpole'07, Central European Conference, Jamrozowa Polana, 2007.*

The Use of *Alcaligenes Faecalis* Bacteria in Wastewater Treatment with Activated Sludge

In the present investigation we have studied the effectiveness of organic and ammonia nitrogen removal using activated sludge aided by bacteria *Alcaligenes faecalis* able to carry out heterotrophic nitrification. The experiments were performed at a temperature $17\pm 2^{\circ}\text{C}$ in two simultaneously operating laboratory sequencing batch reactors. The transformation of nitrogen compounds by non-inoculated activated sludge (control reactor) and activated sludge inoculated with heterotrophic nitrifier was examined. The research was realized keeping COD/TKN value of 11 ± 1 and the loading of activated sludge in the range from 0.16 to 0.49 g COD/g MLSS·d. It was observed that the elimination of organic nitrogen for reactor with activated sludge inoculated with bacteria *Alcaligenes faecalis* was higher from 4 to 8% compared with control reactor. In this reactor there was also obtained a higher rate of nitrification. The resulting differences in the rate of nitrification are relatively small for reactor with inoculated activated sludge compared with non-inoculated. However, the analysis performed with t-test showed that these differences are significant. This means that the nitrogen compounds transformations were more effective for activated sludge inoculated with heterotrophic nitrifiers *Alcaligenes faecalis*.

Keywords: heterotrophic nitrification, *Alcaligenes faecalis*, activated sludge