



Rozwój bakterii nitryfikacyjnych w osadzie czynnym w zależności od warunków pokarmowych

Irena Wojnowska-Baryła, Katarzyna Bernat, Małgorzata Dąbrowska
Zakład Inżynierii Ekologicznej Uniwersytet Warmińsko-Mazurski,
Olsztyn

Changes of the nitrifying biomass concentration in activated sludge under different substrate conditions

Summary

The mechanisms of nitrogen compounds transformation were investigated during four research series. The experiments were carried out at dissolved oxygen concentrations of 30% of air saturation depending on the retention time (24 h, 12 h) and substrate conditions in the reactor (SBR). Sodium acetate as carbon source and ammonium chloride as nitrogen source were added to municipal waste. The activated sludge loading changed from 0,054 to 0,2 g COD/g · d.

Changes of nitrifying, autotrophic biomass concentration in activated sludge were observed. Addition of ammonium enhanced the increase in autotrophic biomass concentration from 10,6 to 19,3% of the whole biomass. The lowest nitrifying biomass concentration – 3,4%, was observed when the activated sludge loading was 0,2 g COD/g · d under 12 h retention time.

Key words:

simultaneous nitrification and denitrification, heterotrophic nitrification, autotrophic nitrification, nitrogen removal.

Adres do korespondencji

Katarzyna Bernat,
Katedra Inżynierii
Ochrony Środowiska,
Uniwersytet
Warmińsko-Mazurski,
10-957 Olsztyn-Kortowo.

biotechnologia

4 (55) 202–211 2001

1. Wstęp

Efektywność oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego zależy od równowagi pomiędzy ilością bakterii nitryfikacyjnych i heterotroficznych. W zależności od warunków pokarmowych i osadzie czynnym dominującą rolę odgrywają bakterie autotroficzne lub heterotroficzne. Warunki tlenowe, niskie obciążenie

osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń i długi wiek sprzyjają aktywności bakterii chemolitotroficznych z rodzaju *Nitrosomonas* i *Nitrobacter*. W badaniach przeprowadzonych przez Münch i wsp. (12) wykazano możliwość wzrostu nitryfikantów w warunkach ograniczonego dostępu tlenu w środowisku. Jednym z możliwych mechanizmów utleniania azotu amonowego przez bakterie autotroficzne w warunkach niedotlenionych jest skrócenie szlaku utleniania do azotynów. Przemiany azotowe w osadzie czynnym zachodzą wówczas zgodnie z równaniem: $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2$. Patureau i wsp. (13) obserwowali w warunkach niedotlenionych i beztlenowych redukcję utlenionych form azotu przez autotroficzne bakterie nitryfikacyjne. Robertson i wsp. (16) oraz Zhao i wsp. (17) badali symultaniczną nitryfikację i denitryfikację na przykładzie dwóch gatunków bakterii heterotroficznych *Thiosphaera pantotropha* i *Pseudomonas denitrificans*. Mikroorganizmy wykorzystywały jako akceptory elektronów zarówno tlen jak i azotany. Münch i wsp. (12) obserwowali szybszy wzrost bakterii w obecności obu akceptorów tlenu niż w obecności jednego.

Denitryfikacja uważana była za proces beztlenowy przeprowadzany przez bakterie heterotroficzne (11,14). W przeprowadzonych badaniach Burda i wsp. (10) wykazali, że bakterie denitryfikacyjne cechuje różna wrażliwość na zawartość tlenu rozpuszczonego w środowisku. Im niższe stężenie tlenu rozpuszczonego w środowisku, tym większa szybkość denitryfikacji. Patureau i wsp. (13) podali, że w obecności tlenu bakterie heterotroficzne *Thiosphaera pantotropha* i *Alcaligenes faecalis* były zdolne do prowadzenia nitryfikacji. Cytowane wyniki badań wskazują na możliwość sterowania przemianami związków azotowych w osadzie czynnym. W prezentowanej pracy podjęto badania nad wpływem warunków pokarmowych na ilościowe zmiany bakterii nitryfikacyjnych w osadzie czynnym oraz na przebieg procesów usuwania azotu ze ścieków. Zakres badań obejmował określenie efektywności przemian związków azotowych w osadzie czynnym w warunkach napowietrzania.

2. Metodyka

Badania przeprowadzono w laboratoryjnym reaktorze typu BIOFLO 3000. W fazie reakcji do reaktora doprowadzano tlen na stałym poziomie wynoszącym 30% nasycenia w temperaturze 20°C. Reaktor o objętości 5 dm³, wyposażony w mieszadło (50 obr/min) pracował w cyklach 24 i 12-godzinnych. Cykl pracy reaktora składał się z następujących faz: napełniania (10 min), reakcji (mieszanie i napowietrzanie) (23 h lub 11 h), sedymentacji (30 min) i spustu (20 min). Po 24 lub po 12 godzinach z reaktora odprowadzano 2,5 dm³ oczyszczonych ścieków, które zastępowano taką samą ilością ścieków komunalnych.

Badania przeprowadzono w czterech seriach, z których każda poprzedzona była dwutygodniowym okresem adaptacji osadu czynnego. Charakterystykę ścieków komunalnych stosowanych w badaniach oraz czas zatrzymania ścieków w reaktorze przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1

Charakterystyka ścieków komunalnych doprowadzanych do reaktora

Parametr	Jednostka	Seria 1	Seria 2	Seria 3	Seria 4
czas zatrzymania	[h]	24	24	24	12
ChZT	[mg/dm ³]	230	306	360,8	528
N-NH ₄	[mg/dm ³]	21,8	42,6	84,3	113,1
CH ₃ COONa	[mg/dm ³]	–	183,83	149,29	–

W czasie 8 godzin reakcji w reaktorze kontrolowano: stężenie związków węglowych oznaczanych jako ChZT (PN-74/C-04578), stężenie azotu amonowego (PN-73/C-04576/01,02), stężenie azotu azotanowego (PN-73/C-04576/08), stężenie azotu azotynowego (PN-73/C-04576/06), stężenie azotu ogólnego (PN-73/C-04576/12), stężenie zawiesin ogólnych i organicznych osadu czynnego (PN-73/C-04559/02), stężenie tlenu – sondą tlenową.

Na podstawie zmian stężenia azotu amonowego, azotanowego i utlenionego w czasie reakcji wyznaczono szybkość nityfikacji i denityfikacji w osadzie czynnym.

3. Metody obliczeniowe

Udział ilościowy bakterii nityfikacyjnych w osadzie czynnym obliczono stosując następującą formułę:

$$X_n = \frac{[sm] \cdot [O_N]}{[O_O]}$$

gdzie:

X_n – masa bakterii nityfikacyjnych w masie osadu czynnego (g/dm³),

O_N – ilość tlenu zużyta przez osad czynny na procesy nityfikacji, pomniejszona o ilość tlenu zużytego przez osad czynny na oddychanie endogenne (g O₂/dm³),

O_O – ilość tlenu zużyta przez osad czynny na utlenienie związków węglowych i azotowych oraz na oddychanie endogenne (g O₂/dm³),

sm – sucha masa osadu czynnego (g/dm³).

Teoretyczną ilość azotu utlenionego przez osad czynny obliczono stosując następującą formułę:

$$N\text{-NO}_x = [N_{og}] - [N\text{-NH}_4] - [N_{syn}] - [N_{org}]$$

gdzie:

$N\text{-NO}_x$ – całkowita ilość azotu utlenionego przez osad czynny (mg N-NO_x/dm³),

N_{og} – ilość azotu ogólnego w czasie (t = 0h) (mg N_{og}/dm³),

$N\text{-NH}_4$ – ilość azotu amonowego nie utlenionego w czasie (t = 0...t = 8h) (mg N-NH₄/dm³),

N_{syn} – ilość azotu zużytego na proces syntezy w czasie (t = 0...t = 8h) (mg N-NH₄/dm³),

N_{org} – ilość azotu organicznego w odpływie w czasie (t = 0...t = 8h) (mg N_{org}/dm³).

Na podstawie zmian ilości azotu utlenionego w czasie reakcji wyznaczono szybkość nityfikacji ($\text{mgNO}_x/\text{gsm} \cdot \text{h}$). Stałą szybkości wyznaczono z reakcji I rzędu.

Zmiany stężenia azotanów w reaktorze w czasie ($t = 0 \dots t = 8\text{h}$) pozwoliły na wyznaczenie szybkości nityfikacji w osadzie czynnym w $\text{mg NO}_3/\text{gsm} \cdot \text{h}$. Stałą szybkości wyznaczono z reakcji I rzędu.

Całkowitą szybkość denityfikacji osadu czynnego ($\text{mg NO}_x/\text{gsm} \cdot \text{h}$) obliczono na podstawie zmian stężenia azotu utlenionego pomniejszonego o stężenie azotanów w reaktorze w czasie reakcji. Stałą szybkości wyznaczono z reakcji I rzędu.

Sprawność nityfikacji (%) obliczono wg następującego wzoru:

$$\text{nitryfikacji} = \frac{[N - \text{NO}_x]}{[N_{\text{og}}]} \cdot 100\%$$

natomiast sprawność denityfikacji (%) wg następującego wzoru:

$$\text{denityfikacji} = \frac{[\text{NO}_{\text{zred}}]}{[N - \text{NO}_x]} \cdot 100\%$$

gdzie:

N_{zred} – całkowita ilość azotu utlenionego przez osad czynny ($\text{mg N-NO}_x/\text{dm}^3$) pomniejszona o ilość azotanów w odpływie ($\text{mg N-NO}_3/\text{dm}^3$).

Sprawność usuwania azotu ze ścieków ($\%N_{\text{us}}$) obliczono wg następującej formuły:

$$\%N_{\text{us}} = \frac{[N_{\text{us}}]}{[N_{\text{og}}]} \cdot 100\%$$

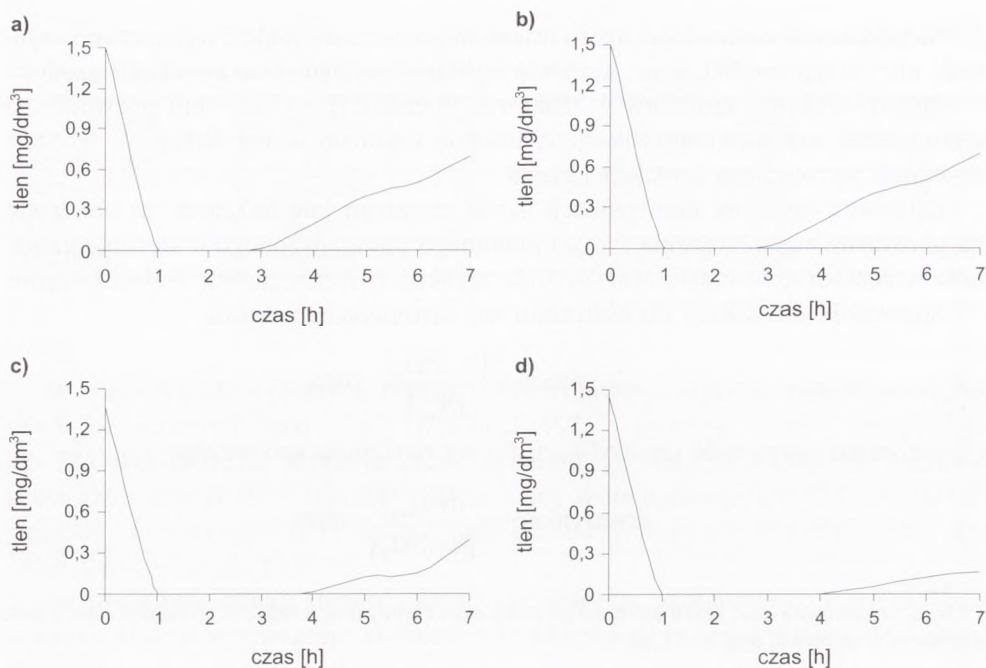
gdzie:

N_{us} – suma ilości azotu zredukowanego i azotu wykorzystanego na syntezę biomasy.

5. Wyniki badań

Przemiany związków azotowych w osadzie czynnym badano przy stałym poziomie tlenu w reaktorze wynoszącym 30% nasycenia w temperaturze 20°C . Zmiany stężenia tlenu podczas utleniania związków azotowych i węglowych w osadzie czynnym przedstawiono na wykresach (rys. 1).

Przebieg krzywych tlenowych wskazuje, że pomimo wprowadzania tlenu w reaktorze występowała faza beztlenowa. Długość fazy beztlenowej przy stałym doprowadzeniu tlenu zależała od przebiegu utleniania związków węglowych i azotowych przez osad czynny. W serii 1 i 2 długość fazy beztlenowej była zbliżona, pomimo wzrostu obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń (tab. 2). W serii 3 i 4 obserwowano wydłużenie się fazy beztlenowej, wynikające ze wzrostu obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń oraz ze wzrostu stężenia związków azotowych w ściekach surowych (tab. 1 i 2).



Rys. 1. Przebieg wykorzystania tlenu przez osad czynny na utlenianie związków węglowych i azotowych: a) seria 1 – ścieki komunalne, b) seria 2 – ścieki komunalne z dodatkiem CH_3COONa , c) seria 3 – ścieki komunalne z dodatkiem CH_3COONa i NH_4Cl , d) seria 4 – ścieki z kolektora wiejskiego.

W serii 1 udział bakterii nityfikacyjnych w osadzie czynnym wynosił 10,95%. Niższe obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń – $0,054 \text{ g/gsm} \cdot \text{d}$ oraz długi wiek osadu – 38 dni sprzyjały rozwojowi nityfikantów w osadzie czynnym (tab. 2).

Tabela 2

Udział frakcji bakterii nityfikacyjnych w osadzie czynnym w zależności od zmieniających się parametrów technologicznych

Parametry osadu	Jednostka	Seria 1	Seria 2	Seria 3	Seria 4
wiek osadu	[d]	38	19	30	7,6
obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń	[g/gsm · d]	0,054	0,09	0,1	0,2
zawartość biomasy w reaktorze	[mg/dm ³]	2552	3281	2231	2982
frakcja bakterii nityfikacyjnych	[mg/dm ³]	279,5	347,8	430,6	101,4

W serii 2 do ścieków komunalnych wprowadzono zewnętrzne źródło łatwo rozkładalnego węgla w postaci octanu. Wzrost obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń

do $0,09 \text{ g/gsm} \cdot \text{d}$ nie spowodował zmniejszenia się w osadzie czynnym ilości bakterii nityfikacyjnych. Obserwowano jedynie większy niż w serii 1 przyrost osadu czynnego (tab. 2). W serii 3 do ścieków komunalnych wprowadzono zewnętrzne źródło węgla w postaci octanu sodu oraz azotu w postaci chlorku amonu. Ilość bakterii nityfikacyjnych w osadzie czynnym wzrosła prawie dwukrotnie w porównaniu z poprzednimi seriami. W serii 4 substratem w przemianach azotowych były ścieki komunalne o stężeniu związków węglowych wyrażonych wartością ChZT – 528 mg/dm^3 , a azotowych $113 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$ (tab. 1). W serii 4 wiek osadu czynnego był najkrótszy i wynosił 7,6 dni. Obserwowano zmniejszenie ilości nityfikantów w osadzie czynnym do 3,2%. Wzrost udziału bakterii nityfikacyjnych w osadzie czynnym nie wpływał na szybkość utleniania azotu amonowego przez osad czynny (tab. 3).

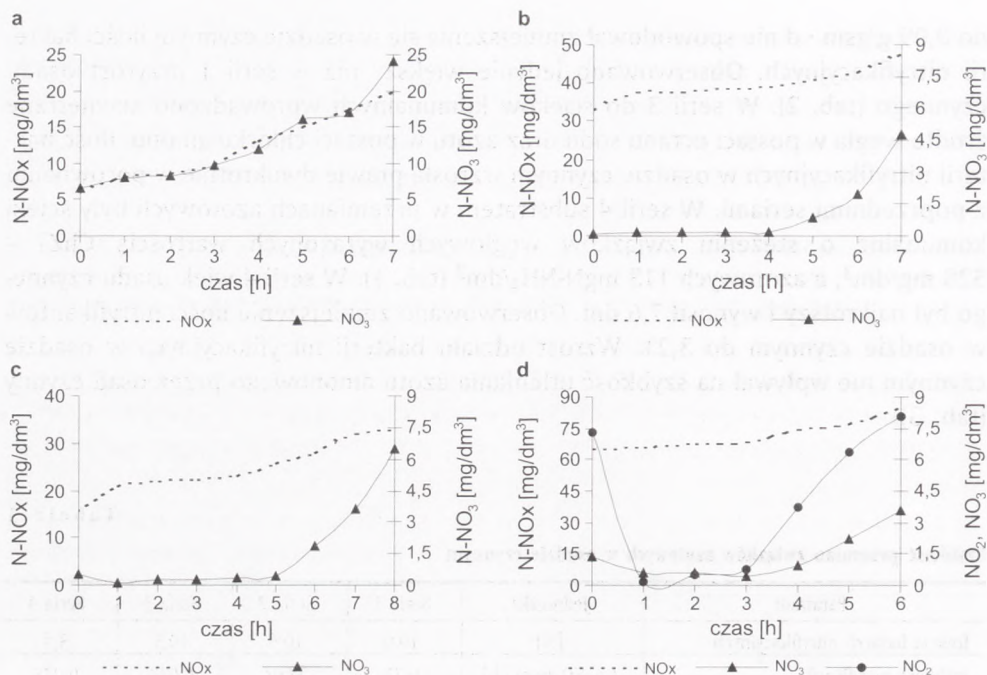
Tabela 3

Szybkość przemian związków azotowych w osadzie czynnym

Parametr	Jednostka	Seria 1	Seria 2	Seria 3	Seria 4
frakcja bakterii nityfikacyjnych	[%]	10,9	10,6	19,3	3,4
szybkość nityfikacji	$[\text{mgNO}_3/\text{gsm} \cdot \text{h}]$	0,77	0,003	0,032	0,028
całkowita szybkość nityfikacji	$[\text{mgNO}_x/\text{gsm} \cdot \text{h}]$	0,76	0,56	1,16	1,1
szybkość denityfikacji	$[\text{mgNO}_x/\text{gsm} \cdot \text{h}]$	–	0,4	0,88	1,3
sprawność nityfikacji	[%]	66	59	67	59,5
sprawność denityfikacji	[%]	–	69,2	84,3	74,7
sprawność usuwania azotu ze ścieków	[%]	15	54,8	77,8	66,1

W serii 1 obliczona całkowita szybkość nityfikacji $0,76 \text{ mg NO}_x/\text{gsm} \cdot \text{h}$ była zbliżona do szybkości nityfikacji wyznaczonej na podstawie zmian stężenia azotanów w fazie reakcji w reaktorze $0,77 \text{ mg NO}_3/\text{gsm} \cdot \text{h}$ (rys. 2a). Sprawność nityfikacji wynosiła 66%. W serii tej nie obserwowano redukcji azotanów. Usuwanie azotu ze ścieków zachodziło w wyniku syntezy biomasy, a sprawność procesu wynosiła 15%.

W serii 2 całkowita szybkość nityfikacji – $0,56 \text{ mg NO}_x/\text{gsm} \cdot \text{h}$ była różna od szybkości nityfikacji obliczonej na podstawie zmian stężenia azotanów w czasie reakcji $0,003 \text{ mg NO}_3/\text{gsm} \cdot \text{h}$ (tab. 2). Oznaczona w reaktorze ilość azotanów była niższa niż wynikałoby to z obliczonej ilości utlenionego azotu amonowego (rys. 2b). Uzyskane szybkości wskazują, że w osadzie czynnym zachodziła równoczesna nityfikacja i denityfikacja. Szybkość redukcji azotanów przez osad czynny wynosiła $0,4 \text{ mg NO}_x/\text{gsm} \cdot \text{h}$. Sprawność nityfikacji osadu czynnego wynosiła 59%, a denityfikacji 69,2%.



Rys. 2. Przebieg usuwania związków azotowych w warunkach napowietrzania; a) seria 1 – ścieki komunalne, b) seria 2 – ścieki komunalne z dodatkiem CH_3COONa , c) seria 3 – ścieki komunalne z dodatkiem CH_3COONa i NH_4Cl , d) seria 4 – ścieki z kolektora wiejskiego.

Wprowadzenie do ścieków komunalnych w serii 3 dodatkowego źródła azotu amonowego spowodowało wzrost teoretycznej szybkości utleniania do $1,16 \text{ mg NO}_x/\text{gsm} \cdot \text{h}$. Szybkość nitrifikacji w osadzie czynnym obliczona na podstawie zmian stężenia azotanów w reaktorze była niższa ($0,032 \text{ mg NO}_3/\text{gsm} \cdot \text{h}$) od szybkości nitrifikacji obliczonej na podstawie zmian teoretycznej ilości azotu utlenionego (rys. 2c). Porównanie szybkości wskazuje na zachodzące w osadzie czynnym jednoczesne utlenianie i redukcję utlenionych form azotu. W serii 3 obserwowano zwiększenie szybkości denitryfikacji w osadzie czynnym do $0,88 \text{ mg NO}_x/\text{gsm} \cdot \text{h}$. Sprawność nitrifikacji wynosiła 67%, a denitryfikacji 84,3%.

W porównaniu z poprzednimi seriami zastosowane w serii 4 ścieki charakteryzowały się największą zawartością związków węglowych $528 \text{ mg ChZT}/\text{dm}^3$ i azotowych $113,1 \text{ mg NH}_4/\text{dm}^3$. Skrócenie czasu zatrzymania ścieków w reaktorze do 12 h spowodowało zwiększenie obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń do $0,2 \text{ g}/\text{gsm} \cdot \text{d}$.

Widoczna na rysunku 2d) różnica zmian stężeń teoretycznego azotu utlenionego oraz stężeń azotanów świadczy o zachodzeniu w osadzie czynnym symultanicznej nitrifikacji i denitryfikacji. W reaktorze obserwowano wzrost azotu azotynowego. Szyb-

kość redukcji utlenionych form azotu w osadzie czynnym wynosiła $1,3 \text{ mgNO}_x/\text{gsm} \cdot \text{h}$. Sprawność usuwania azotu ze ścieków w procesie denitryfikacji i syntezy biomasy wynosiła 66,1%.

6. Dyskusja

W przeprowadzonych badaniach wykazano wpływ warunków pokarmowych na ilościowe zmiany bakterii nityfikacyjnych w osadzie czynnym oraz na przebieg usuwania azotu przez osad czynny.

W przedstawionych wynikach serii 1 potwierdzono zachodzenie w osadzie czynnym dwustopniowej, autotroficznej nityfikacji. W podobnych warunkach technologicznych Argamon (8) uzyskał również dwustopniową nityfikację. W serii 1 nie stwierdzono znaczącego ubytku azotu całkowitego w reaktorze, a jedynie utlenienie azotu amonowego do azotanów. Ilość oznaczonych azotanów równa była ilości obliczonego azotu utlenionego. Czynnikiem ograniczającym denitryfikację w serii 1 było wysokie natlenienie, które według Argamon (8), Revsbech i wsp. (15) hamuje redukcję azotanów przez mikroorganizmy oraz niskie obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń – $0,054 \text{ g/gsm} \cdot \text{d}$. Warunki te sprzyjały rozwojowi bakterii autotroficznych w osadzie czynnym.

Patureau i wsp. (13) podają, że dodanie etanolu do ścieków surowych powodowało wzrost ilości bakterii heterotroficznych w masie osadu czynnego. Liczba komórek autotrofów w obecności dodatkowego źródła węgla pozostawała na tym samym poziomie, zmniejszył się natomiast procentowy udział w osadzie czynnym. W przeprowadzonych badaniach własnych po wprowadzeniu dodatkowego źródła węgla do ścieków zanotowano wzrost ogólnej masy osadu czynnego, przy czym nie zmienił się procentowy udział bakterii nityfikacyjnych w osadzie czynnym. Nastąpiło zmniejszenie sprawności nityfikacji do 59% pomimo korzystnego wieku osadu czynnego 19 dni. Według Patureau i wsp. (13) ograniczenie aktywności bakterii nityfikacyjnych może być spowodowane wysokim stężeniem związków węglowych w środowisku.

Innym rozważanym czynnikiem ograniczającym sprawność bakterii nityfikacyjnych jest wzrost w ogólnej biomase heterotrofów, które konkurują z autotrofami o tlen i amoniak. Bakterie heterotroficzne wykorzystując azot amonowy do syntezy biomasy obniżają dostępność związku do nityfikacji. Współzawodnictwo o tlen pomiędzy bakteriami prowadzącymi nityfikację oraz utleniającymi związki węglowe potwierdzają badania przeprowadzone przez Butturini (9).

Na podstawie uzyskanych wyników wykazano, że zwiększenie obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń oraz zwiększony udział heterotrofów w osadzie czynnym wpłynęły na zmniejszenie szybkości utleniania azotu amonowego w serii 2. Obserwowano również niższą szybkość nityfikacji wyrażoną wzrostem azotanów w reaktorze w porównaniu z obliczoną szybkością utleniania azotu amo-

nowego. Dowodzi to zachodzenia w osadzie czynnym denitryfikacji, w warunkach stałego doprowadzania tlenu do reaktora.

W serii 3 odnotowano dwukrotny wzrost udziału bakterii autotroficznych w osadzie czynnym w stosunku do serii 1 i 2. Patureau i wsp. (13) prowadzili badania nad wpływem substratu na rozwój mikroflory heterotroficznej i autotroficznej. Stwierdzili, że w obecności drożdży jako źródła węgla i azotu następował szybszy rozwój bakterii nityfikacyjnych niż w obecności samego etanolu. W serii 3 przy wysokiej dostępności źródła energii i azotu nie notowano konkurencji pomiędzy heterotrofami i nityfikantami. Większy udział autotrofów w biomacie osadu czynnego w serii 3 spowodował dziesięciokrotne zwiększenie szybkości utleniania azotu w stosunku do serii 2. Wprowadzenie do ścieków azotu amonowego oraz dodatkowego węgla w postaci kwasu octowego spowodowało zwiększenie szybkości całkowitej denitryfikacji w osadzie czynnym. Nastąpił wzrost sprawności usuwania azotu ze ścieków przez osad czynny do 77,8%.

W serii 4 obliczona szybkość utleniania azotu amonowego była większa niż rzeczywisty wzrost stężenia azotanów w reaktorze. Można wnioskować o natychmiastowej redukcji azotanów w reaktorze. Warunki niedotlenione, które utrzymywały się w reaktorze, pomimo stałego doprowadzania tlenu wskazują, że utlenianie amoniaku mogło zachodzić na drodze nityfikacji heterotroficznej, której towarzyszy wzrost azotynów w środowisku. Najmniejszy z badanych serii udział bakterii nityfikacyjnych w osadzie czynnym – 3,2% mógł wynikać stąd, że rolę autotroficznych nityfikantów przejęły heterotrofy zdolne do utleniania azotu amonowego. Ubytek azotu ze ścieków świadczy o zachodzeniu procesu denitryfikacji, jednak sprawność usuwania azotu ze ścieków przez osad czynny była niższa w porównaniu z serią 3 i wynosiła 66,1%.

W badaniach wykonanych przez Münch i wsp. (12) i Robertson i wsp. (16) wskazano na istnienie grup mikroorganizmów, które przeprowadzają skróconą nityfikację z jednoczesną denitryfikacją. Proces ten jest związany z inhibicją drugiego stopnia nityfikacji, czego wynikiem może być wzrost azotu azotynowego w ściekach.

W uzyskanych wynikach badań wskazano na zależność pomiędzy warunkami pokarmowymi a udziałem bakterii nityfikacyjnych w osadzie czynnym oraz mechanizmami usuwania azotu ze ścieków przez osad czynny.

Literatura

1. Polska Norma 74/C-04578/03 – oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) metodą dwuchromianową.
2. Polska Norma 73/C-04576/01 – oznaczanie azotu amonowego metodą kolorymetryczną z odczynnikiem Nesslera.
3. Polska Norma 73/C-04576/02 – oznaczanie azotu amonowego metodą miareczkową.
4. Polska Norma 73/C-04576/08 – oznaczanie azotu azotanowego metodą kolorymetryczną z kwasem fenolodwusulfonowym.
5. Polska Norma 73/C-04576/06 – oznaczanie azotu azotynowego metodą kolorymetryczną z α -nafityloaminą.

6. Polska Norma 73/C-04576/12 – oznaczanie azotu ogólnego Kjeldahla.
7. Polska Norma 73/C-04559/02 – oznaczanie zawiesin ogólnych i organicznych metodą wagową.
8. Argamon Y., (1986), *Water Research*, 20, 2, 233-241.
9. Butturini A., (2000), *Water Research*, 34, 2, 629-639.
10. Burda W., Cyplik P., Małyżka T., Twardowska A., (1997), *Biotechnologia*, 4 (39), 139-148.
11. Kröner H., Zumft W. G., (1989), *Applied and Environmental Microbiology*, July, 1670-1676.
12. Münch E. V., Lant P., Keller J., (1996), *Water Research*, 30, 2, 277-284.
13. Patureau D., Bernet N., Moletta R., (1997), *Water Research*, 31, 6, 1363-1370.
14. Payene W. J., (1981), *Bacteriology Rev.*, 37, 409-452.
15. Revsbech N. P., Bondo Christensen P., (1989), *Water Research*, 23, 7, 867-871.
16. Robertson L. A., Cornelisse R., de Vos P., Hadjoetomo R., Kuenen J. G., (1989), *Antonie van Leeuwenhoek*, 56, 289-299.
17. Zhao H. W., Mavinic D. S., Oldham W. K., Koch F. A., (1999), *Water Research*, 33, 4, 961-969.