

# Szybkość rozkładu zanieczyszczeń oraz aktywność enzymatyczna osadu czynnego w układzie beztlenowo-tlenowym

*Dorota Stachowiak*

*Ewa Klimiuk*

*Irena Wojnowska-Baryła*

*Ewa Stolarczyk*

Katedra Chemii i Technologii Wody i Ścieków

Akademia Rolniczo-Techniczna

Olsztyn

## 1. Wstęp

Usuwanie azotu i fosforu metodą osadu czynnego z wydzieloną strefą beztlenową i tlenową następuje w wyniku nitryfikacji, denitryfikacji, wewnątrzkomórkowej akumulacji polifosforanów oraz syntezy biomasy. Istnieje ścisła zależność pomiędzy ilością związków azotu w ściekach a efektywnością usuwania ortofosforanów. Od stężenia azotanów zależy zarówno szybkość denitryfikacji, jak i uwalnianie ortofosforanów w strefie beztlenowej. Wpływ azotanów na zmniejszenie ilości uwalnianych ortofosforanów w warunkach anoksydacyjnych jest dobrze udokumentowany w piśmiennictwie (1,2). W warunkach beztlenowych bakterie akumulujące polifosforany pobierają kwas octowy do syntezy kwasu poli- $\beta$ -hydroksymasłowego. Jeśli jednak w środowisku występują azotany, bakterie utleniają zmagazynowany wewnątrzkomórkowo kwas poli- $\beta$ -hydroksymasłowy, wykorzystując azotany jako akceptory elektronów. Z tego powodu stosunek N:ChZT jest jednym z głównych czynników wpływających na stopień usunięcia fosforu ze ścieków. Wielu autorów uważa bowiem, że bakterie denitryfikacyjne i akumulujące polifosforany mogą konkurować zarówno o substrat (kwas octowy), jak i akceptory elektronów (azotany) (3).

Optymalizacja przemian związków azotowych i fosforowych w systemach beztlenowo-tlenowych wymaga znajomości czynników wpływających na aktywność enzymatyczną osadu czynnego.

Prezentowane badania miały na celu określenie wpływu rodzaju i ilości substancji organicznych oraz azotanów na szybkość przemian związków azotowych i fosforowych przez osad czynny w warunkach beztlenowo-tlenowych, jak również na aktywność fosfatazy alkalicznej i reduktazy azotanowej osadu czynnego.

## 2. Metodyka

### 2.1. Osad czynny i ścieki

W badaniach wykorzystano osad czynny z oczyszczalni ścieków komunalnych, w której stosowana jest metoda osadu czynnego okresowo napowietrzanego w reaktorach półciągłych, tzw. SBR. Ścieki ze zbiornika retencyjnego są wprowadzane do reaktora z osadem czynnym, gdzie następują kolejno:

- faza beztlenowa (mieszanie),
- faza tlenowa (napowietrzanie),
- faza sedymentacji,
- faza spustu.

Długość faz w pojedynczym cyklu pracy reaktora wynosiła:

- napełnianie i mieszanie — 0,6 h,
- napowietrzanie — 8 h,
- sedymentacja — 2 h,
- spust — 0,3 h.

Wartość obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń w fazie tlenowej wyniosła wg ChZT ok.  $0,11 \text{ g O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  przy ilości osadu czynnego w komorze SBR od 4 do  $5,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ .

Osad czynny do badań pobrano z końca fazy tlenowej reaktora SBR i poddawano sedymentacji. Wodę nadosadową dekantowano, a zagęszczony osad czynny przenoszono do reaktora laboratoryjnego. Końcowa objętość zagęszczonego osadu stanowiła 50% objętości początkowej.

Ścieki do badań laboratoryjnych pobierano ze zbiornika retencyjnego w oczyszczalni. Skład chemiczny odpowiadał typowym ściekom bytowo-gospodarczym. W badaniach jako źródło węgla organicznego stosowano również octan sodu.

### 2.2. Reaktor

Do badań stosowano reaktor o pojemności  $6 \text{ dm}^3$  wyposażony w mieszadło o regulowanej prędkości obrotów oraz dyfuzory. W celu ograniczenia dyfuzji tlenu w fazie beztlenowej (mieszanie) reaktor wyposażono w szczelne pokrywki. W fazie tlenowej zawartość reaktora napowietrzano, utrzymując stężenie tlenu rozpuszczonego na poziomie  $3 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ .

### 2.3. Założenia technologiczne

Reaktor laboratoryjny z osadem czynnym uzupełniano do objętości  $6 \text{ dm}^3$  ściekami bytowo-gospodarczymi bądź roztworem octanu sodu. Do reaktora dodawano również roztwór azotanu potasu.

Przeprowadzono dwie serie badań. W pierwszej, badano wpływ ilości węgla organicznego na aktywność fosfatazy alkalicznej i reduktazy azotanowej osa-

du czynnego przy stężeniu początkowym azotanów równym  $8 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Jako źródło węgla organicznego stosowano ścieki gospodarczo-bytowe o stężeniu związków organicznych (ChZT) równym:

- w doświadczeniu 1 —  $353 \text{ mg ChZT} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,
- w doświadczeniu 2 —  $564 \text{ mg ChZT} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

W drugiej serii badano wpływ rodzaju źródła węgla na aktywność fosfatazy alkalicznej i reduktazy azotanowej osadu czynnego przy stężeniu początkowym azotanów równym ok.  $15 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Jako źródło węgla organicznego stosowano:

- w doświadczeniu 1 — roztwór octanu sodu o stężeniu równym  $566 \text{ mg ChZT} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,
- w doświadczeniu 2 — ścieki gospodarczo-bytowe o stężeniu równym  $557 \text{ mg ChZT} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

W obydwu seriach długość fazy beztlenowej wynosiła 60 minut, a tlenowej — 220 lub 280 minut.

#### 2.4. Metody analityczne

W ściekach doprowadzonych do reaktora oznaczano stężenie początkowe związków organicznych (ChZT) oraz stężenie ortofosforanów i azotanów. W osadzie czynnym oznaczano stężenie początkowe zawiesin ogólnych i lotnych.

Próby do badań pobierano z reaktora co 20 minut przez pierwsze 100 minut procesu, a następnie co godzinę. Przebieg denitryfikacji, nityfikacji oraz usuwania ortofosforanów kontrolowano oznaczając stężenie ortofosforanów i azotanów w próbach po przesączeniu, natomiast w osadzie czynnym po dezintegracji ultradźwiękami oznaczano aktywność fosfatazy alkalicznej i reduktazy azotanowej.

Poszczególne oznaczenia wykonywano zgodnie z:

- ChZT — PN-74/C-04578.03,
- ortofosforany — PN-91/C-04537.09,
- azotany — PN-73/C-04576.08,
- zawiesiny ogólne i lotne osadu czynnego — PN-72/C-04559.02,
- aktywność fosfatazy alkalicznej wg Thiel, Hattingh (4),
- aktywność reduktazy azotanowej — PN-87/C-04616.09.

### 3. Omówienie wyników

W tabeli 1 przedstawiono stężenie początkowe związków organicznych (ChZT), stężenie azotanów oraz obliczone na podstawie wyników przeprowadzonych doświadczeń szybkości uwalniania i wiązania ortofosforanów, szybkości nityfikacji i denitryfikacji w układzie beztlenowo-tlenowym osadu czynnego.

Stężenie związków organicznych (ChZT) w ściekach bytowo-gospodarczych w pierwszej serii wynosiło:  $353 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$  w doświadczeniu 1 i  $564 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$  w doświadczeniu 2. Stosunek ChZT:P w obu doświadczeniach był

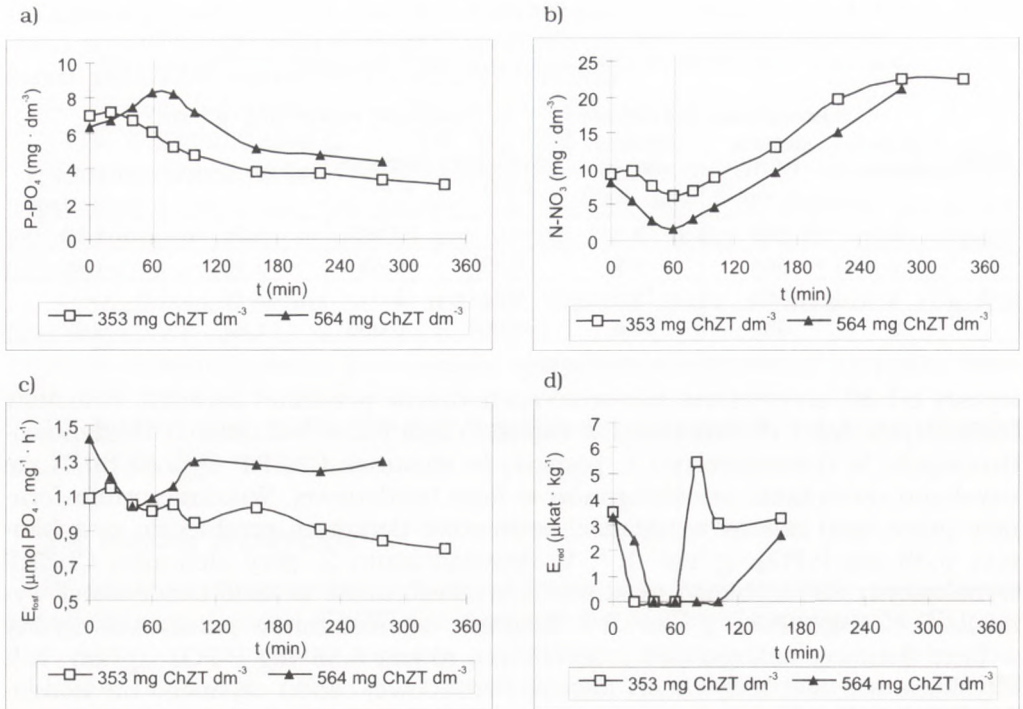
TABELA 1  
Szybkości usuwania związków azotowych i fosforowych przez osad czynny  
w warunkach beztlenowo-tlenowych dla założonych warunków technologicznych

Seria	Doświadczenie	Początkowe stężenie ChZT ( $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ )	Początkowe stężenie $\text{NO}_3$ ( $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ )	Szybkość reakcji ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{sm} \cdot \text{h}^{-1}$ )			
				uwalnianie P- $\text{PO}_4$	wiązanie P- $\text{PO}_4$	denitryfikacja	nitryfikacja
1	1	353	8,3	—	0,36	0,94	1,13
	2	564	8,2	0,42	0,58	3,45	1,46
2	1	566	16,6	6,24	1,31	3,19	—
	2	557	14,6	0,067	0,056	1,89	0,92

wyższy od 20, co powinno zapewnić zachodzenie przemian zarówno związków fosforowych, jak i denitryfikacji w osadzie czynnym w warunkach beztlenowo-tlenowych. W doświadczeniu 1, pomimo że stosunek ChZT:P wynosił 50,4, nie uzyskano uwalniania ortofosforanów w fazie beztlenowej. Wiązanie ortofosforanów przez osad czynny w układzie beztlenowo-tlenowym przebiegało z szybkością  $0,36 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{sm} \cdot \text{h}^{-1}$ . W doświadczeniu 2, przy stosunku ChZT:P wynoszącym 88, szybkość uwalniania ortofosforanów w fazie beztlenowej wynosiła  $0,42 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{sm} \cdot \text{h}^{-1}$ . Wiązanie ortofosforanów przez osad czynny w fazie tlenowej następowało z szybkością równą  $0,58 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{sm} \cdot \text{h}^{-1}$ . Uzyskane wartości aktywności fosfatazy zasadowej osadu czynnego nie korelowały z szybkością usuwania ortofosforanów przez osad czynny. Większe zróżnicowanie aktywności fosfatazy zasadowej osadu czynnego uzyskano w doświadczeniu 2 (rys. 1). Wartość aktywności zmieniała się z 1,087 do 1,425  $\mu\text{mol PO}_4 \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ . Ta różnica mogła być związana z początkową aktywnością fosfatazy zasadowej osadu czynnego, która w doświadczeniu 1 wynosiła 1,084  $\mu\text{mol PO}_4 \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ , a w drugim 1,425  $\mu\text{mol PO}_4 \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ .

Równoległe z przemianami związków fosforowych w osadzie czynnym następowały procesy denitryfikacji i nitryfikacji. W pierwszej serii w obu doświadczeniach stężenie azotanów w fazie beztlenowej wynosiło  $8 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Większą szybkość zarówno denitryfikacji —  $3,45 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{sm} \cdot \text{h}^{-1}$ , jak i nitryfikacji —  $1,46 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{sm} \cdot \text{h}^{-1}$  obserwowano w doświadczeniu 2, gdy początkowe stężenie związków organicznych w reaktorze było wyższe. Początkowa aktywność reduktazy azotanowej osadu czynnego w fazie beztlenowej w obydwu doświadczeniach była zbliżona i wynosiła ok.  $3,4 \mu\text{kat} \cdot \text{kg}^{-1}$  ( $\mu\text{kat} = \mu\text{mols}^{-1}$ ). W fazie beztlenowej obserwowano spadek aktywności reduktazy azotanowej osadu czynnego do zera po 20 minutach w doświadczeniu 1, a w doświadczeniu 2 po 40 minutach. Na początku fazy tlenowej w doświadczeniu 1 odnotowano wzrost aktywności reduktazy azotanowej osadu czynnego do wartości  $5,43 \mu\text{kat} \cdot \text{kg}^{-1}$ , natomiast w doświadczeniu 2 przez 120 minut aktywność reduktazy azotanowej wynosiła zero, a wzrost nastąpił po 100 minutach fazy tlenowej, gdy stężenie azotanów było zbliżone do stężenia początkowego.

W drugiej serii stężenie związków organicznych (ChZT) w obydwu doświadczeniach było podobne i wynosiło ok.  $560 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . W doświad-

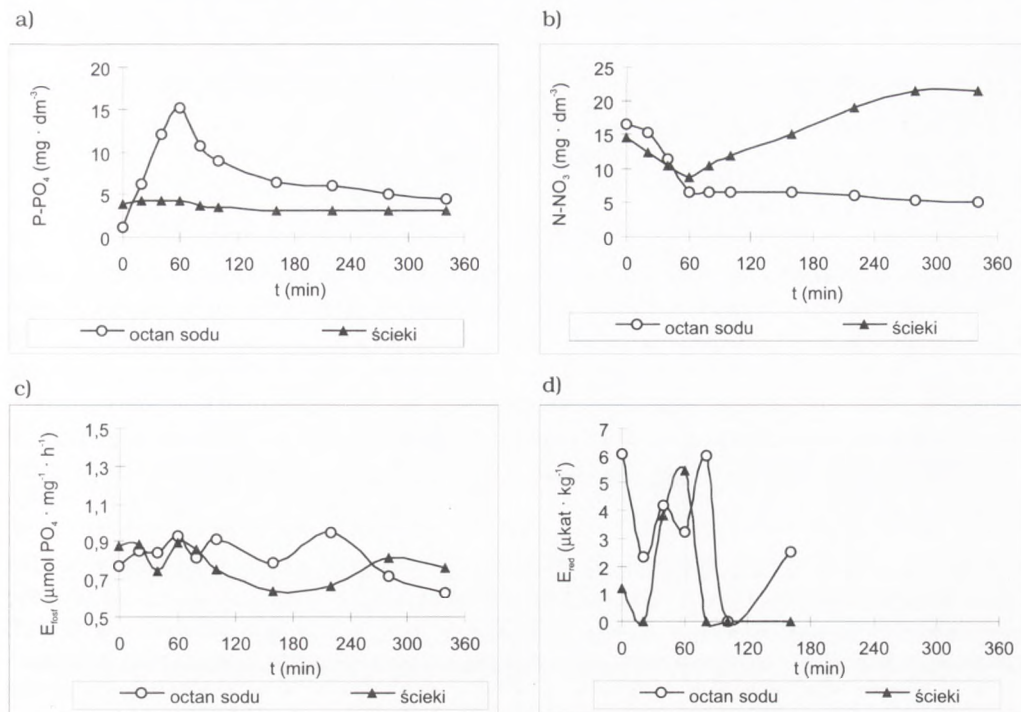


Rys. 1. Przebieg rozkładu zanieczyszczeń oraz aktywności enzymatycznej osadu czynnego w warunkach beztlenowo-tlenowych w pierwszej serii: a) uwalnianie i wiązanie ortofosforanów, b) denitryfikacja i nityfikacja, c) aktywność fosfatazy alkalicznej, d) aktywność reduktazy azotanowej.

czeniu 1 źródłem węgla organicznego był octan sodu, uwalnianie i wiązanie ortofosforanów przez osad czynny przebiegało z szybkością odpowiednio 6,24 mg P-PO<sub>4</sub> · g<sup>-1</sup>sm · h<sup>-1</sup> i 1,31 mg P-PO<sub>4</sub> · g<sup>-1</sup>sm · h<sup>-1</sup>. Wartości te są większe niż w doświadczeniu 2, w którym szybkość uwalniania ortofosforanów wyniosła 0,067 mg P-PO<sub>4</sub> · g<sup>-1</sup>sm · h<sup>-1</sup>, a wiązania — 0,056 mg P-PO<sub>4</sub> · g<sup>-1</sup>sm · h<sup>-1</sup>. Aktywność fosfatazy alkalicznej w obu doświadczeniach kształtowała się na zbliżonym poziomie, a zaobserwowane zmiany były niezależne od fazy procesu. Szybkość denitryfikacji była większa w doświadczeniu 1 i wyniosła 3,19 mg N-NO<sub>3</sub> · g<sup>-1</sup>sm · h<sup>-1</sup>, podczas gdy w doświadczeniu 2 — 1,89 mg N-NO<sub>3</sub> · g<sup>-1</sup>sm · h<sup>-1</sup>. Obserwowane różnice w szybkości denitryfikacji mogły wynikać z prawie 6-krotnie wyższej aktywności początkowej reduktazy azotanowej osadu czynnego w doświadczeniu 1 (rys 2).

#### 4. Dyskusja

Wyniki badań wskazują, że szybkość usuwania związków azotowych i fosforowych zależała od ilości i rodzaju związków organicznych oraz od stężenia azotanów doprowadzanych do reaktora w fazie beztlenowej.



Rys. 2. Przebieg rozkładu zanieczyszczeń oraz aktywności enzymatycznej osadu czynnego w warunkach beztlenowo-tlenowych w serii drugiej: a) uwalnianie i wiązanie ortofosforanów, b) denitryfikacja i nityfikacja, c) aktywność fosfatazy alkalicznej, d) aktywność reduktazy azotanowej.

Stosując w badaniach jako źródło węgla ścieki miejskie obserwowano, że szybkość denitryfikacji zależała od stosunku ilości organicznych związków węglowych (ChZT) do ilości azotanów (N-NO<sub>3</sub>) na początku fazy beztlenowej. Przy stosunku ChZT:N-NO<sub>3</sub> w ściekach miejskich wynoszącym 576:8 szybkość denitryfikacji była prawie dwukrotnie wyższa, niż przy stosunku 576:16. Wówczas gdy ilość azotanów na początku fazy beztlenowej była mała to źródło węgla w procesach denitryfikacji stanowią głównie substancje łatwo przyswajalne. Wzrost stężenia azotanów powodował wydłużenie czasu reakcji i zmniejszenie ilości łatwo dostępnego źródła węgla, co wpływało na kinetykę procesu.

Müncz i in. (5) podają wartość maksymalnej szybkości denitryfikacji dla ścieków miejskich — 0,06 g N-NO<sub>3</sub> · g<sup>-1</sup>sm · d<sup>-1</sup>. W osadzie czynnym dwustopniowym z denitryfikacją wstępną w warunkach laboratoryjnych. Carucci i in. (6) uzyskali szybkość redukcji azotanów rzędu 0,125 g N-NO<sub>3</sub> · g<sup>-1</sup>sm · d<sup>-1</sup>. Barker, Dold (3) wykazali, że gdy źródłem węgla były ścieki miejskie szybkość denitryfikacji zmieniała się w szerokim przedziale wartości od 0,015 do 0,161 g N-NO<sub>3</sub> · g<sup>-1</sup>sm · d<sup>-1</sup>.

W badaniach własnych najwyższa szybkość denitryfikacji wynosiła 3,19 mg N-NO<sub>3</sub> · g<sup>-1</sup>sm · h<sup>-1</sup> (0,077 g N-NO<sub>3</sub> · g<sup>-1</sup>sm · d<sup>-1</sup>), gdy źródłem węgla

był octan sodu. Podobne wartości maksymalnej szybkości denitryfikacji przy zastosowaniu jako substratu kwasu octowego podają Izaacs, Henze (7) — odpowiednio 0,05 oraz 0,068 g N-NO<sub>3</sub> · g<sup>-1</sup>sm · d<sup>-1</sup> w zależności od warunków technologicznych.

Wykorzystanie octanu w procesie denitryfikacji przez bakterie heterotroficzne zachodzi zgodnie z reakcją:



Zdaniem Isaacs i in. (8) szybkość denitryfikacji w systemach beztlenowo-tlenowych osadu czynnego może być ograniczona ilością organicznych związków węglowych. Stosując jako źródło węgla octan sodowy Isaacs i in. (8) uzyskali wzrost szybkości denitryfikacji proporcjonalny do zwiększającego się stężenia octanu w roztworze doprowadzanym do reaktora z 50 do 200 g·dm<sup>-3</sup>.

W badaniach własnych stężenie octanu było duże (ChZT = 566 mg O<sub>2</sub> · dm<sup>-3</sup>), co wskazuje, że szybkość denitryfikacji nie była ograniczana stężeniem substancji organicznych. Octan wpływał w znacznie większym stopniu na szybkość uwalniania ortofosforanów (od 0,056 do 1,31 mg P-PO<sub>4</sub> · g<sup>-1</sup>sm · h<sup>-1</sup>), niż na szybkość denitryfikacji. Z danych literaturowych wynika, że w układzie beztlenowo-tlenowym typu Phoredox szybkość uwalniania mieściła się w zakresie od 0,054 do 0,106 g P-PO<sub>4</sub> · g<sup>-1</sup>smo · d<sup>-1</sup>, a wiązania od 0,015 do 0,068 g P-PO<sub>4</sub> · g<sup>-1</sup>smo · d<sup>-1</sup> (9). W badaniach własnych wartości te zmieniły się w przedziale od 0,01 do 0,149 g P-PO<sub>4</sub> · g<sup>-1</sup>smo · d<sup>-1</sup> (uwalnianie) oraz od 0,001 do 0,031 g P-PO<sub>4</sub> · g<sup>-1</sup>smo · d<sup>-1</sup> (wiązanie).

Równocześnie z prowadzonymi badaniami szybkości denitryfikacji, nityfikacji, uwalniania i wiązania ortofosforanów prowadzono pomiary aktywności fosfatazy alkalicznej i reduktazy azotanowej osadu czynnego. Zhenglan i in. (10) wykorzystywali pomiar aktywności fosfatazy zasadowej osadu do kontroli stabilności przebiegu fermentacji metanowej. Aktywność fosfatazy zasadowej pozostawała na prawie stałym poziomie przy założonych parametrach technologicznych i wynosiła około 4,19 μg NP · h<sup>-1</sup> · g<sup>-1</sup>sm<sub>org</sub>. Wzrost obciążenia ładunkiem osadu powyżej 12,24 g ChZT·dm<sup>-3</sup> · d<sup>-1</sup> powodował zmiany aktywności fosfatazy zasadowej osadu do 5,88 μg NP · h<sup>-1</sup> · g<sup>-1</sup>sm<sub>org</sub>. Ashley i in. (11) stwierdzili, że pomiar aktywności fosfatazy alkalicznej jest szybkim pomiarem biochemicznym pozwalającym na ocenę przebiegu fermentacji metanowej. W omawianym doświadczeniu nie stwierdzono zależności pomiędzy obciążeniem osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń a aktywnością fosfatazy alkalicznej osadu czynnego. W doświadczeniu 2 serii pierwszej i doświadczeniu 2 serii drugiej obciążenie było zbliżone (0,17 g ChZT · g<sup>-1</sup>sm), a aktywność fosfatazy zasadowej osadu czynnego wynosiła: 1,4 μmol PO<sub>4</sub> · mg<sup>-1</sup> · h<sup>-1</sup> (seria 1) i 0,9 μmol PO<sub>4</sub> · mg<sup>-1</sup> · h<sup>-1</sup> (seria 2). Na podstawie uzyskanych wyników aktywności fosfatazy zasadowej osadu czynnego w fazie beztlenowej i tlenowej nie potwierdzono przydatności tego testu biochemicznego do kontroli przebiegu usuwania związków fosforowych w układach beztlenowo-tlenowych.

Oznaczone wartości aktywności reduktazy azotanowej osadu czynnego były niższe niż czystych kultur bakterii. Wang i in. (12) podają, że uzyskanie aktywności osadu czynnego zbliżonej do aktywności reduktazy azotanowej *P. deni-*

*trificans* wymaga wzrostu masy osadu czynnego od 2,5 do 4 razy w stosunku do masy czystych kultur. Przebieg aktywności reduktazy azotanowej osadu czynnego w fazie beztlenowej i na początku fazy tlenowej w przeprowadzonych seriach badań był różny (rys. 1, 2). Jedynie w serii drugiej (doświadczenie 1), gdy źródłem węgla był octan sodu, aktywność reduktazy azotanowej nie spadła do zera w fazie beztlenowej. W badanych seriach w fazie tlenowej w osadzie czynnym oznaczano aktywność reduktazy azotanowej. W literaturze opisywane są dwa rodzaje reakcji bakterii denitryfikujących na obecność tlenu w środowisku: represyjna w stosunku do syntezy enzymów denitryfikacyjnych lub brak represji w stosunku do istniejących w komórce enzymów. Simpkin, Boyle (13) pracując z osadem czynnym stwierdzili, że w warunkach tlenowych może wystąpić represja syntezy enzymów denitryfikacyjnych. Badania własne wskazują na fakt, że aktywność reduktazy azotanowej nie była hamowana w obecności tlenu. Nakajima i in. (14) badając nie zidentyfikowaną biomasa osadu czynnego stwierdzili, że szybkość przemian azotanów i azotynów w warunkach beztlenowych była taka sama, jak w obecności  $1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ . Robertson, Kunen (15) podają, że znaczna liczba bakterii ma zdolność do równoczesnej respiracji tlenowej oraz denitryfikacji. Reakcja bakterii denitryfikujących na obecność w środowisku tlenu jest różna i tak *Tsa. pantotropha* może prowadzić denitryfikację nawet przy stężeniu tlenu w środowisku wynoszącym 80%, *Alcaligenes* sp. przy 50% nasycenia, natomiast *Hyphomicrobium X* wymaga warunków anoksycznych. Efektywność denitryfikacji klasycznej bakterii denitryfikującej - *Pseudomonas stutzeri* zależała w większym stopniu od rodzaju dostępnego źródła azotu niż warunków anoksycznych. Robertson, Kunen (15) podkreślają, że szybkość denitryfikacji w warunkach tlenowych jest znacznie wolniejsza niż w niedotlenionych. Pot i in. (16) udokumentowali możliwość zachodzenia symultanicznej nitryfikacji i denitryfikacji. Uzyskane wyniki wskazują, że denitryfikacja jest kompleksowym procesem i zależy od rodzaju mikroorganizmów biorących udział w przemianach, co może tłumaczyć różną aktywność reduktazy azotanowej osadu czynnego w badanych seriach.

## 5. Podsumowanie

Uzyskane wyniki pozwalają na sformułowanie następujących stwierdzeń:

- 1) największą szybkość uwalniania ortofosforanów ( $6,24 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{sm} \cdot \text{h}^{-1}$ ) odnotowano w próbie zawierającej octan;
- 2) dwukrotne zwiększenie stężenia azotanów w próbach zawierających ścieki bytowo-gospodarcze spowodowało ponad sześciokrotne zmniejszenie szybkości uwalniania ortofosforanów oraz 1,8-krotne denitryfikacji;
- 3) nie wykazano zależności pomiędzy aktywnością fosfatazy alkalicznej osadu czynnego a szybkością uwalniania i wiązania ortofosforanów przez osad czynny w warunkach beztlenowo-tlenowych. W większości testowanych prób aktywność enzymatyczna fosfatazy alkalicznej pozostawała stała w czasie cyklu.



## Literatura

1. Kern-Jespersen J. P., Henze M., (1993), *Wat. Res.*, 27, 617-624.
2. Kuba T., Smolders G., van Loosdrecht M.C. M., Heijnen J.J., (1993), *Wat. Sci. Technol.*, 27, 241- 252.
3. Barker P.S., Dold P.L., (1996), *Wat. Res.*, 30, 769-780.
4. Thiel P.G., Hattingh W. H. J., (1967), *Wat. Res.*, 1, 191-196.
5. Münch E. V., Lant P., Keller J., (1996), *Wat. Res.*, 30, 277-284.
6. Carucci A., Ramadori R., Rossetti S., Tomei M.C., (1996), *Wat. Res.*, 30, 51-56.
7. Izaacs S.H., Henze M., (1995), *Wat. Res.*, 29, 77-89.
8. Isaacs S.H., Henze M., Soberg H., Kümmel M., (1994), *Wat. Res.*, 28, 511-520.
9. Klimiuk E., Wojnowska-Baryła I., Kuczajowska-Zadrożna M., (1996), *Acta Acad. Agricult. Tech. Olst. Protectio Aquarum et Piscatoria*, 21, 55-70.
10. Zhenglan W., Yue G., Lanying L., (1990), *Wat. Res.*, 24, 917-920.
11. Ashley N.V., Hurst T.J., (1981), *Wat. Res.*, 15, 633-638.
12. Wang J.H., Baltzis B.C., Lewandowski G.A., (1995), *Biotech. Bioeng.*, 47, 26-41.
13. Simpkin T.J., Boyle W.C., (1988), *Wat. Res.*, 22, 201-206.
14. Nakajima M., Hayamizu T., Nishimura H., (1984), *Wat. Res.*, 18, 335-338.
15. Robertson L. A., Kunen J. G., (1992), *Microbial control of pollution*, Eds., Fry J. C., Gadd G. M., Herbert R. A., Jones C. W., Watson- Craik I. A., Cambridge University Press, 227-267.
16. Pot M. A., van Loosdrecht M. C., Heijnen J. J., Robertson L. A., *Proceedings of the International Symposium on Environmental Biotechnology*, Eds. Verachter H., Verstraete W., The Royal Flemish Society of Engineers, 583-584.

### Rates of pollutants removal and enzyme activities in the activated sludge from anaerobic-aerobic system

#### Summary

In the presented work two enzyme activity tests were performed: alkaline phosphates activity to control phosphorus removal and nitrite reductase activity to control the denitrification process. During the experiments the processes of phosphorus and nitrogen transformation were investigated by measuring COD, orthophosphate, nitrate.

The alkaline phosphate activity profiles were similar in the anaerobic and aerobic phase and this activity on the average was ca.  $0.95 \mu\text{mol PO}_4\text{-mg}^{-1}\text{h}^{-1}$ . The alkaline phosphate activity did not correlate either with the rate of orthophosphate release during the anaerobic phase or with the rate of orthophosphate uptake in the aerobic phase. The nitrate reductase activity in the activated sludge changed over time during the anaerobic phase and was also high at the beginning of the aerobic phase. The achieved values of the nitrite reductase activity in the activated sludge ranged from 1.2 up to  $6.0 \mu\text{kat}\cdot\text{kg}^{-1}$ . This activity depended on nitrate concentration in the anaerobic phase. The enzyme activity profiles in the activated sludge of a full-scale plant seemed to be highly influenced by the composition of the inlet waste water.

#### Key words:

denitrification, anaerobic, aerobic phase, waste water.

#### Adres do korespondencji:

Dorota Stachowiak, Katedra Chemii i Technologii Wody i Ścieków, Akademia Rolniczo-Techniczna w Olsztynie, 10-957 Olsztyn-Kortowo, bl. 47.