

DOROTA KULIKOWSKA\*, ADAM DRZEWICKI\*\*,  
MAŁGORZATA TOMCZYKOWSKA\*\*\*

## INTENSYFIKACJA PROCESU DENITRYFIKACJI ŚCIEKÓW NA PRZYKŁADZIE OCZYSZCZALNI W TYROWIE

### IMPROVEMENT OF WASTEWATER DENITRIFICATION AT THE TYROWO TREATMENT PLANT

#### Streszczenie

W artykule badano wpływ zwiększenia stopnia recyrkulacji wewnętrznej na efektywność denitryfikacji i stężenia azotu azotanowego w ściekach oczyszczonych. Badania prowadzono w skali technicznej, w oczyszczalni ścieków miejskich w Tyrowie k. Ostródy, pracującej w układzie z denitryfikacją wstępną. Wykazano, że wzrost stopnia recyrkulacji wewnętrznej z 530 do 800%, przez zastosowanie dodatkowej recyrkulacji wewnętrznej, spowodował 1,4-krotne obniżenie stężenia azotanów w ściekach oczyszczonych. Średnie stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych, przy zwiększonej recyrkulacji, kształtowało się średnio na poziomie 9–10 mg/dm<sup>3</sup>.

*Słowa kluczowe: usuwanie azotu, denitryfikacja, stopień recyrkulacji wewnętrznej*

#### Abstract

The increase of internal recirculation rate on denitrification efficiency and nitrate nitrogen concentration in treated wastewater was studied. The experiment was conducted in a full-scale wastewater treatment plant with primary denitrification, in Tyrowo near Ostróda. It was shown that increase of internal recirculation ratio from 530 to 800% (as a result of a use of additional internal recirculation) caused 1.4-fold decrease of nitrate nitrogen concentration in treated wastewater. Concentration of total nitrogen in treated wastewater was on the level of 9–10 mg/dm<sup>3</sup> (on average).

*Keywords: nitrogen removal, denitrification, internal recirculation rate*

\* Dr inż. Dorota Kulikowska, Katedra Biotechnologii w Ochronie Środowiska, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie.

\*\* Dr inż. Adam Drzewicki, Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie.

\*\*\* Mgr inż. Małgorzata Tomczykowska, Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji, Ostróda.

## 1. Wstęp

Efektywne usuwanie związków azotu jest jednym z głównych problemów oczyszczania ścieków. Obecnie, wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika są regulowane rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełniać przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. Nr 137, poz. 1984). Zgodnie z ww. rozporządzeniem, w przypadku oczyszczalni powyżej 100 000 RLM, stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych nie powinno przekraczać  $10 \text{ mg/dm}^3$ . Zaostrzenie norm dotyczących dopuszczalnego stężenia związków azotowych w ściekach odprowadzanych do wód powierzchniowych i gruntu stymuluje podejmowanie działań związanych z optymalizacją rozwiązań technologicznych w istniejących oczyszczalniach w celu intensyfikacji procesów usuwania azotu.

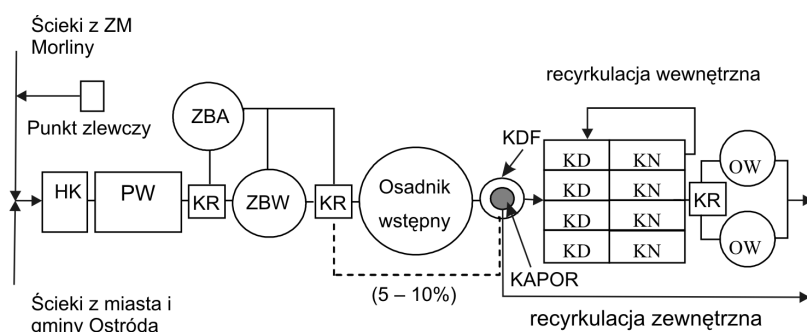
W wielu przypadkach uzyskanie normatywnego stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych jest limitowane niedostateczną efektywnością denitryfikacji i co się z tym wiąże dość wysokim stężeniem azotu azotanowego w odpływie. Osiągnięcie wysokiej efektywności denitryfikacji może być limitowane ilością łatwoprzyswajalnych związków organicznych w ściekach surowych. Jak podają Łomotowski, Szpindor [2] oraz Henze [3] zapotrzebowanie na węgiel organiczny do procesu denitryfikacji wynosi odpowiednio  $3,5 \text{ g BZT}_5/\text{g N}$  oraz  $5\text{--}10 \text{ g ChZT}/\text{g N}_{\text{NO}_3}$ . W ściekach miejskich jego ilość jest zazwyczaj wystarczająca do uzyskania całkowitej redukcji azotu azotanowego. W przypadku niekorzystnej, dla usuwania azotu, proporcji C/N można do komór osadu czynnego wprowadzać ścieki o wyższej zawartości zawiesin (skrócić czas zatrzymania w osadnikach wstępnych lub w ogóle je pominąć) [4], wprowadzić zewnętrzne źródło węgla [5–7], a wody nadosadowe, zawierające wysokie stężenie azotu, oczyszczać w tzw. bocznym ciągu technologicznym. Jeżeli stężenie związków organicznych nie jest czynnikiem limitującym, maksymalna wydajność denitryfikacji zależy od stopnia recyrkulacji wewnętrznej. W układach z denitryfikacją wstępną, recyrkulację wewnętrzną stosuje się w celu doprowadzenia azotanów z komory nitryfikacji do komory denitryfikacji. Zbyt niski stopień recyrkulacji powoduje zmniejszenie ładunku azotanów doprowadzonych do komory bez-tlenowej i w konsekwencji wpływa na obniżenie sprawności denitryfikacji. Zwiększenie stopnia recyrkulacji powoduje wzrost ilości recyrkulowanych azotanów, co wpływa korzystnie na efektywność usuwania azotu. Należy mieć jednak na uwadze, że wraz ze wzrostem stopnia recyrkulacji skróceniu ulega rzeczywisty czas zatrzymania ścieków w komorze denitryfikacji. Ponadto, przy dużym stopniu recyrkulacji wzrasta ilość tlenu doprowadzonego do komory anoksydacyjnej wraz z recyrkulatem, a obecność tlenu w komorze może wpływać hamująco na proces denitryfikacji.

W niniejszym artykule podjęto próbę intensyfikacji procesu usuwania azotu ogólnego ze ścieków przez zastosowanie dodatkowej recyrkulacji wewnętrznej. Określono wpływ zwiększenia stopnia recyrkulacji na efektywność denitryfikacji i stężenie azotu azotanowego w ściekach oczyszczonych oraz możliwość uzyskania normatywnych wartości azotu ogólnego.

## 2. Metodyka badań

### 2.1. Obiekt badawczy

Badania prowadzono w skali technicznej, w oczyszczalni ścieków miejskich w Tyrowie, w Przedsiębiorstwie Wodociągów i Kanalizacji w Ostródzie, o przepustowości ok. 7000 m<sup>3</sup>/d, pracującej w układzie z denitryfikacją wstępną. Schemat technologiczny oczyszczalni przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Uproszczony schemat technologiczny oczyszczalni ścieków PWiK Ostróda.

HK – hala krat; PW – piaskownik wirowy; KR – komora rozdziału; ZBA – zbiornik awaryjny; ZBW – zbiornik wyrównawczy; KDF – komora defosfatacji; KAPOR – komora predenitryfikacji; KD – komora denitryfikacji; KN – komora nitryfikacji; OW – osadnik wtórny

Fig. 1. Technological scheme of wastewater treatment plant in Ostróda.

HK – grates; PW – grit chamber; KR – distribution chamber; ZBA – emergency container; ZBW – storage container; KDF – delosfatation chamber; KAPOR – predenitrification chamber; KD – denitrification chamber; KN – nitrification chamber; OW – secondary clarifiers

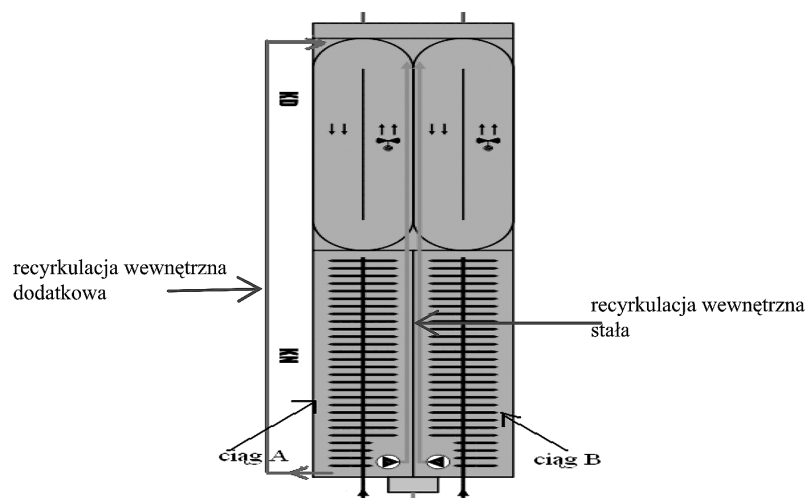
### 2.2. Założenia eksperymentu

W ciągu technologicznym oczyszczalni w Tyrowie pracują 4 komory denitryfikacji (A, B, C, D) i 4 komory nitryfikacji (A, B, C, D). Badaniami objęto ciągi technologiczne komory A i B. Pomiędzy komorami A zastosowano dodatkową recykulację wewnętrzną (rys. 2), recykulacja pomiędzy komorami B pozostała bez zmian (układ kontrolny).

W komorach zamontowane są 4 mieszadła tłoczne FLYGT typu PP4630.410SP, pracujące z maksymalną wydajnością rzeczywistą równą 400 m<sup>3</sup>/h. Stopień recykulacji waha się w zależności od natężenia przepływu ścieków surowych  $Q$  w przedziale od 300 do 600%, dla średniego  $Q$  wynoszącego ok. 300 m<sup>3</sup>/h – 530%. Łączna wydajność recykulacji wynosi 1600 m<sup>3</sup>/h.

Stopień recykulacji wewnętrznej przy takiej wydajności pomp nie zapewnia jednak usuwania azotanów na poziomie, który gwarantowałby ewentualne przejście na nowe pozwolenie wodno-prawne. Przyczyną jest zbyt mała wydajność mieszadeł pompowych oraz zmienność stopnia recykulacji w czasie w zależności od zmian wielkości dopływu ścieków (skutkuje to brakiem możliwości utrzymywania stopnia recykulacji na stałym niezmiennym poziomie). W przeprowadzonych badaniach zwiększono stopień recykulacji

wewnętrznej w ciągu technologicznym A. Recyrkulację w ciągu technologicznym B pozostawiono bez zmian jako obiekt pełniący funkcję komory odniesienia. Zwiększenie recyrkulacji wewnętrznej uzyskano przez zamontowanie w komorze nityfikacji w ciągu A pompy KSB typu KRTF 100-250/114 UG-260 o stałej wydajności maksymalnej 200 m<sup>3</sup>/h, zwracającej strumień ścieków zawierający azotany na początek komory denityfikacji A. Rurociąg dodatkowej recyrkulacji o średnicy 300 mm wykonany z PE został ułożony



Rys. 2. Schemat instalacji komór nityfikacji i denityfikacji z dwiema recyrkulacjami wewnętrznymi (stałą i dodatkową)

Fig. 2. Scheme of nitrification and denitrification chambers with two internal recirculations (stable and additional)



Fot. 1. Rurociąg dodatkowej recyrkulacji poprowadzony wzdłuż komór nityfikacji i denityfikacji

Photo 1. Additional recirculation pipeline along nitrification and denitrification chambers

na zewnątrz komór osadu (rys. 2, fot. 1). W ten sposób zwiększono wydajność recykulacji wewnętrznej na ciągu A do wartości 600 m<sup>3</sup>/h, co pozwoliło na uzyskanie stopnia recykulacji wewnętrznej na poziomie 800%.

To doświadczenie umożliwiło porównanie efektywności redukcji azotanów w komorze B (bez dodatkowej recykulacji) i w komorze A (z dodatkową recykulacją wewnętrzną). Badania prowadzono w dwóch terminach – w okresie zimowym (na przełomie listopada i grudnia) oraz wiosenno-letnim (na przełomie maja i czerwca).

Podczas badań zawartość tlenu w komorach denitryfikacji utrzymywała się na poziomie od 0,11 do 0,15 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, co dowodzi, że wraz z recykulacją wewnętrzną do komór denitryfikacji nie dostawała się nadmierna ilość tlenu mogąca zahamować proces redukcji azotanów.

### 2.3. Metody analityczne

W ściekach surowych i oczyszczonych analizowano:

- stężenie substancji organicznych ChZT metodą dwuchromianową (PN-74/C-04578/03),
- azot ogólny metodą destylacji (PN-81/C-04527),
- stężenie substancji organicznych BZT<sub>5</sub> metodą elektrochemiczną,
- azot amonowy (spektrofotometria UV/VIS, analizator EPOLL 20),
- azot azotanowy (spektrofotometria UV/VIS, analizator EPOLL 20),
- fosfor ogólny (spektrofotometria UV/VIS, analizator EPOLL 20),
- zawiesiny ogólne metodą wagową (PN-EN 872).

Próbki ścieków pobierane do analiz stanowiły próbki średniodobowe, zlewane z 12 próbek pobieranych w ciągu 24 godzin w odstępach 2-godzinnych wprost proporcjonalnie do natężenia przepływu ścieków oczyszczonych.

W czasie trwania doświadczenia z dodatkową recykulacją wewnętrzną próbki ścieków do analizy pobierano codziennie po komorach nitryfikacji poszczególnych ciągów technologicznych A i B (próby chwilowe).

## 3. Omówienie wyników badań i dyskusja

Zgodnie z rozporządzeniem z 2006 roku o wartości dopuszczalnych stężeń wskaźników zanieczyszczeń lub wymaganym stopniu ich redukcji decyduje wielkość oczyszczalni, a dokładnie wartość RLM. Wartość RLM dla oczyszczalni w Tyrowie wynosi ok. 120 000 i jest 1,3-krotnie wyższa od wartości projektowej (92 000).

Zgodnie z załącznikiem nr 1 do rozporządzenia najwyższe dopuszczalne wartości wskaźników dla wielkości oczyszczalni o RLM powyżej 100 000 wynoszą: BZT<sub>5</sub> – 15 mg/dm<sup>3</sup>, ChZT – 125 mg/dm<sup>3</sup>, zawiesiny ogólne – 35 mg/dm<sup>3</sup>, azot ogólny – 10 mg/dm<sup>3</sup>, fosfor ogólny – 1 mg/dm<sup>3</sup>. Powyższe wielkości parametrów znalazłyby się w „nowym” pozwoleniu wodno-prawnym na odprowadzanie ścieków oczyszczonych do odbiornika.

Obecnie, oczyszczalnia w Tyrowie posiada pozwolenie wodno-prawne na odprowadzanie ścieków oczyszczonych do odbiornika wydane w dniu 16.08.2002 r., na podstawie rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 5 listopada 1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowia-

dać ścieki wprowadzane do wód lub ziemi (Dz. U. Nr 116, poz. 505). Pozwolenie to ważne jest do 31 grudnia 2012 r.

Rzeczywiste wartości podstawowych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych są znacznie niższe od tych zawartych w obecnie obowiązującym pozwoleniu, nie spełniają natomiast rygorystycznej normy dotyczącej zawartości azotu ogólnego z „nowego” rozporządzenia (tab. 1).

Zgodnie z rozporządzeniem z 2006 r. wymagane stężenie azotu ogólnego wynosi 10 mg/dm<sup>3</sup>, a więc jest trzykrotnie niższe w stosunku do wartości obecnie obowiązującej.

Tabela 1

**Porównanie wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych z wartościami zawartymi w obowiązującym pozwoleniu wodno-prawnym i rozporządzeniu z 2006 r.**

Wskaźniki zanieczyszczeń	Wartości wskaźników w ściekach oczyszczonych			Dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń*	Dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń**
	średnia	max	min.		
Odczyn [pH]	7,2	7,5	7,1	6,5–9,5	–
Zawiesiny ogólne [mg/dm <sup>3</sup> ]	16,0	25,0	12,0	40,0	35,0
BZT <sub>5</sub> [mg/dm <sup>3</sup> ]	8,0	13,0	5,0	15,0	15,0
ChZT [mg/dm <sup>3</sup> ]	48,0	78,0	32,0	100,0	125,0
Azot amonowy [mg/dm <sup>3</sup> ]	0,6	2,0	0,06	6,0	–
Azot organiczny [mg/dm <sup>3</sup> ]	0,9	1,8	0,6	–	–
Azot azotanowy [mg/dm <sup>3</sup> ]	14,0	18,5	8,0	–	–
Azot ogólny [mg/dm <sup>3</sup> ]	16,0	20,1	13,0	30,0	10,0
Fosfor ogólny [mg/dm <sup>3</sup> ]	1,2	1,41	0,33	1,5	1,0

\* Określone w obowiązującym obecnie pozwoleniu wodno-prawnym.

\*\* Określone w rozporządzeniu z 2006 r.

Na podstawie analizy poszczególnych form azotu w ściekach oczyszczonych (tab. 1) można stwierdzić, że stężenie azotu amonowego i organicznego nie przekracza 1 mg/dm<sup>3</sup>, a dominująca formą jest azot azotanowy, co świadczy o niedostatecznie wysokim stopniu denitryfikacji. Nawet minimalny wymagany procent redukcji azotu jest niższy od wartości zawartej w rozporządzeniu z 2006 r. (tab. 2).

Tabela 2

**Procent redukcji zanieczyszczeń na oczyszczalni w Tyrowie oraz wymagane, minimalne procenty redukcji zanieczyszczeń określone dla tej oczyszczalni zgodnie z rozporządzeniem z 2006 r.**

Wskaźniki zanieczyszczeń	Rzeczywisty % redukcji zanieczyszczeń*	Wymagany, minimalny % redukcji zanieczyszczeń
Zawiesiny ogólne [mg/dm <sup>3</sup> ]	98,0	90,0
BZT <sub>5</sub> [mg/dm <sup>3</sup> ]	99,0	90,0
ChZT [mg/dm <sup>3</sup> ]	96,0	75,0
Azot ogólny [mg/dm <sup>3</sup> ]	82,0	85,0
Fosfor ogólny [mg/dm <sup>3</sup> ]	97,0	90,0

\* Rzeczywisty procent redukcji jest wartością średnią z 4 miesięcy z okresu przed wprowadzeniem dodatkowej recyrkulacji wewnętrznej.

Analizowane wyniki wskazują (tab. 1), że aby przejść na warunki dotyczące wprowadzania ścieków do odbiornika zawarte w „nowym” rozporządzeniu, należałoby zwiększyć redukcję azotu ogólnego przez zwiększenie efektywności denitryfikacji.

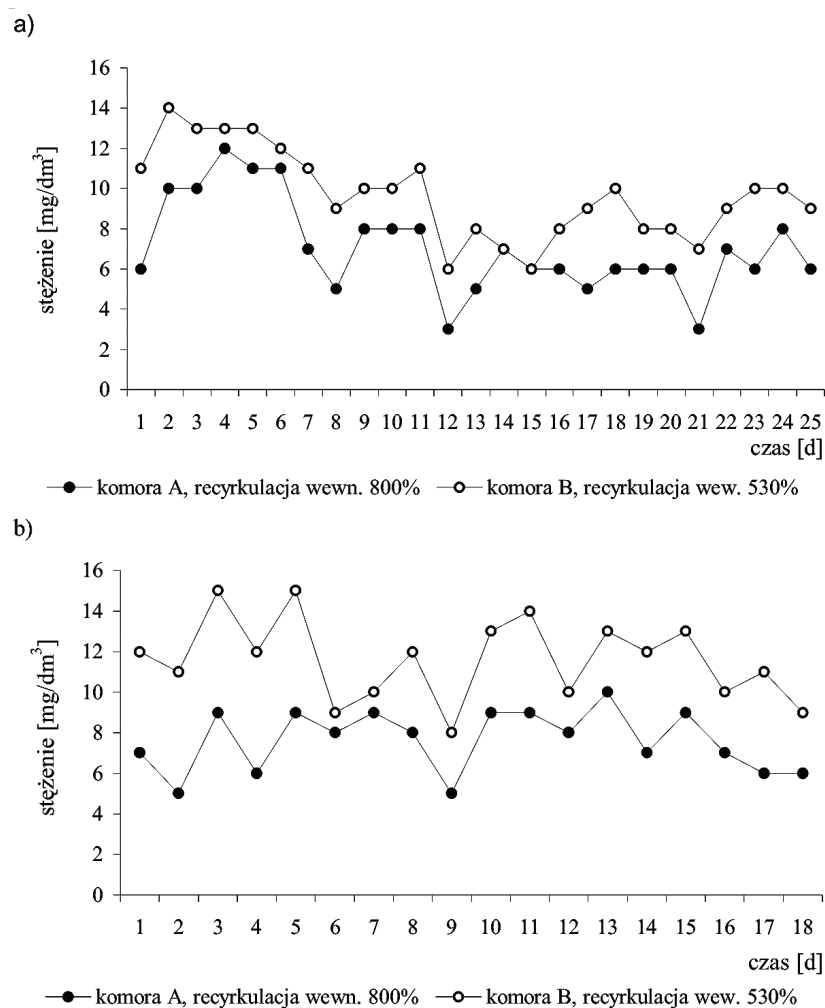
Do głównych czynników decydujących o efektywności denitryfikacji należą zawartość łatwo przyswajalnych związków organicznych, a zwłaszcza proporcja C/N w ściekach surowych, stopień recyrkulacji wewnętrznej oraz obecność tlenu w komorze denitryfikacji (denitryfikacja przebiega w warunkach anoksydacyjnych, stąd stężenie tlenu nie powinno być wyższe niż  $0,5 \text{ mg/dm}^3$ ).

Dane literaturowe wskazują, że denitryfikacja zachodzi bez zakłóceń, jeżeli stosunek ChZT/N jest na poziomie 5–10. Przy mniejszym stosunku istnieje konieczność wprowadzania do ścieków związków organicznych. Najczęściej stosowane są metanol, etanol oraz niskocząsteczkowe kwasy organiczne [8, 9, 6, 11]. W analizowanej oczyszczalni stosunek BZT<sub>5</sub>/N w ściekach przed osadnikiem wstępnym wynosi około 9–10, a po osadniku 5–6. W przypadku związków organicznych wyrażonych ChZT, stosunek ChZT/N kształtuje się na poziomie odpowiednio 13 i 9,0. Porównując te wyniki z danymi literaturowymi [3], można przypuszczać, że w ściekach dopływających do analizowanej oczyszczalni istnieje odpowiednia ilość związków organicznych do uzyskania całkowitej denitryfikacji. Z drugiej jednak strony wiadomo, że często odpowiedni dla denitryfikacji stosunek ChZT/N powinien być wyznaczony doświadczalnie, gdyż zależy od stosowanej technologii oczyszczania lub charakteru ścieków.

Kolejnym czynnikiem mającym istotny wpływ na efektywność denitryfikacji jest stopień recyrkulacji wewnętrznej. W oczyszczalni w Tyrowie wynosi on średnio 530%. Z wyliczeń teoretycznych, przeprowadzonych na podstawie ATV–A131, wynika natomiast, że przyczyną stosunkowo wysokiego stężenia azotanów w ściekach oczyszczonych w oczyszczalni w Tyrowie może być zbyt niski stopień recyrkulacji wewnętrznej. Dlatego zastosowano dodatkową recyrkulację, co pozwoliło na uzyskanie stopnia recyrkulacji wewnętrznej na poziomie 800%.

Przyjmuje się, że denitryfikacja zachodzi najszybciej w temperaturze  $20^\circ\text{C}$ . Choi i in. [12] wykazali, że szybkość denitryfikacji w temperaturze  $5^\circ\text{C}$  jest 10-krotnie niższa w porównaniu z wartością odnotowaną w  $20^\circ\text{C}$ . Obniżenie szybkości denitryfikacji w okresie zimowym może skutkować wyższym stężeniem azotanów w ściekach oczyszczonych. Biorąc to po uwagę, badania prowadzono zarówno w lecie, jak i w zimie.

Dane przedstawione na rys. 3 wskazują, że w okresie zimowym stężenie azotu azotanowego w odpływie z komory A, w której stopień recyrkulacji wewnętrznej wynosił 800%, osiągnęło poziom średnio  $7,04 \text{ mg/dm}^3$  i było o 37% niższe w porównaniu z komorą B (kontrolną) (rys. 3a). Podobnie było w okresie letnim – średnie stężenie azotanów w odpływie z komory z dodatkową recyrkulacją wewnętrzną wynosiło  $7,61 \text{ mg/dm}^3$ , a w odpływie z komory kontrolnej –  $11,61 \text{ mg/dm}^3$  (rys. 3b). Mimo że w czasie trwania doświadczenia natężenie dopływu ścieków do poszczególnych komór denitryfikacji zmieniło się w szerokim zakresie od  $552 \text{ m}^3/\text{d}$  do  $2232 \text{ m}^3/\text{d}$  (okres zimowy) oraz od  $1320 \text{ m}^3/\text{d}$  do  $2760 \text{ m}^3/\text{d}$  (okres letni), nie odnotowano w tym czasie znaczącego wzrostu stężenia azotanów w ściekach oczyszczonych. Niższe stężenie azotanów uzyskane przy zwiększonej recyrkulacji wewnętrznej spowodowało, że niższe było też stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych – w analizowanych okresach stężenie azotu ogólnego w ciągu A wynosiło średnio  $9\text{--}10 \text{ mg/dm}^3$  i było prawie 1,4-krotnie niższe w porównaniu z ciągiem technologicznym B.



Rys. 3. Stężenie azotu azotanowego w ściekach oczyszczonych:  
a) okres zimowy, b) okres letni

Fig. 3. Nitrate nitrogen concentrations in treated wastewater:  
a) winter, b) summer

Wzrost efektywności denitryfikacji wraz ze wzrostem stopnia recyrkulacji wewnętrznej potwierdzają badania innych autorów, prowadzone w warunkach laboratoryjnych. Rodgers, Zhan [13] wykazali, że wzrost stopnia recyrkulacji wewnętrznej z 1,54 do 2,54 przyczynił się do wzrostu efektywności usuwania azotu z 77% do 82%. Badania Takai i in. [14] z zastosowaniem zewnętrznego źródła węgla udowodniły natomiast, że uzyskanie denitryfikacji na poziomie 70% możliwe jest przy stopniu recyrkulacji wewnętrznej wynoszącym 400%.

Dane literaturowe wskazują, że innym czynnikiem wpływającym na zwiększenie efektywności usuwania azotu jest wyeliminowanie z ciągu technologicznego osadnika wstęp-



nego, co pozwala na zwiększenie stosunku ChZT/N w oczyszczanych ściekach, a tym samym przyczynia się do zwiększenia efektywności denitryfikacji [15].

#### 4. Podsumowanie

W artykule badano wpływ stopnia recyrkulacji wewnętrznej na efektywność denitryfikacji i stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych. Na podstawie przeprowadzonych badań wykazano, że zwiększenie stopnia recyrkulacji wewnętrznej do 800% spowodowało prawie 1,4-krotne obniżenie stężenia azotanów w ściekach oczyszczonych (w porównaniu z układem kontrolnym) oraz uzyskanie stężenia azotu ogólnego w odpływie na poziomie 9–10 mg/dm<sup>3</sup> zarówno w lecie, jak i w zimie. Oznacza to, że wprowadzenie dodatkowej recyrkulacji wewnętrznej przyczyniło się do zwiększenia efektywności denitryfikacji, ale w celu uzyskania niższego (niż wartość graniczna) stężenia azotu ogólnego należy podjąć dodatkowe działania związane z intensyfikacją usuwania azotu, np. ograniczyć rolę osadnika wstępnego.

#### Literatura

- [1] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełniać przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. Nr 137, poz. 1984).
- [2] Łomotowski J., Szpindor A., *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków*, Arkady, Warszawa 1999.
- [3] Henze M., *Capabilities of biological nitrogen removal processes from wastewater*, Wat. Sci. Technol. 23, 1991, 669-679.
- [4] Styka W., Beńko P., *Intensification of the denitrification process at the „Kujawy” WWTP, Cracow, Poland*, IWA Specialized Conference, Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams, 2005, 145-154.
- [5] Nyberg U., Andersson B., Aspegren H., *Long-term experiences with external carbon sources for nitrogen removal*, Water Sci. Technol. 33, 1996, 109-116.
- [6] Louzeiro N.R., Mavinic D.S., Oldham W.K., Meisend A., Gardnere I.S., *Methanol-induced biological nutrient removal kinetics in a full-scale sequencing batch reactor*, Water Res. 36, 2002, 2721-2732.
- [7] Peng Y., Ma Y., Wang S., *Denitrification potential enhancement by addition of external carbon sources in a pre-denitrification process*, J. Environ. Sci. 3/9, 2007, 284-289.
- [8] Christensson M., Lie E., Walender T., *A comparison between ethanol and methanol as carbon sources for denitrification*, Water Sci. Technol. 30/6, 1994, 83-90.
- [9] Xu Y., *Volatile fatty acids carbon source for biological denitrification*, J. Environ. Sci. 8, 1996, 257-268.
- [10] Foglar L., Briski F., *Wastewater denitrification process – the influence of methanol and kinetic analysis*, Process Biochem. 39, 2003, 95-103.

- [11] Elefsiniotis P., Li D., *The effect of temperature and carbon source on denitrification using volatile fatty acids*, Biochem. Eng. Journal 28, 2006, 148-155.
- [12] Choi E., Rhu D., Yun Z., Lee E., *Temperature effects on biological nutrient removal system with weak municipal wastewater*, Water Sci. Technol. 9/37, 1998, 219-226.
- [13] Rodgers M., Zhan X.-M., *Biological nitrogen removal using a vertically moving biofilm system*, Bioresource Technol. 93, 2004, 313-319.
- [14] Takai T., Hirata A., Yamauchi K., Inamori Y., *Effects of temperature and volatile fatty acids on nitrification-denitrification activity in small-scale anaerobic-aerobic recirculation biofilm process*, Water Sci. Tech. 6/35, 1997, 101-108.
- [15] Komorowska-Kaufman M., Majcherek H., *The wastewater primary treatment on the biological nitrogen removal*, IWA Specialized Conference, Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams, 2005, 113-122.