

Dorota Kulikowska<sup>1</sup>, Katarzyna Bernat, Bartosz Kowalski

## WPŁYW STRATEGII NAPOWIETRZANIA W CYKLU PRACY SBR NA EFEKTYWNOŚĆ NITRYTACJI-DENITRYTACJI PODCZAS OCZYSZCZANIA ODCIEKÓW SKŁADOWISKOWYCH

**Streszczenie.** W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące możliwości usuwania azotu z odcieków składowiskowych w procesie nitritacji-denitritacji. Proces prowadzono w reaktorach typu SBR. W celu uzyskania azotu azotanowego (III), jako końcowego produktu nitryfikacji, w reaktorach zastosowano dwie strategie napowietrzania. W pierwszej limitowano stężenie tlenu w fazie napowietrzania (SBR 1), podczas gdy w drugiej zastosowano naprzemienne warunki tlenowo/anoksydacyjne, poprzez włączanie i wyłączanie napowietrzania (SBR 2). Jako donor elektronów zastosowano octan sodu w takim stężeniu, aby stosunek  $\text{ChZT}_{\text{oct}}/\text{N}$  na początku cyklu pracy SBR wynosił 4,0. Wykazano, że niezależnie od zastosowanej strategii napowietrzania, utlenianie azotu amonowego do azotu azotanowego (III) (nitritacja) zachodziło z wysoką efektywnością (średnia sprawność procesu wynosiła 98,2% w SBR 1 i 94,4% w SBR 2). Stała szybkości utleniania azotu amonowego w SBR 1 wynosiła 16,38 mg N-NH<sub>4</sub>/l·h, a czas potrzebny do jego utlenienia wynosił 10 h. W SBR 2 utlenienie azotu amonowego następowało w ciągu 19 h cyklu pracy reaktora. Naprzemienne warunki tlenowo/anoksydacyjne sprzyjały denitritacji, sprawność procesu w SBR 2 wynosiła 77,4% i była 1,3-krotnie wyższa w porównaniu z SBR 1.

**Słowa kluczowe:** odcieki składowiskowe; SBR; nitritacja; denitritacja.

## WPROWADZENIE

Mimo, że europejska dyrektywa dotycząca składowania odpadów komunalnych (99/31/EC) nakazuje stopniowe ograniczanie ich gromadzenia, w Polsce jest to nadal powszechny sposób postępowania z odpadami. Uwzględniając dodatkowo, że procesy fermentacyjne w złożu składowiska, i związane z tym powstawanie biogazu i odcieków, zachodzą nawet po jego zamknięciu [15] to nawet zaprzestanie składowania odpadów nie wyeliminuje całkowitego powstawania odcieków w ciągu kolejnych lat.

Unieszkodliwianie odcieków składowiskowych jest złożonym problemem, głównie ze względu na ich zróżnicowany skład chemiczny, który dodatkowo zmienia się wraz z wiekiem składowiska [4, 9, 11]. Odcieki mogą zawierać związki organiczne

---

<sup>1</sup> Katedra Biotechnologii w Ochronie Środowiska, Wydział Nauk o Środowisku, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, ul. Słoneczna 45G, 10-907 Olsztyn-Kortowo, e-mail: dorotak@uwm.edu.pl

o niskiej podatności na biodegradację oraz związki uważane za niebezpieczne [14]. Ponadto, w odciekach notowane są wysokie stężenia azotu amonowego, co jest skutkiem głównie procesów hydrolizy i fermentacji frakcji azotowej występujących w odpadach związków organicznych [3, 11, 20].

Usuwanie azotu w procesach biologicznego oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego jest wynikiem powiązania ze sobą procesów amonifikacji, syntezy biomasy oraz nityfikacji poprzedzającej denitryfikację, z czego jedynie synteza biomasy i denitryfikacja umożliwiają obniżenie stężenia azotu ogólnego w ściekach. Ponieważ odcieki ze składowisk ustabilizowanych charakteryzują się niskim, niekorzystnym dla denitryfikacji, stosunkiem  $BZT_5/N$ , w celu efektywnego usunięcia azotu konieczne jest wprowadzenie zewnętrznego donora elektronów, co w przypadku konwencjonalnej nityfikacji i denitryfikacji skutkuje wysokim zapotrzebowaniem na węgiel organiczny.

Z tego powodu nowsze rozwiązania technologiczne oparte są o częściową nityfikację (do azotu azotanowego III; nitratacja) w połączeniu ze skróconą denitryfikacją (denitratcja). Zabieg taki pozwala na zmniejszenie o 25% zapotrzebowania na tlen, 40% redukcję ilości węgla organicznego, niższą produkcję biomasy oraz wzrost szybkości denitryfikacji, co wykazały badania prowadzone na ściekach przemysłowych o wysokim stężeniu azotu amonowego [1].

Uzyskanie nitratacji wymaga zahamowania II fazy procesu, czyli utlenienia azotu azotanowego (III) do azotu azotanowego (V) [19]. Jak wynika z danych literaturowych, utlenianie azotu amonowego do azotu azotanowego (III), można uzyskać na dwa sposoby. Pierwszy z nich polega na wykorzystaniu różnicy w energiach aktywacji pomiędzy utlenianiem azotu amonowego i azotu azotanowego (III), które wynoszą odpowiednio 68 kJ/mol oraz 44 kJ/mol. Wyższa energia aktywacji azotu amonowego powoduje, że szybkość procesu zależy od temperatury [19]. W oczyszczalniach z konwencjonalną nityfikacją bakterie utleniające azot azotanowy (III) rosną szybciej w porównaniu z bakteriami utleniającymi azot amonowy, w wyniku czego nie notuje się gromadzenia azotu azotanowego (III). W temperaturze 35°C specyficzna szybkość wzrostu bakterii utleniających amoniak jest dwukrotnie wyższa w porównaniu z szybkością wzrostu bakterii utleniających azot azotanowy (III) (odpowiednio 1 d<sup>-1</sup> i 0,5 d<sup>-1</sup>) [12]. Wysoka temperatura sprzyja zatem szybkiemu namnażaniu bakterii utleniających azot amonowy, co skutkuje gromadzeniem azotu azotanowego (III) [5, 13].

Drugim sposobem umożliwiającym uzyskanie nitratacji jest regulacja stężenia tlenu. Przy niskim stężeniu tlenu wzrost bakterii utleniających azot azotanowy (III) jest ograniczany. W tych warunkach bakterie utleniające azot amonowy mają wyższe powinowactwo do tlenu niż bakterie II fazy nityfikacji, dzięki czemu w osadzie czynnym dominuje I faza nityfikacji [18]. Gromadzenia azotu azotanowego (III) w reaktorze nityfikacyjnym można również uzyskać stosując naprzemienne mieszanie i napowietrzanie. Ponowne włączenie napowietrzania powoduje, że bakterie z rodzaju *Nitrobacter* wchodzi w lag-fazę, która jest dłuższa niż lag-faza bakterii z rodzaju *Nitrosomonas* [8].

Biorąc pod uwagę, że uzyskanie nitritacji na skutek prowadzenia procesu w podwyższonej temperaturze wiąże się z dodatkowymi kosztami, w niniejszej pracy założono, że czynnikiem ograniczającym utlenianie azotu amonowego do azotu azotanowego (V) będzie ograniczone napowietrzanie. Zastosowano dwie strategie napowietrzania. W pierwszej limitowano stężenie tlenu, natomiast w drugiej zastosowano naprzemienne warunki tlenowo/anoksydacyjne, poprzez włączenie i wyłączenie napowietrzania. Prowadzenie procesu w takich warunkach tlenowych sprzyjało dodatkowo denitritacji, co jest o tyle ważne, że w większości prac dotyczących skróconej nityfikacji autorzy koncentrowali się głównie na określeniu parametrów sprzyjających nitritacji, a nie usunięciu azotu.

## METODYKA BADAŃ

### Charakterystyka odcieków składowiskowych

Ocieki do badań pochodziły ze zorganizowanego składowiska odpadów komunalnych w Wysiecku koło Bartoszyc (warmińsko-mazurskie), które jest eksploatowane od 1996 roku.

Według danych z Zakładu Usług Komunalnych w Bartoszykach na wysypisku są składowane odpady takie jak szkło, papier, tektura oraz odpady organiczne pochodzenia roślinnego i zwierzęcego. Składowisko nie przyjmuje fekaliów, odpadów płynnych, substancji niebezpiecznych, toksycznych i radioaktywnych. Powstające ocieki zbierane są systemem drenów i magazynowane w zbiorniku retencyjnym. Skład fizyko-chemiczny odcieków przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Charakterystyka odcieków ze składowiska odpadów komunalnych

**Table 1.** Characteristic of municipal landfill leachate

Wskaźnik	Jednostka	Wartość
Odczyn	pH	8,12
ChZT	mg O <sub>2</sub> /l	732,0
BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /l	51,0
BZT <sub>5</sub> /ChZT	–	0,07
BZT <sub>5</sub> /N <sub>og</sub>	–	0,09
Azot ogólny	mg N <sub>og</sub> /l	561,4
Azot amonowy	mg N <sub>NH4</sub> /l	471,4
Fosfor ogólny	mg P/l	48,9
Sucha pozostałość ogólna	mg/l	7032
Sucha pozostałość mineralna	mg/l	5945
Sucha pozostałość organiczna	mg/l	1087

## Stanowisko badawcze

Badania prowadzono w reaktorach SBR (SBR 1 i SBR 2), o pojemności roboczej 5 l. Reaktory były wyposażone w mieszadła o regulowanej prędkości obrotów (badania wykonywano przy 36 obr./min.) oraz drobnopęcherzykowy system napowietrzający. Ponadto zastosowano system umożliwiający kontrolę stężenia tlenu w reaktorach w fazie napowietrzania. Cykl pracy obu reaktorów wynosił 24 h.

W SBR 1 cykl składał się z czterech następujących po sobie faz: napełniania (5 min), mieszania (3 h), napowietrzania (20 h) oraz sedymentacji i dekantacji (55 min). Stężenie tlenu w fazie napowietrzania utrzymywano na poziomie  $0,7 \pm 0,2$  mg  $O_2/l$ .

W SBR 2 po napełnieniu reaktora (5 min) stosowano 3 h fazę mieszania a następnie prowadzono naprzemienne napowietrzania (2 h) oraz mieszanie (1 h). Cykl pracy reaktora SBR 2 kończyła faza sedymentacji i dekantacji (55 min). Stężenie tlenu w fazach napowietrzania utrzymywano na poziomie  $2 \pm 0,2$  mg  $O_2/l$ .

Stożenie wymiany objętościowej w obu reaktorach wynosił  $0,3 d^{-1}$ . Do reaktorów oprócz odcieków składowiskowych wprowadzano octan sodu ( $ChZT_{oct}$ ), tak aby stosunek  $ChZT_{oct}/N_{og}$  na początku cyklu pracy SBR wynosił 4,0. Badania prowadzono w temperaturze  $20 \pm 2^\circ C$ .

## Kontrola analityczna procesu

W odciekach surowych i oczyszczonych oznaczano:

- stężenie substancji organicznych wyrażonych wskaźnikiem ChZT (metodą dwuchromianową wg Hermanowicza i in. [6]),
- stężenie azotu ogólnego (PN-Z-15011-3:2001) i amonowego (PN-C-04576-15),
- stężenie azotu azotanowego (III) (PN-C-04576-06) i azotanowego (V) (PN-C-04576-08).

W osadzie czynnym oznaczano:

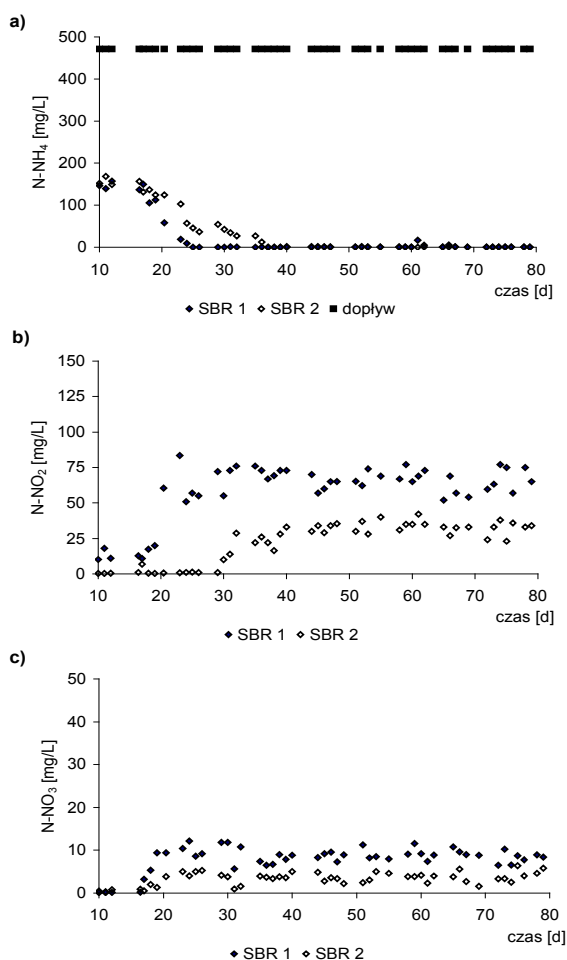
- zawiesiny ogólne i organiczne – wg Hermanowicza i in. [6].

## OMÓWIENIE I DYSKUSJA WYNIKÓW BADAŃ

W odciekach składowiskowych stężenie związków organicznych wyrażonych jako  $BZT_5$  i ChZT wynosiło odpowiednio  $51,0$  mg  $O_2/l$  oraz  $732,0$  mg  $O_2/l$ , a stosunek  $BZT_5/ChZT = 0,07$ . Oznacza to, że występujące w odciekach związki organiczne były odporne na biologiczny rozkład. Analizowane odcieki pochodziły z 16-letniego składowiska odpadów komunalnych, co dobrze koreluje z odnotowaną wartością  $BZT_5/ChZT$ . Widomo bowiem, że wraz z wiekiem składowiska w odciekach zmniejsza się proporcja pomiędzy  $BZT_5$  i ChZT, co związane jest z faktem, że w ogólnej puli związków organicznych maleje udział kwasów lotnych i innych niskocząsteczkowych związków organicznych zaliczanych do łatwo rozkładalnych. Niski stosunek  $BZT_5/ChZT$  w odciekach ze składowisk ustabilizowanych potwierdzają dane literaturowe [2, 21].

Stężenie azotu ogólnego w surowych odciekach wynosiło  $561,4 \text{ mg N}_{\text{og}}/\text{l}$ , natomiast stężenie azotu amonowego –  $471,4 \text{ mg N-NH}_4/\text{l}$  (rys. 1a), co stanowiło  $83,9\%$  azotu ogólnego. Zmiany stężenia poszczególnych form azotu odciekach surowych i oczyszczonych w czasie trwania doświadczenia przedstawiono na rysunku 1.

Uzyskane dane wskazują, że w SBR 1 okres pierwszych 3 tygodni prowadzenia procesu był okresem adaptacyjnym, podczas którego stężenie azotu amonowego w odciekach oczyszczonych wahało się od  $58,7 \text{ mg N-NH}_4/\text{l}$  do  $168,5 \text{ mg N-NH}_4/\text{l}$ . Czas adaptacji osadu czynnego do warunków doświadczenia w SBR 2 był dłuższy i wynosił około 5 tygodni. Początkowo stężenie azotu amonowego przekraczało  $150 \text{ mg N-NH}_4/\text{l}$  i stopniowo ulegało obniżeniu do wartości poniżej  $1 \text{ mg N-NH}_4/\text{l}$  (rys. 1a).



**Rys. 1.** Zmiany stężenia azotu amonowego (a), azotu azotanowego (III) (b) oraz azotu azotanowego (V) (c) w SBR 1 i SBR 2

**Fig. 1.** Changes in concentration of ammonia (a), nitrite (b) and nitrate (c) in SBR 1 and SBR 2

Ponieważ proces oczyszczania odcieków składowiskowych w SBR 1 prowadzono przy limitowanym stężeniu tlenu na poziomie  $0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ , a w SBR 2 stosowano naprzemiennie włączanie i wyłączanie napowietrzania, głównym produktem utleniania azotu amonowego był azot azotanowy (III). Średnie stężenie tej formy azotu w odpływie z SBR 1 kształtowało się na poziomie  $80,77 \text{ mg N-NO}_2/\text{l}$ , z rozpiętością od  $69,2 \text{ mg N-NO}_2/\text{l}$  do  $91,2 \text{ mg N-NO}_2/\text{l}$ . W SBR 2, przy naprzemiennym włączaniu i wyłączaniu napowietrzania, średnie stężenie azotu azotanowego (III) było ponad 2,5-krotnie niższe w porównaniu z SBR 1, przy maksymalnym stężeniu dochodzącym do  $42,1 \text{ mg N-NO}_2/\text{l}$  i minimalnym na poziomie  $16,4 \text{ mg N-NO}_2/\text{l}$  (rys. 1 b). Stężenie azotu azotanowego (V) w odciekach oczyszczonych wynosiło ok.  $8 \text{ mg N-NO}_3/\text{l}$  oraz  $3,4 \text{ mg N-NO}_3/\text{l}$  odpowiednio w SBR 1 i SBR 2 (rys. 1c).

Na podstawie zmian stężenia azotu amonowego w czasie cyklu pracy reaktorów SBR (fazy napowietrzania) wyznaczono stałe kinetyczne procesu nitritacji. Utlenianie azotu amonowego zachodziło zgodnie z równaniem 0. rzędu, co oznacza, że zmiany stężenia w czasie wykazywały liniowy charakter, co można wyrazić równaniem (1):

$$r_{\text{N-NH}_4} = -k_{\text{N-NH}_4} \quad (1)$$

Stężenie azotu amonowego po czasie  $t$  można obliczyć z równania (2):

$$C_{\text{N-NH}_4} = -k_{\text{N-NH}_4} \cdot t + C_{0,\text{N-NH}_4} \quad (2)$$

gdzie:

$r_{\text{N-NH}_4}$  – szybkość utleniania azotu amonowego ( $\text{mg N-NH}_4/\text{l}\cdot\text{h}$ ),

$k_{\text{N-NH}_4}$  – stała szybkości utleniania azotu amonowego ( $\text{mg N-NH}_4/\text{l}\cdot\text{h}$ ),

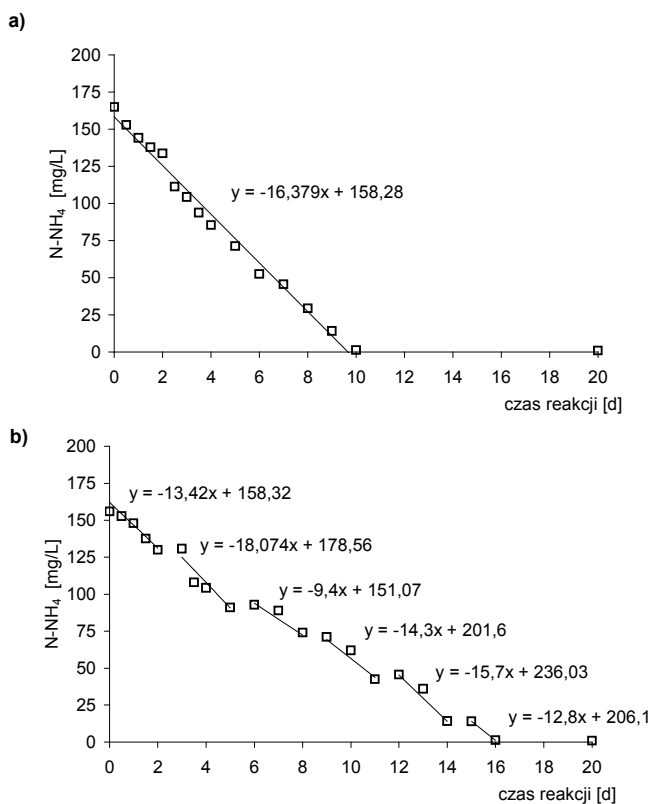
$C_{\text{N-NH}_4}$  – stężenie azotu amonowego po czasie  $t$  ( $\text{mg N-NH}_4/\text{l}$ ),

$t$  – czas (h),

$C_{0,\text{N-NH}_4}$  – stężenie azotu amonowego na początku fazy napowietrzania ( $\text{mg N-NH}_4/\text{l}$ ).

Zmiany stężenia azotu amonowego w fazie napowietrzania (SBR 1) oraz fazach napowietrzania (SBR 2) cyklu pracy reaktorów przedstawiono na rysunku 2.

Z przedstawionych danych wynika, że stała szybkości utleniania azotu amonowego w SBR 1 wynosiła  $16,38 \text{ mg N-NH}_4/\text{l}\cdot\text{h}$ . Ponieważ proces przebiegał zgodnie z reakcją 0. rzędu, stała szybkości była równa szybkości reakcji, a czas potrzebny do utlenienia azotu amonowego wynosił 10 h, czyli połowę czasu trwania fazy napowietrzania (rys. 2a). Zmiany stężenia azotu amonowego w SBR 2 przedstawiono na rysunku 2b. Spadek stężenia azotu amonowego następował podczas 6 z 7 faz napowietrzania. Proces utleniania azotu amonowego w każdej z faz napowietrzania zachodził zgodnie z reakcją 0. rzędu (na rysunku zaprezentowano równania opisujące proste wyznaczone na podstawie danych doświadczalnych). Szybkość spadku stężenia azotu amonowego zmieniała się w granicach  $9,4\text{--}18,07 \text{ mg N-NH}_4/\text{l}\cdot\text{h}$ . Czas potrzebny na utlenienie azotu amonowego w fazach napowietrzania w SBR 2 wynosił 12 h, co przy uwzględnieniu naprzemiennie występujących faz mieszania, oznacza całkowite utlenienie azotu amonowego następowało w ciągu 19 h cyklu pracy reaktora.



**Rys. 2.** Zmiany stężenia azotu amonowego w cyklu pracy SBR: a) SBR 1, b) SBR 2  
**Fig. 2.** Changes in ammonia concentration during SBR cycle: a) SBR 1, b) SBR 2

Badania Ling, Chen [10] wykazały, że przy stosunku C/N w ściekach powyżej 1 szybkość nityfikacji wynosiła 0,025 g N/g smo·d (1,04 mg N/g smo·h). Dalsze zwiększanie stosunku C/N od 1 do 6, nie wpływało na szybkość utleniania azotu amonowego. W badaniach własnych, przy stosunku związków organicznych do azotu wynoszącym 4 uzyskano średnio ponad 2,5-krotnie wyższą szybkość nityfikacji (2,7 mg N/g smo·h w SBR 1 i 1,78-3,43 mg N/g smo·h w SBR 2). Proces utleniania azotu w mieszaninie wód nadosadowych oraz odcieków z wysypisk w reaktorze SBR badali również Zhou i in. [22]. Reaktor pracował przy odczynie (pH) równym 8, natomiast stężenie tlenu rozpuszczonego utrzymywane było na poziomie ok. 0,5 mg O<sub>2</sub>/l. Autorzy uzyskali wysoką sprawność utleniania azotu amonowego, równą 99,21%, przy szybkości 1,5 mg/g s.m.o.·h.

Do efektywnego usuwania azotu z odcieków składowiskowych, charakteryzujących się niskim udziałem związków organicznych podatnych na biodegradację oraz niekorzystnym stosunkiem BZT<sub>5</sub>/N (tab. 1), potrzebne jest dodatkowe źródło węgla organicznego. W niniejszej pracy zastosowano octan sodu.

Zdecydowanie niższe stężenie utlenionych form azotu w odpływie z reaktorów w porównaniu ze stężeniem azotu amonowego na początku cyklu pracy SBR świadczy o tym, że obie zastosowane strategie napowietrzania sprzyjały nie tylko nitritacji, ale również redukcji azotu azotanowego (III) do azotu cząsteczkowego/tlenków azotu (denitracja).

Wiadomo, że za usuwanie azotu metodami biologicznymi odpowiedzialne są dwa procesy, tj. denitryfikacja oraz wykorzystanie na przyrost biomasy. Całkowite stężenie azotu usuniętego w cyklu pracy reaktora SBR policzono ze wzoru (3):

$$C_{Ns} = C_{Nsyn} + C_{Nred} \quad (3)$$

gdzie:

$C_{Nsyn}$  – stężenie azotu wykorzystanego na przyrost biomasy (mg N-NH<sub>4</sub>/l),

$C_{Nred}$  – stężenie azotu usuniętego na skutek denitryfikacji (mg N<sub>red</sub>/l).

Stężenie azotu usuniętego w wyniku denitracji (mg N<sub>red</sub>/l), obliczono ze wzoru (4):

$$C_{Nred} = (C_{Nnutl} + C_{e-1,N-NO_2} + C_{e-1,N-NO_3}) - C_{e-1,N-NO_2} - C_{e-1,N-NO_3} \quad (4),$$

a efektywność denitracji ( $\eta_D$ ) wyznaczono na podstawie równania (5):

$$\eta_D = \frac{C_{Nred}}{C_{Nnutl} + C_{e-1,N-NO_2} + C_{e-1,N-NO_3}} \cdot 100 \quad (5)$$

gdzie:

$C_{Nnutl}$  – stężenie azotu amonowego utlenionego przez osad czynny (mg N<sub>nutl</sub>/l),

$C_{e-1,N-NO_2}$  – stężenie azotu azotanowego (III) w odciekach oczyszczonych pozostałych w reaktorze po poprzednim cyklu (mg N-NO<sub>2</sub>/l),

$C_{e-1,N-NO_3}$  – stężenie azotu azotanowego (V) w odciekach oczyszczonych pozostałych w reaktorze po poprzednim cyklu (mg N-NO<sub>3</sub>/l),

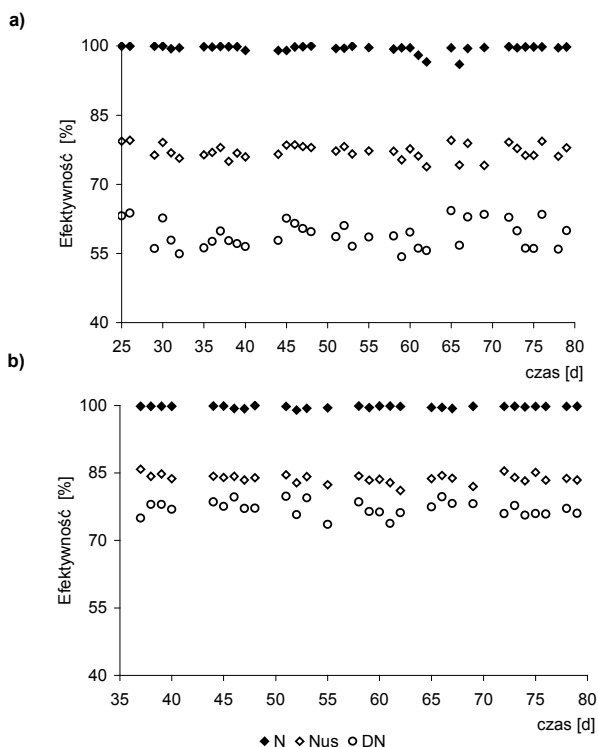
$C_{e,N-NO_2}$  – stężenie azotu azotanowego (III) w odciekach oczyszczonych (mg N-NO<sub>2</sub>/l),

$C_{e-1,N-NO_3}$  – stężenie azotu azotanowego w odciekach oczyszczonych (mg N-NO<sub>3</sub>/l).

Wyniki efektywności nityfikacji, denitracji oraz całkowitego usunięcia zaprezentowano na rysunku 3.

Wykazano, że w warunkach ustabilizowanych strategia napowietrzania nie miała wpływu na efektywność utleniania azotu amonowego do azotu azotanowego (III) (nitritacja) podczas oczyszczania odcieków składowiskowych w SBR. Nieznacznie wyższą sprawność procesu nitritacji uzyskano w SBR 1 (98,2%) w porównaniu z SBR 2 (94,4%). Wyższą efektywność denitracji (77,4%) uzyskano w naprzemiennych warunkach tlenowo/anoksycznych (SBR 2). W SBR 1, w warunkach ograniczonego stężenia tlenu w fazie napowietrzania sprawność denitracji wynosiła średnio 59,1%. Natomiast całkowita efektywność usuwania azotu, w procesie denitracji i w wyniku jego wykorzystania na przyrost biomasy, w SBR 1 i SBR 2 wyniosła odpowiednio 77,2% i 83,8%. Oznacza to, że stosunek  $ChZT_{oct}/N_{og}$  na poziomie 4,0, okazał się niewystarczający do całkowitego usunięcia azotu.





**Rys. 3.** Efektywność nitryfikacji (N), denitryfikacji (DN) oraz usuwania azotu ( $N_{us}$ ) w czasie trwania doświadczenia (na wykresach przedstawiono wyniki efektywności po uzyskaniu warunków stabilnych): a) SBR 1; b) SBR 2

**Fig. 3.** The effectiveness of nitrification (N), denitrification (DN) and nitrogen removal ( $N_{us}$ ) during experimental period (experimental data shown in the figures concern the steady-state conditions): a) SBR 1; b) SBR 2

Badania Ruiz i in. [17] dotyczące oczyszczania ścieków przemysłowych o wysokiej zawartości azotu amonowego ( $610 \text{ mg N-NH}_4/\text{l}$ ) wykazały, że przy koncentracji tlenu na poziomie  $0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$  możliwe jest przekształcenie jedynie 60% azotu amonowego do azotu azotanowego (III), przy 98% całkowitej sprawności nitryfikacji. Przy stężeniu tlenu poniżej  $0,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$  następowało akumulowanie azotu amonowego, natomiast powyżej  $1,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$  osiągnięto całkowitą nitryfikację. Rostron i in. [16] wykazali natomiast, że na efektywność nitryfikacji oraz produkty końcowe procesu ma wpływ czas zatrzymania ścieków (HRT). Całkowitą nitryfikację autorzy uzyskali przy HRT w zakresie od 2,2 do 8 d.

Skrócenie czasu zatrzymania do 1,5 d spowodowało zahamowanie drugiej fazy procesu oraz pojawienie się w odpływie azotu azotanowego (III). Dalsze skrócenie HRT do 1 d spowodowało całkowitą inhibicję procesu. Z kolei Jianlong, Jing [7], którzy wykazali, że w celu uzyskania stabilnej nitritacji, oprócz niskiego stężenia tlenu ( $1,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ) konieczna jest wysoka temperatura ( $30^\circ\text{C}$ ) i odczyn powyżej 7 pH.

## PODSUMOWANIE

Przeprowadzone badania wykazały, że obie zastosowane strategie napowietrzania, tj. prowadzenie procesu w warunkach ograniczonego stężenia tlenu ( $0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ) oraz w naprzemiennych warunkach tlenowo/anoksycznych sprzyjały nitritacji (głównym produktem procesu był azot azotanowy (III)). Stężenie azotu amonowego w odciekach oczyszczonych nie przekraczało  $1 \text{ mg N-NH}_4/\text{l}$ . Z badań kinetyki reakcji wynika natomiast, że czas potrzebny do całkowitego utlenienia azotu amonowego w SBR 1 i SBR 2 wynosił odpowiednio 10 h i 19 h, co stanowiło 42% (SBR 1) oraz 79% (SBR 2) długości trwania cyklu. Oznacza to, że w SBR 2, przy wzroście stężenia azotu amonowego w odciekach, czas trwania cyklu (24 h) może być niewystarczający do jego całkowitego utlenienia.

Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono też, że zastosowana strategia napowietrzania była czynnikiem wpływającym na efektywność denitritacji. W reaktorze pracującym w naprzemiennych warunkach tlenowo/anoksycznych efektywność usuwania azotu była ponad 1,3-krotnie wyższa w porównaniu z reaktorem, w którym stosowano ograniczone stężenie tlenu w fazie napowietrzania. Przy założonym stosunku  $\text{ChZT}_{\text{oct}}/\text{N}_{\text{og}}$  4,0 nie uzyskano całkowitego usunięcia azotu dlatego dalsze badania powinny zmierzać do wyznaczenia optymalnego, dla całkowitego usunięcia azotu, stosunku  $\text{ChZT}_{\text{oct}}/\text{N}_{\text{og}}$ .

## LITERATURA

1. Abeling U., Seyfried C.F. 1992. Anaerobic – aerobic treatment of high – strength ammonium wastewater – nitrogen removal via nitrite. *Water Science Technology*, 5 (6/26), 1007–1015.
2. Avezzu F., Bissolotti G., Collivignarelli C. 1992. Combination of wet oxidation and activated sludge treatment. Landfilling of waste: leachate. Elsevier applied science. London and New York, 333–343.
3. Chu L.M., Cheung K.C., Wong M.H. 1994. Variations in the chemical properties of landfill leachate. *Environmental Management*, 18 (1), 105–112.
4. Harmsen J. 1983. Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. *Water Research*, 17 (6), 699–705.
5. Hellinga C., Schellen A.A.J.C., Mulder J.W., Van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J. 1998. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium – rich wastewater. *Water Science Technology*, 37 (9), 135–142.
6. Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorowski B. 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Arkady, Warszawa.
7. Jianlong, W., Jing K. 2005. The characteristic of anaerobic ammonium oxidation (ANAM-MOX) by granular sludge from an EGSB reactor. *Process Biochemistry*, 40, 1973–1978.
8. Katsogiannis A.N., Kornaros M., Lyberatos G. 2002. Long-term effect of total cycle time and aerobic/anoxic phase ratio on nitrogen removal in a sequencing batch reactor. *Water Environmental Research*, 74 (4), 324–337.
9. Kulikowska D., Klimiuk E. 2008. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99, 5981–5985.
10. Ling J., Chen S. 2005. Impact of organic carbon on nitrification performance of different

- biofilters. *Aquacultural Engineering* 33, 150–162.
11. Lo I. 1996. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills, *Environment International*, 22 (4), 433–442.
  12. Mulder J.W., Van Kempen R. 1997. N-removal by SHARON. *Water Quality Interships* 2, 30-31.
  13. Mulder J.W., Van Loosdrecht M.C.M., Hellinga C., Van Kempen R. 2001. Full-scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water Science Technology*, 43 (11), 127–134.
  14. Paxéus N. 2000. Organic compounds in municipal landfill leachates. *Water Science Technology*, 7 (8/42), 323-333.
  15. Quasim S.R., Chiang W., 1994. Sanitary landfill leachate. Generation, control and treatment. Technomic, Lancaster.
  16. Rostron W.M., Stuckey D.C., Young A.A. 2001. Nitrification on high strength-ammonia wastewaters: comparative study of immobilization media. *Water Research*, 35, 1169–1178.
  17. Ruiz G., Jeison D., Chamy R. 2003. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research*, 37, 1371–1377.
  18. Schmidt I., Sliemers O., Schmid M., Bock E., Fuerst J., Kuenen J.G., Jetten M.S.M., Strous M. 2003. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews*, 27, 481–492.
  19. Schmidt I., Sliemers O., Schmidt M., Cirpus I., Strous M., Bock E., Kuenen J.G., Jetten M.S.M. 2002. Aerobic and anaerobic ammonia oxidizing bacteria – competitors or natural partners? *FEMS Microbiology Reviews*, 39, 175–181.
  20. Tatsi A., Zouboulis A.I. 2002. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece), *Advances in Environmental Research*, 6, 207–219.
  21. Welander U., Henrysson T., Welander T. 1997. Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Water Research*, 9 (31), 2351-2355.
  22. Zhou S.Q., Zhang H., Shi Y. 2006. Combined treatment of landfill leachate with supernatant in sequencing batch reactor. *J. Zhejiang Univ. SCIENCE B* 7, 397–403.

#### **THE INFLUENCE OF AERATION STRATEGY IN SBR CYCLE ON THE EFFECTIVENESS OF NITRITATION-DENITRITATION DURING LANDFILL LEACHATE TREATMENT**

**Abstract.** The paper presents the results of the research concerning the possibility of nitrogen removal from municipal landfill leachate in nitrification-denitrification. Process was carried out in SBR reactors. To obtain nitrate nitrogen (III) as the end product of nitrification, in the reactors two aeration strategies were used – limited oxygen concentration of in the aeration phase (SBR 1), and alternating aerobic/anoxic condition by switching on and off the aeration (SBR 2). As electron donors sodium acetate was dosed to leachate. The ratio  $\text{COD}_{\text{acetate}}/\text{N}$  at the beginning of the SBR cycle was 4.0. It was shown that regardless of the aeration strategy the efficiency of ammonium oxidation (nitrification) was high (the average efficiency of the process amounted to 98.2% in SBR 1 and 94.4% in SBR 2). Ammonia oxidation constant rate of in SBR 1 was 16.38 mg N-NH<sub>4</sub>/L×h, and the time required for the ammonia oxidation was 10 h. In SBR 2 ammonia oxidation lasted 19 h of the reactor cycle. Alternating aerobic/anoxic conditions promoted denitrification, the efficiency of the process was 77.4% in SBR 2 and was 1.3-fold higher in comparison to SBR 1.

**Keywords:** landfill leachate; SBR; nitrification; denitrification.