

Dorota Kulikowska, Ewelina Kaczówka, Małgorzata Kuczajowska-Zadrożna

Nitryfikacja azotu amonowego w odciekach składowiskowych w reaktorach z ruchomym złożem zawieszonym (MBBR) pracujących w układzie dwustopniowym

Procesy hydrolizy i fermentacji związków azotu zawartych w odpadach organicznych powodują, że odcieki składowiskowe zawierają duże ilości azotu amonowego [1–4]. Usuwanie azotu ze ścieków następuje w wyniku procesów asymilacyjnych mikroorganizmów, w których azot amonowy jest wykorzystywany do przyrostu biomasy. Głównym mechanizmem usuwania azotu jest heterotroficzna denitryfikacja, poprzedzona autotroficzną nitryfikacją, bądź jednoczesna nitryfikacja i denitryfikacja.

O sprawności i szybkości nitryfikacji decyduje zawartość azotu i związków organicznych oraz tlenu. Na szybkość wzrostu bakterii nitryfikacyjnych ma również wpływ pH oraz temperatura. Parametrami technologicznymi decydującymi o skuteczności tego procesu są wiek osadu oraz czas przetrzymania, gdyż szybkość wzrostu bakterii autotroficznycych jest znacznie mniejsza niż szybkość wzrostu bakterii heterotroficznycych. Dlatego do skutecznego utlenienia azotu amonowego występującego w dużych ilościach (np. w odciekach składowiskowych) wymagany jest długi czas przetrzymania i znaczny wiek osadu. Jednym ze sposobów uzyskania skutecznej nitryfikacji, przy stosunkowo krótkim czasie przetrzymania, jest zastosowanie wysokosprawnych reaktorów (złoża fluidalne lub reaktory z biomasą zawieszoną). Badania polegające na zwiększeniu skuteczności nitryfikacji prowadzone są również z zastosowaniem metod kombinowanych, tj. osadu czynnego z błoną biologiczną porastającą wypełnienia ruchome bądź nieruchome. Umożliwia to wydłużenie wieku osadu oraz wpływa na zwiększenie zawartości biomasy w reaktorze, co pozwala na utrzymanie odpowiedniej populacji bakterii nitryfikacyjnych i przyczynia się do wzrostu szybkości nitryfikacji. W pracy [5] wykazano, że wprowadzenie klinoptylolitu (5 g/dm^3) do układu SBR spowodowało 1,5-krotny wzrost szybkości utleniania azotu amonowego, w porównaniu z reaktorem kontrolnym ($12,8 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3\text{h}$).

Alternatywą dla reaktorów z osadem czynnym są reaktory z błoną biologiczną. Do zalet technologii wykorzystujących błonę biologiczną można zaliczyć zagęszczenie populacji mikroorganizmów w reaktorze dzięki rozwiniętej powierzchni czynnej nośnika, brak problemów z pęcznieniem osadu oraz mniejszą wrażliwość na niekorzystne warunki środowiskowe. Dane doświadczalne wskazują, że bakterie w błonie biologicznej są bardziej odporne na toksyczne działanie dużej ilości azotu amonowego, wykazują

mniejszą wrażliwość na nagłe zmiany zawartości zanieczyszczeń w układzie [6], a nitryfikacja zachodzi nawet w niższych temperaturach [7].

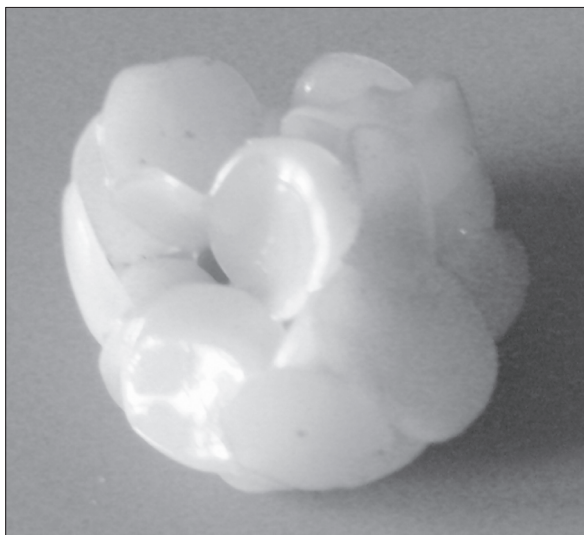
W ostatnich latach intensywnie rozwijane są technologie z zawieszonym nośnikiem błony biologicznej, zwane reaktorami z ruchomym złożem zawieszonym (MBBR – Moving Bed Biofilm Reactor). Metoda ta polega na zastosowaniu nośników z tworzywa sztucznego, na powierzchni których rozwijają się mikroorganizmy w postaci błony biologicznej. Nośniki utrzymywane są w ciągłym ruchu przy pomocy mieszadła lub powietrza [6].

W niniejszej pracy złoża z wypełnieniem ruchomym (MBBR), pracujące w układzie dwustopniowym, zastosowano do nitryfikacji azotu amonowego w odciekach ze składowiska odpadów komunalnych. Określono wpływ obciążenia złoża MBBR na sprawność i szybkość utleniania azotu amonowego oraz formy i zawartość azotu w odciekach oczyszczonych.

Materiały i metody

Odcieki pochodziły z 12-letniego składowiska odpadów komunalnych w Wysiece koło Bartoszyc w województwie warmińsko-mazurskim. Wg danych Zakładu Usług Komunalnych w Bartoszycach, odpady organiczne pochodzenia zwierzęcego i roślinnego stanowią 25,3% masy składowanych odpadów, szkło 14,0%, papier i tektura 12,2%, natomiast tworzywa sztuczne, metale i tekstylia odpowiednio 4,4%, 3,1% i 2,7%. Resztę stanowią pozostałości po sicie, tzw. frakcja drobna – organiczna (6,7%) i nieorganiczna (31,6%). Składowisko nie przyjmuje odpadów płynnych, fekaliiów, substancji niebezpiecznych, radioaktywnych i toksycznych. W analizowanych odciekach zawartość zanieczyszczeń organicznych wyrażonych jako ChZT wynosiła średnio $1154 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, z czego zanieczyszczenia organiczne podatne na biologiczny rozkład stanowiły jedynie 8%. Zawartość azotu ogólnego i amonowego wynosiła odpowiednio $879 \text{ gN}/\text{m}^3$ i $834 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$. Wartości pozostałych wskaźników zanieczyszczenia wynosiły: pH=8,6, zasadowość ogólna $6850 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$, fosfor ogólny $56 \text{ gP}/\text{m}^3$, sucha pozostałość $7467 \text{ g}/\text{m}^3$ (w tym min. $6345 \text{ g}/\text{m}^3$), zawiesiny ogólne $345 \text{ g}/\text{m}^3$ (w tym min. $283 \text{ g}/\text{m}^3$).

Badania przeprowadzono w reaktorach z ruchomym złożem zawieszonym (MBBR) o pojemności czynnej 10 dm^3 każdy, pracujących w układzie dwustopniowym. Oba reaktory zawierały wypełnienie w postaci kształtek o średnicy ok. 20 mm (rys. 1), wykonanych z tworzywa sztucznego (Newpond, produkcji Pfeleiderer water systems,



Rys. 1. Kształtka Newpond z tworzywa sztucznego
Fig. 1. Newpond plastic carrier

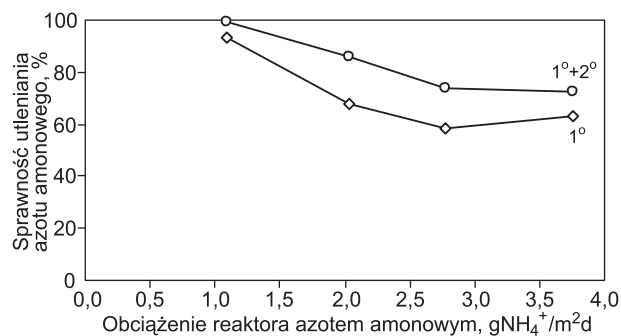
Neumarkt). Powierzchnia właściwa wypełnienia wynosiła $400 \text{ m}^2/\text{m}^3$, a objętość wypełnienia stanowiła 30% objętości czynnej reaktorów. Reaktory były zaszczipione osadem czynnym pobranym z komory tlenowej miejskiej oczyszczalni ścieków. W czasie 2-miesięcznej adaptacji do reaktorów doprowadzano ścieki syntetyczne o zawartości azotu amonowego do $100 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$. Przez cały czas trwania badań (ponad 200 d, nie licząc czasu adaptacji) ilość doprowadzanych odcieków wynosiła $10 \text{ dm}^3/\text{d}$ (czas przetrzymania 24 h). Badania przeprowadzono w warunkach tlenowych (zawartość tlenu utrzymywano w przedziale $2,5\div 3,0 \text{ gO}_2/\text{m}^3$) w temperaturze $20\pm 2^\circ\text{C}$. Zawartość biomasy w reaktorach wynosiła $3,0\div 3,5 \text{ kg}/\text{m}^3$, a wiek osadu kształtował się w przedziale $25\div 30 \text{ d}$.

Badania podzielono na cztery etapy różniące się obciążeniem reaktora azotem amonowym, co – przy stałej ilości doprowadzanych odcieków i stałym czasie przetrzymania – uzyskano rozcieńczając odcieki wodą wodociagową. Zawartość azotu amonowego w rozcieńczonych odciekach wynosiła $130,4 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$ (obciążenie $1,09 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$), $243,5 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$ (obciążenie $2,03 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$), $332 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$ (obciążenie $2,77 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$) i $451 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$ (obciążenie $3,76 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$).

Dyskusja wyników

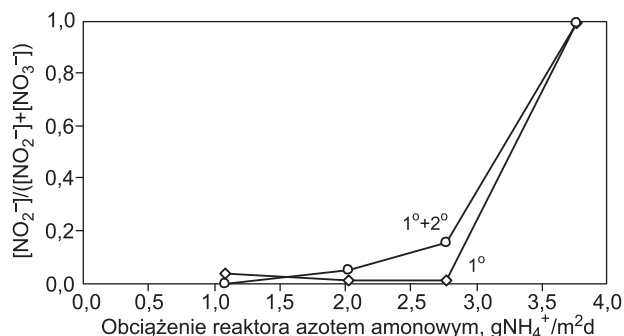
Zależność skuteczności nityfikacji od obciążenia powierzchni reaktora MBBR azotem amonowym przedstawiono na rysunku 2. Z uzyskanych danych wynika, że przy obciążeniu $1,09 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ sprawność utleniania azotu amonowego w 1° układu wynosiła 93%, lecz do uzyskania całkowitej nityfikacji konieczne było zastosowanie układu dwustopniowego.

Dominującym produktem nityfikacji były azotany, a zawartość azotu amonowego wynosiła $<1 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$. Zwiększenie obciążenia do $2,03 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ spowodowało ograniczenie skuteczności nityfikacji do 67,8% w 1° i do 86,2% w całym układzie. W odciekach oczyszczonych dominowały azotany, lecz zawartość azotu amonowego i azotynów pozostała dość duża ($33,4 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$ i $10,4 \text{ gNO}_2^-/\text{m}^3$). Przy obciążeniach $2,77 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ i $3,76 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ sprawność utleniania azotu amonowego była podobna – nieco ponad 70%. Stwierdzono, że pomimo podobnej skuteczności procesu, produkty utleniania



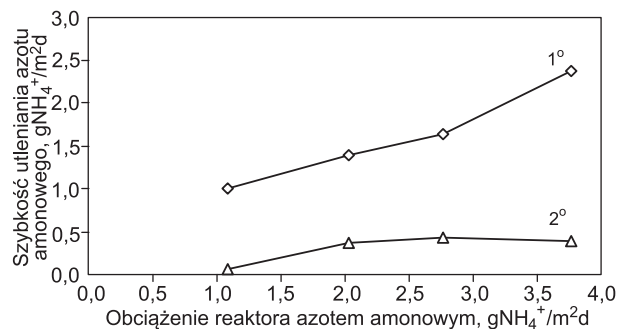
Rys. 2. Wpływ obciążenia reaktora ładunkiem azotu amonowego na sprawność nityfikacji
Fig. 2. Effect of MBBR load ($\text{gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$) on nitrification efficiency

azotu amonowego były różne. Analiza stosunku azotynów do sumy azotynów i azotanów ($[\text{NO}_2^-]/([\text{NO}_2^-]+[\text{NO}_3^-])$) wskazuje, że przy obciążeniu $1,09\div 2,03 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ wynosił on poniżej 0,1. Zwiększenie obciążenia spowodowało, że przy podobnej sprawności utleniania azotu amonowego stosunek $[\text{NO}_2^-]/([\text{NO}_2^-]+[\text{NO}_3^-])$ wzrósł z 0,156 (przy obciążeniu $2,77 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$) do 0,99 (przy obciążeniu $3,76 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$) (rys. 3), co oznacza, że w tym przypadku hamowana była druga faza nityfikacji, a głównym produktem utleniania były azotyny.



Rys. 3. Wpływ obciążenia reaktora ładunkiem azotu amonowego na produkty nityfikacji
Fig. 3. Effect of MBBR load ($\text{gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$) on nitrification products

Analiza szybkości utleniania azotu amonowego (rys. 4) wskazuje, że wraz ze wzrostem obciążenia reaktora azotem amonowym z $1,09 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ do $3,76 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ (co odpowiadało zwiększeniu zawartości azotu amonowego w dopływie ze $130 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$ do $451 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$), w 1° układu nastąpiło zwiększenie szybkości procesu z $1,01 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ do $2,37 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$. W 2° układu szybkość utleniania była kilkakrotnie mniejsza niż w 1° i wynosiła $1,01 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ przy najmniejszym obciążeniu, a przy większych kształtowała się w przedziale $0,38\div 0,43 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$.



Rys. 4. Wpływ obciążenia reaktora ładunkiem azotu amonowego na szybkość nityfikacji
Fig. 4. Effect of MBBR load ($\text{gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$) on nitrification rate

W pierwszym przypadku czynnikiem decydującym o szybkości procesu nitryfikacji była mała zawartość azotu amonowego (śr. $8,97 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$). Przy większych obciążeniach zawartość azotu amonowego w dopływie do 2^o była znaczna ($78\div 167 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$) i nie mogła być czynnikiem ograniczającym, co oznacza, że o małej sprawności nitryfikacji decydowały inne czynniki.

W reaktorach z ruchomym złożem zawieszonym, podobnie jak w innych systemach oczyszczania ścieków z nitryfikacją, skuteczność utleniania azotu amonowego zależy od zawartości zanieczyszczeń organicznych podatnych na biodegradację, a także tlenu rozpuszczonego, azotu amonowego i zasadowości ścieków. Ze względu na fakt, że są to systemy z wypełnieniem, na którym rozwija się błona biologiczna, do ważnych czynników należy także objętość, jaką zajmuje wypełnienie oraz jego powierzchnia właściwa. ChZT analizowanych odcieków wynosiło średnio $1154 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, a BZT₅ nie przekraczało $90 \text{ gO}_2/\text{m}^3$. Biorąc pod uwagę małą podatność związków organicznych na biodegradację (BZT₅/ChZT=0,08) należy przypuszczać, że obciążenie reaktora ładunkiem związków organicznych nie miało wpływu na skuteczność nitryfikacji. Innym czynnikiem decydującym o skuteczności utleniania azotu amonowego jest zawartość tlenu rozpuszczonego. Z danych literaturowych wynika, że przy zawartości tlenu $<0,5 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ małej skuteczności utleniania azotu amonowego towarzyszy zazwyczaj kumulacja azotynów. Gromadzenie azotynów związane jest z faktem, że mała zawartość tlenu powoduje większą szybkość wzrostu bakterii utleniających azot amonowy (AOB), podczas gdy szybkość wzrostu bakterii utleniających azotyny (NOB) pozostaje bez zmian [8]. Około 2,5-krotnie większą szybkość wzrostu bakterii AOB w porównaniu do NOB, przy zawartości tlenu $<1 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, wykazano w pracy [9]. W badaniach własnych zawartość tlenu rozpuszczonego w reaktorze utrzymywano w zakresie $2,5\div 3,0 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, czyli ok. 3-krotnie większe niż to, które jest uznawane za inhibitujące proces nitryfikacji. Nie można więc zakładać, że na zmniejszenie skuteczności procesu miała wpływ zawartość tlenu rozpuszczonego. Należy zatem przyjąć, że czynnikiem tym mogło być zbyt duże obciążenie reaktora azotem amonowym. Badania przeprowadzone w reaktorze z wypełnieniem z kulek poliuretanowych wykazały, że kumulacja azotynów oraz zwiększenie stosunku $[\text{NO}_2^-]/([\text{NO}_2^-]+[\text{NO}_3^-])$ do 0,5 następowały wraz ze wzrostem obciążenia z $0,6 \text{ kg}/\text{m}^3\text{d}$ do $1,0 \text{ kg}/\text{m}^3\text{d}$ [10]. Z drugiej jednak strony skuteczność nitryfikacji związana jest z objętością wypełnienia i jego powierzchnią właściwą. W badaniach własnych wypełnienie stanowiło 30% objętości czynnej reaktora, a dane literaturowe wskazują, że może ono stanowić nawet do 70% objętości reaktora. Biorąc pod uwagę, że elementy wypełnienia stanowią powierzchnię, na której rozwija się błona biologiczna, zwiększenie ilości wypełnienia może przyczynić się do wzrostu skuteczności nitryfikacji. Potwierdzają to badania [11], w których określono wpływ objętości wypełnienia (kształtki z polichlorku winylu) układu SCBR (Suspended Carrier Biofilm Reactor) na skuteczność nitryfikacji azotu amonowego w ściekach syntetycznych (śr. $20 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$). Autorzy wykazali, że zwiększenie objętości wypełnienia reaktora z 10% do 75% spowodowało wzrost skuteczności nitryfikacji z 20% do 50%.

Skuteczność nitryfikacji zależy także od zasadowości ścieków, gdyż utlenianie azotu amonowego powoduje jej zużycie. W przypadku ścieków o dużej zawartości azotu amonowego i małej zasadowości zwiększenie ilości jonów

wodorowych może prowadzić do zmniejszenia pH ścieków, a w konsekwencji do hamowania wzrostu bakterii nitryfikacyjnych. Analizowane odcieki składowiskowe charakteryzowały się dużą zasadowością – $6850 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$. Podobne lub nawet zdecydowanie większe wartości tego wskaźnika w odciekach odnotowano w pracach [12–14]. Teoretycznie, w procesie utleniania 1g azotu amonowego zużywana jest zasadowość w ilości $7,15 \text{ gCaCO}_3$. W pracy [15] wykazano natomiast, że podczas nitryfikacji azotu w odciekach składowiskowych wykorzystana zasadowość była większa od teoretycznej i wynosiła $7,59 \text{ gCaCO}_3/\text{gNH}_4^+$. Pomimo to nie była ona czynnikiem ograniczającym skuteczność nitryfikacji. W badaniach własnych, nawet przy największym obciążeniu reaktora azotem amonowym, nie odnotowano zmniejszenia pH odcieków poniżej 7,9.

Na skuteczność i szybkość nitryfikacji wpływa zarówno rodzaj nośnika, jak i struktura jego powierzchni. Problemem tym były poświęcone m.in. badania [16], w których autorzy określili wpływ rodzaju wypełnienia na przebieg nitryfikacji w trzech równoległe pracujących reaktorach różniących się wypełnieniem. Badania te wykazały, że w reaktorach, w których wypełnienie stanowiły kształtki z polietylenu oraz polietylenu z dodatkiem 5% chlorku amonu szybkość nitryfikacji była prawie identyczna i w zależności od warunków technologicznych zmieniała się w zakresie $5,6\div 11,0 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3\text{h}$. W reaktorze z wypełnieniem z celulozy szybkość nitryfikacji była zdecydowanie większa i w optymalnych warunkach wyniosła ok. $40 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3\text{h}$. W niniejszych badaniach wypełnienie obu reaktorów było identyczne, a szybkość utleniania azotu amonowego w 1^o i 2^o różna, mimo porównywalnej zawartości azotu amonowego w dopływie do poszczególnych reaktorów. W pierwszym MBBR (1^o), przy zawartości azotu amonowego w dopływie $130 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$, szybkość utleniania wyniosła $1,01 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$, natomiast w drugim MBBR (2^o) była prawie 4-krotnie mniejsza. Przyczyna tego zjawiska może być związana z faktem, że podczas adaptacji oraz w pierwszym etapie badań skuteczność utleniania azotu amonowego w 1^o wynosiła ponad 90% i zawartość azotu amonowego w dopływie do drugiego reaktora nie przekraczała $10 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$. Stąd w drugim MBBR mogła rozwinąć się inna populacja mikroorganizmów odpowiedzialnych za utlenianie azotu amonowego.

Podsumowanie

W badaniach nad wpływem obciążenia ładunkiem azotu amonowego reaktorów z ruchomym złożem zawieszonym (MBBR), pracujących w układzie dwustopniowym, na skuteczność i szybkość przebiegu procesu nitryfikacji wykazano, że przy obciążeniu powierzchni właściwej wypełnienia ładunkiem azotu amonowego $1,1 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ skuteczność jego utleniania w układzie jednostopniowym wyniosła 93%, jednak do osiągnięcia pełnej nitryfikacji (zawartość azotu amonowego w odpływie $<1 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$) konieczne było zastosowanie układu dwustopniowego. Stwierdzono, że zwiększenie obciążenia reaktora ładunkiem azotu amonowego do $2,0 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ spowodowało, że zawartość azotu amonowego w ściekach oczyszczonych wzrosła do $33,4 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$, co odpowiadało skuteczności nitryfikacji około 86%. Przy obciążeniach $2,8 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ i $3,8 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ skuteczność utleniania azotu amonowego była podobna (ok. 70%), natomiast różne były produkty końcowe procesu. Przy obciążeniu $2,8 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ stosunek $[\text{NO}_2^-]/([\text{NO}_2^-]+[\text{NO}_3^-])$ wyniósł 0,16, natomiast

przy obciążeniu $3,8 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ wzrósł do 0,99. Oznacza to, że w drugim przypadku nastąpiło hamowanie II fazy nityfikacji, a głównym produktem utleniania azotu amonowego były azotyny. Stwierdzono, że szybkość nityfikacji w pierwszym MBBR (1^o układu oczyszczania) zwiększała się wraz ze wzrostem obciążenia reaktora ładunkiem azotu amonowego (z $1,0 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ do $2,4 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$), natomiast w drugim MBBR (2^o układu) była kilkakrotnie mniejsza.

LITERATURA

1. L.M. CHU, K.C. CHEUNG, M.H. WONG: Variations in the chemical properties of landfill leachate. *Environmental Management* 1994, Vol. 18, No. 1, pp. 105–112.
2. I. LO: Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environment International* 1996, Vol. 22, No. 4, pp. 433–442.
3. A. TATSI, A.I. ZOUBOULIS: 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* 2002, No. 6, pp. 207–219.
4. D. KULIKOWSKA, E. KLIMIUK: The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology* 2008, Vol. 99, pp. 5981–5985.
5. D. KULIKOWSKA, J. RACKA: Organics removal and nitrification in municipal landfill leachate treated in SBRs with clinoptilolite carrier. *Polish Journal of Natural Science* 2007, Vol. 22, No. 1, pp. 79–90.
6. J.P.Y. JOKELA, R.H. KETTUNEN, K.M. SORMUNEM, J.A. RINTALA: Biological nitrogen removal from municipal leachate: Low-cost nitrification in biofilm and laboratory scale in-situ denitrification. *Water Research* 2002, Vol. 36, pp. 4079–4087.
7. M. RODGERS, M. ZHAN: Moving-medium biofilm reactors. *Environmental Science and Biotechnology* 2003, No. 2, pp. 213–224.
8. K. HANAKI, W. CHALERMRAJ, O. SINICHIRO: Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor. *Water Research* 1990, Vol. 24, No. 3, pp. 297–302.
9. T. TOKUTOMI: Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration. *Water Science and Technology* 2004, Vol. 49, No 5–6, pp. 81–88.
10. S.H. JOO, D.J. KIM, I.K. YOO, K. PARK, G.C. CHA: Partial nitrification in an upflow biological aerated filter by O_2 limitation. *Biotechnology Letters* 2000, Vol. 22, pp. 937–940.
11. R.-C. WANG, X.-H. WEN, Y. QIAN: Influence of carrier concentration on the performance and microbial characteristics of a suspended carrier biofilm reactor. *Process Biochemistry* 2005, Vol. 40, pp. 2992–3001.
12. I. VADILLO, F. CARRASCO, B. ANDREO, A. GARCIA DE TORRES, C. BOSCH: Chemical composition of landfill leachate in a karst area with a Mediterranean climate (Marbella, southern Spain). *Environmental Geology* 1999, Vol. 37, No 4, pp. 326–332.
13. A.F. AL-YAQOUT, M.F. HAMODA: Evaluation of landfill leachate in arid climate – A case study. *Environment International* 2003, Vol. 29, pp. 593–600.
14. R.A. STATOM, G.D. THYNE, J.E. MCCRAY: Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA. *Environmental Geology* 2004, Vol. 45, pp. 982–991.
15. N. YUSOF, M.A. HASSAN, L.Y. PHANG, M. TABATABAIEI, M.R. OTHMAN, M. MORI, M. WAKISAKA, K. SAKAI, Y. SHIRAI: Nitrification of ammonium-rich sanitary landfill leachate. *Waste Management* 2010, Vol. 30, pp. 100–109.
16. U. WELANDER, T. HENRYSSON, T. WELANDER: Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Water Research* 1997, Vol. 31, No 9, pp. 2351–2355.

Kulikowska, D., Kaczówka, E., Kuczajowska-Zadrożna, M. Nitrification of Landfill Leachate Ammonia Nitrogen in a Two-stage Moving Bed Biofilm Reactor. *Ochrona Środowiska* 2010, Vol. 32, No. 2, pp. 49–52.

Abstract: The aim of this work was to ascertain how the loading of the two-stage moving bed biofilm reactor (MBBR) with ammonia nitrogen influences the rate, efficiency and products of the nitrification process. It was found that at a $1.1 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ load the efficiency of ammonia nitrogen oxidation at the 1st stage totaled 93%. To achieve complete nitrification (with ammonia nitrogen concentration in the effluent lower than $1 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$), it was necessary to make use of a two-stage MBBR. The increase of the MBBR load to $2.0 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ caused the effluent concentration of ammonia nitrogen to rise to the level of $33.4 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$, which is equivalent to approx. 86% efficiency of nitrification. With

the MBBR load of $2.8 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ and $3.8 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$, the efficiency of ammonia nitrogen oxidation was similar (about 70%), but the final products of the process were different. At $2.8 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$, the value of the $[\text{NO}_2^-]/([\text{NO}_2^-]+[\text{NO}_3^-])$ ratio was 0.16, and increased to 0.99 at the load of $3.8 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$. This finding indicates that with the MBBR load of $3.8 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$, phase II of nitrification was inhibited, and that the predominant product of ammonia nitrogen oxidation was nitrites. It was furthermore found that the rate of nitrification in the single-stage MBBR (1st treatment system) increased with the increase in the MBBR load (from $1.0 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$ to $2.4 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2\text{d}$); in the two-stage MBBR (2nd treatment system) nitrification rate was substantially lower.

Keywords: Landfill leachate, ammonia nitrogen, nitrification, Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR).