

Kamila OSTROWSKA*, Joanna RODZIEWICZ, Anna GRALA,
Izabella KŁODOWSKA

WPLYW ZASOLENIA ŚCIEKÓW NA USUWANIE AZOTU NA GRANULACIE TYPU LECA

Najistotniejszą rolę w usuwaniu związków azotu odgrywają procesy amonifikacji, nityfikacji oraz denityfikacji. Mikroorganizmy biorące w nich udział są wrażliwe na działanie rozmaitych czynników inhibitujących. Wzrost bakterii nityfikacyjnych może być limitowany m.in. przez: obecność substancji toksycznych, zawartość tlenu, pH, temperaturę czy zasolenie. Bakterie nityfikacyjne charakteryzują się dodatkowo niewielką szybkością wzrostu oraz tendencją do ich wymywania z reaktorów, co powoduje, że nityfikacja jest często czynnikiem ograniczającym przebieg procesu usuwania związków azotu ze ścieków. Celem pracy było określenie wpływu wzrastającego zasolenia CaCl_2 na efektywność usuwania azotu ze ścieków na filtrach z wypełnieniem w postaci granulatu typu LECA. Badania prowadzono w warunkach laboratoryjnych w 15 reaktorach wypełnionych granulatem typu LECA przygotowanym z popiołów ze spalania osadów ściekowych. Obciążenie hydrauliczne filtrów wynosiło 5 mm/d, natomiast czas zatrzymania ścieków 3 doby. W ściekach surowych doprowadzanych do filtrów znajdowało się średnio $67,64 (\pm 7,72)$ mg/dm³ azotu organicznego i $21,0 (\pm 1,37)$ mgO₂/dm³ węgla organicznego. Charakteryzowały się one zasoleniem CaCl_2 wynoszącym: 0; 0,25; 0,50; 0,75 lub 1,0%. Uzyskane wyniki nie wykazały spadku efektywności usuwania azotu ogólnego w wyniku wzrostu stopnia zasolenia CaCl_2 oczyszczanych ścieków. Stwierdzono natomiast znaczny ($p < 0,05$) spadek wydajności procesu nityfikacji oraz brak istotnych ($p < 0,05$) zmian w przypadku procesu amonifikacji.

1. WSTĘP

W ostatnich latach technologie oczyszczania ścieków muszą spełniać coraz bardziej rygorystyczne wymagania dotyczących jakości ścieków oczyszczonych odprowadzanych do środowiska. W związku z tym optymalizacja procesów usuwania związków azotu, które mogą powodować nie tylko eutrofizację wód powierzchniowo-

* Katedra Inżynierii Środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, ul. M. Oczapowskiego 2, 10-719 Olsztyn, kamila.czaplicka@uwm.edu.pl

wych, ale również zanieczyszczenie wód podziemnych, staje się trudniejszym wyzwaniem.

Filtry biologiczne od dawna stosowane są jako naturalne systemy oczyszczania ścieków, ponieważ umożliwiają długookresowe usuwanie zanieczyszczeń, również pochodzących ze źródeł obszarowych, ze stabilną skutecznością przy niskich kosztach eksploatacyjnych (Gottschall i in. 2007; Rolland i in. 2009).

W trakcie przepływu przez filtr ścieki zostają poddane szeregowi procesów, w wyniku których następuje rozkład zawartych w nich zanieczyszczeń do związków łatwo przyswajalnych przez drobnoustroje (Sadecka 2010). Dzięki specyficznym warunkom panującym w filtrze zachodzą procesy utleniania i redukcji, które wraz z procesami sorpcji, sedymentacji i asymilacji umożliwiają usuwanie znacznej części zanieczyszczeń ze ścieków (USEPA 1999).

Wypełnienie filtrów, spełnia wiele istotnych funkcji m.in. zapewnia filtrację i zatrzymywanie zanieczyszczeń zawartych w ściekach oraz tworzy podłoże dla rozwoju mikroorganizmów odpowiadających za ich rozkład do prostych związków mineralnych (Białowiec i in. 2009). Z drugiej strony często sprawia problemy eksploatacyjne związane z kolmatacją złoża prowadzącą do ograniczenia ilości przepływających ścieków oraz zmniejszenia dostępności zanieczyszczeń zawartych w ściekach dla mikroorganizmów (Achak i in. 2009). Dlatego też poszukuje się wypełnień, które zmniejszą ryzyko zatykania filtrów, zwiększą efektywność oczyszczania ścieków, a także zwiększą powierzchnię właściwą dostępną dla rozwoju mikroorganizmów (Albuquerque i in. 2009). Jednym z takich wypełnień jest granulata typu LECA wyprodukowany z popiołów ze spalania osadów ściekowych, który pozwala na osiągnięcie efektywności usuwania azotu zbliżonej, a często nawet wyższej od osiągananej przez filtry gruntowe, żwirowe czy gruntowo-roślinne (Białowiec i in. 2011; Ostrowska i in. 2013).

Eliminacja związków azotowych w filtrach gruntowych zachodzi najczęściej w wyniku reakcji biochemicznych oraz biologicznej aktywności mikroorganizmów, takich jak bakterie, promieniowce i grzyby (Achak i in. 2009; Rolland i in. 2009). Najistotniejszą rolę odgrywają tu procesy amonifikacji, nityfikacji, denityfikacji oraz przyrostu biomasy mikroorganizmów (Healy i in. 2007). Ponadto usuwanie azotu z systemu następuje również w procesach fizyczno-chemicznych takich jak: uwalnianie amoniaku do atmosfery, sedymentacja, filtracja oraz adsorpcja na ziarnach wypełnienia (Tam i in. 2009).

Mechanizmami bezpośrednio odpowiadającymi za usuwanie azotu ze ścieków są procesy denityfikacji oraz syntezy biomasy (Achak i in. 2009), jednak, aby zaszedł proces denityfikacji niezbędny jest proces nityfikacji, czyli utleniania jonów amonowych poprzez azotany (III) do azotanów (V). Mikroorganizmy tych procesów są wrażliwe na działanie rozmaitych czynników inhibitujących. Wzrost bakterii nityfikacyjnych może być limitowany m.in. przez: obecność substancji toksycznych (Chaojie i in. 2007), zawartość tlenu (Yong i in. 2009), pH (Park i in. 2007), temperaturę

(Guo i in. 2013) czy zasolenie (Seo i in. 2001). Bakterie nitryfikacyjne charakteryzują się dodatkowo niewielką szybkością wzrostu oraz tendencją do ich wymywania z reaktorów, co powoduje, że nitryfikacja jest często czynnikiem ograniczającym przebieg procesu usuwania związków azotu ze ścieków.

Liczni autorzy wykazali, że zasolenie powoduje spadek ilości i zróżnicowania mikroorganizmów zasiedlających środowisko (Sarig i Steinberger 1994; Sarig i in. 1996; Batra i Manna 1997; Rietz i Haynes 2003). Z drugiej strony pojawiają się doniesienia literaturowe wskazujące, że flora bakteryjna w środowiskach zasolonych jest niemal tak samo zróżnicowana jak w ich niezasolonych odpowiednikach (Galinski, Trüper 1994). Również badania dotyczące przemian związków azotu w warunkach zasolenia przyniosły sprzeczne wyniki i wskazują zarówno na wzrost jak i spadek efektywności tych procesów w wyniku zwiększonego zasolenia (Laura 1974; McClung, Frankenberg 1987; Nelson i in. 1996; Pathak i Rao 1998). Większość danych literaturowych wskazuje, że mimo iż efektywność usuwania azotu ze ścieków bywa niższa w warunkach zasolenia nie przesądza to o braku możliwości stosowania metod biologicznych do oczyszczania ścieków zasolonych (Jing i Lin 2004; Klomjek i Nitorisavut 2005; Wu i in. 2008).

Celem pracy było określenie wpływu wzrastającego zasolenia CaCl_2 na efektywność usuwania azotu ze ścieków na filtrach z wypełnieniem w postaci granulatu typu LECA.

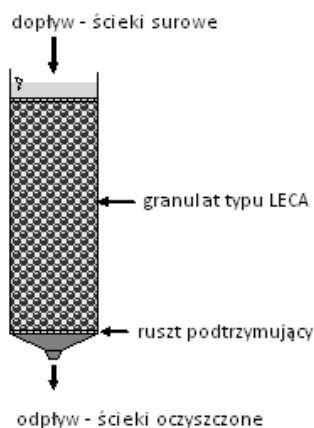
Problem usuwania związków azotu w warunkach zasolenia ma szczególne znaczenie dla eksploatacji lotnisk, na których każdej zimy stosuje się znaczne ilości chemicznych środków do odladzania nawierzchni, a wśród nich: chlorek wapnia i mocznik.

2. METODYKA BADAŃ

Badania prowadzono w warunkach laboratoryjnych w 15 reaktorach, o przekroju kołowym ($d=0,012$ m) i jednostkowej objętości $2,5 \text{ dm}^3$, stanowiących laboratoryjne modele filtrów z błoną biologiczną (rys.1). W dolnej części każdego filtru znajdował się zawór spustowy służący do pobierania próbek oczyszczonych ścieków. Obciążenie hydrauliczne filtrów wynosiło 5 mm/d . Ze względu na niskie obciążenie hydrauliczne zastosowano okresowy tryb pracy reaktorów i czas zatrzymania ścieków wynosił 3 doby.

Jako wypełnienie filtrów zastosowano granulaty typu LECA przygotowany z popiołów ze spalania osadów ściekowych (rys.2). Popioły wykorzystane do przygotowania granulatu pochodziły ze spalarni osadów ściekowych zlokalizowanej na terenie Grupy Oczyszczalni Ścieków „Dębogórze” w Gdyni. Granulat wykonano wg metody polegającej na mechanicznym uplastycznieniu i rozdrobnieniu surowca, a następnie

wypaleniu drobnych kuleczek w piecu obrotowym w temperaturze 1200°C (Białowiec i in. 2009). Uzyskany w ten sposób granulat charakteryzuje się większą gęstością właściwą ($3,00 \text{ g/m}^3$) i wytrzymałością na ściskanie ($12,6 \text{ N/mm}^2$) niż keramzyt z surowców naturalnych (Białowiec i in. 2009), co sprzyja jego wykorzystaniu jako wypełnienia w systemach oczyszczania ścieków (Białowiec i in. 2011; Ostrowska i in. 2013).



Rys. 1. Schemat filtru z wypełnieniem w postaci granulatu typu LECA



Rys. 2. Granulat typu LECA stanowiący wypełnienie filtrów

Wpracowane filtry nawadniano ściekami syntetycznymi przygotowywanymi z nawózki, w skład której wchodziły mocznik ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$), octan potasu ($\text{C}_2\text{H}_3\text{KO}_2$), mrówczan sodu (CHNaO_2) oraz chlorek wapnia (CaCl_2) w postaci stałej, i wody wodociągowej. W ściekach doprowadzanych do filtrów znajdowało się średnio $67,64 (\pm 7,72)$

mg/dm³ azotu organicznego i 21 (\pm 1,37) mgO₂/dm³ węgla organicznego. Ścieki surowe charakteryzowały się zasoleniem CaCl₂ wynoszącym: 0; 0,25; 0,50; 0,75 lub 1,0%, co odpowiadało zawartości Cl⁻ na poziomie 0, 27, 47, 61 i 94 mgCl⁻/dm³. Próbę kontrolną stanowił filtr, do którego doprowadzano ścieki bez dodatku CaCl₂.

Zakres analiz ścieków surowych i oczyszczonych obejmował:

- azot Kjeldahla (PN 73/C-04576/12),
- azot amonowy (PN 73/C-04576/01),
- azot azotanowy (III) (PN-73/C-04576/06),
- azot azotanowy (V) (PN 73/C-04576/08),
- chlorki (PN-ISO 9297:1994),
- ChZT (metodą dwuchromianową wg PN 74/C-04578/03),
- pH (metodą elektrometryczną),
- potencjał redox (metodą elektrometryczną).

Różnice średnich wartości mierzonych parametrów zostały oszacowane za pomocą testu ANOVA na poziomie istotności $p < 0,05$. Do określenia różnic między średnimi poszczególnych wariantów zastosowano test Post-hoc Tukeya.

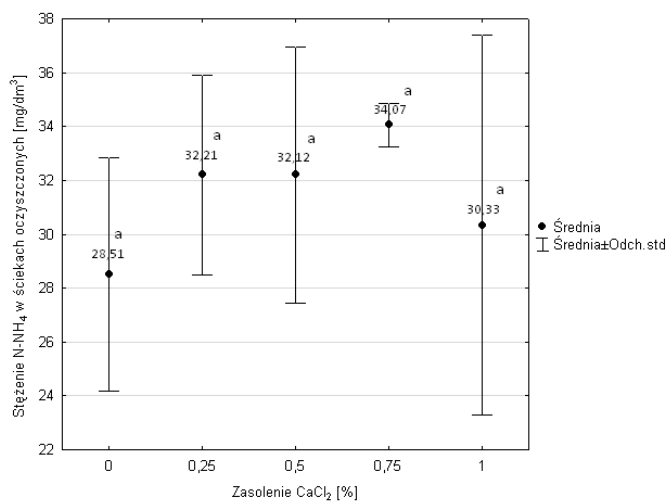
3. WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Jak już wspomniano, przy usuwaniu azotu ze ścieków najistotniejszą rolę odgrywają procesy amonifikacji, nityfikacji, denityfikacji oraz przyrostu biomasy mikroorganizmów (Healy i in. 2007).

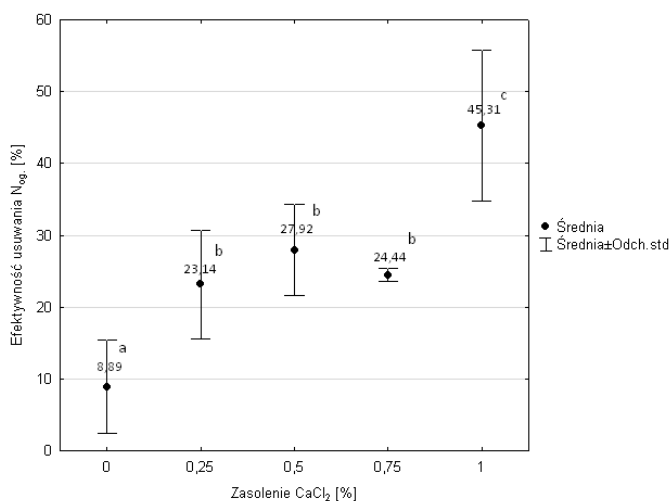
Powszechnie uznaje się, że efektywność tych procesów spada wraz ze wzrostem zasolenia, jednak autorzy (Wu i in. 2008) wskazują równocześnie, że nie przesądza to o braku możliwości stosowania oczyszczania biologicznego w przypadku ścieków zasolonych (Wu i in. 2008).

Liczni autorzy (Jing i Lin 2004; Klomjek i Nitisoravut 2005) sugerują, że zasolenie nie jest parametrem, który wyraźnie wpływa na efektywność procesu amonifikacji, co potwierdzają również badania własne, w których nie wykazano istotnego ($p < 0,05$) wpływu zasolenia CaCl₂ na stężenie azotu amonowego w ściekach oczyszczonych (rys. 3).

Z kolei, w przeprowadzonych badaniach wykazano istotny ($p < 0,05$) wpływ zasolenia CaCl₂ na efektywność usuwania azotu ogólnego ze ścieków (rys. 4). Wbrew oczekiwaniom, efektywność usuwania azotu ogólnego wzrastała wraz ze wzrostem zasolenia ścieków CaCl₂. Najwyższą efektywność osiągnięto w filtrze oczyszczającym ścieki zawierające 1% CaCl₂, natomiast najniższą w filtrze kontrolnym oczyszczającym ścieki bez dodatku CaCl₂, co wskazuje, że wzrost zasolenia istotnie ($p < 0,05$) zwiększył stopień usunięcia azotu ze ścieków.

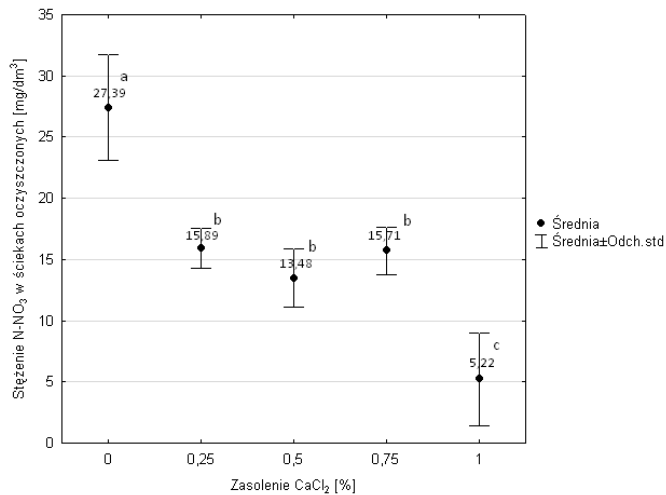


Rys. 3. Stężenie N-NH₄ w ściekach oczyszczonych. Różnice istotne statystycznie ($p < 0,05$) oznaczono literami (a, b, c i ich kombinacjami)



Rys. 4. Efektywność usuwania azotu osiągnięta przez poszczególne filtry. Różnice istotne statystycznie ($p < 0,05$) oznaczono literami (a, b, c i ich kombinacjami)

Wśród mechanizmów bezpośrednio odpowiadających za usuwanie azotu w filtrach biologicznych najistotniejsze znaczenie ma proces denitryfikacji (Achak i in. 2009). Jednak, mimo że autorzy wskazują na odporność bakterii denitryfikacyjnych na zasolenie (Stres i in. 2007), żaden z nich nie donosi o wzroście efektywności procesu wraz ze wzrostem zasolenia, dlatego też należy uznać, że proces denitryfikacji nie mógł być głównym mechanizmem odpowiedzialnym za usuwanie azotu w badanych filtrach.



Rys. 5. Stężenie N-NO₃ w ściekach oczyszczonych. Różnice istotne statystycznie ($p < 0,05$) oznaczono literami (a, b i ich kombinacjami)

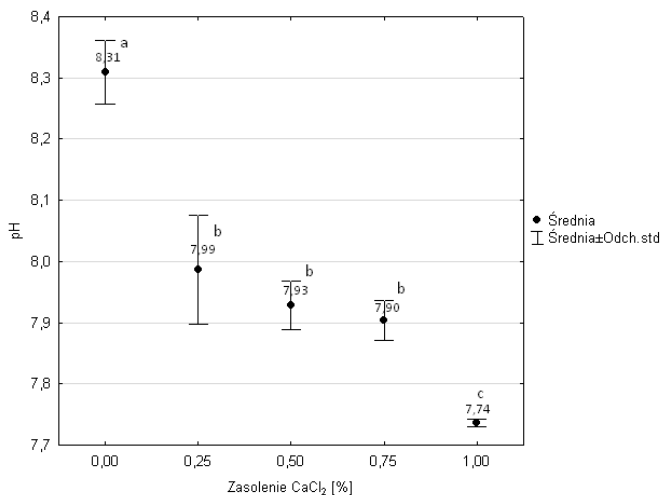
Wysokie stężenie N-NO₃ w odpływie z filtru kontrolnego (rys. 5) wskazuje, że proces denitryfikacji nie miał istotnego znaczenia również w przypadku ścieków bez dodatku CaCl₂. Ograniczenie procesu denitryfikacji i związany z tym spadek efektywności usuwania azotu ogólnego w filtrze kontrolnym były najprawdopodobniej wynikiem zbyt niskiego stosunku C/N w ściekach surowych (Arias i in. 2006), wynoszącego 0,3.

Wartość C/N w oczyszczanych ściekach jest jednym z ważniejszych parametrów regulujących proces nityfikacji, ponieważ bezpośrednio wpływa na rozwój bakterii auto- i heterotroficznych, warunkując tym samym skład błony biologicznej (Białowiec i in. 2011). W niniejszym doświadczeniu skład ścieków (niska wartość C/N) miał sprzyjać rozwojowi bakterii nityfikacyjnych, które uznano za najwrażliwsze na zasolenie (McClung, Frankenberger 1987; Pathak, Rao 1998; Seo i in. 2001).

Wysokie stężenie N-NO₃ w odpływie z filtru kontrolnego wskazuje, że granulaty typu LECA stwarza dogodne warunki dla rozwoju bakterii nityfikacyjnych. Zmniejszenie zawartości N-NO₃ w odpływie z filtrów korelujące ze wzrostem dawki CaCl₂ wskazuje, że większe stężenie CaCl₂ powoduje spadek wydajności procesu nityfikacji, co potwierdza znaczną wrażliwość procesu nityfikacji na zasolenie, również na wypełnieniu w postaci granulatu typu LECA.

Efektywność usuwania azotu ze ścieków o najwyższej zawartości CaCl₂, wynosząca 45,3%, jest na tyle wysoka, że należy wziąć pod uwagę czy obok wymienionych już mechanizmów biologicznych, zachodziły inne procesy mające wpływ na stężenie azotu w ściekach oczyszczonych.

Jak już wspomniano eliminacja związków azotowych zachodzi nie tylko w wyniku biologicznej aktywności mikroorganizmów, ale także w procesach fizyczno-chemicznych takich jak: uwalnianie amoniaku do atmosfery, sedimentacja, filtracja oraz sorpcja na ziarnach wypełnienia (Hatt i in. 2007).



Rys. 6. Wartość pH w ściekach oczyszczonych. Różnice istotne statystycznie ($p < 0,05$) oznaczono literami (a, b i ich kombinacjami)

Można zatem założyć, że ze względu na alkaliczny charakter testowanego granulatu usunięcie azotu z systemu nastąpiło poprzez uwalnianie amoniaku do atmosfery. Jednak proces ten znaczącą wydajność uzyskuje dopiero przy pH wynoszącym co najmniej 9,3 (Sadecka 2010), dlatego też biorąc pod uwagę pH ścieków w badaniach własnych, które niezależnie od stopnia zasolenia charakteryzowały się pH na niższym poziomie (rys. 6), należy uznać, że proces uwalniania amoniaku do atmosfery nie mógł mieć tu dużego znaczenia.

Niektórzy autorzy (Sun i in. 2005) wskazują, że za usuwanie azotu w znacznym stopniu może odpowiadać również proces sorpcji na wypełnieniu. Wyniki badań przeprowadzonych przez Białowiec i in. (2009) wykazały, że pojemność sorpcyjna testowanego granulatu względem azotu jest niewielka i wynosi zaledwie 13%, co w zestawieniu z wynikami badań własnych może wskazywać, że obecność CaCl₂ w oczyszczanych ściekach wpływała korzystnie na właściwości sorpcyjne granulatu typu LECA wykonanego z popiołów ze spalania osadów ściekowych, przez co efektywność usuwania azotu ze ścieków była najwyższa w filtrze oczyszczającym ścieki o największej zawartości CaCl₂.

4. WNIOSKI

1. W przeprowadzonych badaniach nie wykazano istotnego ($p < 0,05$) wpływu zasolenia CaCl_2 na proces amonifikacji.

2. Mimo, że granulaty typu LECA stworzył dogodne warunki dla rozwoju bakterii nityfikacyjnych, wraz ze wzrostem zasolenia oczyszczanych ścieków CaCl_2 obserwowano spadek wydajności procesu nityfikacji.

3. Efektywność usuwania azotu ogólnego wzrastała wraz ze wzrostem zasolenia CaCl_2 , co przypisano zwiększonej pojemności sorpcyjnej granulatu typu LECA w środowisku zasolonym CaCl_2 .

Projekt został sfinansowany ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji numer DEC-2012/05/N/ST8/02582.

LITERATURA

- [1] ACHAK M., MANDI L., OUZZANI N., *Removal of organic pollutants and nutrients from olive mill wastewater by a sand filter*, Journal of Environmental Management, 2009, Vol. 90, No. 8, 2771–2779.
- [2] ALBUQUERQUE A., OLIVEIRA J., SEMITEL S., AMARAL L., *Influence of bed media characteristics on ammonia and nitrate removal in shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands*, Bioresource Technology, 2009, Vol. 100, No. 24, 6269–6277.
- [3] ARIAS C.A., BRIX H., MARTI E., *Recycling of Treated Effluents Enhances Removal of Total Nitrogen in Vertical Flow Constructed Wetlands*, Journal of Environmental Science and Health, 2006, Vol. 40, No. 6-7, 1431–1443.
- [4] BATRA L., MANNA M.C., *Dehydrogenase activity and microbial biomass carbon in salt-affected soils of semiarid and arid regions*, Arid Soil Research and Rehabilitation, 1997, Vol. 11, No. 3, 295–303.
- [5] BIAŁOWIEC A., JANCZUKOWICZ W., KRZEMIENIEWSKI M., *The fly ash from sewage sludge thermal treatment recovery as LECA for constructed wetlands*. The Proceedings of The 24th International Conference on Solid Waste Technology and Management. 15-18.03.2009. Filadelfia (USA).
- [6] BIAŁOWIEC A., JANCZUKOWICZ W., RANDERSON P.F., *Nitrogen removal from wastewater in vertical flow constructed wetlands containing LWA/gravel layers and reed vegetation*, Ecological Engineering, 2011, Vol. 37, No. 6, 897–902.
- [7] CHAOJIE Z., QI Z., LING C., ZHICHAO W., BIN X., *Biodegradation of meta-fluorophenol by an acclimated activated sludge*, Journal of Hazardous Materials, 2007, Vol. 141, No.1, 295–300.
- [8] GALINSKI E.A., TRÜPER H.G. *Microbial behaviour in salt-stressed ecosystems*, FEMS Microbiology Reviews, 1994, Vol. 15, No. 2-3, 95–108.
- [9] GOTTSCHALL, N., BOUTIN, C., CROLLA, A., KINSLEY, C., CHAMPAGNE P., *The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada*. Ecological Engineering, 2007, Vol. 29, No. 2, 154–163.
- [10] GUO J., ZHANG L., CHEN W., MA F., LIU H., TIAN Y., *The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures*, Bioresource Technology, 2013, Vol. 133, 59–67.
- [11] HATT B.E., FLETCHER T.D., DELETIC A., *Treatment performance of gravel filter media: Implications for design and application of stormwater infiltration systems*, Water Research, 2007, Vol. 41, No. 12, 2513–2524.

- [12] HEALY M.G., RODGERS M., MULQUEEN J., *Performance of a stratified sand filter in removal of chemical oxygen demand, total suspended solids and ammonia nitrogen from high-strength wastewaters*, Journal of Environmental Management, 2007, Vol. 83, No. 4, 409–415.
- [13] JING S-R., LIN Y-F., *Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river water in southern Taiwan*, Environmental Pollution, 2004, Vol. 127, No. 2, 291–301.
- [14] KLOMJEK P., NITISORAVUT S., *Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions*, Chemosphere, 2005, Vol. 58, No. 5, 585–593.
- [15] LAURA R.D., *Effects of neutral salts on carbon and nitrogen mineralisation of organic matter in soil*, Plant Soil, 1974, Vol. 41, 113–127.
- [16] MCCLUNG G., FRANKENBERGER W.T., *Nitrogen mineralization rates in saline vs. salt amended soils*, Plant Soil, 1987, Vol. 104, No. 1, 13–21.
- [17] NELSON P.N., LADD J.N., OADES J.M., *Decomposition of ¹⁴C-labelled plant material in salt-affected soil*, Soil Biology and Biochemistry, 1996, Vol. 28, No. 4-5, 433–441.
- [18] OSTROWSKA K., JANCZUKOWICZ W., BIAŁOWIEC A., RODZIEWICZ J., *Nitrogen removal in vertical-flow filters filled with LWA made of fly ashes and gravel*, Journal of Environmental Engineering, 2013, Vol. 139, No. 10, 1266–1272.
- [19] PARK S., BAE W., CHUNG J., BAEK S-C., *Empirical model of the pH dependence of the maximum specific nitrification rate*, Process Biochemistry, 2007, Vol. 42, No. 12, 1671–1676.
- [20] PATHAK H., RAO D.L.N., *Carbon and nitrogen mineralisation from added organic matter in saline and alkali soils*, Soil Biology and Biochemistry, 1998, Vol. 30, No. 6, 695–702.
- [21] RIETZ, D.N., HAYNES, R.J., *Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity*, Soil Biology and Biochemistry, 2003, Vol. 36, No. 6, 845–854.
- [22] ROLLAND L., MÖLLE P., LIÉNARD A., BOUTELDJA F., GRASMICK A., *Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters*, Desalination, 2009, Vol. 248, No. 1-3, 998–1007.
- [23] SADECKA Z., *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*, Wyd. Seidel-Przywecki, [Piaseczno] 2010.
- [24] SARIG S., FLIESSBACH A., STEINBERGER Y., *Microbial biomass reflects the nitrogen and phosphorus economy of halophytes grown in salty desert soil*, Biology and Fertility of Soils, 1996, Vol. 21, No. 1-2, 128–130.
- [25] SARIG S., STEINBERGER Y., *Microbial biomass response to seasonal fluctuation in soil salinity under the canopy of desert halophytes*, Soil Biology and Biochemistry, 1994, Vol. 26, No. 10, 1405–1408.
- [26] SEO J.K., JUNG I.H., KIM M.R., KIM B.J., NAM S.W., KIM S.K., *Nitrification performance of nitrifiers immobilized in PVA (polyvinyl alcohol) for a marine recirculating aquarium system*, Aquacultural Engineering, 2001, Vol. 24, No. 3, 181–194.
- [27] STRES B., BONETE M.J., MARTÍNEZ-ESPINOSA R.M., MAHNE I., BOTHE H., *Organisms of the Nitrogen Cycle Under Extreme Conditions: Low Temperature, Salinity, pH Value and Water Stress*, [w:] Biology of the Nitrogen Cycle, Elsevier B.V., Amsterdam, 2007, 369–379.
- [28] TAM N.F.Y., WONG A.H.Y., WONG M.H., WONG Y.S., *Mass balance of nitrogen in constructed mangrove wetlands receiving ammonium-rich wastewater: Effects of tidal regime and carbon supply*, Ecological Engineering, 2009, Vol. 35, No. 4, 453–462.
- [29] USEPA, *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*, 1999, Ref. EPA/625/R-99/010, Cincinnati, OH, USA, 166.
- [30] WU Y., TAM N.F.Y., WONG M.H., *Effects of salinity on treatment of municipal wastewater by constructed mangrove wetland microcosms*, Marine Pollution Bulletin, 2008, Vol. 57, No. 6-12, 727–734.
- [31] YONG M., YONGZHEN P., SHUYING W., ZHIGUO Y., XIAOLIAN W., *Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant*, Water Research, 2009, Vol. 43, No. 3, 563–572.

THE INFLUENCE OF WASTEWATER SALINITY ON NITROGEN REMOVAL IN FILTERS WITH LECA AS A BED MATERIAL

The elimination of nitrogen compounds in biological filters usually proceeds as a result of biochemical reactions and biological activity of microorganisms, including bacteria, actinomycetes and fungi. The mechanisms that are directly responsible for nitrogen removal include processes of denitrification and biomass synthesis, in turn, nitrification is indispensable for the denitrification process. Microorganisms responsible for these processes are sensitive to the inhibitory effect of various factors. Growth of nitrifying bacteria may be limited by, e.g.: the presence of toxic substances, oxygen saturation, pH, temperature and salinity. Nitrifying bacteria have a low growth rate, and their tendency to being washed out from reactor, makes that nitrification is often a limiting factor in removal of nitrogen compounds from wastewater.

This study was undertaken to determine the influence of increasing salinity of wastewaters on the efficiency of nitrogen compounds removal in filters with filling from LECA.

To 15 beds filled with LECA synthetic wastewaters containing 67.64 (± 7.72) mg/dm³ of total nitrogen and 21.0 (± 1.37) mgO₂/dm³ organic carbon on average were fed at hydraulic load of 5 mm/d. The salinity of crude wastewaters was: 0; 0.25; 0.50; 0.75 and 1.0% CaCl₂. Every three days samples of outflowing wastewaters were collected for physicochemical analyses from each filter. The study demonstrated no significant ($p < 0.05$) changes in the efficiency of TN removal with increasing salinity of wastewater. The results achieved in the study point to significant ($p < 0.05$) decrease in the efficiency of nitrification and no significant ($p < 0.05$) changes in the efficiency of ammonification process.