



## **Badania nad elektrolitycznym wspomaganie procesu denitryfikacji w biologicznym złożu tarczowym**

*Joanna Rodziewicz, Urszula Filipkowska, Katarzyna Sominka  
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

### **1. Wprowadzenie**

Złoża tarczowe to jedno z rozwiązań złożeń biologicznych, w których błona biologiczna rozwija się na szeregu obracających się współosiowo tarcz, częściowo lub całkowicie zanurzonych w ściekach (ruch obrotowy tarcz zapewnia z jednej strony dostarczenie tlenu z powietrza, z drugiej pobór przez biomasę substratów ze ścieków). Najczęściej urządzenia te wykorzystywane są do utleniania związków węgla i wysoko efektywnej nitryfikacji. Z przeglądu piśmiennictwa wynika, że wciąż jest jeszcze niewiele rozwiązań technologiczno-technicznych umożliwiających skuteczne usuwanie w tych urządzeniach związków azotu. Powszechnie stosowanym rozwiązaniem są układy, w których na częściowo zanurzonych tarczach zachodzi nityfikacja, podczas gdy na tarczach zanurzonych całkowicie – denitryfikacja [15, 17]. Innym rozwiązaniem jest wprowadzenie do biomasy błony biologicznej bakterii *Paracoccus denitrificans* (dawniej *Thiosphaera pantotropha*) zdolnej do symultanicznej heterotroficznej nityfikacji i aerobowej denitryfikacji [3, 4]. Organizmy te w procesie oddychania jako ostateczne akceptory elektronów mogą wykorzystywać symultanicznie azotany i tlen, co przyczynia się do

zwiększenia szybkości wzrostu tych mikroorganizmów [16]. Inną możliwością jest prowadzenie na biologicznych złożach tarczowych procesów Anammox (anaerobowe utlenianie azotu amonowego) [2, 6, 13] i CANON (całkowite autotroficzne usuwanie związków azotu przez azotyny) w warunkach ograniczonej zawartości związków węgla w oczyszczanych ściekach [2, 14, 20]. Hippen i wsp. [7], Helmer i Kunst [57] oraz Helmer i wsp. [6] udokumentowali występowanie aerobowej deamonifikacji w procesie wstępnego oczyszczania odcieków z wysypiska śmieci w Mechernich (Niemcy) przy wykorzystaniu biologicznych złożów tarczowych. Podejmowane są próby łączenia biologicznych złożów tarczowych z sekwencyjnymi biologicznymi reaktorami (SBR) – sekwencyjny biologiczny reaktor z błoną biologiczną (SBBR). Główną korzyścią SBBR jest możliwość prowadzenia tlenowego usuwania związków organicznych, nityfikacji i denityfikacji w jednym reaktorze pracującym w 5-fazowym cyklu [10].

Kolejnym korzystnym rozwiązaniem może być zastosowanie zjawiska przepływu prądu elektrycznego na biologicznych złożach tarczowych. W niektórych gałęziach przemysłów takich jak: wytrawianie metali, produkcja nawozów sztucznych czy produkcja materiałów wybuchowych powstają ścieki o dużym stężeniu azotanów V, a małym stężeniu związków organicznych [19]. Do procesu denityfikacji tego rodzaju ścieków konieczne jest dodawanie zewnętrznego źródła donora elektronów, jakim może być gazowy wodór, którego zaletą jest niska rozpuszczalność i brak konieczności wtórnego usuwania jego nadmiaru. Sakakibara i wsp. [11, 12] zaproponowali bio-elektrochemiczny reaktor, w którym denityfikacyjna błona biologiczna jest unieruchomiona na katodzie, na powierzchni której, w wyniku elektrolizy wody, powstaje gazowy wodór wykorzystywany do redukcji azotanów.

Z przeglądu piśmiennictwa wynika, że wciąż jest niewiele skutecznych rozwiązań technologiczno-technicznych umożliwiających usuwanie związków azotu na biologicznych złożach obrotowych. Dlatego podjęto badania nad połączeniem procesów elektrochemicznych, powstających podczas przepływu prądu elektrycznego w środowisku ściekowym, z procesami biologicznymi, zachodzącymi na biologicznym złożu tarczowym. Krzemieniewski i Rodziewicz [8] prowadzili badania nad połączeniem procesów elektrochemicznych, powstających podczas przepływu prądu elektrycznego w środowisku ściekowym, z procesami bio-

logicznymi, zachodzącymi na biologicznym złożu tarczowym. W założeniach technologicznych przyjęto, że podczas przepływu prądu elektrycznego nastąpi proces usuwania azotu, ponieważ na powierzchni katody w procesie elektrolizy wody powstaje gazowy wodór, który wykorzystywany jest jako źródło donora elektronów przez mikroorganizmy autotroficzne w procesie denitryfikacji. W omawianym układzie zachodził proces symultanicznej nityfikacji i denitryfikacji dzięki tworzeniu obszarów aerobowych i anoksycznych. Środowisko anoksyczne powstawało w głębszych obszarach aerobowej błony biologicznej z powodu ograniczenia penetracji tlenu.

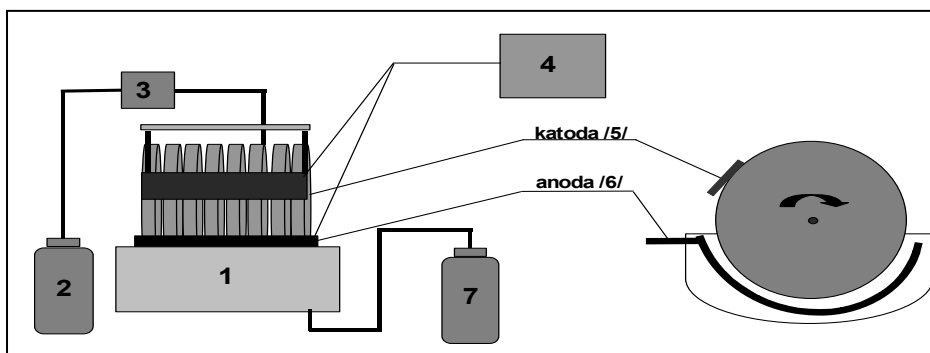
Celem badań było określenie efektywności procesu elektrolitycznie wspomaganą denitryfikacji w czterostopniowym biologicznym złożu tarczowym przy zmiennym stosunku  $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}}$ .

## **2. Metodyka badań**

### **2.1. Stanowisko badawcze**

Badania wpływu prądu elektrycznego na efektywność oczyszczania ścieków prowadzone były na dwóch biologicznych złożach tarczowych. Złoża te składały się z czterech sekcji. Każdą sekcję tworzył pakiet tarcz zamocowanych współosiowo na poziomym wale o długości 0,52 m. Każdy pakiet zbudowany był z ośmiu tarcz. W warunkach konwencjonalnych, czyli bez przepływu prądu, tarcze wykonane były z tworzywa sztucznego (złoża tarczowe I), natomiast w przypadku przepływu prądu, były wykonane ze stali nierdzewnej (złoża tarczowe II); średnica każdej tarczy miała 0,24 m. Całkowita powierzchnia czynna jednego złoża wynosiła 2,88 m<sup>2</sup>. Tarcze obracały się za pomocą silnika elektrycznego z prędkością 9 obr./min. Gęstość zastosowanego prądu wyniosła 14 mA/m<sup>2</sup>.

W komorze złoża tarczowego II zainstalowano anodę wykonaną z aluminium. Katodę natomiast stanowiły tarcze z unieruchomioną błoną biologiczną. Anodę i katodę podłączono izolowanymi przewodami do prostownika umożliwiającego utrzymanie wymaganego natężenia prądu elektrycznego w złożu tarczowym II (rys. 1). Kiedy przez złoża tarczowe II przepływał prąd elektryczny, na powierzchni elektrod zachodziła elektroliza wody i powstawał gazowy tlen i wodór, niezbędne odpowiednio w procesie nityfikacji i denitryfikacji.



**Rys. 1.** Schemat stanowiska badawczego; 1 – tarczowe złoże biologiczne, 2 – zbiornik ścieków surowych, 3 – pompa perystaltyczna, 4 – źródło prądu elektrycznego, 5 – katoda, 6 – anoda, 7 – zbiornik ścieków oczyszczonych

**Fig. 1.** Diagram of experimental stand; 1 – rotating biological contactor, 2 – raw wastewater tank, 3 – peristaltic pump, 4 – a source of electric current, 5 – cathode, 6 – anode, 7 – treated wastewater tank

Badania prowadzono w dwóch etapach, w których obciążenie powierzchni tarcz ładunkiem zanieczyszczeń organicznych wynosiło  $5,0 \text{ g ChZT/m}^2 \cdot \text{d}$ . W pierwszym etapie stosunek zanieczyszczeń organicznych wyrażonych jako ChZT do azotu ogólnego w dopływie do reaktora wyniósł 12. W drugim etapie stosunek ChZT do azotu ogólnego w ściekach doprowadzanych do reaktora wyniósł 6. Parametry biodegradacji związków organicznych wyrażonych ChZT i azotu w błonie biologicznej oraz efektywność procesów jednostkowych usuwania związków azotowych i organicznych przedstawione zostały w pracy Krzemieniewski i Rodziewicz [8].

## 2.2 Charakterystyka ścieków

Do badań użyto ścieki syntetyczne wykonane według metody Weinbergera (PN-87/C-04616/10), których skład podano w tabeli 1.

W ściekach dopływających i oczyszczonych wykonywano pomiary następujących wskaźników zanieczyszczeń:

- stężenie związków organicznych wyrażonych wartością ChZT metodą dwuchromianową [PN-74/C-04578/03],
- stężenie azotu ogólnego Kjeldahla [PN-73/C-04576/12],

- stężenie azotu amonowego metodą kolorymetryczną [PN-73/C-04576/01],
- stężenie azotanów III metodą kolorymetryczną [PN-73/C-04576/06],
- stężenie azotanów V metodą kolorymetryczną [PN-73/C-04576/08],
- pH i temperaturę za pomocą miernika pH 340/ION.

**Tabela 1.** Skład ścieków syntetycznych  
**Table 1.** Synthetic wastewater composition

Wskaźnik	Wartość	
	I etap	II etap
BZT <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	267,8	267,8
ChZT [mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	357,0	357,0
Azot ogólny [mg N <sub>og</sub> /dm <sup>3</sup> ]	29,8	59,5
Fosfor ogólny [mg P <sub>og</sub> /dm <sup>3</sup> ]	13,4	13,4
Ortofosforany [mg P-PO <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	10,9	10,9
Odczyn [pH]	7,3	7,3

### 3. Omówienie i dyskusja wyników badań

W doświadczeniu badano wpływ przepływu prądu elektrycznego na efektywność oczyszczania ścieków. Każdy z dwóch etapów doświadczenia prowadzony był w warunkach konwencjonalnych, przy braku przepływu prądu elektrycznego, oraz w warunkach przepływu prądu elektrycznego o gęstości 14 mA/m<sup>2</sup>. Okres wpracowywania obu złóż trwał sześć tygodni.

Przy stosunku ChZT/N<sub>og</sub> wynoszącym 12 efektywność nityfikacji na złożu 1 oraz 2 wyniosła odpowiednio 92,65±8,3% i 92,79±7%. Najwyższa sprawność na złożu 1 wyniosła 97,82%, a najniższa 64,94%, natomiast przy przepływie prądu o gęstości 14,0 mA/m<sup>2</sup> na złożu 2 najwyższa sprawność wynosiła 97,62%, a najniższa 70,48%.

Efektywność denitryfikacji w warunkach konwencjonalnych wyniosła 53,35±12,97%, natomiast na złożu, w którym przepływał prąd, równa była 58,91±13,58%. Najwyższa wartość w pierwszym przypadku wyniosła 77,22%, a najniższa 28,2%, w drugim zaś kolejno 85,63% i 38,69%.

W układzie konwencjonalnym stężenie utlenionego azotu amonowego wyniosło  $27,77 \pm 2,68$  mg N/dm<sup>3</sup> (Rys. 2). Na początku badań zanotowano najniższe stężenie azotu utlenionego oraz stężenie azotanów (III i V), które wyniosły odpowiednio  $19,36$  mg N/dm<sup>3</sup> oraz  $4,41$  mg N/dm<sup>3</sup>. Najwyższe wartości tych stężeń otrzymano ósmego dnia –  $31,68$  mg N/dm<sup>3</sup> i  $21,84$  mg N/dm<sup>3</sup>. Średnie stężenie azotanów (III i V) w I etapie badań wyniosło  $13,38 \pm 4,18$  mg N/dm<sup>3</sup>. Stężenie azotu ogólnego w odpływie, w ciągu pierwszych sześciu dni trwania doświadczenia, zmniejszyło się dwunastokrotnie uzyskując wartość  $0,82$  mg N/dm<sup>3</sup> i na podobnym poziomie stężenie to utrzymywało się przez kolejne dni.

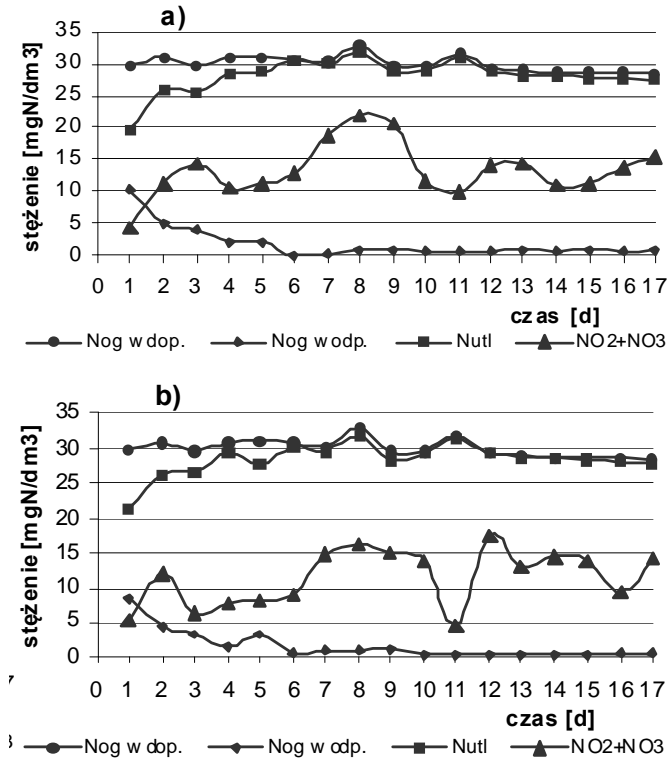
W układzie z przepływającym prądem elektrycznym stężenie azotu amonowego utlenionego wyniosło  $27,81 \pm 2,24$  mg N/dm<sup>3</sup>. Najwyższą wartość –  $31,36$  mg N/dm<sup>3</sup> zanotowano ósmego dnia badań, a najniższą –  $21,01$  mg N/dm<sup>3</sup> pierwszego dnia. Wartość stężenia azotanów (III i V) ósmego dnia była najwyższa i wyniosła  $21,84$  mg N/dm<sup>3</sup>, a pierwszego dnia najniższa –  $4,41$  mg N/dm<sup>3</sup>. Średnie stężenie azotanów (III i V) wyniosło  $11,48 \pm 4,07$  mg N/dm<sup>3</sup>. Stężenie azotu ogólnego w odpływie, w ciągu pierwszych siedmiu dni trwania doświadczenia, zmniejszyło się jedenastokrotnie, uzyskując wartość  $0,77$  mg N/dm<sup>3</sup> i na podobnym poziomie stężenie to utrzymywało się przez kolejne dziesięć dni.

Przy stosunku ChZT/N<sub>og</sub> równym 6 utlenienie związków amonowych w złożu 1 oraz 2 wyniosło odpowiednio  $87,78 \pm 12,75\%$  i  $95,46 \pm 7\%$ . Najwyższa wartość sprawności w złożu 1 wyniosła  $98,25\%$  a najniższa  $56,65\%$ , czyli o 1,7 razy mniej. Przy gęstości prądu  $14,0$  mA/m<sup>2</sup> (złoże 2) najwyższa wartość sprawności równa była  $98,28\%$ , a najniższa  $83,47\%$ .

Efektywność usuwania utlenionych związków azotu na obydwu złożach była zbliżona i wyniosła około 50%. Średnia wartość efektywność denitryfikacji w złożu w warunkach konwencjonalnych wyniosła  $48,79 \pm 21,52\%$ , natomiast w złożu 2 –  $50,95 \pm 16,46\%$ . Najwyższa wartość w pierwszym przypadku wyniosła  $81,07\%$  i była sześciokrotnie większa od najniższej wartości równej  $13,7\%$ . Na złożu 2 wartość maksymalna wyniosła  $78,92\%$ , minimalna zaś była o 3,5 razy mniejsza i równa była  $22,84\%$ .

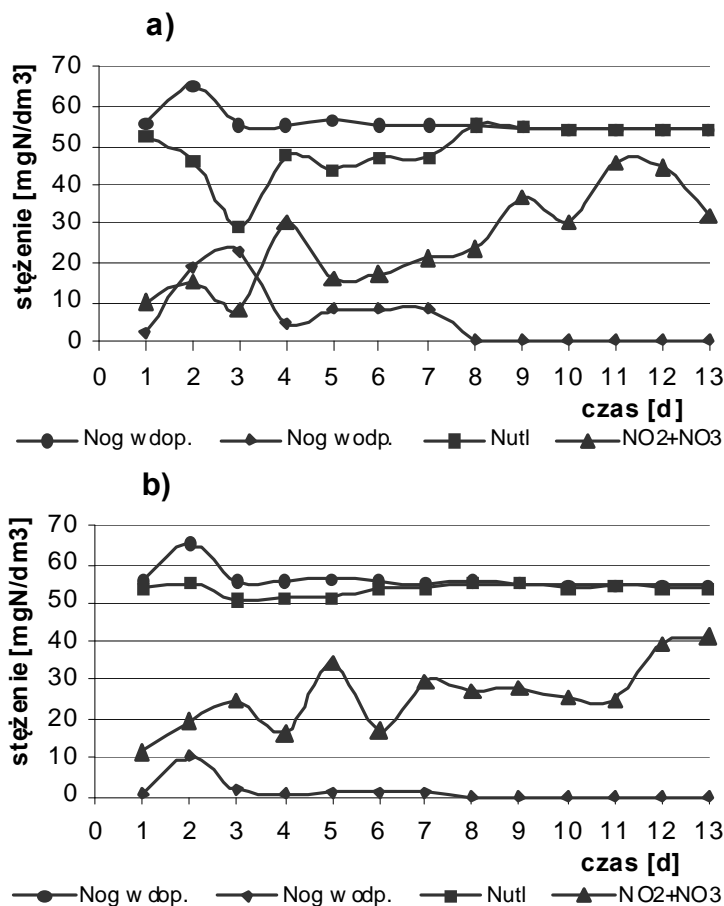
Na złożu 1 średnia wartość stężenia azotu utlenionego, kształtowała się na poziomie  $48,8 \pm 6,19$  mg N/dm<sup>3</sup> (Rys. 3). Najwyższą wartość –  $53,25$  mg N/dm<sup>3</sup> zanotowano piętnastego dnia badań i była ona o 1,7

razy większa od najniższej wartości, która wyniosła 31,41 mg N/dm<sup>3</sup>. Wartości stężenia azotanów (III i V) mieściły się w przedziale od 8,6 mg N/dm<sup>3</sup> do 45,77 mg N/dm<sup>3</sup>, a średnia wartość wyniosła 25,56±12,3 mg N/dm<sup>3</sup>. Stężenie azotu ogólnego w ciągu pierwszych siedmiu dni trwania doświadczenia zmieniało się w przedziale od 2,1 mg N/dm<sup>3</sup> do 23,3 mg N/dm<sup>3</sup>, w pozostałych dniach średnia wartość stężenia azotu ogólnego wynosiła 0,98 mg N/dm<sup>3</sup>.



**Rys. 2.** Stężenie azotu ogólnego w ściekach syntetycznych dopływających i odpływających oraz stężenie azotu utlenionego i suma stężeń azotanów III i azotanów V (NO<sub>2</sub> + NO<sub>3</sub>) w ściekach oczyszczonych przy ChZT/N<sub>og</sub>=12 a) warunki konwencjonalne, b) warunki przepływu prądu elektrycznego

**Fig. 2.** Concentration of total nitrogen in inflow and outflow and concentration of oxidized nitrogen and the sum of concentrations of nitrates III and V (NO<sub>2</sub> + NO<sub>3</sub>) in treated wastewater at COD/N<sub>og</sub> = 12; a) conventional conditions, b) with electric current



**Rys. 3.** Stężenie azotu ogólnego w ściekach syntetycznych dopływających i odpływających oraz stężenie azotu utlenionego i suma stężeń azotanów III i azotanów V ( $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ ) w ściekach oczyszczonych przy  $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}}=6$  a) warunki konwencjonalne, b) warunki przepływu prądu elektrycznego

**Fig. 3.** Concentration of total nitrogen in inflow and outflow and concentration of oxidized nitrogen and the sum of concentrations of nitrates III and V ( $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ ) in treated wastewater at  $\text{COD}/\text{N}_{\text{og}} = 6$ ; a) conventional conditions, b) with electric current



W układzie, w którym przepływał prąd elektryczny, stężenie azotu amonowego utlenionego wyniosło  $53,15 \pm 1,18$  mg N/dm<sup>3</sup>. Stężenie azotanów (III i V) od trzeciego do siódmego dnia badań zmieniała się od 16,37 mg N/dm<sup>3</sup> do 34,12 mg N/dm<sup>3</sup>. Średnia wartość w tym etapie badań wyniosła  $26,03 \pm 8,73$  mg N/dm<sup>3</sup>. Stężenie azotu ogólnego w ciągu pierwszych trzech dni trwania doświadczenia zmieniało się w przedziale od 0,7 mg N/dm<sup>3</sup> do 10,02 mg N/dm<sup>3</sup>, w pozostałych dniach średnia wartość stężenia azotu ogólnego wyniosła 1 mg N/dm<sup>3</sup>.

W założeniach technologicznych przyjęto, że podczas przepływu prądu elektrycznego zajdzie proces usuwania azotu, ponieważ na powierzchni katody w procesie elektrolizy wody powstaje gazowy wodór, który wykorzystywany jest jako źródło donora elektronów przez mikroorganizmy autotroficzne w procesie denitryfikacji. W omawianym układzie zachodzi proces symultanicznej nityfikacji i denitryfikacji dzięki tworzeniu obszarów aerobowych i anoksycznych. Środowisko anoksyczne powstaje w głębszych obszarach aerobowej błony biologicznej z powodu ograniczenia penetracji tlenu.

Badania nad jednoczesną nityfikacją i denitryfikacją prowadzili Kuroda i wsp. [9] oraz Watanabe i wsp. [18]. W obu przypadkach badania prowadzone były w bio-elektro reaktorach przy wykorzystaniu procesu elektrolizy i proces nityfikacji oraz denitryfikacji przebiegał równocześnie.

W badaniach własnych złoża były zanurzone w ściekach w około 40%. Takie zanurzenie jest typowe dla tlenowego procesu oczyszczania ścieków komunalnych [1]. Teixeira i wsp. [15] porównywali efektywność usuwania związków azotu na dwóch rodzajach biologicznych złóż tarczowych. Złoże 1 było całkowicie zanurzone w ściekach, a złoże 2 było częściowo zanurzone (64,5%).

Zhanga i wsp. [21] porównywali efektywność usuwania azotu ze ścieków miejskich w procesie denitryfikacji w reaktorach z błoną biologiczną, bez i przy przepływie prądu elektrycznego o natężeniu od 20 do 120 mA. W reaktorze, w którym przepływał prąd o natężeniu 60 mA średnie wartości efektywności usuwania związków organicznych wyrażonych jako ChZT, azotanów V oraz azotu ogólnego były o 2,5%, 1,2% i 14,9% większe w porównaniu z reaktorem, w którym nie zachodziły reakcje elektrochemiczne. Najwyższą efektywność usunięcia azotu (75%) zaobserwowano przy natężeniu prądu wynoszącym 80 mA.

#### 4. Wnioski

1. Efektywność redukcji związków azotu w warunkach przepływu prądu elektrycznego o gęstości  $14 \text{ mA/m}^2$ , była wyższa niż w układzie konwencjonalnym. Przy stosunku  $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}}=12$  uzyskano ponad 59% efektywność w warunkach przepływu prądu elektrycznego i 52% w warunkach konwencjonalnych. Gdy stosunek  $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}}$  wynosił 6 obserwowano 53% i 50% sprawność odpowiednio w warunkach przepływu prądu elektrycznego i konwencjonalnych.
2. Związki azotu usuwane były w wyniku symultanicznego procesu nityfikacji – denityfikacji dzięki tworzeniu obszarów aerobowych i anoksycznych w błonie biologicznej. Środowisko anoksyczne powstawało w głębszym obszarze aerobowej błony biologicznej z powodu ograniczenia penetracji tlenu nawet przy wysokim jego stężeniu w masie cieczy.
3. Wyższą efektywność usuwania związków azotu w procesie denityfikacji uzyskano w wyniku jednoczesnego wykorzystania, jako źródła energii, gazowego wodoru, produkowanego w procesie elektrolizy wody i materii organicznej, zawartej w oczyszczanych ściekach.

#### Spis literatury

1. **Cortez S., Teixeira P., Oliveira R., Mota M.:** *Rotating biological contactors : a review on main factors affecting performance.* Rev. Env. Sci. Biotech. 7. 2: 155-172, 2008.
2. **Egli K., Fanger U., Alvarez P.J.J., Siegrist H., Van der Meer J.R., Zehnder A.J.B.:** *Enrichment and characterization of an anammox bacterium from rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate.* Arch. Microbiol. 175: 198-207, 2001.
3. **Gupta A.B., Gupta S.K.:** *Simultaneous carbon and nitrogen removal in a mixed culture aerobic RBC biofilm.* Wat. Res. 33: 555-561, 1999.
4. **Gupta A.B., Gupta S.K.:** *Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm.* Wat.Res. 35: 1714-1722, 2001.
5. **Helmer C., Kunst S.:** *Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system.* Wat. Sci. Tech. 37: 183-187, 1998.
6. **Helmer C., Kunst S., Juretschko S., Schmid M.C., Schleifer C.F.:** *Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system.* Wat. Sci. Tech. 39: 13-21, 1999.
7. **Hippen A., Rosenwinkel K.-H., Baumgarten G., Seyfried C.F.:** *Aerobic deammonification: a new experience in the treatment of wastewaters.* 35: 111-120, 1997.

8. **Krzemieniewski M., Rodziewicz J.:** *Nitrogen compounds removal in a rotating electrobiological contactor.* Environmental Engineering Science 22. 6: 816-822, 2005.
9. **Kuroda M., Watanabe T., Umedu Y.:** *Simultaneous oxidation and reduction treatments of polluted water by a bio-electro reactor.* Wat. Sci. Tech. 34. 9: 101-108, 1996.
10. **Lindemann J., Wiesmann U.:** *Single-disc investigations on nitrogen removal of higher loads in sequencing batch and continuously operated RDR systems.* Wat. Sci. Tech. 41: 77-84, 2000.
11. **Sakakibara Y., Araki K., Tanaka T., Watanabe T., Kuroda M.:** *Denitrification and neutralization with an electrochemical and biological reactor.* Wat. Sci. Tech. 30: 151-155, 1994.
12. **Sakakibara Y., Flora J.R.V., Suidan M.T. I Kuroda M.:** *Modeling of electrochemically-activated denitrifying biofilms.* Wat. Res. 28: 1077-1086, 1994.
13. **Siegrist H., Reithaar S., Lais P.:** *Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium rich leachate without organic carbon.* Wat. Sci. Tech. 37: 589-591, 1998.
14. **Slikers A.O., Derwort N., Campos Gomez J.L., Strous M., Kuenen J.G., Jetten M.S.M.:** *Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite.* Wat. Res. 36: 2475-2482, 2002.
15. **Teixeira P., Oliveira R.:** *Denitrification in closed rotating biological contactor: effect of disk submergence.* Process Biochemistry. 37: 345-349, 2001.
16. **Van Loosdrecht M.C.M., Jetten M.S.M.:** *Microbiological conversions in nitrogen removal.* Wat. Sci. Tech. 38: 1-7, 1998.
17. **Watanabe Y., Bang D.Y., Itoh K., Matsui K.:** *Nitrogen removal from wastewaters by a bio-reactor with partially and fully submerged rotating biofilms.* Wat. Sci. Tech. 29: 431-438, 1994.
18. **Watanabe T., Hashimoto S., Kuroda M.:** *Simultaneous nitrification and denitrification in a single reactor using bio-electrochemical process.* Wat. Sci. Tech. 46: 163-169, 2002.
19. **Watanabe T., Motoyama H., Kuroda M.:** *Denitrification and neutralization treatment by direct feeding of an acidic wastewater containing copper ion and high-strength nitrate to a bio-electrochemical reactor process.* Wat. Res. 35: 4102-4110, 2001.
20. **Wyffels S., Pynaert K., Boeckx P., Verstraete W.:** *Identification and quantification of nitrogen removal in a rotating biological contactor by <sup>15</sup>N tracer techniques.* Wat. Res. 37: 1252-1259, 2003.
21. **Zhang L., Jia J., Zhub Y., Zhua N., Wang Y., Yanga J.:** *Electrochemically improved bio-degradation of municipal sewage.* Biochemical Engineering. 22. 3: 239-244, 2005.

## **Research on the Electrolytically-aided Denitrification on the Four-stage Rotating Biological Contactor**

### **Abstract**

Favourable solution may be use of electric current flow phenomenon on rotating biological contactor. In some branches of industry such as: metal etching, production of fertilizers and explosives manufacturing wastewater with high concentrations of nitrates V, and low concentrations of organic compounds is produced [19]. Denitrification process of such type of wastewater requires adding an external source of electron donor, such as hydrogen gas. Its low solubility and no need for secondary removal of its excess are its advantages. Sakakibara et al [11, 12] proposed a bio-electrochemical reactor, in which the denitrifying biological membrane is immobilized on cathode. On its surface, as a result of water electrolysis, the hydrogen gas is formed which is used to reduce nitrates.

The review of the literature shows there is little effective technological and technical solutions enabling the removal of nitrogen compounds in rotating biological contactors. Therefore, studies were undertaken on a combination of electrochemical processes, occurring during flow of electric current in the wastewater environment with biological processes, occurring in the rotating biological contactor.

Subject of this study is research into synthetic wastewater treatment on the four-stage rotating electrobiological contactor (REBC) in two runs. Run I was made with the COD/TN ratio equal to 12, run II – with the COD/TN ratio equal to 6. In both runs were used contactor I, under conventional conditions (lack of current flow), and contactor II which worked in conditions of current flow with density of 14 mA/m<sup>2</sup>. In contactor II disks made of stainless steel with immobilized biological film served as a cathode, whereas an electrode made of aluminum– as an anode.

Research has shown that process of removal nitrogen compounds was more effective in system with current flow, then efficiency of nitrification process was equal to 92,79% (run I) and 95,4% (run 2), and efficiency of denitrification process was equal to 58,91% (run 1) and 50,95% (run 2).

More effective removal of nitrogen compounds in the denitrification process was obtained as a result of the simultaneous use as an energy source, hydrogen gas produced by electrolysis of water and organic matter contained in the treated wastewater.