

MARTA MAZURKIEWICZ*

USUWANIE ZWIĄZKÓW AZOTU ZE ŚCIEKÓW W OCZYSZCZALNI W KOSTRZYNI NAD ODRĄ

Streszczenie

Efektywne oczyszczanie ścieków jest podstawowym priorytetem każdej oczyszczalni ścieków. Wymagania prawne zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska (Dz.U. 2009 nr 27 poz. 169) dotyczą nie tylko związków organicznych (BZT₅, ChZT) i zawiesin ogólnych ale również wysokoelektywnego usuwania związków biogenych: azotu i fosforu. W pracy przedstawiono ocenę efektywności pracy oczyszczalni ścieków komunalnych w Kostrzynie nad Odrą w zakresie usuwania zanieczyszczeń organicznych i związków azotu. Wykazano, że uzyskanie w ściekach oczyszczonych stężeń azotu ogólnego mniejszych od 10 mg/dm³ nie jest realizowane w klasycznym układzie nityfikacja-denitryfikacja. Wyznaczone parametry takie jak: BZT₅/TKN w komorze denitryfikacji (0,9-2,7), N-NH₄/N-NO₃ (średnio 0,67) niskie stężenie tlenu oraz niska podaż substratu organicznego wskazują na przebieg procesu anaerobowego utleniania amoniaku.

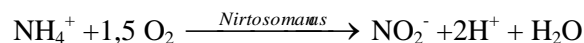
Słowa kluczowe: nityfikacja, denitryfikacja, anaerobowe utlenianie amoniaku

WPROWADZENIE

Usuwanie związków azotu ze ścieków może być realizowane w klasycznym układzie: nityfikacja i denitryfikacja lub z wykorzystaniem procesów niekonwencjonalnych typu: Anammox, Oland czy Sharon [Bernacka 1998, Klimiuk 2003, Sadecka 2010, Schmidt 2002].

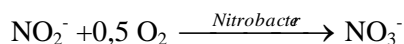
Biologiczna nityfikacja jest procesem dwufazowym, w którym azot amonowy jest utleniany do azotynów a następnie do azotanów.

I etap zwany nitritacją można opisać równaniem:

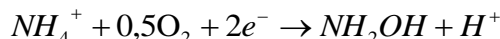


* studentka studiów doktoranckich Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

II etap określany w literaturze jako nitratacja, można opisać równaniem;

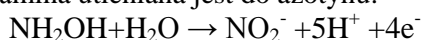


W procesie nityfikacji, w której następuje zmiana wartościowości azotu z -3 do +5 powinny wystąpić jeżeli nie kilka, to co najmniej 2 związki pośrednie. Utlenianie azotu amonowego do azotynów (czyli I faza nityfikacji) przebiega w dwóch etapach [Sadecka 2010]. Produktem pośrednim jest hydroksyloamina- NH_2OH powstająca zgodnie z reakcją:



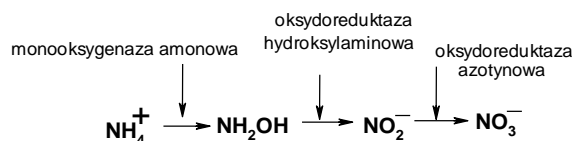
Reakcja ta ma charakter endotermiczny i jest katalizowana przez enzym zawierający miedź – monooksygenazę amonową (AMO).

Następnie hydroksyloamina utleniana jest do azotynu:



przy udziale oksydoreduktazy hydroksylaminy (HAO). Dane literaturowe [Klimiuk 2003] wykazują, że przebieg procesu utleniania hydroksylaminy nie jest jednofazowy i prawdopodobnymi produktami pośrednimi mogą być: (^+1NOH) lub tlenek azotu (^+2NO) czy też N_2O .

II faza nityfikacji czyli dalsze utlenianie azotynów do azotanów jest procesem jednostopniowym i zachodzi przy współdziałaniu oksydoreduktazy azotynowej (NO_2^-). Uproszczony schemat utleniania azotu amonowego w procesie nityfikacji przedstawia rys. 1.



Rys. 1 Uproszczony schemat utleniania azotu amonowego [Sadecka 2010]

Fig. 1. Simplified diagram of ammonium oxidation [Sadecka 2010]

Istotny dla rozwoju bakterii nityfikacyjnych jest wiek osadu; im dłuższy, tym większa ilość dojrzałych bakterii nityfikacyjnych [Bernacka 1998, Henze 2000, Klimiuk 2003]. Wymagany dla pełnej nityfikacji minimalny wiek osadu wynosi 8-10 dób. Powolny przyrost nityfikantów, będący konsekwencją naturalnie długiego czasu generacji sprawia, że zbyt krótki wiek osadu czynnego sprzyja wymywaniu tych mikroorganizmów z systemu oczyszczania.

W mieszanej populacji bakterii nityfikacyjnych i heterotroficznych na szybkość wzrostu nityfikatorów oprócz stężenia azotu amonowego i tlenu rozpuszczonego będą miały wpływ także inne parametry takie jak: iloraz związków organicznych do ogólnego azotu Kjeldaha (TKN) - BZT_5/TKN oraz temperatura i odczyn środowiska. Iloraz BZT_5/TKN mieszczący się w przedziale od 0,5 do 3, jest wartością typową dla wydzielonego procesu nityfikacji.

Im wartość ilorazu BZT₅/TKN jest większa, tym udział nitryfikantów w mieszanej populacji osadu czynnego jest niższy. Gdy w systemie oczyszczania ścieków zachodzi utlenianie węgla organicznego i azotu amonowego wtedy iloraz BZT₅/TKN jest zazwyczaj większy niż 5, a udział nitryfikantów jest na poziomie < 0,083.

Znaczący wpływ na nityfikację wywiera również pH środowiska, którego wartości optymalne dla procesu nityfikacji wynoszą 7,2-9,0.

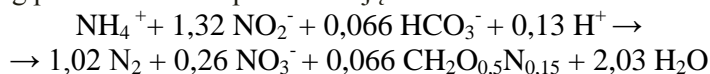
Szybkość procesu nityfikacji zależy również od temperatury. Wraz z jej spadkiem szybkość nityfikacji maleje. Od zmian temperatury zależy zarówno wartość maksymalnej szybkości wzrostu bakterii nityfikacyjnych μ_{Nmax} jak również wartość stałej Michaelisa-Menten K_N dla azotu amonowego.

Z sumarycznej reakcji procesu nityfikacji wynika, że zapotrzebowanie na tlen w procesie wynosi 4,57g O₂/g N-NH₄⁺.

Usprawnienie procesu usuwania związków biogenych ze ścieków polega głównie na zwiększeniu sprawności usuwania azotu. Najprostszą metodą zwiększenia sprawności usuwania związków azotu jest skrócenie procesu nityfikacji. Dzięki temu zmniejsza się zapotrzebowania na tlen oraz na źródło węgla. Rosnące zainteresowanie tym problemem doprowadziło do opracowywania w latach 90-tych XX wieku nowych technologii. Skrócenie procesu nityfikacji można uzyskać przez stosowanie wyselekcjonowanych szczepów bakterii *Nitrosomonas*, ograniczenie namnażania bakterii *Nitrobacter*, wykorzystanie zależności szybkości wzrostu bakterii utleniających azot amonowy i azotynowy od temperatury, bakterii utleniających azot amonowy i azotynowy czy też przez regulowany dopływ tlenu [Khin 2004, Podedworna 2002, Szatkowska 2005, Szewczyk 2005]. Kierując się wyżej wymienionymi możliwościami kontroli procesu nityfikacji, wśród niekonwencjonalnych systemów usuwania azotu amonowego należy wymienić proces ANAMMOX (Anaerobic Ammonia Oxidation).

ANAMMOX w warunkach technicznych może być realizowany w dwóch etapach. W pierwszym etapie, w warunkach tlenowych azot amonowy zostaje częściowo utleniony do azotynów. Następnie w drugim, beztlenowym, amoniak utleniany jest powstałymi wcześniej azotynami do elementarnego azotu [Jetten 97, Schmidt 2002].

Przebieg procesu można opisać reakcją:



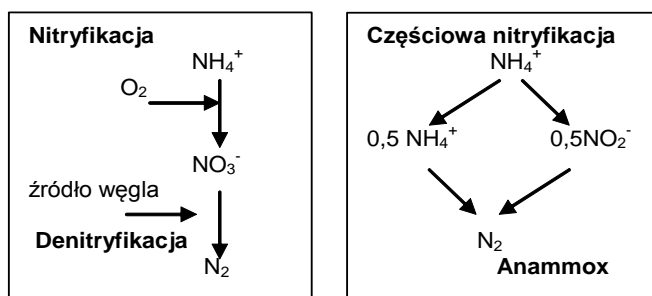
Bakterie prowadzące taki proces nazwano bakteriami anammox, które należą do rzędu *Planctomycetales*. Nie jest wymagane zewnętrzne źródło węgla; do wzrostu bakterii wystarcza obecność dwutlenku węgla. Inhibitorem procesu jest tlen, fosforany oraz azotyny w ilości 100g/m³ [Khin 2004].

Zasadniczym warunkiem przebiegu procesu jest wysokie stężenie biomasy. Proces ten wskazany jest do oczyszczania ścieków o wysokim stężeniu zwią-

ków amonowych. Stosunek jonu amonowego do azotynowego powinien wynosić 1:1,32 [Podedworna 2002, Sadecka 2010, Szewczyk 2005].

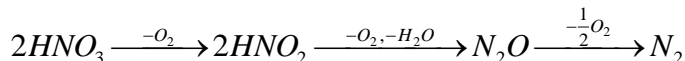
Szatkowska i in. jako istotną dla prawidłowego przebiegu procesu ANAMMOX podają wartość $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$ na poziomie 1,3 oraz zalecają kontrolę pH, ze względu na wpływ wodorowęglanów i spadek zasadowości w czasie nitryfikacji [Szatkowska 2005].

Mikroorganizmy autotroficzne odpowiedzialne za proces to wymienione powyżej bakterie należące do rzędu *Planctomycetales*, a wśród nich: *Brocadia anamoxidans* i *Kuenenia stuttgartiensis* również *Scalindua sp.* [Schmidt 2002]. Są one aktywne w warunkach niedoboru tlenu [Jetten 1997]. Największą aktywność tych mikroorganizmów obserwuje się w temperaturze od 4 do 20°C i przy pH od 6,4 do 8,3 [Khin 2004]. Przebieg klasycznej nitryfikacji i denitryfikacji w porównaniu do przemian związków azotu w procesie Anammox przedstawiono na rys.2.



Rys.2. Klasyczna nitryfikacja i denitryfikacja a proces ANAMMOX [Sadecka 2010]
Fig.2. Classical nitrification and denitrification and Anammox process [Sadecka 2010]

Klasyczną denitryfikację, która przebiega zgodnie z ogólnym równaniem:



prowadzą bakterie heterotroficzne z rodzaju *Bacillus*, *Pseudomonas stutzeri*, *Ps. aeruginosa*, *Ps. celcis*, *Achromobacter denitrificans*. Proces denitryfikacji zachodzi bez zakłóceń przy następujących parametrach:

iloraz $\text{BZT}_5:\text{N-NO}_3^- > 3,5$, temperatura 20°C, pH 6,5 do 7,5, stężenie tlenu w reaktorze biologicznym $< 0,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ [Henze 2000].

W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące wskaźników ścieków surowych i oczyszczonych, na podstawie których dokonano oceny pracy oczyszczalni ścieków szczególnie w zakresie usuwania związków azotu.

OBIEKT BADAŃ

Obiektem badań jest oczyszczalnia ścieków komunalnych w Kostrzynie nad Odrą, o przepustowości 6300 m³/d. Oczyszczalnia przyjmuje ścieki komunalne z miasta oraz ścieki przemysłowe i bytowe z pobliskich zakładów przemysłowych. Ścieki komunalne stanowią 58% wszystkich dopływających ścieków, ścieki przemysłowe – 42%, w tym 33% ścieki technologiczne i 11% ścieki bytowe z zakładów. Oczyszczalnia pracuje w układzie mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków, z biologiczną defosfatacją, denitryfikacją i nitryfikacją z symultanicznym chemicznym strącaniem fosforu, oraz tlenową stabilizacją osadu.

METODYKA BADAŃ

Próbki ścieków pobierano wiosną, latem, jesienią i zimą w okresie od stycznia 2011 r. do maja 2012 r. Próbki pobierano co najmniej trzy razy w każdym miesiącu w odstępie jedno, dwu - tygodniowym, zawsze o stałej godzinie 7:30.

Próbki ścieków surowych dopływających do oczyszczalni, próbki ścieków po poszczególnych urządzeniach technologicznych oraz próbki ścieków oczyszczonych pobierano zgodnie z Polską Normą PN – ISO 5667 – 10, „Jakość wody; Pobieranie próbek; Wytyczne pobierania próbek” z następujących punktów pomiarowych:

P1 – ścieki surowe (z komory rozprężnej z pominięciem ścieków z ICT),

P2 – ścieki po sitach (z kanału otwartego za budynkiem sit),

P3 – ścieki po piaskowniku (z kanału otwartego za piaskownikiem),

P4 – ścieki z komory beztlenowej,

P5 – ścieki z komory denitryfikacji,

P6 – ścieki po komorze nitryfikacji (komora przelewowa),

P7 – ścieki oczyszczone po osadniku wtórnym (ze stacji poboru próbek).

W próbkach wykonano oznaczenia fizyczno-chemiczne zgodnie ze stosowaną w Polsce metodyką. Zakres oznaczeń obejmował: temperaturę, odczyn, zawiesina og., BZT₅, ChZT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, N_{og.}, TKN, P_{og.}. W próbkach ścieków surowych i sączonych przez sączek 0,45µm wszystkie oznaczenia wykonano w trzech powtórzeniach.

Ocenę efektywności oczyszczania dokonano zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. oraz z z dnia 28 stycznia 2009 r. (Dz. U. 2006 nr 137 poz. 984) i Dz.U. 2009 nr 27 poz. 169).

Rzeczywiste parametry pracy reaktora biologicznego analizowano na podstawie obciążenia hydraulicznego (O_h), oraz obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń (A). Dla osadu czynnego określano wiek osadu (WO).

Efektywność usuwania zanieczyszczeń obliczano jako iloraz różnicy ładunków na dopływie (C_0) i odpływie (C) z oczyszczalni do ładunków na dopływie (C_0) ze wzoru:

$$\eta = (C_0 - C) / C_0 * 100 \%$$

Wyniki badań opracowano statystycznie wyznaczając m.in. średnią arytmetyczną i odchylenie standardowe.

WYNIKI BADAŃ

W wyniku przeprowadzonych badań terenowych uzyskano średnie wartości parametrów pracy komory osadu czynnego:

- temperatura 22°C ,
- pH 6,5;
- stężenie tlenu rozpuszczonego 1,22 mg O₂/dm³;
- obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych – 0,06 gO₂/g smo·d;
- wiek osadu czynnego – 10 d.

Wyznaczone ładunki zanieczyszczeń w ściekach surowych i oczyszczonych oraz efektywność pracy oczyszczalni przedstawiono w tabeli 1.

Tab 1. Ładunki zanieczyszczeń w ściekach surowych i oczyszczonych w oczyszczalni ścieków w Kostrzynie (2011 r.)

Tab 1. Loads of pollutants in raw sewage and treated in wastewater treatment plant in Kostrzyn in 2011

| Parametr | Ładunek założenia projektowe | Ładunek na dopływie | Ładunek w ściekach oczyszczonych | Stopień usuwania |
|-------------------|------------------------------|------------------------------------|--|------------------|
| BZT ₅ | 1544 kgO ₂ /d | 1088,6 kgO ₂ /d - 70,5% | 20,7 kgO ₂ /d - 20,68 kgO ₂ /d | 98,1% |
| ChZT | 3780 kgO ₂ /d | 3452,6 kgO ₂ /d | 178,5 kgO ₂ /d | 94,8% |
| Zawiesina | 1545 kg/d | 1522,5 kg/d - 98,5% | 23,1 kg/d | 98,5% |
| Nog | 328 kgN/d | 321,4 kgN/d | 40,3 kgN/d | 87,4% |
| Pog | 82 kgP/d | 36,5 kgP/d | 1,87 kgP/d | 94,9% |
| N-NH ₄ | - | 174,9 kg N-NH ₄ /d | 1,92 kg N-NH ₄ /d | 98,9% |
| Q max | 6300 m ³ /d | 4972,2 m ³ /d - 78,9% | 4797,9 m ³ /d | - |

Wyznaczone w okresie badań ilorazy BZT₅/TKN oraz N-NH₄⁺/N-NO₃⁻ w ściekach surowych oraz w ściekach po poszczególnych etapach oczyszczania zestawiono w tabeli 2 i 3. Wartości ilorazu BZT₅/TKN ścieków surowych

(z komory rozprężnej) były porównywalne do ilorazu wyznaczonego dla odpływu z piaskownika (3,7-3,8). Iloraz BZT₅/TKN w ściekach po komorze osadu czynnego były w zakresach: po komorze beztlenowej od 0,5 do 2,9, po komorze denitryfikacji od 0,9 do 2,7 oraz w komorze nityfikacji od 1,1 do 2,0.

Tab. 2. Iloraz BZT₅/TKN w ściekach surowych i w ściekach po poszczególnych etapach oczyszczania w oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą

Tab. 2. Quotient BZT₅/TKN in raw sewage and in sewage after certain treatment stages in wastewater treatment plant in Kostrzyn

| BZT ₅ /TKN | Punkty poboru próbek | | | | | | |
|-----------------------|----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Styczeń 2012 | 5,3 | 4,2 | 4,6 | 2,9 | 2,5 | 1,9 | 1,2 |
| Luty 2012 | 3,2 | 2,9 | 4,1 | 2,1 | 2,4 | 1,8 | 1,1 |
| Marzec 2012 | 4,4 | 3,6 | 3,8 | 2,0 | 2,7 | 2,0 | 1,1 |
| Kwiecień 2012 | 3,8 | 2,9 | 3,5 | 0,5 | 2,73 | 2,0 | 1,4 |
| Maj 2012 | 5,2 | 2,5 | 1,9 | 1,7 | 2,2 | 1,9 | 0,8 |
| Czerwiec 2011 | 0,4 | 3,0 | 3,0 | 1,8 | 0,9 | 1,3 | 0,8 |
| Lipiec 2011 | 5,2 | 4,5 | 7,8 | 1,4 | 1,9 | 1,4 | 1,1 |
| Sierpień 2011 | 3,2 | 3,8 | 3,6 | 0,6 | 1,4 | 1,6 | 0,7 |
| Wrzesień 2011 | 3,2 | 3,6 | 3,6 | 1,8 | 1,9 | 1,6 | 0,6 |
| Październik 2011 | 2,8 | 2,5 | 1,5 | 1,55 | 1,5 | 1,7 | 1,0 |
| Listopad 2011 | 2,0 | 2,3 | 2,0 | 0,9 | 1,5 | 1,1 | 0,7 |
| Grudzień 2011 | 2,4 | 2,6 | 6,0 | 2,1 | 1,8 | 2,1 | 0,9 |
| Średnia | 3,7 ± 1,2 | 3,2 ± 0,7 | 3,8 ± 1,8 | 1,6 ± 0,7 | 1,9 ± 0,6 | 1,7 ± 0,3 | 0,9 ± 0,2 |

Największe wartości ilorazu NH₄/N-NO₃⁻ wyznaczono dla ścieków surowych. W ściekach z części biologicznej: w komorze beztlenowej iloraz mieścił się w przedziale: 0,6-1,2; w komorze denitryfikacji: 0,5-0,9 oraz w komorze nityfikacji: 0,2-0,6. Dla ścieków oczyszczonych ilorazy N-NH₄/N-NO₃⁻ były mniejsze od 0,1.

Tab. 3. Iloraz $N-NH_4/N-NO_3^-$ w ściekach surowych i w ściekach po poszczególnych etapach oczyszczania w oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą

Tab. 3. Quotient $N-NH_4/N-NO_3^-$ in raw sewage and in sewage after certain treatment stages in wastewater treatment plant in Kostrzyn

| N-NH ₄ /N-NO ₃ ⁻ | Punkty poboru próbek | | | | | | |
|---|----------------------|-------|-------|------|------|------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Styczeń 2012 | 11,80 | 17,90 | 21,20 | 0,60 | 0,50 | 0,30 | 0,02 |
| Luty 2012 | 91,4 | 49,37 | 48,58 | 0,89 | 0,52 | 0,57 | 0,03 |
| Marzec 2012 | 48,2 | 37,24 | 40,34 | 1,08 | 0,73 | 0,51 | 0,04 |
| Kwiecień 2012 | 95,0 | 69,73 | 69,31 | 1,06 | 0,64 | 0,37 | 0,06 |
| Maj 2012 | 37,1 | 39,13 | 52,5 | 1,22 | 0,66 | 0,3 | 0,01 |
| Czerwiec 2011 | 113,00 | 13,01 | 6,10 | 1,02 | 0,77 | 0,57 | 0,16 |
| Lipiec 2011 | 72,20 | 18,68 | 24,54 | 1,03 | 0,59 | 0,22 | 0,04 |
| Sierpień 2011 | 69,50 | 22,85 | 31,20 | 0,81 | 0,69 | 0,40 | 0,03 |
| Wrzesień 2011 | 71,70 | 23,3 | 32,3 | 0,82 | 0,65 | 0,41 | 0,03 |
| Październik 2011 | 74,90 | 20,43 | 42,85 | 1,20 | 0,92 | 0,32 | - |
| Listopad 2011 | 547,20 | 38,4 | 39,04 | 1,26 | 0,58 | 0,54 | 0,11 |
| Grudzień 2011 | 208,00 | 34,61 | 26,75 | 2,11 | 0,83 | 0,36 | 0,08 |

DYSKUSJA

Parametry pracy oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą w porównaniu z optymalnymi parametrami procesu nitryfikacji oraz procesu *Anammox* zestawiono w tabeli 4.

Dane zestawione w tabeli wykazują, że w oczyszczalni ścieków w Kostrzynie nad Odrą stężenie tlenu rozpuszczonego w komorach osadu czynnego na poziomie 1,1 mg/dm³ oraz zbyt niskie pH oraz niskie obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych nie zapewniają optymalnych warunków przebiegu klasycznego układu procesu nitryfikacji i denitryfikacji.

Iloraz ($N-NH_4/N-NO_3^-$) w ściekach szczególnie w biologicznej części oczyszczalni od 0,5 do 0,9 wskazuje, że usuwanie z wysoką efektywnością związków azotu w oczyszczalni (tab. 3) zachodzi dzięki samoczynnemu wykształceniu się warunków do przebiegu skróconego procesu nitryfikacji i denitryfikacji.

Tab.4. Porównanie parametrów pracy oczyszczalni w Kostrzynie i parametrów procesu nityfikacji

Tab. 4. Comparison of operating parameters of wastewater treatment plant in Kostrzyn and parameters of nitrification process

| Nityfikacja | | |
|--|---|---|
| Parametr/wskaźnik | Wartości parametrów [Makowska 2010, Sadecka 2010] | Wyniki z oczyszczalni |
| Iloraz BZT ₅ /TKN | 0,5-3 | 1,1-2 |
| Temperatura, °C | 12-30 optimum 25-28 | 22 |
| pH | 7,2-9,0 | 6,5 |
| Stężenie tlenu rozpuszczonego, mg O ₂ /l | 1,5-3 | 1,1 |
| Obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych , gO ₂ /g smo·d | 0,1-0,2 | 0,06 |
| Wiek osadu czynnego ,doba | minimum 8-10 | 10 |
| Skrócona nityfikacja i denityfikacja | | |
| Iloraz N-NH ₄ /N-NO ₃ ⁻ | | 1,1±0,4 k. beztlenowa 0,7±0,1 k. denityfikacji 0,4±1,3 k. nityfikacji |

Wnioski

Na podstawie przeprowadzanych badań można stwierdzić, że efektywność pracy oczyszczalni ścieków jest wysoka i mieści się w zakresie 87,4-98,9%. Parametry ścieków oczyszczonych spełniają wymagania stawiane w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 28 stycznia 2009 r. (Dz.U. 2009 nr 27 poz. 169) (tab. 5).

Wyznaczone stężenia tlenu rozpuszczonego w komorach osadu czynnego na poziomie 1,1 mg/dm³ zbyt niskie pH oraz niskie obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych nie zapewniają optymalnych warunków przebiegu klasycznego układu procesu nityfikacji i denityfikacji.

Mimo tych warunków w oczyszczalni uzyskuje się wysokoelektywne usuwanie związków azotu. Stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych są poniżej 10 mg/ dm³.

Tab. 5. Wartości wskaźników zanieczyszczeń wg RMŚ oraz w ściekach oczyszczonych w oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą

Tab. 5. Value of contamination indicators RMŚ and in treated sewage in wastewater treatment plant in Kostrzyn

| Nazwa wskaźnika | Wartość wskaźnika wg RMŚ | Wartość wskaźnika w ściekach oczyszczonych |
|---|--------------------------|--|
| Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT ₅ przy 20 °C), inhibitor nityfikacji, mgO ₂ / dm ³ | 15 | 4,3 |
| Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) (dwuchromian potasu), mgO ₂ / dm ³ | 125 | 37,2 |
| Zawiesiny ogólne, mg/ dm ³ | 35 | 4,8 |
| Azot ogólny (suma azotu Kjeldhala ((N _{Norg} + N _{NH4}), azotu azotynowego i azotu azotanowego), mg/ dm ³ | 15 | 8,4 |
| Fosfor ogólny, mg P/ dm ³ | 2 | 0,4 |

**Stypendystka Programu Operacyjnego Kapitał Ludzki
Urzędu Marszałkowskiego w Zielonej Górze
Poddziałanie 8.2.2. Regionalne Strategie Innowacji**

LITERATURA

1. BERNACKA J., KURBIEL J., PAWŁOWSKA L.: *Usuwanie związków biogenych ze ścieków miejskich: Podstawy teoretyczne, stan badań zastosowania w kraju*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.1998
2. HENZE M. , HARRAMOES P. : *Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i biochemiczne*. Wyd. Politechniki Świętokrzyskiej, Kielce. 2000
3. JETTEN M.S.M, HOM S.J., VAN LOOSDRECHT M.C.M.: *Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system*. Wat. Sci. Technol. 35, 171-180, 1997
4. KHIN T., ANNACHATRE A. P.: *Novel microbial nitrogen removal process*. Biotechnol. Adv. 22: 529-532. 2004
5. KLIMIUK E., ŁEBKOWSKA M.: *Biotechnologia w ochronie środowiska*. PWN, Warszawa 2003
6. MAKOWSKA M.: *Symultaniczne usuwanie związków węgla i azotu ze ścieków bytowych w reaktorach hybrydowych*. Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, 2010

7. ROZPORZADZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, (Dz.U. 2006 nr 137 poz. 984), (Dz.U. 2009 nr 27 poz. 169 z późn. zmianami)
8. SADECKA Z.: *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*. Wyd. Seidel-Przywecki Sp. z o.o. Wydanie I. Warszawa. 2010
9. SCHMIDT I., SLIEKERS O., SCHMID M., CIRPUS J., STROUS M., BOCK E., KUENEN J. G., JETTEN M.S.M.: *Aerobic ammonia oxidizing bacteria – competitors or natural partners?* FEMS Microbiol. Ecol. 39: 175-181, 2002
10. SZATKOWSKA B., PŁAZA E., TRELA J., BOSANDER J., HULMAN B.: *Application of conductivity measurements for monitoring of nitrogen removal in the partial nitrification/ Anammox process*. W: IWA Specialized Conference Nutrient Management in Wastewater Treatment Process and Recycle Streams. LEMCHT Consulting, Kraków: 717-724, 2005
11. PODEDWORNA J.: *Zintegrowane usuwanie azotu i fosforu w reaktorze SBR z długotrwałym dawkowaniem ścieków poprzez selektor*. Prace naukowe Politechniki Warszawskiej. Inżynieria środowiska. 41, 2002
12. SZEWCZYK K.: *Biologiczne metody usuwania związków azotu ze ścieków*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej. Warszawa 2005

REMOVAL OF NITROGEN COMPOUNDS IN WASTEWATER TREATMENT PLANT IN KOSTRZYN

Summary

Effective treatment of wastewater is a basic priority of each and every wastewater treatment plant. Legal requirements in accordance with the Decree of the Minister of the Environment (Journal of Laws 2009 No. 27, item. 169) include not only organic compounds (BOD₅, COD) and general suspensions but also highly effective removal of nutrients: nitrogen and phosphorus. This paper presents an assessment of the efficiency of wastewater treatment plant in Kostrzyn in removal of organic and nitrogen compounds. It has been shown that the nitrogen concentrations <10 mg/l obtained in treated wastewater is not carried in the classical nitrification-denitrification system. The obtained parameters: BOD₅/TKN ratio in the effluent in denitrification chamber from 0.9 to 2.7, the average value $N-NH_4/N-NO_3 = 0.67$, low oxygen and low supply of organic substrate suggest anaerobic oxidation of ammonia.

Key words: nitrification, denitrification, anaerobic ammonium oxidation