



Proces defosfatacji denitryfikacyjnej jako alternatywna metoda usuwania ze ścieków związków biogenych

Monika Żubrowska-Sudoł, Aleksandra Cyganecka

Instytut Zaopatrzenia w Wodę i Budownictwa Wodnego,
Politechnika Warszawska, Warszawa

Denitrifying dephosphatation as an alternative solution for nutrient removal from wastewater

Summary

The anaerobic-anoxic process has been proposed as an alternative to conventional anaerobic-aerobic process for biological phosphorus removal. In this process, phosphate-accumulating bacteria utilize nitrate or nitrite as an electron acceptor instead of oxygen, so phosphorus and nitrogen are removed simultaneously by one group of heterotrophic microorganisms. Advantages of this process are the possibility of saving COD and energy as well as reduction of sludge production. The paper reviews literature on the application of the denitrifying phosphorus removal process for treating municipal wastewater, analyses methods for determining the fraction of denitrifying phosphorus-accumulating organisms in P-removing sludge, and characterizes problems with bacteria isolation and identification.

Key words:

denitrifying phosphorus removal, nitrogen removal, biological phosphorus removal.

Adres do korespondencji

Monika Żubrowska-Sudoł,
Instytut Zaopatrzenia
w Wodę i Budownictwa
Wodnego,
Politechnika Warszawska,
ul. Nowowiejska 20,
00-653 Warszawa;
e-mail:
monika.sudol@is.pw.edu.pl

1. Wstęp

W pierwszej teorii biologicznego usuwania fosforu ze ścieków zakładano, że mikroorganizmy defosfatacyjne (BAP, dokładnie bakterie akumulujące fosforany) mogą wzrastać i gromadzić fosfor w postaci wewnątrzkomórkowych polifosforanów tylko w warunkach tlenowych [1]. Już w latach 80. XX w. pojawiły się

doniesienia, że jeśli w warunkach braku tlenu rozpuszczonego w oczyszczanych ściekach występują azotany, bakterie akumulujące fosforany wykorzystują je jako akceptory elektronów w procesie utleniania zmagazynowanego wcześniej w warunkach ściśle beztlenowych kwasu poli- β -hydroksymasłowego (PHB). Obserwacje takie poczynili Kern-Jespersen i Henze [2], w konsekwencji formułując hipotezę, że w beztlenowo-tlenowych układach oczyszczania ścieków mogą występować dwa typy mikroorganizmów defosfatacyjnych: takie, które potrafią wykorzystywać tylko tlen jako akceptor elektronów oraz takie, które mogą wykorzystywać zarówno tlen jak i azotany. Lotter [3] ze 100 próbek *Acinetobacter* sp., wyizolowała aż 52 szczepy wykazujące zdolność redukcji azotanów do N_2 . Potwierdzenie tezy o możliwości tzw. podwyższonej akumulacji fosforu w komórkach mikroorganizmów nie tylko w warunkach tlenowych, ale także w warunkach anoksyicznych znaleźć można w wielu innych pozycjach literatury [4-7].

Celem artykułu jest przedstawienie procesu defosfatacji denitryfikacyjnej jako alternatywnego rozwiązania usuwania ze ścieków związków biogenych ze wskazaniem zalet i wad analizowanego procesu.

2. Teorie dotyczące występowania zdolności denitryfikacyjnych wśród BAP

W literaturze opisywane są dwie teorie dotyczące występowania zdolności denitryfikacyjnych wśród BAP. W pierwszej z nich, zaproponowanej przez Kern-Jespersena i Henzego [2], a następnie zmodyfikowanej przez innych badaczy [8,9] mówi się o istnieniu populacji BAP składającej się z kilku grup bakterii, różniących się między sobą rodzajem wykorzystywanych akceptorów elektronów. Początkowo Kern-Jespersen i Henze [2] wyróżnili wśród bakterii defosfatacyjnych dwie grupy: takie, które jako akceptory elektronów mogą wykorzystywać wyłącznie tlen (BAP_{tlen}) oraz bakterie, które oprócz tlenu jako akceptory elektronów mogą wykorzystywać azotany (BAP_{den}). Hu i wsp. [9] dodatkowo wskazali istnienie trzeciej grupy bakterii defosfatacyjnych, dla których akceptorami elektronów oprócz tlenu i azotanów mogą być również azotyny. Z kolei Ahn i wsp. [8] zasugerowali istnienie BAP zdolnych do wykorzystywania wyłącznie azotanów jako akceptorów elektronów.

W drugiej teorii [7] postuluje się istnienie jednej populacji BAP, w której w zależności od panujących warunków występują różne poziomy indukcji aktywności denitryfikacyjnej. W przypadku, gdy bakterie rozwijają się w warunkach beztlenowo-tlenowych poziom aktywności denitryfikacyjnej jest niski albo zerowy. Gdy natomiast populacja BAP poddawana jest naprzemiennym warunkom beztlenowo-anoksyicznym, a nigdy nie występują warunki tlenowe, jej aktywność denitryfikacyjna jest maksymalna.

3. Metody ilościowego szacowania populacji BAP_{den} w całkowitej populacji BAP

Biorąc pod uwagę pierwszą z opisanych teorii wiele grup badawczych [7-10] przeprowadziło prace eksperymentalne nad metodami pozwalającymi na ilościowe oszacowanie poszczególnych grup BAP.

Wachtmeister i wsp. [7] wykazali, że można do tego celu wykorzystać testy porcjowe poboru fosforu przeprowadzane równolegle dla tego samego osadu w warunkach beztlenowo-tlenowych i beztlenowo-anoksydacyjnych. Badacze wychodząc z założenia, że w warunkach anoksydacyjnych pobieranie fosforu ze ścieków prowadzą tylko BAP_{den} , a w warunkach tlenowych BAP_{den} i BAP_{tlen} uznali, że ilościowy udział BAP_{den} w populacji bakterii defosfatacyjnych można określić wyznaczając szybkość poboru $P-PO_4^{3-}$ w warunkach anoksydacyjnych i tlenowych, co opisali zależnością:

$$\frac{X_{BAP_{den}}}{X_{BAP}} = \frac{q_{anoks}}{q_{tlen}} \quad (2.1)$$

gdzie: $X_{BAP_{den}}$ – ilość bakterii defosfatacyjno-denitryfikacyjnych (BAP_{den}) w próbie osadu czynnego,

X_{BAP} – całkowita ilość bakterii defosfatacyjnych (BAP) w próbie osadu czynnego,

q_{anoks} – szybkość poboru ortofosforanów w warunkach anoksydacyjnych,

q_{tlen} – szybkość poboru ortofosforanów w warunkach tlenowych.

Przydatność testów porcjowych do ilościowego szacowania różnych grup bakterii defosfatacyjnych udokumentowali również Meinhold i wsp. [10]. Opierając się na założeniu przyjętym w modelu osadu czynnego ASM1, że aktywność denitryfikacyjna bakterii stanowi ok. 80% ich aktywności tlenowej, badacze wprowadzili poprawkowy współczynnik redukcji dla warunków anoksydacyjnych η_{NO_3} . Szybkość anoksydacyjnego poboru fosforu przez BAP_{den} zdefiniowali zależnością:

$$q_{pp\ anoks\ BAP_{den}} = \eta_{NO_3} \cdot q_{pp\ tlen\ BAP_{den}} \quad (2.2)$$

$$\eta_{NO_3} = 0,8$$

gdzie: $q_{pp\ anoks\ BAP_{den}}$ – szybkość anoksydacyjnego poboru fosforu przez BAP_{den} ,

$q_{pp\ tlen\ BAP_{den}}$ – szybkość tlenowego poboru fosforu przez BAP_{den} ,

η_{NO_3} – współczynnik redukcji dla warunków anoksydacyjnych.

Przeprowadzając test porcjowy poboru fosforu analogicznie jak to zaproponowali Wachtmeister i wsp. [7] ilość bakterii BAP_{den} i BAP_{tlen} można oszacować z zależności:

$$\frac{q_{anoks}}{\eta_{NO_3}} \cdot \frac{1}{q_{tlen}} = \frac{X_{BAP_{den}}}{X_{BAP}} \quad (2.3)$$

Meinhold i wsp. [10] wskazali, że nie bez znaczenia jest okres, dla którego ustala się szybkości poboru fosforu. W związku z tym wyróżnili dwie metody szacowania ilości poszczególnych grup bakterii defosfatacyjnych. Pierwsza z nich opiera się na założeniu, że w zależności (2.3) należy uwzględniać początkowe szybkości poboru fosforu. Druga zaś polega na określeniu całkowitej ilości pobranego P w takich okresach, by szybkości anoksydacyjnego i tlenowego poboru fosforanów zmniejszyły się o tyle samo procent. Ilość fosforu pobranego w tych przedziałach czasowych jest wówczas proporcjonalna do zawartości BAP_{den} i BAP_{tlen} w biomase osadu czynnego. Istotne jest przyjęcie założenia, że BAP_{den} i BAP_{tlen} po fazie beztlenowej mają takie same ilości zmagazynowanych polimerów wewnątrzkomórkowych. Ilość BAP_{den} można wówczas oszacować wykorzystując następujące równania:

$$\frac{q_{anoks}(t_0)}{q_{anoks}(t_1)} = \frac{q_{tlen}(t_0)}{q_{tlen}(t_2)} \quad (2.4)$$

wówczas

$$\frac{X_{BAP_{den}}}{X_{BAP}} = \frac{\Delta P_{anoks}(t_{0/1})}{\Delta P_{tlen}(t_{0/2})} \quad (2.5)$$

gdzie: $q_{anoks}(t_0)$ – szybkość anoksydacyjnego poboru fosforanów w czasie t_0 ,

$q_{anoks}(t_1)$ – szybkość anoksydacyjnego poboru fosforanów po czasie t_1 ,

$q_{tlen}(t_0)$ – szybkość tlenowego poboru fosforanów w czasie t_0 ,

$q_{tlen}(t_2)$ – szybkość tlenowego poboru fosforanów po czasie t_2 ,

$\Delta P_{anoks}(t_{0/1})$ – ilość fosforu pobranego w warunkach anoksydacyjnych w okresie od t_0 do t_1 ,

$\Delta P_{tlen}(t_{0/2})$ – ilość fosforu pobranego w warunkach tlenowych w okresie od t_0 do t_2 .

W przeciwieństwie do Wachtmeistera i wsp. [7] oraz Meinholda i wsp. [10] Hu i wsp. [9] stwierdzili, że dla ilościowego oszacowania poszczególnych grup bakterii defosfatacyjnych testy porcjowe należy prowadzić z uwzględnieniem trzech możliwych akceptorów elektronów: azotanów, azotynów i tlenu. Poprzednie testy zakładały obserwacje poboru fosforu jedynie w obecności NO_3^- i O_2 . Hu i wsp. [9] wykorzystując metodę całkowitych ilości pobranego fosforu zaproponowali następujące równania dla określenia ilości poszczególnych grup bakterii defosfatacyjnych:

$$BAP_{tlen}/BAP (\%) = (M_O - M_{ON}) / M_O \cdot 100\% \quad (2.6)$$

$$BAP_{den}/BAP (\%) = (M_{ON} - M_{ONn}) / M_O \cdot 100\%, \quad (2.7)$$

$$BAP_{den'}/BAP (\%) = M_{ONn} / M_O \cdot 100\% \quad (2.8)$$

$$BAP_{den'}/BAP = 1 - (BAP_{tlen}/BAP + BAP_{den}/BAP) \quad (2.9)$$

gdzie: M_{ONn} – całkowita ilość fosforanów pobranych w obecności azotynów,

M_{ON} – całkowita ilość fosforanów pobranych w obecności azotanów,

M_O – całkowita ilość fosforanów pobranych w warunkach tlenowych,

BAP_{tlen} – bakterie akumulujące fosforany, potrafiące jako akceptory elektronów wykorzystywać jedynie tlen,

BAP_{den} – bakterie akumulujące fosforany potrafiące jako akceptory elektronów wykorzystywać tlen i azotany,

BAP_{den'} – bakterie akumulujące fosforany, potrafiące jako akceptory elektronów wykorzystywać tlen, azotany i azotyny.

W przeprowadzonej analizie opisanych w literaturze metod szacowania ilości BAP_{den} wśród całej populacji BAP stwierdzono, że mogą one być przydatnym narzędziem do śledzenia zmian w jakościowej i ilościowej charakterystyce bakterii defosfatacyjnych w układach technologicznych do usuwania ze ścieków związków N i P. Wskazano również na celowość dalszych badań, które pozwoliłyby na uściślenie i ujednoczenie metodyki, a tym samym dałyby możliwość porównania rezultatów uzyskiwanych przez różne grupy badawcze.

4. Identyfikacja bakterii prowadzących proces defosfatacji denitryfikacyjnej

Próbie identyfikacji bakterii prowadzących proces defosfatacji denitryfikacyjnej podjęli m.in. Jorgensen i Pauli [11]. Pomimo że nie przyniosła ona pożądanego efektu badacze na podstawie badań mikrobiologicznych wykazali, że możliwe jest usuwanie ze ścieków azotu i fosforu przez te same bakterie. Za najbardziej aktywne w usuwaniu fosforu bakterie denitryfikacyjne uznali bakterie z rodzaju *Pseudomonas*. Do podobnych wniosków doszli Lacko i wsp. [12] oraz Shi i Lee [13]. Pierwsza grupa badawcza stwierdziła, że wśród bakterii zdolnych do anoksycznego poboru fosforu dominowały bakterie z rodzaju *Pseudomonas*. Jednak za najbardziej aktywne BAP_{den} uznano bakterie z rodzaju *Serratia* i *Vibrio*. Shi i Lee [13] wyizolowane BAP_{den} zidentyfikowali jako *Brachymonas* sp., *Pseudomonas stutzeri*, *Pseudomonas pseudoalcaligenes*, *Ochrobactrum* sp. i *Paracoccus denitrificans*. Inna grupa badawcza [8] opierając się na wynikach badań wykorzystujących techniki inżynierii genetycznej wysunęła hipotezę, że zdolność do anoksycznego poboru fosforu mogą mieć bakterie z rodzaju *Rhodocyclus*. Potwierdzono to w badaniach Tsunedy i wsp. [14], którzy stwierdzili, że do bakterii BAP_{den} należą szczepy *Thauera mechernichensis* i *Azoarcus toluenticus*, które obecnie zalicza się do rodzaju *Rhodocyclus*.

Z analizy doniesień literaturowych wynika, że większość prób hodowli bakterii defosfatacyjnych kończyła się albo niepowodzeniem, albo izolowane z osadu czynnego czyste kultury BAP wykazywały inne „zachowanie” od obserwowanego w hodowlach mieszanych. W związku z problemami z hodowlą bakterii defosfatacyjnych obiecujące są, jak się wydaje, techniki w których wykorzystuje się osiągnięcia technologii DNA, umożliwiające badania i identyfikację bakterii bez konieczności ich izolacji.

5. Czynniki wpływające na wydajność procesu defosfatacji denitryfikacyjnej

Podstawowymi czynnikami prowadzącymi do zwiększenia wydajności procesu defosfatacji denitryfikacyjnej są czynniki promujące wzrost mikroorganizmów odpowiedzialnych za ten proces. Jednak nawet hipotetyczny osad czynny zawierający 100% BAP_{den} może pobierać fosforany w warunkach tlenowych. Dlatego istotny jest również wpływ czynników promujących denitryfikacyjny pobór fosforanów w osadzie czynnym bogatym w BAP_{den}.

BAP_{den} namnażają się szczególnie łatwo w reaktorach o naprzemiennych warunkach beztlenowo-anoksydacyjnych. W warunkach beztlenowych w oczyszczanych ściekach powinny być obecne łatwo rozkładalne substraty organiczne i powinny one zostać wówczas całkowicie pobrane przez BAP. Jeśli łatwo rozkładalne związki organiczne pozostaną w oczyszczanych ściekach, to dostępne w warunkach anoksydacyjnych akceptory elektronów wykorzystywane będą do utlenienia substratów organicznych dostępnych w roztworze, a nie zmagazynowanych wewnątrzkomórkowo, co jest przyczyną zmniejszenia wydajności procesu defosfatacji denitryfikacyjnej. Sprzyja to również rozwojowi bakterii denitryfikacyjnych innych niż BAP_{den} [15].

Aby zmaksymalizować wydajność defosfatacji denitryfikacyjnej w układzie technologicznym pomiędzy komorą/fazą beztlenową a komorą/fazą anoksydacyjną nie powinna występować komora/faza tlenowa. W przypadku zaistnienia takiej sytuacji część zmagazynowanego w warunkach beztlenowych PHB utleniana jest z wykorzystaniem tlenu, powodując zmniejszenie ilości wewnątrzkomórkowego substratu węglowego dostępnego w komorze/fazie anoksydacyjnej.

Istotny wpływ na wydajność procesu defosfatacji denitryfikacyjnej ma również wiek osadu czynnego. Z badań Merzouki i wsp. [16] oraz Penga i wsp. [17] wynika, że optymalna wartość tego parametru wynosi 14-15 dni. Interesujące są obserwacje poczynione przez Penga i wsp. [17]. Badacze stwierdzili, że obniżenie wieku osadu czynnego z 14 do 7 dni skutkowało zmniejszeniem efektywności usuwania fosforu z 98,2 do 78,5%, co było sprzeczne z ich początkowymi założeniami. Na tej podstawie wnioskowali, że w przypadku usuwania fosforu w warunkach anoksydacyjnych wymagany jest dłuższy wiek osadu czynnego niż przy eliminacji fosforu w warunkach tlenowych. Jest to związane z niższą szybkością wzrostu bakterii defosfatacyjnych w środowisku anoksydacyjnym.

Na efektywność procesu defosfatacji denitryfikacyjnej pewien wpływ ma także wartość pH oczyszczanych ścieków. Kuba i wsp. [18] stwierdzili, że wydajność uwalniania fosforanów z komórek bakteryjnych w warunkach beztlenowych zwiększa się wraz ze wzrostem pH. Jednak przy pH wynoszącym 8 i wyższym następuje wytrącanie się osadu fosforanów. Przyjmuje się, że optymalna wartość pH dla procesu defosfatacji denitryfikacyjnej wynosi 7-7,5.

Na wydajność procesu ma również wpływ obecność w ściekach inhibitorów reakcji biochemicznych. Zalicza się do nich szerokie spektrum związków powszechnie

uznawanych za toksyczne dla organizmów osadu czynnego. Na uwagę zasługują azotyny, które z jednej strony biorą udział w procesie, a z drugiej, przy zbyt wysokich stężeniach stanowią czynnik inhibitujący. Kuba i wsp. [18] zaobserwowali, że stężenia azotynów na poziomie 5-10 mg N-NO₂⁻/l inhibitowały pobór fosforu w reaktorze SBR. Do podobnych wniosków doszli Meinhold i wsp. [10]. Autorzy stwierdzili, że stężenie NO₂⁻ wyższe od 8 mg N-NO₂⁻/l całkowicie hamowało proces anoksyicznego poboru fosforu. Zupełnie inne spostrzeżenia poczynili Lee i wsp. [19] oraz Ahn i wsp. [8]. Z badań Lee i wsp. [19] wynika, że przy stężeniu azotynów nie przekraczającym 10 mg N-NO₂⁻/l związek ten nie miał żadnego negatywnego wpływu na anoksyiczny pobór fosforu. Ahn i wsp. [8] stwierdzili, że akumulacja P występowała nawet przy stężeniach NO₂⁻ rzędu 40 mg N-NO₂⁻/l. Przedstawione wyniki badań różnych grup badawczych, jak się wydaje, są ze sobą sprzeczne. Należy jednak zauważyć, że w przypadku eksperymentu przeprowadzonego przez Kubę i wsp. [18] przed wprowadzeniem do reaktora azotynów rozwijająca się tam biomasa nie była poddawana działaniu tego związku. W badaniach Lee i wsp. [19] oraz Ahn i wsp. [8] osad czynny z układu typu AO od zawsze „stykał się” z pewną ilością azotynów. Na tej podstawie wysunięto hipotezę, że poziom inhibicji poboru fosforanów azotynami zależy od występującej adaptacji biomasy do azotynów.

6. Wady i zalety procesu defosfatacji denitryfikacyjnej

Podstawową zaletą defosfatacji denitryfikacyjnej jest zmniejszenie zapotrzebowania na węgiel organiczny niezbędny do usunięcia ze ścieków N i P. Kuba i wsp. [5] stwierdzili, że prowadząc proces defosfatacji denitryfikacyjnej można usunąć 15 mg P/l i 105 mg N/l przy wydatku tylko 400 mg ChZT/l. W konwencjonalnym układzie, na usunięcie takiej samej ilości N i P potrzeba 774 mg ChZT/l. Na tej podstawie wnioskowano, że usunięcie N i P w procesie defosfatacji denitryfikacyjnej zmniejsza o 48% zapotrzebowanie na węgiel organiczny. Na podstawie wyników symulacji działania oczyszczalni typu MUCT, przeprowadzonej przez Hao i wsp. [20] pokazano, że stworzenie warunków sprzyjających defosfatacji denitryfikacyjnej może prowadzić do „zaoszczędzenia” 53-59% ChZT. Wyznaczone przez autorów optymalne wartości relacji pomiędzy ChZT i N oraz ChZT i P wyniosły odpowiednio: 3,9-4,5 g ChZT/g N i 32,2-35,2 g ChZT/g P.

Z badań Kuby i wsp. [5] wynika, że współczynnik wzrostu mikroorganizmów defosfatacyjnych w warunkach anoksyicznych jest znacząco niższy od uzyskiwanego w warunkach tlenowych. Autorzy oszacowali, że przyrost biomasy w reaktorze pracującym w cyklu beztlenowo/anoksyicznym w porównaniu do reaktora pracującego w cyklu beztlenowo/tlenowym jest o 50% mniejszy, co stanowi istotną zaletę defosfatacji denitryfikacyjnej. Dodatkowo wykorzystując do usunięcia ze ścieków N i P proces defosfatacji denitryfikacyjnej można o ok. 30% zmniejszyć zapotrzebowanie tlenu do usunięcia ze ścieków zanieczyszczeń (tlen wykorzystywany jest wówczas jedynie w procesie nityfikacji).

Wadą anoksyicznego poboru fosforu jest jego mniejsza szybkość w porównaniu do akumulacji P w warunkach tlenowych. Jednak zasadniczym powodem, który ogranicza aplikacyjność tej metody jest konieczność stworzenia w układzie technologicznym takich warunków, które będą promowały rozwój BAP_{den}. Co więcej, w dotychczasowych badaniach wskazuje się, że wręcz niemożliwe jest usunięcie ze ścieków bytowo-gospodarczych całego ładunku azotu i fosforu jedynie na drodze defosfatacji denitryfikacyjnej. Wynika to ze składu ścieków, a dokładniej z relacji pomiędzy ilością azotu i fosforu. Kuba i wsp. [5] w swoich badaniach dokumentują, że aby występujące w ściekach związki azotu i fosforu zostały usunięte przez BAP_{den} ich wzajemna relacja powinna wynosić 7 g N/g P. Zazwyczaj ścieki charakteryzują się mniejszą wartością stosunku N/P, stąd po procesie defosfatacji denitryfikacyjnej w oczyszczonych ściekach pozostały nieusunięty ładunek fosforu.

7. Podsumowanie

Na podstawie pojawiających się w ciągu ostatnich kilkunastu lat doniesień literaturowych można jednoznacznie stwierdzić, że pogląd, mówiący o tym, że jedynym możliwym akceptorem elektronów dla bakterii akumulujących fosforany jest tlen był błędny. Obecnie wiadomo, że wśród BAP wyróżnia się bakterie, które są zdolne do akumulacji fosforanów w warunkach anoksyicznych. Odkrycie defosfatacji denitryfikacyjnej nie tylko w znaczący sposób zmienia dotychczasowe spojrzenie na rolę azotanów w procesie usuwania fosforu ze ścieków, ale wnosi do technologii ścieków alternatywną metodę usuwania N i P, która charakteryzuje się istotnymi zaletami. Pozwala bowiem na zmniejszenie zapotrzebowania na węgiel organiczny, obniżenie zużycia tlenu rozpuszczonego (równoznaczne ze zmniejszeniem zużycia energii), jak również ograniczenie przyrostu biomasy.

Biorąc pod uwagę czynniki wpływające na wydajność defosfatacji denitryfikacyjnej przyjęto, że dla zapewnienia maksymalnej efektywności usuwania N i P na drodze omawianego procesu układy technologiczne powinny być projektowane w ten sposób, aby bakterie nitryfikacyjne i bakterie BAP_{den} rozwijały się w oddzielnych reaktorach, pomiędzy którymi wymieniany byłby jedynie supernatant. Pozwala to na hodowlę BAP_{den} w taki sposób, że bakterie te nie są poddawane działaniu warunków tlenowych. W związku z tym nie ma możliwości tlenowego utlenienia PHB magazynowanego przez te bakterie w fazie beztlenowej i całkowite usuwanie N i P zachodzi na drodze defosfatacji denitryfikacyjnej. Ponadto, gdy bakterie nitryfikacyjne wzrastają w osobnym reaktorze tlenowym, do którego dawkowane są ścieki pozbawione w fazie beztlenowej substancji organicznych, ich wzrost nie jest hamowany przez występującą w przeciwnym razie konkurencję o tlen z bakteriami heterotroficznymi. Wśród tego typu rozwiązań wymienić należy układ A₂N SBR [5] oraz układ DEPHANOX [17,21]. Układy te, różnią się między sobą przede wszystkim rozwiązaniem reaktora nitryfikacyjnego. W układzie A₂N SBR proces nitryfikacji realizowany

jest w tlenowym reaktorze typu SBR, natomiast w układzie DEPHANOX etap nityfikacji realizowany jest w złożu biologicznym. Podstawowym ograniczeniem zastosowania w skali technicznej układów, które zakładają, że N i P będą usuwane jedynie na drodze defosfatacji denitryfikacyjnej są problemy z uzyskaniem odpowiedniej efektywności usuwania fosforu, co wynika ze zbyt małej ilości N w stosunku do P w ściekach poddawanych oczyszczaniu. Przykładowo Sorm i wsp. [21] w układzie DEPHANOX zaproponowali oprócz sekwencji beztlenowo-anoksydacyjnej i reaktora nityfikacyjnego wprowadzenie dodatkowej komory tlenowej, w której prowadzona byłaby tlenowa akumulacja fosforu, pozostałego w ściekach po procesie defosfatacji denitryfikacyjnej. Należy również zaznaczyć, że układy projektowane specjalnie do realizacji procesu defosfatacji denitryfikacyjnej, jak do tej pory, działają wyłącznie w skali laboratoryjnej. Ich istotną wadą jest konieczność takiego sterowania procesem oczyszczania, by w reaktorze beztlenowo-anoksydacyjnym donory elektronów w postaci rozpuszczonych w ściekach łatwo rozkładalnych związków organicznych i akceptory elektronów w postaci azotanów nigdy nie występowały jednocześnie. Zapewnienie takich warunków w skali technicznej jest praktycznie niemożliwe.

Inną drogą prowadzącą do wykorzystania zalet procesu defosfatacji denitryfikacyjnej jest stwarzanie takich warunków w dotychczas stosowanych układach technologicznych, które promowałyby ten proces, to znaczy zwiększałyby udział anoksydacyjnego poboru fosforu. Warunkiem koniecznym do przeprowadzenia omawianego procesu jest zaistnienie w układzie sekwencji komór/faz beztlenowej i anoksydacyjnej. Taka konfiguracja występuje m.in. w układach A_2O , UCT i MUCT, może być również osiągnięta w sekwencyjnych reaktorach porcjowych. Obserwacje wielu grup badawczych (Helness i Ødegaard [22], Gieseke i wsp. [23], Podedworna [24], Podedworna i Żubrowska-Sudoł [25], Styka [26], Peng i wsp. [17], Tsuneda i wsp. [14]) potwierdzają możliwość usunięcia ze ścieków części N i P w tego typu układach na drodze defosfatacji denitryfikacyjnej.

Przedstawione w artykule doniesienia literaturowe skłaniają do stwierdzenia, że należy prowadzić dalsze badania mające na celu poszukiwanie rozwiązań, umożliwiających usuwanie azotu i fosforu na drodze defosfatacji denitryfikacyjnej, ale na tyle elastycznych, aby zapewniały możliwość usunięcia części fosforu w warunkach tlenowych.

Literatura

1. Wentzel C., Ehama G. A., Loewenthal R. E., Dold P. L., Marais G. V. R., (1989), *Water S. A.*, 15, 2, 71-88.
2. Kern-Jespersen J., Henze M., (1983), *Wat. Res.*, 27, 617-624.
3. Lotter L., (1985), *Wat. Sci. Tech.*, 17, 11, 127-138.
4. Hascoet M., Florentz M., (1985), *Wat. S. A.*, 11, 1-8.
5. Kuba T., Loosdrecht M., Heijnen J., (1996), *Wat. Res.*, 30, 1702-1710.
6. Ng W., Ong S., Hu J., (2001), *Wat. Sci. Tech.*, 43, 3, 139-146.
7. Wachtmeister A., Kuba T., Loosdrecht M., Heijnen J., (1997), *Wat. Res.*, 31, 471-478.

8. Ahn J., Daidou T., Tsuneda S., Hirata A., (2002), *Wat. Res.*, 36, 403-412.
9. Hu J., Ong S., Ng W., Lu F., Fan X., (2003), *Wat. Res.*, 37, 3463-3471.
10. Meinhold J., Filipe C., Daigger G., Isaacs S., (1999), *Wat. Sci. Tech.*, 39, 31-42.
11. Jørgensen K., Pauli A., (1995), *Anaerobe*, 1, 161-168.
12. Lacko N., Drysdale G., Bux F., (2003), *Wat. Sci. Tech.*, 47, 17-22.
13. Shi H., Lee C., (2006), *Intern. Biodeter. Biodegr.*, 57, 121-128.
14. Tsuneda S., Miyauchi R., Ohno T., Hirata A., (2005), *J. Biosci. Bioeng.*, 99, 403-407.
15. Kuba T., Loosdrecht M., Heijnen J., (1996), *Wat. Sci. Tech.*, 34, 33-40.
16. Merzouki M., Bernet N., Delgenes J., Moletta R., Benlemlih M., (2001), *Wat. Sci. Tech.*, 43, 3, 191-194.
17. Peng Y., Wang Y., Ozaki M., Pan M., (2004), *Journal of Environmental Science and Health*, 39, 3, 703-715.
18. Kuba T., Loosdrecht M., Heijnen J., (1997), *Wat. Sci. Tech.*, 36, 75-82.
19. Lee D., Jeon C., Park J., (2001), *Water Research*, 35, 3968-3976.
20. Hao X., Heijnen J., Qian Y., Loosdrecht M., (2001), *Water Science and Technology*, 44, 67-76.
21. Sorm R., Bortone G., Saltarelli R., Jenicek P., Wanner J., Tilche A., (1996), *Wat. Res.*, 30, 7, 1573-1584.
22. Helness H., Ødegaard H., (2001), *Wat. Sci. Tech.*, 43, 1, 233-240.
23. Gieseke A., Arnz P., Amann R., (2002), *Wat. Res.*, 36, 501-509.
24. Podedworna J., (2002), *Prace naukowe PW, Inżynieria Środowiska z. 41*.
25. Podedworna J., Żubrowska-Sudoł M., (2005), *Konferencja naukowo-techniczna „Woda-ścieki-odpady w środowisku”, Zielona Góra*.
26. Styka W., (2004), *Konferencja naukowo-techniczna „Badania, projektowanie i eksploatacja reaktorów o działaniu sekwencyjnym”, Warszawa*.