

(19)



URZĄD
PATENTOWY
RZECZYPOSPOLITEJ
POLSKIEJ

(10)

PL 245771 B1

(12)

Opis patentowy

(21) Numer zgłoszenia: **436378**

(22) Data zgłoszenia: **2020.12.17**

(43) Data publikacji o zgłoszeniu: **2022.06.20 BUP 25/2022**

(45) Data publikacji o udzieleniu patentu: **2024.10.14 WUP 42/2024**

(51) MKP:

C02F 3/12 (2023.01)

C02F 3/30 (2023.01)

(73) Uprawniony z patentu:

POLITECHNIKA WROCŁAWSKA, Wrocław, PL
MIEJSKIE PRZEDSIĘBIORSTWO
WODOCIĄGÓW I KANALIZACJI
SPÓŁKA AKCYJNA, Wrocław, PL

(72) Twórca(-y) wynalazku:

KAMIL JANIĄK, Wrocław, PL
MATEUSZ MUSZYŃSKI-HUHAJŁO, Kłodzko, PL
STANISŁAW MIODOŃSKI, Wrocław, PL
BARTOSZ ZIĘBA, Wrocław, PL
KRZYSZTOF RATKIEWICZ, Wrocław, PL
ŁUKASZ KOKUREWICZ, Wrocław, PL
MAGDALENA ŁAGOCKA, Lubin, PL
LESZEK DUDKOWSKI, Wrocław, PL
DOMINIKA KOŁBUC, Wrocław, PL

(74) Pełnomocnik:

rzecz. pat. Katarzyna Paprzycka, Wrocław, PL

(54) Tytuł:

Sposób usuwania azotu wraz z wytwarzaniem bakterii nitryfikacyjnych

PL 245771 B1

Opis wynalazku

Przedmiotem wynalazku jest sposób usuwania azotu ze ścieków o podwyższonej temperaturze i podwyższonej zawartości azotu amonowego wraz z wytwarzaniem bakterii nitryfikacyjnych AOB (ammonia oxidizing bacteria) z wykorzystaniem procesu dwustopniowej deamonifikacji, a wyhodowane bakterie przeznaczone są do zaszczepiania komory osadu czynnego oczyszczalni ścieków.

W konwencjonalnych oczyszczalniach ścieków, niekorzystne dla środowiska związki azotu, usuwane są ze ścieków metodą biologicznej nitryfikacji oraz następującej po niej denitryfikacji, podczas której azot amonowy (NH_4), azot azotynowy (NO_2) i azotanowy (NO_3) przekształcany jest w azot pierwiastkowy (N_2), który jako nieszkodliwy produkt końcowy jest wypuszczany do otaczającego powietrza.

W procesie oczyszczania ścieków azot amonowy jest utleniany w warunkach tlenowych do azotynów w 1-szej fazie nitryfikacji, następnie do azotanów w 2-giej fazie nitryfikacji, a w następującej po nich fazie denitryfikacji – azot azotanowy jest redukowany, w warunkach anoksycznych, w pierwszym etapie do azotynów, a w drugim etapie redukcji do azotu gazowego. W procesie przemiany związków azotu uczestniczą odpowiednio bakterie nitryfikacyjne AOB (1-szej fazy) i NOB (nitrite oxidizing bacteria- 2-giej fazy) hodowane w reaktorach osadu czynnego w postaci osadu czynnego, albo porastające złoża biologiczne.

Cechą biologicznej nitryfikacji/denitryfikacji jest wysokie zapotrzebowanie na tlen, a tym samym wysokie zużycie energii. Ponadto w procesie denitryfikacji niezbędny jest organiczny węgiel, co w związku z jego częstym deficytem w ściekach, wymaga dodatkowych nakładów na uzupełnianie deficytu z zewnętrznego źródła.

W oczyszczalniach wyposażonych w mezo- lub termo-filną fermentację osadów, część strumienia oczyszczanych ścieków stanowią tzw. odcieki z odwadniania osadów. Jest to wewnętrzny strumień oczyszczalni, charakteryzujący się podwyższoną temperaturą i podwyższonym stężeniem azotu amonowego.

Znane i stosowane jest usuwanie azotu ze ścieków o podwyższonej temperaturze i podwyższonym stężeniu azotu amonowego w procesie klasycznej nitryfikacji/denitryfikacji przy niskim wieku osadu i zaszczepianiu osadem recykulowanym, gdzie przyrastająca biomasa nitryfikantów jest wykorzystywana jako zaszczep kierowany do komór osadu czynnego. Obecność dodatkowego strumienia bakterii nitryfikacyjnych poprawia stabilność pracy oczyszczalni. Proces ten charakteryzuje się jednak dużym zużyciem tlenu i potrzebą dawkowania zewnętrznego źródła węgla.

Znany jest sposób eliminacji azotu ze ścieków o podwyższonej temperaturze i podwyższonym stężeniu azotu amonowego, polegający na skróconej nitryfikacji/denitryfikacji, w którym azot amonowy (NH_4) jest utleniany przez bakterie nitryfikacyjne 1-fazy do azotynów (NO_2), a nie azotanów (NO_3) jak ma to miejsce w konwencjonalnym procesie, w którym azotyny powstałe w procesie denitryfikacji podlegają redukcji do azotu. W przypadku stosowania tej metody mniejsze o 25% jest zużycie tlenu oraz mniejsze o 40% zużycie węgla organicznego. Ze względu na brak zaszczepiania osadem czynnym, bakterie wyhodowane w ramach procesu skróconej nitryfikacji/denitryfikacji nie mogą być wykorzystane jako zaszczep kierowany do komór osadu czynnego ze względu na inny skład bakteryjny. Proces ten charakteryzuje się mniejszym zużyciem tlenu i mniejszym zapotrzebowaniem na zewnętrzne źródła węgla niż klasyczna denitryfikacja/nitryfikacja, ale nie pozwala na skuteczne zaszczepianie ciągu głównego nitryfikantami.

Znane i stosowane jest usuwanie azotu ze ścieków o podwyższonej temperaturze i podwyższonym stężeniu azotu amonowego w procesie deamonifikacji, obejmującej skróconą nitryfikację i anammox, charakteryzujące się jeszcze mniejszym zużyciem tlenu, około 35% zużycia bazowego, nie wymagające udziału związków organicznych. Przy biologicznej deamonifikacji z biomasą, przeprowadzoną w stan zawiesiny, uczestniczą dwie grupy bakterii, z jednej strony bakterie utleniające azot amonowy do azotynów (AOB) oraz z drugiej strony bakterie utleniające azot amonowy azotynami (Anammox) i produkujące elementarny azot oraz niewielkie ilości azotanów. Ze względu na brak zaszczepiania osadem czynnym, bakterie wyhodowane w ramach pierwszego etapu deamonifikacji nie mogą być wykorzystane jako zaszczep kierowany do komór osadu czynnego ze względu na inny skład bakteryjny.

Wydzielone usuwanie azotu z odcieków, ma korzystny wpływ na ekonomię procesu oczyszczania ścieków w przypadku zastosowania skróconej nitryfikacji lub deamonifikacji albo wpływa korzystnie na stabilność pracy oczyszczalni ścieków.

Najczęściej stosowanym procesem jest proces deamonifikacji ze względu na bardzo korzystny bilans finansowy.

Kluczowym problemem wymagającym rozwiązania jest ryzyko załamania procesu oczyszczania ścieków w przypadku awarii instalacji do prowadzenia deamonifikacji. W przypadku takiej awarii, ładunek azotu dostający się do komór osadu czynnego gwałtownie rośnie, co stwarza istotne zagrożenie przeciążenia oczyszczalni ścieków i pogorszenia jakości ścieków oczyszczonych. Aby możliwe było zwiększenie stabilności pracy oczyszczalni ścieków, wymagane byłoby zaszczepianie ciągu osadu czynnego nityfikantami, co jest niemożliwe w aktualnych rozwiązaniach.

Z patentu EP 0826639B1 znana jest technologia SHARON, zgodnie z którą ściekami o temperaturze powyżej 30°C zasilany jest reaktor o hydraulicznym czasie przetrzymania 1–2 dni, pozbawiony osadnika i możliwości retencjonowania biomasy. W tych warunkach bakterie nityfikacyjne 1-szej fazy namnażają się szybciej, a ich przyrost jest wystarczający, aby bakterie utrzymały się w reaktorze. Natomiast przyrost bakterii nityfikacyjnych 2-giej fazy nie jest wystarczający, przy czym jednocześnie są one wymywane z reaktora więc ich stężenie w reaktorze jest zbyt małe, aby utlenić znaczące ilości azotynów. Opisany sposób wymaga ścieków o wysokiej temperaturze oraz stosowania wysokiego hydraulicznego czasu przetrzymania wynoszącego 1–2 dni, co wymusza stosowanie dużych reaktorów. Dodatkowo rozwiązanie nie przewiduje zaszczepiania ciągu głównego oczyszczalni, z powodu braku możliwości hodowli takich gatunków bakterii AOB, jakie namnażają się w ciągu głównym oczyszczalni.

Innym rozwiązaniem, opisanym w patencie EP 2630092B1, jest realizowanie procesu skróconej nityfikacji przy minimalizacji produkcji podtlenu azotu. Rozwiązanie to bazuje na założeniu, że produkcja podtlenu azotu w warunkach nadmiernego spadku pH i akumulacji azotynów, wymaga skomplikowanego sterowania miernikami azotynów, zwiększającymi koszty procesu. Rozwiązanie nie przewiduje zaszczepiania reaktora, ani nie ma innych środków pozwalających na wydajną hodowlę bakterii AOB, nie ma też możliwości wytwarzania azotynów, ponieważ zakłada denityfikację.

Z patentu europejskiego EP 2792646B1 znany jest sposób oczyszczania ścieków zawierających azot amonowy w urządzeniu do deamonifikacji, z jednym reaktorem biologicznym, w którym to urządzeniu najpierw za pomocą bakterii AOB, azot amonowy jest przemieniany w azot azotynowy, a potem za pomocą bakterii Anammox, zwłaszcza za pomocą Planctomycetes, azot amonowy i azot azotynowy ulegają przemianom w azot pierwiastkowy. Zgodnie ze sposobem osad z reaktora biologicznego jest doprowadzany do hydrocyklonu i rozdzielany w nim na frakcję specyficznie ciężką, która w większości zawiera bakterie Anammox, oraz frakcję specyficznie lekką, przy czym frakcja specyficznie ciężka jest odprowadzana z powrotem do reaktora biologicznego. W reaktorze tym, ze względu na wysoki wiek osadu, nie następuje istotny przyrost nityfikantów, dodatkowo ich skład gatunkowy jest odmienny od gatunków występujących w osadzie czynnym.

Z innego patentu EP 1113998B1 znany jest sposób, obejmujący hodowlę bakterii AOB i NOB we wsadowym procesie nityfikacji-denityfikacji. Wyhodowane bakterie są wykorzystywane do wspomaganie procesu nityfikacji w ciągu głównym oczyszczalni. Reaktor hodowlany jest zaszczepiany osadem czynnym z ciągu głównego oczyszczalni, rozwiązanie umożliwia pracę przy bardzo niskich wiekach osadu i zapewnia duży przyrost bakterii. Dodawanie zaszczepu pozwala również na hodowlę tych samych szczepów i gatunków bakterii jakie namnażane są w ciągu głównym. Rozwiązanie to nie zapewnia skutecznej inhibicji NOB. Wyhodowane konsorcjum składa się więc z obydwu grup bakterii. Rozwiązanie to nie może być więc stosowane w procesie deamonifikacji ani jako proces produkcji kwasu azotowego. W rozwiązaniu tym azot jest usuwany na drodze denityfikacji, przy dostarczaniu zewnętrznego źródła węgla co bardzo podwyższa koszty eksploatacji.

Sposób, będący przedmiotem niniejszego wynalazku dotyczy hodowli bakterii utleniających azot amonowy do azotynów (AOB), przeznaczonych do zaszczepiania osadu czynnego przy jednoczesnej produkcji ścieków na potrzeby procesu anammox tzn. ścieków poddanych częściowej nityfikacji, o odpowiedniej proporcji pomiędzy azotem amonowym a azotynowym. Namnożone bakterie są odprowadzane w strumieniu osadu nadmiernego do reaktora osadu czynnego oczyszczającego ścieki bytowo-gospodarcze lub przemysłowe. Rozwiązanie to może więc być stosowane w procesie deamonifikacji. Przedstawione rozwiązanie łączy w sobie cechy istniejących rozwiązań, pozwalając na jednoczesną bioaugmentację osadu czynnego jak również wydajne usuwanie azotu w procesie anammox.

Istota sposobu usuwania azotu wraz z wytwarzaniem bakterii nityfikacyjnych w reaktorze hodowlanym, zasilanym strumieniem ścieków i mikroorganizmami charakteryzuje się tym, że do wsadowego reaktora hodowlanego, wprowadza się zaszczep osadu czynnego, zawierający bakterie z grupy AOB (ammonia oxidizing bacteria) oraz NOB (nitrite oxidizing bacteria) i hoduje się bakterie nityfikacyjne AOB przy jednoczesnym inhibitowaniu wzrostu bakterii NOB, poprzez traktowanie zaszczepu wolnym

kwasem azotawym (FNA), generowanym w trakcie jednoczesnego napełniania reaktora ściekami o dużym stężeniu azotu amonowego, przy stężeniu wolnego kwasu azotawego utrzymywanym w granicach $0,1\text{--}0,3\text{ g N-NO}_2/\text{m}^3$, przy czym ilość wprowadzanych do reaktora ścieków, ustala się w trakcie eksploatacji w taki sposób, aby utrzymać odpowiednią jakość ścieków oczyszczonych wyrażaną stosunkiem $\text{N-NO}_2/\text{N-NH}_4$ wynoszącym $1,1\text{--}1,4$.

Korzystnie, gdy w procesie hodowli utrzymuje się wiek osadu w zakresie od 2–10 dób, stężenie tlenu w granicach od $0,5\text{--}1,5\text{ g O}_2/\text{m}^3$, temperaturę w zakresie od $20\text{--}40^\circ\text{C}$, pH od $6,0\text{--}7,0$, a stężenie osadu w zakresie $1\text{--}10\text{ kg sm}/\text{m}^3$.

Korzystnie, gdy stężenie osadu w reaktorze hodowlanym utrzymuje się w zakresie od $1,0\text{--}5,0\text{ kg sm}/\text{m}^3$, wiek osadu w granicach 2–5 doby, pH środowiska reakcji w granicach $6,3\text{--}6,8$ oraz stężenie FNA w zakresie od $0,15\text{ do }0,25\text{ g N-HNO}_2/\text{m}^3$.

Korzystnie osad nadmierny z reaktora zagęszcza się, a wydzieloną ciecz nadosadową odprowadza do procesu deamonifikacji wraz z odciekami oczyszczonymi z reaktora.

Zagęszczony osad nadmierny z reaktora doprowadza się następnie do komór osadu czynnego oczyszczalni, gdzie wspomagają one proces usuwania azotu amonowego.

Korzystnie do komór osadu czynnego odprowadza się cały osad nadmierny powstający w reaktorze.

Korzystnie stosuje się szczep pochodzący z osadu recykulowanego, płynącego w obiegu zamkniętym pomiędzy osadnikiem wtórnym i komorą osadu czynnego.

Sposób według wynalazku oparty jest na synergii i ścisłej kontroli parametrów potrzebnych do wywołania inhibicji rozwoju grup bakterii (NOB). Dzięki temu bez zakłóceń przebiega proces namnażania bakterii utleniających azot amonowy do azotanów (AOB), dostarczonych do reaktora wraz z szczepem. Namnożone bakterie są następnie doprowadzane do komór osadu czynnego, gdzie wspierają proces usuwania azotu amonowego.

Cechą korzystną wariantu sposobu jest możliwość hodowli bakterii AOB, dostosowanych do warunków osadu czynnego, dzięki czemu wspierają one procesy biologiczne zachodzące w osadzie czynnym.

Zaletą wynalazku jest to, że podczas namnażania bakterii nityfikacyjnych AOB jednocześnie produkowane są i nie usuwane ze ścieków azotyny przeznaczone do realizowania skróconej denitryfikacji lub zastosowania jako substratu do procesu anammox.

Sposób według wynalazku umożliwia hodowlę bakterii AOB, przeznaczonych do bioaugmentacji osadu czynnego, zwłaszcza na potrzeby wspierania procesu nityfikacji w okresach niskich temperatur i gwałtownego wzrostu obciążenia osadu czynnego azotem, jak również na potrzeby prowadzenia procesu skróconej nityfikacji lub anammox w osadzie czynnym. Pomimo inhibicji NOB możliwe jest uzyskanie poprawy usuwania azotu w osadzie czynnym, ponieważ ogólna szybkość nityfikacji jest zawsze limitowana szybkością nityfikacji 1-szej fazy.

Ważną zaletą sposobu jest zastosowanie warunków, które umożliwiają biologiczne ograniczanie rozwoju grup bakterii (NOB), powodujących niepożądaną przemianę azotynów w azotany w procesie, obejmujących wykorzystanie synergistycznego wpływu inhibicji wolnym kwasem azotawym, niskim stężeniem tlenu i niskiego wieku osadu. Takie podejście umożliwia osiągnięcie stabilnej inhibicji NOB, pomimo podawania osadu z komory osadu czynnego.

Dostarczanie do reaktora szczepu osadu czynnego, zgodnie ze sposobem gwarantuje nie tylko stabilniejszą pracę reaktora, ale przede wszystkim umożliwia hodowlę tych grup bakterii AOB, które dominują również w osadzie czynnym, co wpływa na zwiększanie potencjału nityfikacyjnego osadu czynnego. Nie bez znaczenia jest również fakt, że w wyniku dostarczania do reaktora szczepu osadu czynnego, możliwa jest praca przy wieku osadu, niższym i nieosiągalnym w układzie bez szczepiania. Im niższy wiek osadu tym większa wydajność produkcji AOB z każdego utlenionego g N-NH_4 .

Przedmiot wynalazku został przedstawiony w przykładzie realizacji i na rysunku na którym:

fig. 1 przedstawia wykres – obciążenie objętościowe ładunkiem azotu amonowego (NLR) i stężenie azotu amonowego w odpływie z reaktorów badawczych w czasie gwałtownego wzrostu stężenia w dopływie,

fig. 2 przedstawia wykres – obciążenie objętościowe ładunkiem azotu amonowego (NLR) i stężenie azotu amonowego w odpływie z reaktorów badawczych w czasie gwałtownego wzrostu stężenia w dopływie.

Przykład

Skuteczność wynalazku wykazano w ramach przeprowadzonych długotrwałych eksperymentów z wykorzystaniem rzeczywistych strumieni ścieków i odcieków z komunalnej oczyszczalni ścieków. Z uwagi na fakt, że skuteczność wynalazku zależy od dwóch czynników, prezentowany przykład podzielono zgodnie jego funkcjonalnościami, tj. 1) efektywnego procesu dwustopniowej deamonifikacji z hodowlą nityfikantów oraz 2) poprawą stabilności procesu osadu czynnego dzięki zaszczepianiu bakteriami z hodowli.

FUNKCJONALNOŚĆ I – Efektywna deamonifikacja wraz z hodowlą nityfikantów w reaktorze częściowej nitytacji.

W trakcie długotrwałej eksploatacji (300 dni), reaktor hodowlany o objętości $0,15 \text{ m}^3$ (częściowej nitytacji) był zasilany odciekami z odwadniania osadów o stężeniu azotu amonowego $730 \pm 100 \text{ g N-NH}_4/\text{m}^3$ z intensywnością odpowiadającą obciążeniu objętościowym równym $0,4 \pm 0,1 \text{ kg N-NH}_4/(\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. Odczyn pH w reaktorze hodowlanym wynosił pomiędzy 6,5–6,8, a temperatura $24,7^\circ\text{C}$. Reaktor eksploatowano w sposób sekwencyjny, realizując 8 identycznych cykli w dobie, na które składało się: 150 minut fazy tlenowej (napełnianie przez pierwszych 15 minut), 20 minut sedimentacji i 10 minut dekantacji. W reaktorze hodowlanym utrzymywano stężenie tlenu rozpuszczonego na poziomie $1,09 \pm 0,35 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ poprzez ciągłe napowietrzanie drobnopęcherzykowe. Zaszczepianie reaktora hodowlanego osadem czynnym z reaktora biologicznego oczyszczalni ścieków odbywało się w sposób umożliwiający utrzymanie stężenia osadu w częściowej nitytacji w granicach $1,22 \pm 0,26 \text{ kg sm}/\text{m}^3$ i stanowiło 1–4% natężenia dopływu odcieków surowych do tego reaktora. Stężenie FNA w reaktorze wynosiło średnio $0,214 \pm 0,031 \text{ g N-HNO}_2/\text{m}^3$. Sumaryczna objętość osadu nadmiernego z reaktora hodowlanego jest kierowana do reaktora biologicznego oczyszczalni ścieków celem poprawy skuteczności utleniania azotu amonowego i zwiększenia jego odporności na gwałtowne wzrosty obciążenia ładunkiem azotu amonowego. Ocieki częściowo znityfikowane posiadały odpowiedni skład dla dalszego oczyszczania w reaktorze, w którym prowadzono proces Anammox (stosunek $\text{N-NO}_2/\text{N-NH}_4$ w odpływie $1,19 \pm 0,11$) oraz wysoki poziom akumulacji N-NO_2 (udział $\text{N-NO}_2/(\text{N-NO}_2 + \text{N-NO}_3)$ wynoszący $98 \pm 1,7\%$).

Reaktor w którym prowadzono proces Anammox o objętości $0,15 \text{ m}^3$ był zasilany odciekami z częściowej nitytacji z intensywnością odpowiadającą obciążeniu objętościowym azotem ($\text{N-NH}_4 + \text{N-NO}_2$) wynoszącym około $0,8 \pm 0,1 \text{ kg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. Odczyn pH w reaktorze hodowlanym wynosił około 7,18, a temperatura $23,1 \pm 0,4^\circ\text{C}$. Reaktor eksploatowano w sposób sekwencyjny, realizując 4 identyczne cykle w dobie, na które składało się: 315 minut fazy reakcji z mieszaniem mechanicznym (6 faz napełniania co 45 minut), 35 minut sedimentacji i 5 minut dekantacji. W reaktorze hodowlanym utrzymywano warunki beztlenowe poprzez przykrycie powierzchni reaktora kulkami z tworzywa sztucznego ograniczającymi transfer tlenu (stężenie tlenu rozpuszczonego na poziomie $0,16 \pm 0,03 \text{ g O}_2/\text{m}^3$). Stężenie osadu w reaktorze Anammox zmieniało się w granicach $3\text{--}4,5 \text{ kg sm}/\text{m}^3$. Z reaktora nie odbierano osadu nadmiernego, a wiek osadu zależał od ilości zawiesin w odpływie z reaktora, mieszcząc się w przedziale od 30 do 100 dob. W całym eksperymencie, średnia sprawność usuwania azotu wynosiła $87,0 \pm 3,4\%$ co potwierdza możliwość prowadzenia efektywnej deamonifikacji odcieków w oparciu o założone parametry eksploatacyjne. Średni skład odcieków po procesie deamonifikacji wynosił: $22,8 \pm 20,0 \text{ g N-NH}_4/\text{m}^3$, $3,9 \pm 7,1 \text{ g N-NO}_2/\text{m}^3$ i $52,4 \pm 11,3 \text{ g N-NO}_3/\text{m}^3$.

FUNKCJONALNOŚĆ II – poprawa skuteczności procesu nityfikacji reaktora biologicznego oczyszczalni ścieków poprzez zaszczepianie osadem nadmiernym z reaktora hodowlanego do częściowej nitytacji.

Uwzględniając zależności występujące na rzeczywistych oczyszczalniach ścieków, uruchomiono i równolegle eksploatowano dwa anoksyczno tlenowe układy osadu czynnego o objętości $0,005 \text{ m}^3$ zasilane rzeczywistymi ściekami komunalnymi (po oczyszczeniu w części mechanicznej: $\text{ChZT } 765 \pm 99 \text{ g O}_2/\text{m}^3$, $\text{N-NH}_4 \text{ } 65,3 \pm 4,2 \text{ g N-NH}_4/\text{m}^3$, $\text{N}_{\text{org}} \text{ } 78,9 \pm 7,8 \text{ g N}/\text{m}^3$). Parametry eksploatacyjne obu układów przyjęto, odzwierciedlając funkcjonowanie rzeczywistego obiektu w warunkach zimowych. Parametry pracy SBR1 i SBR2 w odniesieniu do reaktora rzeczywistego przedstawiono w tabeli 1. Oba układy badawcze były eksploatowane w identyczny sposób przy takim samym obciążeniu ładunkiem azotu amonowego równym $0,054 \pm 0,007 \text{ kg N-NH}_4/(\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$.

Tabela 1. Parametry pracy SBR1 i SBR2 w odniesieniu do warunków pracy reaktora rzeczywistego.

Parametr	Jednostka	SBR1 Średnia $\pm$ odchylenie std. / zakres	SBR2 Średnia $\pm$ odchylenie std. / zakres	Reaktor rzeczywisty
Stężenie tlenu (w fazie OX)	gO ₂ /m ³	2,1 $\pm$ 0,3	2,1 $\pm$ 0,4	2,0
Temperatura	°C	13,1 $\pm$ 0,5	13,2 $\pm$ 0,3	12-14
Odczyn pH	-	7,5-7,8	7,5-7,8	7,4-7,8
Wiek osadu	d	28,7 $\pm$ 3,2	28,4 $\pm$ 4,9	~30 (*)
Tlenowy wiek osadu	% wieku osadu	~53	~53	~50
HRT	d	1,0 $\pm$ 0,2	1,0 $\pm$ 0,2	~1

Obydwa układy były eksploatowane w powyższy sposób przez około 150 dób, przy czym reaktor SBR2 od 88. doby po uruchomieniu był zasilany również osadem nadmiernym bogatym w nityfikanty AOB z reaktora hodowlanego do częściowej nityfikacji odcieków. Dobowe natężenie dopływu zaszczepu z ciągu bocznego wynosiło $0,31 \pm 0,03\%$ dobowego natężenia dopływu ścieków. Reaktor SBR1 był reaktorem referencyjnym, w którym zaszczepianie nie było prowadzone.

W tym okresie oba układy wykazywały bardzo dobrą skuteczność usuwania azotu amonowego ($98,9 \pm 1,7\%$ w SBR2 przy $95,6 \pm 7,8\%$ w SBR1).

Skuteczność wynalazku przetestowano w warunkach gwałtownego, skokowego wzrostu obciążenia azotem reaktorów badawczych. W celu porównania odpowiedzi układu zaszczepianego i nie zaszczepianego, ścieki zasilające oba reaktory zostały zmodyfikowane, zwiększając w nich stężenie azotu amonowego o 33% (wzrost stężenia azotu ogólnego o 25,2%). Przełożyło się to na wzrost obciążenia ładunkiem azotu amonowego SBR1 o 30,3%, a SBR2 o 27,7% przez okres 6 dób. Zaszczepianie SBR2 osadem z reaktora hodowlanego dało efekt w postaci utrzymania zadowalającej skuteczności usuwania azotu amonowego (niewielki spadek z 99,4% do 91,6%) w odróżnieniu od SBR1, gdzie brak zaszczepiania w czasie zwiększonego obciążenia doprowadził do obniżenia skuteczności usuwania tego zanieczyszczenia (z 90,8% do 46,8%) i pogorszenia jakości ścieków oczyszczonych. Porównanie obciążeń objętościowych ładunkiem azotu amonowego i stężeniem tego zanieczyszczenia w odpływie z reaktorów w tym okresie przedstawia fig. 1. W ten sposób, jednoznacznie wykazano, że brak stosowania opisywanego wynalazku doprowadził do wyraźnego załamania procesu nityfikacji i tym samym obniżeniem skuteczności usuwania azotu.

Po okresie zwiększonego obciążenia, oba układy eksploatowano z powrotem przy nominalnym obciążeniu (obydwa $0,054 \text{ kgN-NH}_4 \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$). W tym okresie oba układy ponownie wykazywały bardzo dobrą skuteczność utleniania azotu amonowego: $99,0 \pm 2,0\%$ i $99,4 \pm 0,8\%$, odpowiednio w SBR1 i SBR2. Przywrócono w ten sposób stabilną pracę obu układów badawczych przed powtórzeniem eksperymentu wpływu zwiększonego obciążenia na efektywność oczyszczania.

W kolejnym etapie powtórzono gwałtowny, skokowy wzrost obciążenia azotem reaktorów badawczych. Ścieki zasilające oba reaktory zostały zmodyfikowane, zwiększając w nich stężenie azotu amonowego o 36,1% (wzrost stężenia azotu ogólnego o 33,6%). Przełożyło się to na wzrost obciążenia ładunkiem azotu amonowego SBR1 o 36,9%, a SBR2 o 43,8% przez okres 5 dób. Zaszczepianie SBR2 osadem z reaktora hodowlanego ponownie dało efekt w postaci utrzymania zadowalającej skuteczności usuwania azotu amonowego (niewielki spadek do 93,8%) w odróżnieniu od SBR1, gdzie brak zaszczepiania w czasie zwiększonego obciążenia doprowadził do obniżenia skuteczności usuwania tego zanieczyszczenia (do 44%) i znacznego pogorszenia jakości ścieków oczyszczonych. Porównanie obciążeń objętościowych ładunkiem azotu amonowego i stężeniem tego zanieczyszczenia w odpływie z reaktorów w tym okresie przedstawia fig. 2. Zaprezentowany przykład obrazuje skuteczność wynalazku w warunkach odzwierciedlających rzeczywisty obiekt funkcjonujący w oparciu o technologię wielofazowego osadu czynnego. Wykorzystane w przykładzie ścieki i ocieki pochodziły z rzeczywistego obiektu, tym samym potwierdzając wartość aplikacyjną proponowanego rozwiązania i potwierdzając jej gotowość technologiczną do wdrożenia w pełnoskalowym układzie.

Zastrzeżenia patentowe

1. Sposób usuwania azotu wraz z wytwarzaniem bakterii nitryfikacyjnych w reaktorze hodowlanym, zasilanym strumieniem ścieków i mikroorganizmami **znamienny tym**, że do wsadowego reaktora hodowlanego wprowadza się zaszczep osadu czynnego, zawierający bakterie z grupy AOB (ammonia oxidizing bacteria) oraz NOB (nitrite oxidizing bacteria) i hodzi się bakterie nitryfikacyjne AOB przy jednoczesnym inhibitowaniu wzrostu bakterii NOB, poprzez traktowanie zaszczepu wolnym kwasem azotawym (FNA), generowanym w trakcie jednoczesnego napełniania reaktora ściekami o dużym stężeniu azotu amonowego, przy stężeniu wolnego kwasu azotawego utrzymywanym w granicach $0,1\text{--}0,3\text{ g N-NO}_2/\text{m}^3$, przy czym ilość wprowadzanych do reaktora ścieków, ustala się w trakcie eksploatacji w taki sposób, aby utrzymać odpowiednią jakość ścieków oczyszczonych wyrażaną stosunkiem $\text{N-NO}_2/\text{N-NH}_4$ wynoszącym $1,1\text{--}1,4$.
2. Sposób według zastrz. 1, **znamienny tym**, że w procesie hodowli utrzymuje się wiek osadu w zakresie od 2–10 dób, stężenie tlenu w granicach od $0,5\text{--}1,5\text{ g O}_2/\text{m}^3$, temperaturę w zakresie od $20\text{--}40^\circ\text{C}$, pH od 6,0–7,0, a stężenie osadu w zakresie $1\text{--}10\text{ kg sm}/\text{m}^3$.
3. Sposób według zastrz. 1, **znamienny tym**, że stężenie osadu w reaktorze hodowlanym utrzymuje się w przedziale od $1,0\text{--}5,0\text{ kg sm}/\text{m}^3$, wiek osadu w granicach 2–5 doby, a pH środowiska reakcji w granicach 6,3–6,8, a stężenie FNA w zakresie od 0,15 do $0,25\text{ g N-HNO}_2/\text{m}^3$.
4. Sposób według zastrz. 1, **znamienny tym**, że osad nadmierny z reaktora zagęszcza się, a wydzieloną ciecz nadosadową odprowadza do procesu deamonifikacji wraz z odciekami oczyszczonymi z reaktora.
5. Sposób według zastrz. 1, **znamienny tym**, że osad nadmierny z reaktora hodowlanego jest w całości podawany do komór osadu czynnego.
6. Sposób według zastrz. 1, **znamienny tym**, że stosuje się zaszczep pochodzący z osadu recyrkulowanego, płynącego w obiegu zamkniętym pomiędzy osadnikiem wtórnym i komorą osadu czynnego.

Rysunki

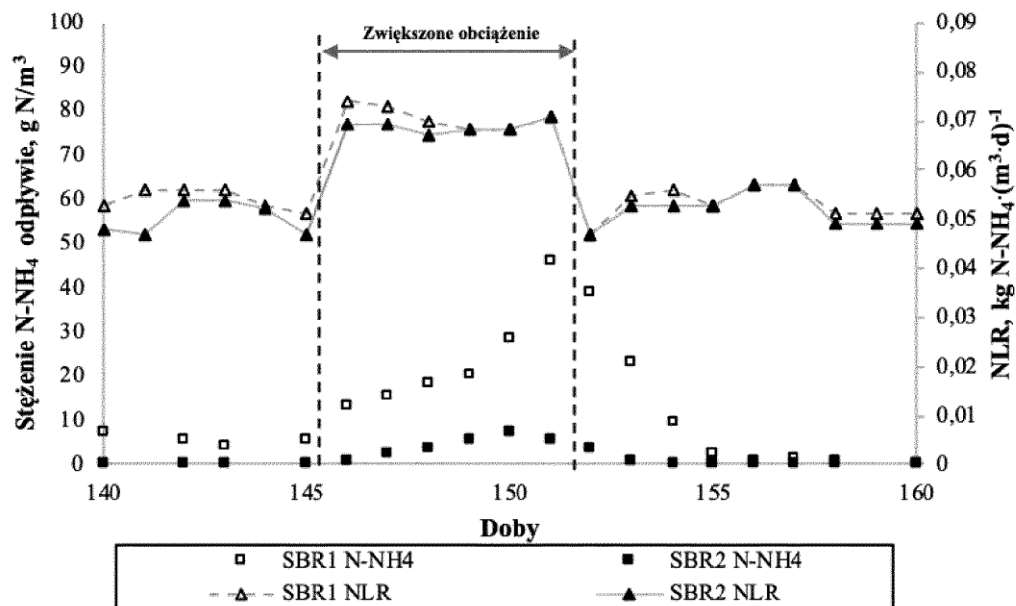


Fig. 1

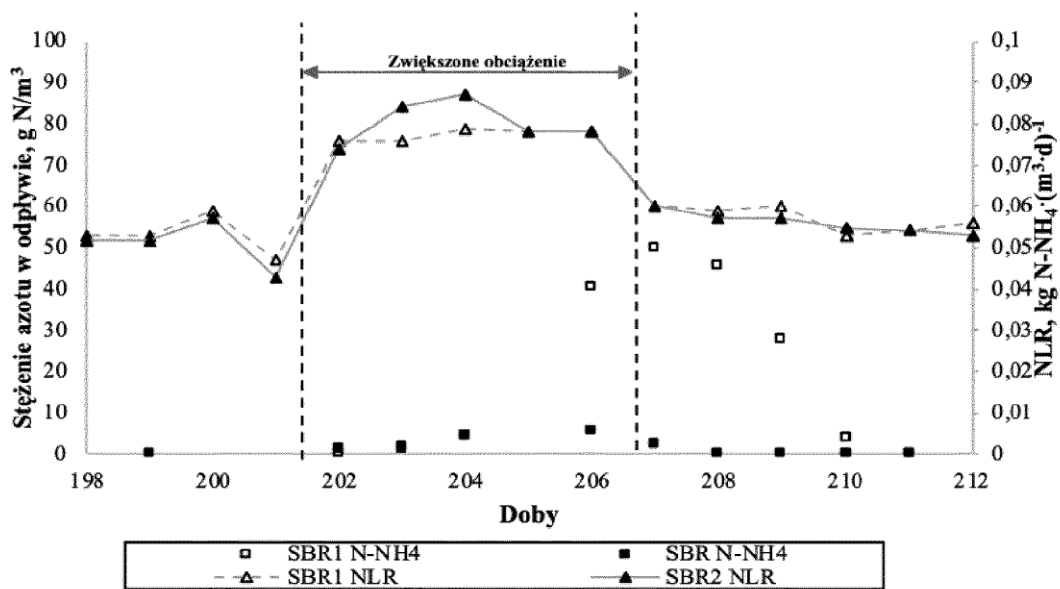


Fig. 2