

Rafał BRAY, Krystyna OLAŃCZUK-NEYMAN

Politechnika Gdańska
Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska
Gdańsk

BIOLOGICZNE USUWANIE AZOTU AMONOWEGO Z WÓD PODZIEMNYCH NA FILTRACH CIŚNIENIOWYCH

BIOLOGICAL REMOVAL OF AMMONIA NITROGEN FROM GROUNDWATER USING PRESSURE FILTERS

The paper presents the laboratory investigations on the influence of elevated (up to 1,0 MPa) oscillatory pressure treatments on biological nitrification of ammonia nitrogen. It was proved that processes of nitrification were very efficient and ammonia nitrogen concentration decreased from 1,14 - 1,80 mg N/l in raw water to below 0,2 mg N-NH₄/l in treated water.

Najistotniejszą rolę spośród procesów biologicznych wykorzystywanych na stacjach uzdatniania wód podziemnych odgrywa biologiczna nityfikacja azotu amonowego. Do najważniejszych czynników, mających wpływ na przebieg procesu nityfikacji, zalicza się: stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, temperaturę, stężenie i zmiany stężenia azotu amonowego, prędkość filtracji i rodzaj materiału filtracyjnego, odczyn filtrowanej wody i jej zasadowość oraz obecność substancji organicznych i toksycznych. Do tej szerokiej grupy czynników często dodaje się również ciśnienie, przy czym panuje przekonanie, iż procesy biologiczne, w tym również nityfikacja przebiegają sprawniej przy ciśnieniu zbliżonym do atmosferycznego (jakie panuje podczas filtracji grawitacyjnej), natomiast wzrost ciśnienia jest czynnikiem niekorzystnym. Przekonanie to oparte jest jednak najczęściej na własnej intuicji specjalistów, natomiast brak jest publikacji prezentujących wyniki systematycznych badań potwierdzających tę tezę.

Celem badań było określenie wpływu warunków ciśnieniowej filtracji na przebieg biologicznej nityfikacji azotu amonowego.

Badania polegały na prowadzeniu nieprzerwanej, trzymiesięcznej filtracji w warunkach ciśnieniowych i porównywaniu przebiegu procesów biologicznej nityfikacji azotu amonowego z równoległe pracującym filtrem „grawitacyjnym” (4 filtry pracujące pod ciśnieniem 1,0 MPa i 1 filtr pracujący pod ciśnieniem 0,08 MPa). Jeden z filtrów ciśnieniowych poddawano dekompresji 20 razy na dobę (naprzemiennie 1 godzina filtracji pod ciśnieniem 1,0 MPa, dekompresja i 12 minut postoju przy ciśnieniu 0,00 MPa), co miało odzwierciedlać pracę filtra ciśnieniowego współpracującego z hydroforem. Pozostałe trzy filtry ciśnieniowe poddawano rzadszym dekompresjom (1 filtr co 1-2 doby i 2 filtry co 7 dni), przy czym czas

postoju filtrów bez ciśnienia wynosił 1,5 godziny. Pierwsze płukanie wszystkich filtrów przeprowadzono 4 tygodnie po rozpoczęciu filtracji, a następnie co 7 dni. Filtry wypełnione były takim samym złożem filtracyjnym, zasiedlonym przez aktywną mikroflorę bakterii nityfikacyjnych, pobranym z filtrów pospiesznych stacji uzdatniania wód podziemnych pracujących w układzie grawitacyjnym, gdzie proces nityfikacji przebiegał bez zakłóceń. Wysokości złożeń filtracyjnych w filtrach badawczych wynosiły 0,30 m a prędkość filtracji 10 m/h. Na filtry podawano wodę o stężeniu azotu amonowego w zakresie od 1,14 do 1,8 mg N-NH₄/l (ponad trzykrotnie wyższym wody uzdatnianej w ZUW), przygotowaną na bazie wody wodociągowej pochodzącej z ujęć podziemnych z dodatkiem chlorku amonu. Wodę do badań o średniej temperaturze 16,5°C (od 14 do 18°C) napowietrzano w otwartym aeratorze (wspólnym dla wszystkich pracujących równolegle filtrów) a stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie podawanej na filtry wynosiło od 8,9 do 10,5 mg O₂/l.

Stwierdzono, że wszystkie filtry badawcze, zarówno ciśnieniowe jak i grawitacyjne, wymagały adaptacji do zmienionego składu filtrowanej wody. W okresie adaptacji uzyskiwano niską skuteczność eliminacji amoniaku, a jego stężenie w wodzie po filtracji ponad dwukrotnie przekraczało wartość dopuszczalną dla wód do picia. Za okres adaptacji uznano czas po którym stężenie amoniaku w odpływie z filtra ustabilizowało się na najniższym poziomie. Najszybciej (51 dni) zaadaptował się filtr grawitacyjny oraz filtr ciśnieniowy (58 dni) poddawany częstej dekompresji, 20 razy na dobę. W przypadku pozostałych filtrów ciśnieniowych proces ten trwał kilkanaście dni dłużej (około 77 dni). Wyrażna poprawa efektów usuwania amoniaku nastąpiła po wprowadzeniu płukania filtrów.

Po zaadaptowaniu się filtrów najlepsze efekty usuwania amoniaku uzyskano na filtrze ciśnieniowym poddawanym najczęstszym dekompresjom oraz na filtrze grawitacyjnym. Stężenie azotu amonowego w odpływie z obydwu filtrów nie przekraczało 0,1 mg/l. Nieco gorsze (choć również bardzo dobre) efekty usuwania amoniaku uzyskano na pozostałych filtrach ciśnieniowych, gdzie stężenie azotu amonowego ukształtowało się na poziomie poniżej 0,2 mg/l. W całym okresie filtracji na wszystkich filtrach usuwaniu amoniaku towarzyszył proporcjonalny wzrost stężenia azotu azotanowego (V) wskazujący na przebieg zarówno pierwszej jak i drugiej fazy nityfikacji. Zużycie tlenu, w przeliczeniu na ilość usuniętego azotu amonowego, na filtrach ciśnieniowych i grawitacyjnym było zbliżone, choć w większości pomiarów nieco niższe obserwowano na filtrze grawitacyjnym. Najwyższe zużycie tlenu, na wszystkich filtrach, okresowo dochodzące do 8,5 mg O₂/1mg N-NH₄, zaobserwowano w pierwszym miesiącu filtracji, przed rozpoczęciem płukania filtrów. Po wprowadzeniu płukania filtrów zużycie tlenu ustabilizowało się na poziomie nieco niższym od stechiometrycznego zapotrzebowania na tlen w procesie nityfikacji. Korzystny wpływ płukania filtrów i częstych dekompresji, na efekty nityfikacji, można tłumaczyć tym, że działania te nie pozwalają na nadmierny rozwój błony biologicznej, w tym bakterii heterotroficznych konkurujących z nityfikatorami o substancje pokarmowe i tlen rozpuszczony w wodzie, a także o korzystne położenie w błonie biologicznej. Podsumowując, proces nityfikacji na filtrach ciśnieniowych (1,0 MPa), w warunkach laboratoryjnych, przebiegał z wysoką skutecznością a stężenie azotu amonowego w odpływie z filtrów wynosiło poniżej 0,2 mg N-NH₄/l (przy 1,14 – 1,80 mg N-NH₄/l w wodzie surowej).