

Dorota PAPCIAK, Jadwiga KALETA,
Alicja PUSZKAREWICZ

Zakład Oczyszczania i Ochrony Wód
Politechnika Rzeszowska

ANALIZA ZMIAN PARAMETRÓW WODY PODCZAS USUWANIA AZOTU AMONOWEGO METODĄ BIOFILTRACJI DWUWARSTWOWEJ

THE ANALYSIS OF CHANGES IN WATER PARAMETERS WHILE REMOVING AMMONIUM NITROGEN WITH THE METHOD OF DOUBLE LAYER BIOFILTRATION

The article presents and discusses the results of the research the aim of which was the evaluation of usefulness of double layer filtration beds: diatomite-carbon, diatomite-sand, diatomite with the bed of hydrofilt to remove ammonium nitrogen from water in the process of nitrification. Moreover, the comparison of the water parameters after the process of biofiltration was made on the above mentioned beds with the water parameters after biofiltration on the sand-anthracite bed with the gravitational flow. The research was carried out on the model solution made on the basis of water from waterworks. The water directed onto the beds was enriched with ammonium nitrogen with the use of the NH_4Cl solution and the biopreparation including nitrification bacteria.

It was confirmed on the basis of the results that the materials which are the filling of the biofilters decide on the effectiveness of the nitrification process and influence the physical properties of treated water (turbidity and colour). The nitrification process was the most effective on the diatomite-carbon bed (55.4%-100%). The lowest effectiveness of removal of ammonium nitrogen was found on the bed with diatomite and hydrofilt (4.44% to 86,36%). Both the 1st and the 2nd phase of nitrification started the earliest on the diatomite-sand bed and the diatomite-carbon one. The process of the biofilm formation was the slowest on the sand-anthracite bed and the diatomite-hydrofilt one. The best water quality with reference to a colour and turbidity was achieved on the sand-anthracite bed.

1. Wprowadzenie

Coraz częściej do celów gospodarczych ujmowane są wody o zawartości azotu amonowego od 1-3 g N-NH₄⁺/m³. Biorąc pod uwagę koszty i efektywność, na tle fizykochemicznych procesów usuwania azotu amonowego korzystnie prezentują się metody biologiczne. Biologiczna nityfikacja realizowana metodą biofiltracji może być stosowana tam, gdzie istnieje potrzeba usuwania azotu amonowego bez konieczności całkowitego usunięcia

związków azotu. Ograniczeniem w jej stosowaniu jest odpowiednia zawartość tlenu, niezbędna do przeprowadzenia pełnego procesu nityfikacji. W jednostopniowej filtracji ze zwierciadłem wody powyżej warstwy filtracyjnej, w warunkach pełnego nasycenia wody tlenem (10-16°C), możliwe jest utlenienie nie więcej niż ok. 2 gN-NH₄⁺/m³. Ograniczenie to dotyczy procesów biofiltracji prowadzonej w filtrach z wypełnieniem nie uczestniczącym lub uczestniczącym w niewielkim stopniu w procesie usuwania zanieczyszczeń. Biologiczna nityfikacja realizowana metodą biofiltracji z zastosowaniem złóż biosorpcyjnych o właściwościach jonowymiennych, sorpcyjnych i buforujących może rozwiązać dwa problemy:

- 1) znacznie skrócić czas wykształcania biofilmu poprzez wytworzenie trwałych połączeń pomiędzy nośnikiem a mikroorganizmami,
- 2) stworzyć możliwość usunięcia większych ilości azotu amonowego niż wynika to z zawartości tlenu w uzdatnianej wodzie.

Czas wykształcania biofilmu można skrócić poprzez dodatek do uzdatnianej wody biopreparatów zawierających substancje odżywcze wraz z bakteriami nityfikacyjnymi I i II fazy. Problemem jest jednak konieczność utrzymania właściwej koncentracji biomasy w złożu. Wydaje się, że szczególne znaczenie na przebieg i skuteczność procesu nityfikacji może mieć odpowiedni dobór wypełnienia biofiltru [1].

Wczesniejsze badania wykazały szczególnie wpływ właściwości diatomitu na czas kształtowania biofilmu nityfikacyjnego [2,3].

Stwierdzono, że:

- 1) diatomit ma dobre właściwości stymulujące rozwój biomasy i proces nityfikacji przebiega z dużą efektywnością, osiągającą skuteczność usuwania azotu amonowego wynoszącą 100%;
- 2) skład chemiczny diatomitu stymuluje wzrost mikroorganizmów i ma decydujący wpływ na formowanie się biofilmu;
- 3) diatomit pełni rolę pożywki dla mikroorganizmów co znacznie przyspiesza ich kolonizację [1,3]

Szereg zadań, jakie ma do spełnienia biofiltracja, rozwiązano (w sposób nie do końca zadowalający) stosując jeden rodzaj wypełnienia – biofiltrację jednowarstwową. Aby zwiększyć wydajność urządzeń, polepszyć jakość wody, a jednocześnie uzyskać oszczędności inwestycyjne i materiałowe rozważono możliwość zastosowania biofiltracji wielowarstwowej. Przy zastosowaniu tego rodzaju filtrów oprócz skutecznego usuwania związków azotowych spodziewano się poprawy fizycznych wskaźników jakości wody takich jak barwa i mętność. Przeprowadzone badania wykazały, że niezależnie od czasu kontaktu wody ze złożem, bakterie nityfikacyjne drugiej fazy były wypłukiwane w większym stopniu niż bakterie nityfikacyjne I fazy co skutkowało kumulacją jonów azotanowych(III) i opóźnieniem drugiej fazy nityfikacji [4]. Mogło to być spowodowane zastosowanym przepływem odwrotnym do grawitacyjnego i zminimalizowaniem funkcji mechanicznego zatrzymywania mikroorganizmów w złożu. Zastosowanie niekonwencjonalnego kierunku biofiltracji wody spowodowane było ograniczeniem zużycia tlenu na mineralizację zanieczyszczeń organicznych, deponowanych w złożu podczas procesu filtracji. Samoczynna regulacja grubości biofilmu podczas przepływu wody również zapobiegała nadmiernemu przyrostowi martwej materii organicznej i ograniczała rozwój bakterii heterotroficznych. Pomimo wielu zalet, przepływ odwrotny do grawitacyjnego powodował pogorszenie jakości oczyszczanej wody poprzez wzrost mętności i barwy oraz zmniejszał strefę II fazy nityfikacji powodując kumulację jonów azotynowych. Aby zmniejszyć ilość wypłukiwanych bakterii nityfikacyjnych i wyeliminować konieczność zwiększenia wielkości urządzeń podjęto próbę połączenia właściwości materiałów stymulujących rozwój biofilmu i materiałów o zdolnościach adsorpcyjnych i filtracyjnych.

Celem badań było dokonanie oceny przydatności dwuwarstwowych złóż filtracyjnych: diatomitowo-węglowego, diatomitowo-piaskowego, diatomitowego z warstwą hydrofiltu, do usuwania azotu amonowego z wody w procesie nityfikacji oraz porównanie parametrów wody po procesie biofiltracji na powyższych złożach z parametrami wody po biofiltracji na klasycznym złożu antracytowo-piaskowym z przepływem grawitacyjnym.

2. Metodyka badań

Badania przeprowadzono na roztworze modelowym sporządzonym na bazie wody wodociągowej. Wodę kierowaną na złożo wzbogacano w azot amonowy za pomocą roztworu NH_4Cl oraz biopreparat, zawierający bakterie nityfikacyjne [Tabela1].

Tab. 1. Parametry wody uzdatnianej w procesie nityfikacji na badanych złożach

Tab. 1 Parameters of treated water in the process of nitrification on investigated beds

Parametr	Jednostka	Wartość min.	Wartość max.
azot amonowy	g N/m^3	2,0	3,0
azot azotynowy	g N/m^3	0,04	0,9
azot azotanowy	g N/m^3	1,32	2,55
pH	-	6,87	8,24
tlen	$\text{g O}_2/\text{m}^3$	8,4	10,8
barwa	Hazen	0	4
mętność	NTU	0	3
utlenialność	$\text{g O}_2/\text{m}^3$	1,9	4,5
temperatura	$^{\circ}\text{C}$	10	16

Badania przeprowadzono z zastosowaniem biofiltrów o parametrach zawartych w tabeli 2.

Tab. 2. Parametry biofiltrów

Tab. 2. Parameters of biofilters

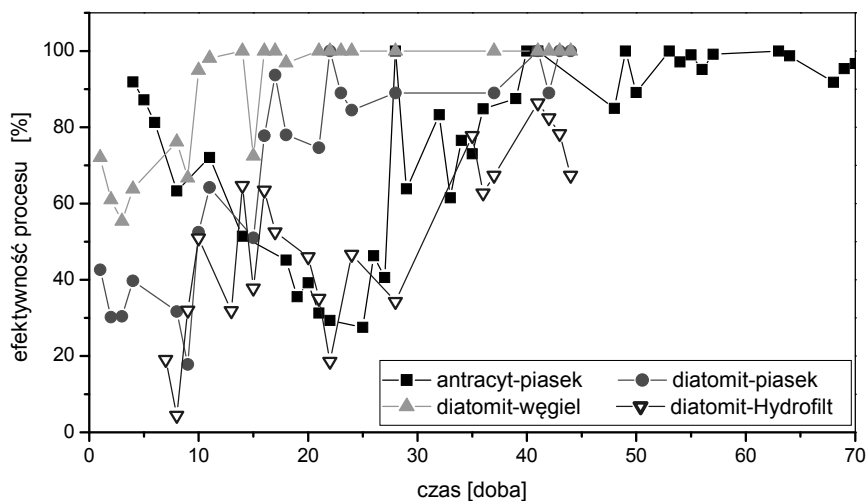
Rodzaj złoża	Diatomitowo-węglowe	Diatomitowo-piaskowe	Diatomit-Hydrofilt	Piaskowo-antracytowe
Średnica biofiltru	0,035 m	0,035 m	0,035 m	0,035 m
Wysokość złoża $H=h_1+h_2$	1,2,m	1,2,m	1,2,m	1,2,m
h_1	0,8 m- diatomit	0,8m- diatomit	0,8m- diatomit	0,8m- piasek
h_2	0,4m-węgiel	0,4m-piasek	0,4m -Hydrofilt	0,4m- antracyt
Przepływ	od dołu do góry	grawitacyjny	od dołu do góry	grawitacyjny
Prędkość filtracji	2,5 m/h	2,5 m/h	2,5 m/h	2,5 m/h

Do badań zastosowano piasek kwarcowy o granulacji 0,7-1,25 mm, granulát diatomitowy o uziarnieniu 1,2-2,0 mm oraz węgiel aktywny WG – 15 produkowany do połowy 2000 roku przez firmę GRYFSKAND sp. z. o. o. z Hajnówki.

Analizę fizyko-chemiczną wody wykonano w oparciu o obowiązujące polskie normy.

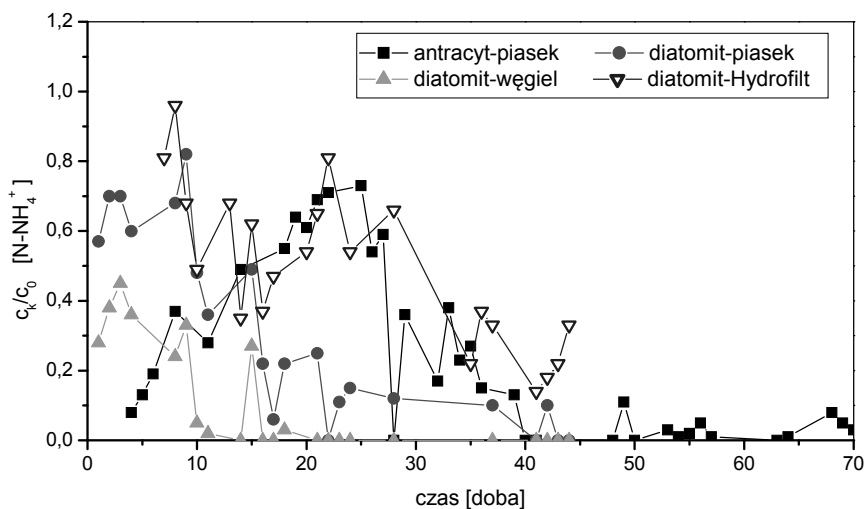
3. Omówienie i dyskusja wyników badań

Azot amonowy był usuwany z największą skutecznością na złożu diatomitowo-węglowym i antracytowo - piaskowym (rys1). W obu przypadkach uzyskano wyniki świadczące o całkowitym usunięciu jonów NH_4^+ z filtrowanej wody. Analizując wyniki Na złożu diatomitowo-węglowym, usuwanie azotu amonowego zaobserwowano już od pierwszej doby procesu filtracji (rys. 1). Maksymalną efektywność procesu- 100% osiągnięto w 14 dobie, a obniżenie zawartości azotu amonowego do wartości spełniającej wymagania normatywne $0,5 \text{ mg NH}_4^+/\text{dm}^3$ (tj. $0,39 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{dm}^3$) odnotowano w dobie 10, gdzie stężenie jonów amonowych w wodzie uzdatnionej wynosiło $0,10 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{dm}^3$. Biofiltr z wypełnieniem antracytowo- piaskowym w pierwszych dobach wykazywał wysoką, 80÷90% skuteczność w usuwaniu jonów amonowych (rys. 2). Po 8. dobie skuteczność w usuwaniu jonów amonowych znacznie zmalała z 72% w dobie 11 do 27% w dobie 25. Od 26. doby zaobserwowano ponowny wzrost usuwania jonów amonowych, aby w 28. dobie osiągnąć 100% skuteczność. Od 36. doby zawartość azotu amonowego w wycieku nie przekroczyła $0,5 \text{ mg NH}_4^+/\text{dm}^3$ (Rys.1). Podobne rezultaty otrzymano na złożu diatomitowo-piaskowym. Efektywność usuwania azotu amonowego zmieniała się od 17,8% w dobie 9 do maksymalnej 100% w dobie 22 (Rys.2). Po raz pierwszy wymaganą zawartość azotu amonowego $0,39 \text{ N-NH}_4^+/\text{dm}^3$ udało się osiągnąć w 17 dobie i wynosiła ona $0,2 \text{ N-NH}_4^+/\text{dm}^3$. Najmniej skuteczne okazało się złoże wypełnione diatomitem i hydrofiltem, które usuwało azot amonowy z efektywnością oscylującą wokół 55% i w większości przypadków nie uzyskano wody o wymaganej zawartości azotu amonowego (Rys.1).



Rys. 1. Porównanie skuteczności usuwania azotu amonowego na badanych złożach

Fig. 1. Comparison of ammonium nitrogen removal effectivity on investigated beds

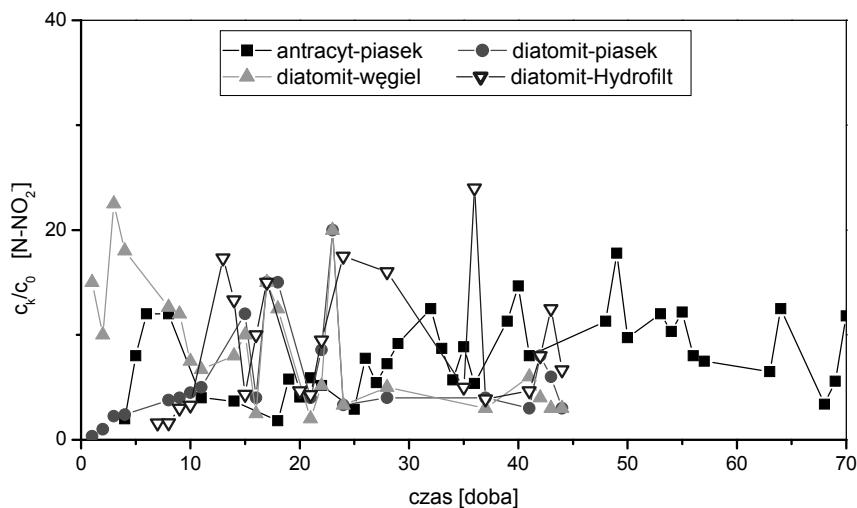


Rys.2. Zmiany zawartości azotu amonowego w wodzie po procesie biofiltracji

Fig.2. Comparison of changes ammonium nitrogen concentration in raw water (c_0) and treated (c_k) on investigated beds

Na wszystkich złożach odnotowano wzrost stężenia jonów azotanowych(III). Największą zmianę zawartości azotanów(III) pomiędzy wodą surową a uzdatnioną uzyskano na złożu piaskowo-antracytowym, kolejno z diatomitem i hydrofiltrem (rys. 3).

Na złożu piaskowo-antracytowym do 11. doby praktycznie nie zaobserwowano ich wzrostu w wycieku. Jednak od 14 doby ilość azotanów(III) znacznie wzrosła i wynosił od $0,48 \text{ mgN-NO}_2^-/\text{dm}^3$ do $2,14 \text{ mgN-NO}_2^-/\text{dm}^3$. Stężenie azotu azotanowego(III) w wodzie uzdatnionej na złożu z diatomitem i hydro-filtem zawierało się w granicach od $0,15 \text{ mgN-NO}_2^-/\text{dm}^3$ do $3,5 \text{ mgN-NO}_2^-/\text{dm}^3$ i wykazywało tendencję wzrostową, co może świadczyć o tym, że miał miejsce I etap nityfikacji. Już w 8. dobie pracy złoża woda uzdatniona nie nadawała się do spożycia ze względu na ponadnormatywną zawartość azotanów(III). W wodzie poddanej biofiltracji na pozostałych złożach również odnotowano tendencję wzrostową jonów azotanowych(III). Podczas trwania badań azotany(III) w wodzie po złożu diatomitowo-węglowym zawierały się w przedziale od $0,9 \text{ mgN-NO}_2^-/\text{dm}^3$ do $3,0 \text{ mgN-NO}_2^-/\text{dm}^3$, natomiast po złożu diatomitowo-piaskowym od $0,02 \text{ mgN-NO}_2^-/\text{dm}^3$ do $3,0 \text{ mgN-NO}_2^-/\text{dm}^3$. Kumulacja jonów azotanowych (III) jest zjawiskiem niekorzystnym ze względu na hamowanie wzrostu bakterii nityfikacyjnych na wypełnieniu biofiltru. Powstający z jonów NO_2^- kwas azotowy(III) może być toksyczny zarówno dla *Nitrosomonas* jak i *Nitrobacter*.



Rys.3. Zmiany zawartości azotu azotanowego(III) w wodzie po procesie biofiltracji

Fig.3. Comparison of changes nitrite concentration in raw water (c_0) and treated (c_k) on investigated beds

Podczas pracy złożów nastąpił również zauważalny wzrost stężenia azotu azotanowego(V). Dopuszczalne stężenia tej formy azotu w wodzie przeznaczonej do spożycia nie powinno przekraczać 50 mgNO_3^- (tj. ok. 11 mgN-NO_3^-), więc woda uzdatniona spełniała te wymagania, gdyż stężenie azotanów(V) w całym cyklu badań zmieniało się w zakresie na złożu piaskowo-antracytowym $1,20 \div 3,70 \text{ mgN-NO}_3^-$, diatomitowo-piaskowym od

2,26 mgN-NO₃⁻ do 3,78 mgN-NO₃⁻, diatomitowo-węglowym od 1,84 mgN-NO₃⁻ do 4,10 mgN-NO₃⁻, natomiast na złożu z diatomitem i hydrofiltrem od 1,10 mgN-NO₃⁻ do 4,70 mgN-NO₃⁻. Porównanie skuteczności usuwania azotu amonowego w procesie w biofiltracji oraz czasu rozpoczęcia się procesu nitryfikacji po 10 dobie przedstawia tabela 3.

Tab. 3. Porównanie parametrów procesu biofiltracji na złożach dwuwarstwowych

Tab. 3. Comparison of biofiltration process for dual-layer beds

Parametr		Złoże			
		Antracytowo-piaskowe-	Diatomitowo-piaskowe	Diatomitowo-węglowe	Diatomit-Hydrofilt
1		2	3	4	5
Efektywność usuwania azotu amonowego [%]	Min.	27	51	72	19
	Max.	100	100	100	86
Czas rozpoczęcia I fazy nitryfikacji [doba]		14	8	9	13
Czas rozpoczęcia II fazy nitryfikacji [doba]		49	15	14	22
Czas osiągnięcia wymagań normatywnych dla N-NH ₄ ⁺		28	17	10	Nie osiągnięto

Z zestawienia wynika, że największą efektywnością w usuwaniu azotu amonowego charakteryzowało się złożo diatomitowo-węglowe, a najmniejszą złożo składające się

z warstwy diatomitu i hydrofiltru. Zarówno I jak i II faza nitryfikacji najszybciej rozpoczęła się na złożu diatomitowo-piaskowym i diatomitowo-węglowym. Proces tworzenia biofilmu najwolniej przebiegał na złożach: antracytowo-piaskowym i diatomit-hydrofilt.

Utlenialność wody uzdatnionej na złożach piaskowo-antracytowym, diatomitowo-węglowym oraz z diatomitem i hydrofiltrem była wyższa niż wody surowej i wykazywała tendencję wzrostową. Nie przekroczyła jednak wartości dopuszczalnej 5 mgO₂/dm³ dla wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Najprawdopodobniej jej wzrost był spowodowany wypłukiwaniem mikroorganizmów i fragmentów błony biologicznej. Tylko na złożu diatomitowo-węglowym utlenialność wody przekroczyła wartość dopuszczalną i wynosiła odpowiednio 6,2 mgO₂/dm³ oraz 5,6 mgO₂/dm³.

Odczyn wody uzdatnionej na złożu piaskowo-antracytowym i złożu diatomitowo-piaskowym kształtował się podobnie, osiągając wartości mniejsze niż w wodzie surowej. W czasie trwania eksperymentu wartość pH była optymalna dla rozwoju bakterii nitryfikacyjnych i wynosiła odpowiednio od 6,66 do 7,84 na złożu piaskowo-antracytowym, natomiast od 7,45 do 7,97 na złożu diatomitowo-piaskowym. Wartość pH ulegała obniżeniu w wodzie po biofiltracji, ale nigdy nie była niższa od wartości 6,5, więc nie miała wpływu na liczebność i aktywność bakterii nitryfikacyjnych. Na złożu z diatomitem i hydrofiltrem odczyn wody uzdatnionej był raz wyższy, raz niższy niż odczyn wody

surowej. Jego zakres zawierał się w przedziale od 7,4 do 8,1 i był odpowiedni dla rozwoju bakterii nityfikacyjnych. Podczas trwania badań w wodzie po złożu diatomitowo-węglowym odczyn uzdatnionej wody zmieniał się w granicach od 7,65 do 8,5. W pierwszych dobach eksperymentu był on nieznacznie wyższy niż w wodzie kierowanej na złożo. Od doby 16, gdzie proces nityfikacji przebiegał z maksymalną wydajnością, wartość odczynu nieznacznie zmalała w stosunku do wody surowej i wynosiła od 7,65 do 7,8. Obserwowane zmiany są potwierdzeniem danych literaturowych, że przebiegowi procesu nityfikacji towarzyszy obniżenie wartości pH.

Dla efektów uzdatniania wody duże znaczenie ma liczebność i aktywność mikroorganizmów zasiedlających złożo. Według Wanga nie ilość, ale aktywność metaboliczna biomasy wpływa na skuteczność procesów biodegradacji [5]. Aby utrzymać maksymalną aktywność mikroorganizmów powinna być odpowiednia grubość błony porastającej złożo. W skład błony biologicznej wchodzi zarówno aktywne bakterie jak i substancje nieaktywne. Pierwsze są odpowiedzialne za usuwanie substratu ze strefy międzyfazowej, zaś drugie wpływają na miąższość błony. Gromadzenie nieaktywnych substancji w błonie przyczynia się do ograniczenia średniej aktywności mikrobiologicznej. Zalecana grubość dla biofilmu aerobowego wynosi 15-25 μm , przy czym obliczono, że grubość aktywnego biofilmu, w którym następuje reakcja utleniania azotu amonowego wynosi zaledwie 7 μm , pozostała część to tak zwane substancje wspierające nieaktywne [6]. Z tego względu przepływ odwrotny do grawitacyjnego pozwala na optymalne wykorzystanie całej powierzchni złoża, naturalną regulację grubości błony biologicznej i utrzymanie stałej aktywności mikrobiologicznej biofilmu [7].

Oceny trwałości połączeń mikroorganizmów z wypełnieniem biofiltru dokonano przez obserwację zmian mętności i barwy wody. Pomiar mętności i barwy fazy ciekłej może być parametrem informującym o sile wiązań pomiędzy ziarnem i biofilmem. Wzrost mętności może również zależeć od struktury biofilmu. Najbardziej stabilna błona biologiczna tworzyła się na złożach piaskowo-antracytowym, diatomitowo-piaskowym i kolejno na złożu diatomitowo-węglowym. Tam odnotowano najmniejszą mętność wody uzdatnionej w okresie, kiedy proces nityfikacji przebiegał z najwyższą efektywnością. Świadczyło to o trwałości wiązań pomiędzy materiałem ziarnistym a biofilmem i silnymi oddziaływaniami pomiędzy samymi organizmami. Lepsza jakość wody po filtrze piaskowo-antracytowym i diatomitowo-piaskowym mogła być spowodowana kierunkiem przepływu wody. Największą wartością mętności charakteryzowała się woda poddawana biofiltracji na złożu z diatomitem i hydrofiltrem. Mogło to być spowodowane słabszymi oddziaływaniami pomiędzy biofilmem a ziarnami wypełnienia, a przepływ odwrotny do grawitacyjnego powodować wypłukiwanie mikroorganizmów z biofiltru.

Podobnie kształtowały się wartości barwy. Najlepsze parametry wody pod względem tego wskaźnika uzyskano po złożu piaskowo-antracytowym. Przez cały czas trwania eksperymentu wartość barwy zmieniała się od 0 do 5 po złożu piaskowo-antracytowym, od 0 do 4 po złożu diatomitowo-węglowym, zaś po złożu diatomitowo-piaskowym kształtowała się w granicach 0-7, a po złożu z diatomitem i hydrofiltrem 0-9.

W każdym z badanych przypadków, po 10 dobie pracy złoż, rzeczywiste zużycie tlenu było mniejsze od teoretycznego- wynikającego ze stechiometrii reakcji nityfikacji. Potwierdza to wcześniejsze wyniki badań autorów [1,2,3,6], którzy podają rzeczywiste zużycie tlenu na poziomie 2 mg O_2 na każdy usunięty w procesie biofiltracji mg N. Przyczyną niższego zużycia tlenu niż wynika to z obliczeń stechiometrycznych może być fakt usuwania azotu amonowego na drodze innej niż nityfikacja [6].

W tabeli 4 zestawiono zużycie tlenu dla badanych złoż od 10 doby pracy biofiltrów.

Proces nityfikacji rozpoczął się najszybciej i przebiegał z największą efektywnością na złożu diatomitowym. Najlepsze właściwości stymulujące rozwój biofilmu miał diatomit. Złoże antracytowe okazało się mało przydatne jako wypełnienie biofiltru, ze względu na zdolności sorpcyjne tlenu co było przyczyną niewystarczającej efektywności procesu nityfikacji (max.30%). Należy podkreślić, że w pierwszej fazie pracy złoża obserwowano 80-100% skuteczność w usuwaniu azotu amonowego spowodowaną procesem chemisorpcji. Po wyczerpaniu pojemności sorpcyjnej złoża, pomimo obecności bakterii nityfikacyjnych efektywność procesu nie przekroczyła 30%.

Węgiel aktywny WG-15 ze względu na znacznie większą powierzchnię właściwą w stosunku do badanych sorbentów, pozwolił uzyskać zadowalające efekty procesu nityfikacji ale czas oczekiwania na wykształcenie biofilmu był dłuższy w porównaniu ze złożem diatomitowym [9].

Tab. 4. Porównanie zużycia tlenu dla badanych złożów dwuwarstwowych

Tab. 4. Comparison of oxygen consumption for the studied two-layer beds

Rodzaj złoża	Zużycie tlenu na każdy usunięty 1 mg N-NH ₄ ⁺ w procesie biofiltracji	Ilość azotu amonowego, usuniętego w procesie biofiltracji	Efektywność usuwania azotu amonowego (po wpracowaniu złoża)
	[mg O ₂ /dm ³]	[mgN/dm ³]	[%]
Piaskowo-antracytowe	3,92-5,85	0,55-2,45	100
Diatomitowo-piaskowe	0,0-3,5	1,3-2,95	100
Diatomitowo-węglowe	0,4-3,4	1,85-2,63	100
Diatomit+Hydrofilt	1,4-2,6	0,4-2,45	55
antracyt	5,0-6,5	0-3,6	30
węgiel aktywny WG-15	1,4-5,3	0-1,4	65
diatomit	0,0-2,2	0-2,4	100

Połączenie właściwości diatomitu z dobrymi właściwościami sorpcyjnymi węgla aktywnego pozwoliło na ograniczenie wtórnego zanieczyszczenia wody i utrzymanie dużej koncentracji biomasy w biofiltrze. Węgiel aktywny dodatkowo zapobiegał wypłukiwaniu mikroorganizmów z filtru. Zastosowanie węgla aktywnego jako wypełnienia biofiltru jednowarstwowego znacznie wydłużyło czas dojrzewania złoża nityfikacyjnego

w porównaniu ze złożami dwuwarstwowymi. Natomiast złożo diatomitowo-piaskowe z przepływem grawitacyjnym, pozwoliło dodatkowo na wyeliminowanie barwy i mętności w uzdatnianej wodzie z jednoczesnym zachowaniem wysokiej efektywności procesu nityfikacji. Należy jednak liczyć się z faktem gromadzenia materii organicznej w filtrze i wzrastającym zużyciem tlenu, co wiąże się z koniecznością płukania filtrów.

4. Wnioski

1. Zastosowane materiały stanowiące wypełnienie biofiltrów decydują o efektywności procesu nityfikacji oraz wpływają na właściwości fizyczne wody uzdatnionej (mętność i barwa)
2. Proces nityfikacji przebiegał z największą efektywnością na złożu diatomitowo-węglowym (55,4%-100%). Najmniejszą efektywność usuwania azotu amonowego odnotowano na złożu z diatomitem i hydrofiltrem (4,44% do 86,36%).
3. Stężenie azotu amonowego było niższe od wartości normatywnej ($0,5\text{mgNH}_4^+/\text{dm}^3$ tj. $0,39\text{mgN-NH}_4^+/\text{dm}^3$) w wodzie uzdatnionej w procesie biofiltracji na złożach:
 - piaskowo-antracytowym od 36 doby eksperymentu,
 - diatomitowo-piaskowym od 17 doby
 - diatomitowo-węglowym od 10 doby.
4. Woda po procesie biofiltracji na badanych złożach dwuwarstwowych nie spełniała wymagań zamieszczonych w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody spożycia przez ludzi pod względem zawartości azotanów(III).
5. Rzeczywiste zużycie tlenu podczas usuwania azotu amonowego na badanych złożach dwuwarstwowych w procesie biofiltracji było niższe niż teoretyczne i na każdy 1 mg usuniętego azotu amonowego max. wynosiło:
 - złożo antracytowo - piaskowe $5,8\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$,
 - złożo diatomitowo – piaskowe $3,5\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$,
 - złożo diatomitowo - węglowe $3,4\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$,
 - złożo diatomit – hydrofilt $2,6\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$.
6. Najlepszą jakość wody pod względem barwy i mętności uzyskano na złożu piaskowo-antracytowym.

Bibliografia

- [1] Papciak D. (2007) Effect Of Nitrification-Filter Packing Material On The Time To Reach Its Operation Capacity. *Environmental Engineering*. Taylor & Francis Group, London, UK , pp.125-132.
- [2] Zamorska J., Papciak D., (2004), *Diatomit jako wypełnienie filtru nityfikacyjnego*, Mat. VI International Scientific and Technical Conference “Water supply and water quality”. PZiTS O/Wielkopolski, Poznań, t.1, 889-902.
- [3] Zamorska J., Papciak D. (2008) Activity of nitrifying biofilm in the process of water treatment on diatomite bed. *Environment Protection Engineering*, Vol. 34, No 1, s.37-52.
- [4] Łomotowski J., Haliniak J. (1997) *Usuwanie azotu amonowego z wód podziemnych na filtrach biologicznie aktywnych*, Ochrona Środowiska 3(66), 15-17.
- [5] Wang J.Z., Summers R.S., Miltner R.J. (1995), *Biofiltration Performance; art 1, Relationship to biomass*. Jour. AWWA, 87(12), 55-63.
- [6] Liu Y. & Capdeville B. (1996) Specific activity of nitrifying biofilm in water nitrification process, *Wat. Res.* 30: 1645-1650.

-
- [7] Papciak D., Zamorska J. (2008) Jedno- i dwuwarstwowe złoża nityfikacyjne jako biotechnologiczna metoda usuwania azotu amonowego z wody. *Biotechnologia*, 1(80), s.189-201.
- [8] Papciak D. (2009) Paradoks tlenowy w procesie usuwania azotu amonowego z wody metodą biofiltracji. *Gaz Woda i Technika Sanitarna*, tom LXXXIII, nr 11, s. 21-25.
- [9] Papciak D., Puskarewicz A., Kaleta J (2013) Ocena możliwości zastosowania sorbentów mineralnych w procesie usuwania azotu amonowego z wody metodą biofiltracji. Wyd. AGH Kraków, *Sorbenty mineralne*, s. 311-326.

