

WPŁYW STRUKTURY GĄBCZASTEGO WYPEŁNIENIA WIELOWARSTWOWEGO FILTRA PIASKOWEGO NA OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW BYTOWYCH Z PODWYŻSZONĄ ZAWARTOŚCIĄ AZOTU AMONOWEGO

Ewa Dacewicz✉

Katedra Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej, Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie, Al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków

ABSTRAKT

Cel pracy

Celem pracy było określenie wpływu struktury pianek PUR, stanowiących wypełnienie filtra gąbczasto-piaskowego, na proces oczyszczania ścieków bytowych charakteryzujących się podwyższoną zawartością azotu amonowego i niskim stosunkiem C/N.

Materiał i metody

Wielowarstwowe filtry oceniono po 120, 150 i 330 dniach pracy pod względem jednoczesnego usuwania węgla organicznego i azotu amonowego ze ścieków wstępnie oczyszczonych w osadniku gnilnym. W tym celu określono wpływ: (1) mikrostruktury gąbczastego wypełnienia, (2) kolejnych jego warstw oraz (3) obciążenia filtrów ładunkiem zanieczyszczeń organicznych OLR i azotowych NLR na efektywność ich pracy. Dokonano również oceny poszczególnych warstw filtrów w zakresie usuwania bakterii grupy coli.

Wyniki i wnioski

Zaobserwowano, że filtry wypełnione fabrycznie nowymi piankami o średnicy porów 0,44 mm i 77,6%-owej ich zawartości uległy kolmatacji podczas oczyszczania ścieków bytowych o niskim stosunku C/N. Filtr skonstruowany z dwóch górnych warstw odpadowych pianek (o średnicach i zawartości porów odpowiednio 0,50–1,63 mm i 63,3%) oraz z warstwy piasku osiągnął wysoką średnią efektywność zatrzymania zanieczyszczeń organicznych i azotowych. Skuteczność filtra z wypełnieniem w formie odpadów umieszczonych w osłonkach w zakresie usuwania ChZT i $N-NH_4^+$ wynosiła odpowiednio 82,4 i 79,2%. Stwierdzono, że usuwanie azotu amonowego ze ścieków bytowych z podwyższoną jego zawartością i niskim stosunkiem C/N, zachodziło na we wszystkich warstwach gąbczastego materiału. Wypełnienie filtrów odpadami pianek umieszczonych w osłonkach, zapewniło najbardziej korzystne warunki dla rozwoju zarówno tlenowych bakterii heterotroficznych, jak i bakterii usuwających azot amonowy. Zastosowana dodatkowo dolna warstwa piasku pozwoliła na całkowite usunięcie bakterii *Escherichia coli* oraz bakterii grupy coli w stopniu 96,4%.

Słowa kluczowe: gąbczasty nośnik biomasy, odpady, filtr piaskowy, ścieki bytowe o niskim stosunku C/N

✉ e-mail: ewa.wasik@urk.edu.pl

WSTĘP

Zgromadzenie Ogólne ONZ w 2010 roku przyjęło rezolucję, zgodnie z którą każdy człowiek ma fundamentalne prawo dostępu do bezpiecznej i czystej wody oraz urządzeń sanitarnych (Rezolucja...2010). Zrzut nieoczyszczonych ścieków bytowych do wód powierzchniowych i podziemnych stanowi jedno z poważniejszych zagrożeń dla środowiska, w którym żyjemy. Wpływa on zarówno na jakość wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, jak i na jej bezpieczeństwo sanitarno-epidemiologiczne. Fakt ten jest szczególnie istotny w Polsce, gdzie w ostatnich latach coraz głośniej mówi się o deficycie wody oraz grożącej nam suszy hydrologicznej (dotyczącej wód powierzchniowych) i hydrogeologicznej (dotyczącej wód gruntowych). Zmniejszenie dostępnych zasobów wody okazuje się zagrożeniem nie tylko dla rozwoju gospodarki i związanej z nią komfortu życia, lecz również dla bezpieczeństwa ludzkiego zdrowia.

Jednym ze sposobów na walkę z deficytem wody jest oszczędne jej zużycie przez mieszkańców miast i wsi. Skutkuje ono spadkiem objętości powstających w ciągu doby ścieków bytowych. Jednocześnie ich rzeczywiste parametry jakościowe są o wiele wyższe niż wartości podawane przez literaturę i brane do tej pory pod uwagę podczas projektowania systemów oczyszczania ścieków (Tchobanoglous i in., 2003; Henze i Comeau, 2008; Awuah i in., 2014; Anda i in., 2018). Przykładem może być zawartość azotu amonowego, którego stężenie w ściekach bytowych coraz częściej przekracza $100 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (Jucherski i Nastawny, 2012; Chmielowski, 2013; Józwiakowski, 2017). Bardziej stężone ścieki mogą stanowić poważny problem w postaci wysokich ładunków związków organicznych (ang. *Organic Loading Rate*, OLR) i azotowych (ang. *Nitrogen Loading Rate*, NLR), dopływających do oczyszczalni. Równie niekorzystny jest dopływ ścieków charakteryzujących się niskim stosunkiem C do N. Czynnikiem niezbędnym do efektywnej denitryfikacji azotanów, które powstają podczas II etapu nitrifikacji, jest bowiem odpowiednia ilość dostępnego węgla organicznego, pochodząca najczęściej ze źródła zewnętrznego (Third i in., 2003). Należy mieć także na uwadze fakt, że w ściekach oczyszczanych konwencjonalną metodą osadu czynnego ok. 70% zużywanej w obiekcie energii pochłania ich natlenianie (Fayolle i in., 2007), dlatego

wzrost ładunków OLR i NLR jest przyczyną liniowego wzrostu kosztów eksploatacyjnych (Khan i in., 2013).

Zgodnie z art. 83 ust. 2 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Ustawa...2017) wybór sposobu usuwania ścieków powinien minimalizować negatywne oddziaływania na środowisko i dotyczyć również indywidualnych systemów oczyszczania ścieków. W Polsce w ciągu 10 lat liczba przydomowych oczyszczalni ścieków (POŚ) wzrosła pięciokrotnie do 256,4 tys. sztuk w 2018 roku (GUS...2018). Przy wyborze POŚ właściciel gospodarstwa domowego powinien kierować się nie tylko niską ceną, lecz przede wszystkim wysokim poziomem redukcji zanieczyszczeń w tego typu urządzeniach (Pawełek i Bugajski, 2017). Z tych powodów przydomowe oczyszczalnie ścieków oparte na metodzie osadu czynnego cieszą się coraz większą popularnością. Rozwiązania takie z jednej strony charakteryzują się stosunkowo niskimi kosztami eksploatacji, ale z drugiej strony wymagają obsługi wykwalifikowanej i świadomej w nastawie parametrów oraz sterowania takimi urządzeniami jak dmuchawy lub pompy recyrkulujące (Ignatowicz i Puchlik, 2011; Nowak i Wawryca, 2015). Wielu autorów zwraca uwagę, że nieprawidłowa obsługa POŚ pracującej na bazie osadu czynnego skutkuje poziomem usuwania związków biogenych, który kształtuje się w zakresie od 40 do 60% (Kaczor i Bugajski, 2006a i 2006b; Bugajski i in., 2013).

Najistotniejszymi cechami małych przydomowych oczyszczalni ścieków powinny być zatem ich efektywność, prostota rozwiązań technicznych i technologicznych oraz łatwość obsługi. Jednym z przykładów oczyszczalni przydomowych spełniających wymienione wymagania jest rozwiązanie o układzie technologicznym opartym na osadniku gnilnym współpracującym z pionowym filtrem przepływowym (ang. *Vertical Flow Filter*, VFF) z wypełnieniem w postaci piasku kwarcowego. Zasadniczą wadą stosowania w VFF piasku jest możliwość jego kolmatacji (ang. *clogging*). Zbyt wysokie obciążenie filtra substancjami zawieszonymi i/lub koloidalnymi może prowadzić do wytworzenia się na powierzchni wypełnienia oraz w jego porach strefy zmniejszonej lub nawet zanikającej całkowicie wodoprzepuszczalności (Spychała i Nieć, 2013; Mazur i in., 2016). VFF z wypełnieniem w postaci piasku kwarcowego ze względu na relatywnie niską porowatość charakteryzuje się również słabą wentylacją. W celu zwiększenia jego

efektywności zarówno pod względem usuwania zanieczyszczeń, jak i zapobiegnięcia kolmatacji, piasek kwarcowy można zastąpić częściowo lub całkowicie materiałami wysoce porowatymi. Zawartość porów, a co za tym idzie powierzchnia właściwa materiału, jest ważnym czynnikiem odpowiedzialnym za liczbę miejsc służących do namnażania się biomasy mikroorganizmów (Miksch i Sikora, 2012). Wysoka porowatość wypełnienia pozwala bowiem na jego penetrację, zapewniając odpowiedni kontakt między substratami a populacją aktywnych mikroorganizmów. Z ilością wytworzonej biomasy jest związany bezpośrednio rozmiar porów zastosowanego materiału. Również zdolność wchłaniania wody jest ważnym czynnikiem przy wyborze nośnika biomasy, ponieważ mikroorganizmy najlepiej rosną w wilgotnym środowisku. Interesującym porowatym materiałem, które może spełnić rolę bardzo wydajnego wypełnienia, jest elastyczna pianka poliuretanowa (PUR) o gąbczastej strukturze. Gąbki od trzydziestu lat wykorzystuje się w procesie oczyszczania mało stężonych ścieków bytowych lub komunalnych z zastosowaniem technologii beztlenowego reaktora *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) połączonego z reaktorem *Downflow Hanging Sponge* (DHS) (Machdar i in., 2000; Tawfik i in., 2006; Tawfik i in., 2011; Uemura i in., 2012a i b; Onodera i in., 2013; Onodera i in., 2014a i b; Okubo i in., 2015; Maharjan i in., 2016; Guillén, 2017; Miyaoka i in., 2017; Machdar i in., 2018). Jednak zastosowanie gąbczastego wypełnienia do bezpośredniego oczyszczania stężonych ścieków bytowych charakteryzujących się niskim stosunkiem C/N i stężeniem azotu amonowego o wartości przekraczającej $100 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ nie było szerzej analizowane.

Wielu autorów zwraca uwagę, że podczas oczyszczania mało stężonych ścieków w reaktorze DHS w jego górnych warstwach zachodzi usuwanie związków organicznych, natomiast w dolnych – usuwanie związków azotowych na drodze nityfikacji (Tawfik i in., 2011; Zhang i in., 2016) i denityfikacji (Maharjan i in., 2016; Bundy i in., 2017). Zhang i in. (2016) w swoich badaniach nad zastosowaniem DHS do oczyszczania ścieków bytowych pochodzących z miejskiej oczyszczalni dowiedli, że w dolnej warstwie złoża filtracyjnego dominowały autotroficzne nityfikatory. Guo i in. (2010), Guillén (2017) oraz Machdar i in. (2018) zwrócili uwagę, że sposobem usuwania azotu amono-

wego w reaktorze DHS są procesy zarówno nityfikacji, jak i denityfikacji, która ma miejsce w strefie beztlenowej materiału gąbczastego. Maharjan i in. (2016), w badaniach nad połączeniem reaktora UASB-DHS z powolnym filtrem piaskowym z sześciocentymetrową górną warstwą gąbek, stwierdzili obecność bakterii denityfikacyjnych w odpływach z obydwu systemów. El-Tabl i Shahin (2018) wykazali, że obydwa etapy nityfikacji odbywały się w dolnym segmencie reaktora DHS, powodując wzrost azotynów i azotanów w odpływie. Guo i in. (2010) w badaniach nad zastosowaniem różnych grubości gąbek w biofiltrze pracującym w układzie z 100% recyklingiem stwierdzili, że wraz ze wzrostem grubości gąbki zmniejszało się zarówno usuwanie związków organicznych, jak i substancji biogennych. Cytowani autorzy wykazali, że w gąbce oczyszczającej syntetyczne ścieki bytowe, które charakteryzował bardzo wysoki stosunek C/N rzędu 20 (N-NH_4^+ w granicach $17\text{--}20 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, ChZT w zakresie $350\text{--}400 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$) zachodziły jednocześnie procesy nityfikacji i denityfikacji. Zjawisko to zweryfikowali dzięki malejącemu gradientowi rozpuszczonego tlenu występującemu wewnątrz kostek gąbki. Według tych autorów gąbka jednocentymetrowa okazała się najbardziej efektywna, co wskazywało na jej optymalną grubość do rozwoju aktywnej biomasy, zarówno w jej wnętrzu, jak i na powierzchni. Araki i in. (1999), analizując gąbki poliuretanowe w kształcie kostek, wykryli bakterie nityfikacyjne w ich wewnętrznych przestrzeniach, a nie w biofilmie przyczepionym do ich powierzchni. Uemura i in. (2002) w swoich badaniach zwrócili uwagę na wyraźny spadek tlenu wraz z głębokością gąbek, wykazując w ich głębokich wewnętrznych częściach brak tlenu rozpuszczonego, co w obecności azotanów pozwoliło na prowadzenie procesu denityfikacji przez bakterie heterotroficzne. Chuang i in. (2007, 2008) oraz Almeida i in. (2013) założyli, że w reaktorze DHS zachodzą jednocześnie procesy częściowej nityfikacji i anammox. Zaawansowane metody badania społeczności mikroorganizmów tj. określenie sekwencji genów 16S rRNA wykorzystane przez Nomoto i in. (2018) lub technika FISH użyta przez Guillén i in. (2015) wykazały obecność bakterii anammox w reaktorach wypełnionych gąbkami.

W warunkach nadmiernej ilości związków organicznych bakterie heterotroficzne mogą wypierać

bakterie AOB (ang. *Ammonia Oxidizing Bacteria*), odpowiedzialne za I etap nitrifikacji – nitrytacji. Jednym ze sposobów oceny etapów procesu usuwania $N-NH_4^+$ w reaktorach DHS może być wyznaczenie profili zmian nieorganicznych form azotu (Chuang i in., 2008; Almeida i in., 2013; Okubo i in., 2015; Uemura i in., 2016). Do oceny efektywności oczyszczania ścieków o wysokiej zawartości amonu i/lub niskim stosunku C/N można wykorzystać, m.in. stopień akumulacji azotynów (ang. *Nitrite Accumulation Rate*, NAR) (Chen i in., 2016; Sui i in., 2016; Mousavi i in., 2018; Soliman i Eldyasti, 2016) oraz współczynniki konwersji azotu amonowego do azotu azotynowego i azotanowego (Strous i in., 1999; Chuang i in., 2007; Chuang i in., 2008; Li i in., 2020). Na rozwój bakterii AOB negatywny wpływ ma stężenie wolnego amoniaku (FA) i wolnego kwasu azotowego (FNA). Według Anthonisen i in. (1976) limit FA, który wpływa hamująco na wzrost bakterii AOB, waha się od 8 do $150 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. W przypadku etapu nitratacji na aktywność bakterii NOB (ang. *Nitrite Oxidizing Bacteria*) hamująco wpływa zawartość wolnego kwasu azotowego na poziomie $0,08\text{--}0,82 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Wzrost stężenia HNO_2 powyżej $0,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ powoduje inhibicję wydajności obydwu etapów nitrifikacji.

W artykule przedstawiono wyniki badań laboratoryjnych nad możliwością wykorzystania do oczyszczania ścieków bytowych o podwyższonej zawartości azotu amonowego i niskim stosunku C/N, wielowarstwowego pionowego filtra z górnym wypełnieniem w postaci pianek o gąbczastej strukturze. Dokonano porównania mikrostruktury fabrycznie nowych elastycznych pianek poliuretanowych i odpadowych pianek PUR. Oceniono wpływ kolejnych warstw gąbczastego wypełnienia na sprawność usuwania ze ścieków wstępnie oczyszczonych w osadniku gnilnym związków organicznych i nieorganicznych związków azotowych, a także bakterii grupy coli, biorąc pod uwagę zmienne warunki obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń organicznych i azotowych.

CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

Materiały

Do badań wytypowano dwie grupy elastycznych (miękkich) pianek poliuretanowych. Pierwszą z nich stanowił fabrycznie nowy materiał w kształcie wal-

ców (PN). Średnica pojedynczego walca wynosiła 2,5 cm, a długość 14 cm. Do drugiej grupy zaliczono mieszaninę pianek PUR w postaci odpadów (PO) o losowych kształtach. Charakterystyka pianek w formie odpadów została przedstawiona w pracach Dacewicz (2019b), Dacewicz i Chmielowski (2019), Dacewicz i Jurik (2019) oraz Chmielowski i in. (2020).

Eksperyment dotyczący oczyszczania ścieków bytowych charakteryzujących się podwyższoną zawartością azotu amonowego i niskim stosunkiem C/N, prowadzono z wykorzystaniem trzech modeli wycinkowych filtra o przepływie pionowym. Ze względu na zdolność absorbowania wody waga gąbczastego wypełnienia wzrasta, przez co jego struktura może ulec odkształceniu. Aby tego uniknąć, badane materiały zostały umieszczone w osobnych segmentach, a ich objętość robocza była zgodna z objętością zaproponowaną przez Dacewicz (2019c). Pojedynczy model składał się z pionowej kolumny PCV podzielonej na trzy odrębne segmenty o średnicy 10 cm i wysokości 35 cm każdy. Wypełnienie górnego i środkowego segmentu stanowiły pianki PUR o sumarycznej miąższości 60 cm. Nowe pianki posiadały wewnątrz usztywnienie i zostały ułożone pionowo w kolumnie PN60 w liczbie 9 sztuk PN/segment. Materiał odpadowy PO umieszczono losowo w kolumnach PO60 i POO60. W kolumnie POO60 odpady pianek zostały dodatkowo osadzone w osłonkach, co miało zapobiec ich deformacji w dolnej części segmentów. Dolny, trzeci segment każdej z kolumn był wypełniony trzydziestocentymetrową warstwą piasku kwarcowego o średnicy zastępczej $d_{10} = 0,32 \text{ cm}$ (PS30). Na dnie wszystkich segmentów znajdował się ruszt podtrzymujący materiał wypełnienia. Surowe ścieki bytowe, które zostały poddane badaniom, pobierano z instytucji publicznej zlokalizowanej w Krakowie.

Metodyka badań

Badaniom struktury poddano pocięte na prostokąt ścianki o bokach $10 \times 10 \times 1 \text{ mm}$ próbki gąbczastych materiałów w liczbie po 10 sztuk na 1 kolor pianek PN i PO. Obserwacje mikrostruktury pianek prowadzono za pomocą mikroskopu Bresser z kamerą HDCE-X3(E). W celu określenia podstawowych parametrów opisujących kształt, wielkość i liczbę komórek w obiektach wykorzystano metody oparte na analizie obrazu (Wojnar i Majorek, 1994; Tadeusiewicz i Korohoda, 1997). W obrębie każdej grupy pianek wykonano

kilkadziesiąt zdjęć obrazujących ich pory. Następnie zdjęcia zostały poddane odpowiednim przekształceniom przy wykorzystaniu programu ImageJ. Uzyskane w ten sposób obrazy binarne pozwoliły na wyznaczenie średnicy, kształtu oraz zawartości porów w piankach PN i PO. Przykładowy binarny obraz pianek zaprezentowano na rycinie 1.

Badania dotyczące wpływu kolejnych warstw gąbczasto-piaskowego filtra na sprawność usuwania związków organicznych i azotowych oraz bakterii grupy coli, przeprowadzono z użyciem ścieków bytowych odpływających z osadnika gnilnego, które tak wstępnie podczyszczone trafiały do osadnika pośredniego. Ich charakterystykę Dacewicz przedstawiła w poprzednich pracach (Dacewicz, 2018; Dacewicz, 2019a–c; Dacewicz i Chmielowski, 2019; Dacewicz i Jurik, 2019). Dopływ z osadnika pośredniego następował do górnej warstwy każdej z kolumn modeli i grawitacyjnie spływał w dół. Dawkowanie ścieków do kolumn odbywało się za pomocą pompki perystaltycznych, które włączały się 24 razy na dobę, dozując objętość ścieków dostosowaną do zadanego obciążenia hydraulicznego.

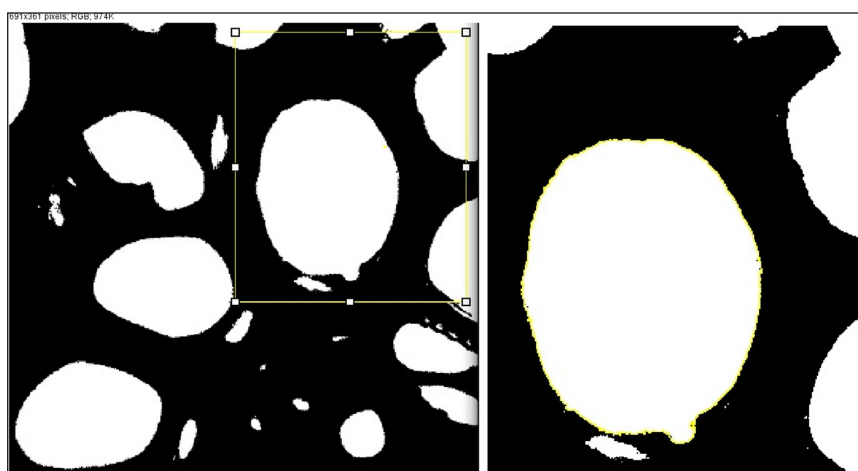
Każdy model badawczy był poddawany takim samym obciążeniom związkami organicznymi OLR i azotowymi NLR. Obciążenie OLR i NLR zmieniało się wraz ze zmianą obciążenia hydraulicznego w zakresie od 76,4 do 229,2 mm · d⁻¹. Zaszczepienie

wypełnień osadem czynnym pochodzącym z reaktora z ruchomym złożem biologicznym (ang. *Moving Bed Biofilm Reactor*, MBBR) zasilanego ściekami o podwyższonej zawartości azotu amonowego, pozwoliło na skrócenie okresu wpracowywania się filtrów.

W celu oceny, które warstwy filtrów gąbczasto-piaskowych były odpowiedzialne za zmniejszenie zawartości substancji organicznych i nieorganicznych form azotu, przeanalizowano profile jakości ścieków wzdłuż malejącej wysokości wypełnienia poszczególnych kolumn. Analizy zmian parametrów fizykochemicznych i mikrobiologicznych w kolejnych segmentach poszczególnych złóż różniących się od siebie rodzajem wypełnienia, dokonano po 120 dniach (OLR = 101,7 g · m⁻³ · d⁻¹, NLR = 62,7 g · m⁻³ · d⁻¹, C/N = 1,62), po 150 dniach (OLR = 302,9 g · m⁻³ · d⁻¹, NLR = 149,0 g · m⁻³ · d⁻¹, C/N = 2,03) oraz po 330 dniach (OLR = 26,5 g · m⁻³ · d⁻¹, NLR = 36,4 g · m⁻³ · d⁻¹, C/N = 0,73) pracy filtrów.

Metody obliczeniowe i analityczne

W każdej próbce materiału wielkość porów otwartych określono, wyznaczając średnice Fereta. Minimalną średnicę Fereta (F_{min}) oraz maksymalną średnicę Fereta (F_{max}) określono odpowiednio jako minimalną i maksymalną odległość pomiędzy dwiema równoległymi prostymi, które były styczne do dwóch przeciwległych stron obrazu binarnego poru.



Ryc. 1. Binarne obrazy pianki (a) oraz powiększony jej fragment (b) poddany obróbce w programie ImageJ
Fig. 1. Binary image of the foam (a) and its enlarged fragment (b) processed in ImageJ

Source: own elaboration

Współczynnik kształtu porów R_F , który informuje o wydłużeniu obiektów, obliczono, posługując się wzorem podanym przez Tadeusiewicza i Korohoda (1997):

$$R_F = F_{\min} / F_{\max} \quad (1)$$

W przypadku okrągłych obiektów współczynnik kształtu przyjmuje wartość „1”, a dla długich oraz cienkich obiektów R_F zbliża się do zera.

Procentowa zawartość komórek gąbczastego materiału została określona się jako procentowy stosunek pola powierzchni zajmowanego przez otwarte pory do pola powierzchni próbki badanego materiału.

Do obliczenia stężenia wolnego amoniaku (FA) i wolnego kwasu azotowego (FNA) zastosowano wzory zaproponowane przez Anthonisen i in. (1976).

Współczynniki konwersji azotu amonowego do azotu azotynowego ($Y_{\text{NO}_2/\text{NH}_4}$) i azotu azotanowego ($Y_{\text{NO}_3/\text{NH}_4}$) obliczano ze wzorów:

$$Y_{\text{NO}_2/\text{NH}_4} = \Delta \text{N-NO}_2^- / \Delta \text{N-NH}_4^+ \quad (2)$$

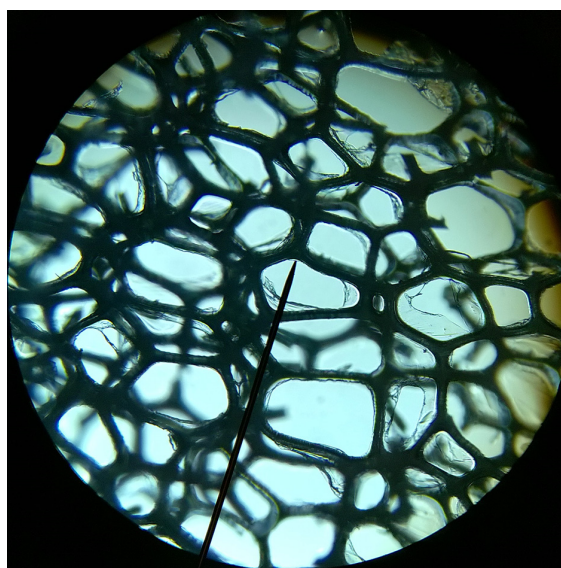
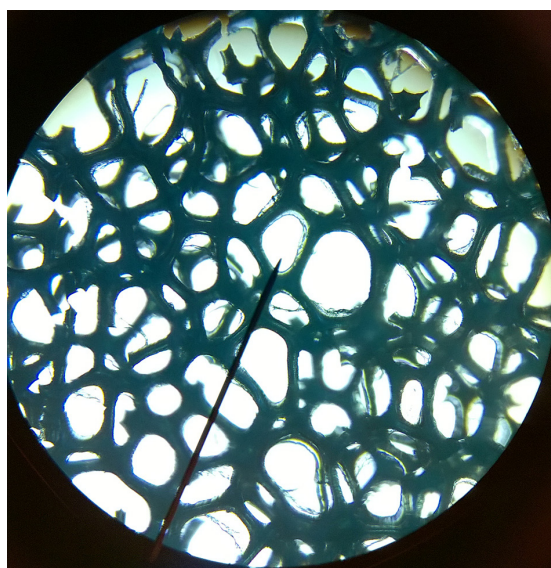
$$Y_{\text{NO}_3/\text{NH}_4} = \Delta \text{N-NO}_3^- / \Delta \text{N-NH}_4^+ \quad (3)$$

Ścieki wstępnie oczyszczone w osadniku gnilnym pobierano, zgodnie z normą PN-ISO 5667-10:1997, z komory rozdzielczej osadnika pośredniego, a ścieki oczyszczone jako filtry odpywające z poszczegól-

nych warstw modeli. Próbkę ścieków poddawano analizie fizykochemicznej i mikrobiologicznej. Analiza fizykochemiczna obejmowała wskaźniki zanieczyszczeń tj. temperaturę, pH, tlen rozpuszczony, ChZT_{Cr} , azot amonowy, azot azotynowy i azot azotanowy, natomiast analiza mikrobiologiczna – bakterie grupy coli, w tym *Escherichia coli*. Pomiary temperatury, odczynu oraz stężenia tlenu rozpuszczonego prowadzono za pomocą miernika wieloparametrowego CPO-401 firmy ELMETRON. Oznaczenie wskaźnika ChZT_{Cr} wykonano metodą dwuchromianową z wykorzystaniem spektrofotometru PhotoLab S12. Do oznaczenia stężenia form nieorganicznych azotu tj. azotu amonowego, azotynowego i azotanowego wykorzystano metody kolorymetryczne. Bakterie grupy coli oraz *Escherichia coli* oznaczono metodą rozcieńczeń i posiewu powierzchniowego na pożywce ENDO.

Rezultaty i dyskusja wyników

Analiza mikrostruktury gąbczastego wypełnienia Na rycinie 2 zilustrowano przykładowe pianki PUR zastosowane w badaniach. Widać wyraźnie, że materiał gąbczasty miał strukturę zarówno poziomą, jak i pionową, co zapewniało w jego wnętrzu transfer ścieków i gazów. Poszczególne pory składały się w większości z pentagonalnych ścian tworzących otwarte komórki



Ryc. 2. Mikrostruktura elastycznych pianek PUR w formie odpadów, powiększenie 40 × (fot. E. Dacewicz)
Fig. 2. Microstructure of flexible PUR foams in the form of waste; magnification 40 × (phot. E. Dacewicz)

o różnym rozmiarze i kształcie. Były one oddzielone od siebie żeberkami powstałymi w miejscu styku co najmniej trzech komórek. Żeberka stanowiły swoiste wzmocnienie materiału gąbczastego, wpływając na jego sztywność, a tym samym na odkształcanie.

W tabeli 1 zestawiono średnice Fereta oraz liczbę porów pianek PN i PO na tle ich procentowej zawartości. Fabrycznie nowe pianki charakteryzowały się najmniejszą średnicą porów rzędu 0,44 mm. Średnice porów pianek w formie mieszaniny odpadów wahały się od 0,50 mm do 1,63 mm. Wśród nich największą, 81,3% zawartość stanowiły pianki o średnicy ok. 0,6 mm. Liczba porów otwartych w piankach PN mieściła się w zakresie 73,9–81,5%. Zawartość porów pianek PO określona w granicach od 53,0 do 72,5% okazała się niższa niż wartości literaturowe. Uemura i in. (2016) prowadzili eksperymenty z wykorzystaniem w reaktorze DHS gąbek o średnicy i porowatości podawanej przez producenta jako 0,5 mm i 98%. Tawfik i in. (2011) do oczyszczania ścieków szarych użyli nowych gąbek o średnicy 0,63 mm i wysokim wskaźniku porowatości rzędu 0,9. Okubo i in. (2015)

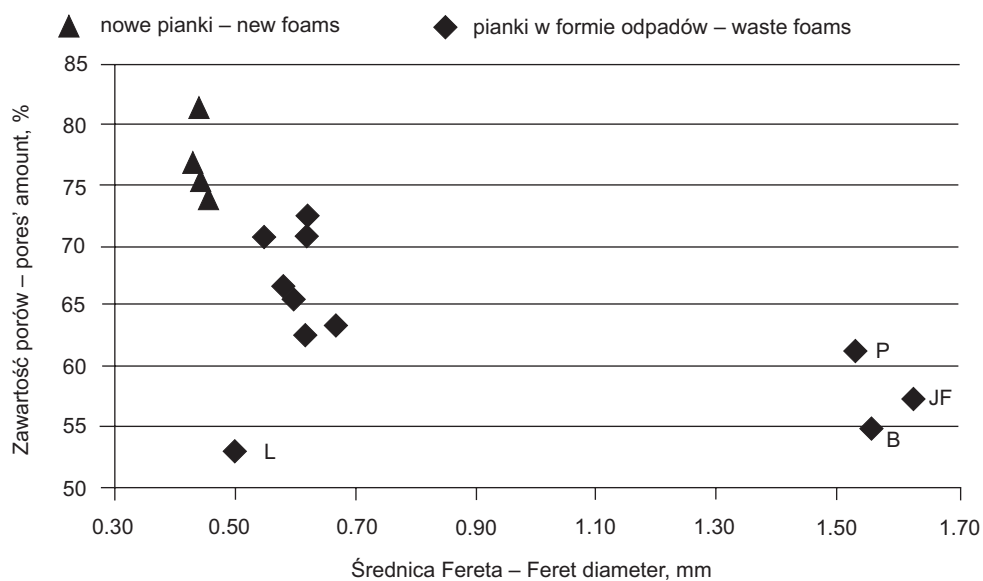
określili pustą przestrzeń w nowych gąbkach, użytych do oczyszczania ścieków komunalnych jako co najmniej 95%. Natomiast Yaya Beas i in. (2015), badając gąbki w formie prostopadłościanów i płaskich arkuszy, ocenili ich porowatość odpowiednio na 90 i 47%.

Rycina 3 przedstawia wpływ średnicy porów na ich zawartość wyznaczoną dla dwóch grup pianek PUR. W przypadku fabrycznie nowego materiału najmniejsza średnica porów skutkowała ich największą zawartością (średnio 77,6%). Liczbą porów rzędu 60% charakteryzowały się pianki odpadowe o największej średnicy (pomarańczowe, białoszare i jasnofioletowe). Najmniejszą 53% liczbę porów stwierdzono w piankach PO w kolorze liliowym. Mała średnica porów (średnio 0,50 mm) nie przełożyła się w przypadku tego materiału na ich procentową zawartość. Można to wytłumaczyć faktem, iż małe pory PO uległy częściowemu zatankowaniu wskutek wcześniejszej eksploatacji pianek. Miała na to wpływ obniżona sztywność liliowego materiału zaliczanego według producenta do grupy pianek komfortowych (Eurofoam...2020).

Tabela 1. Średnice Fereta i zawartość porów w elastycznych piankach PUR użytych w badaniach (źródło: opracowanie własne)

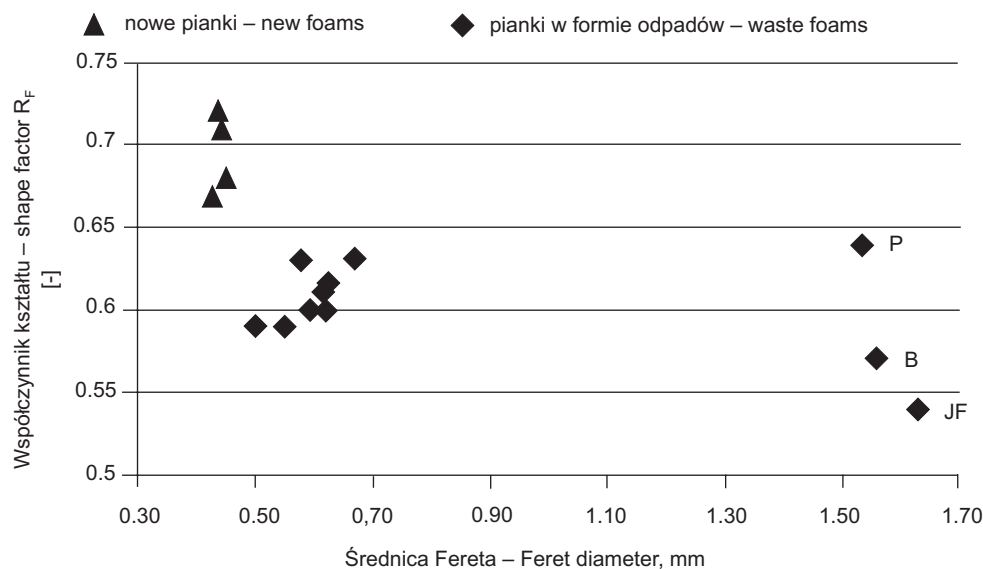
Table 1. Feret diameters and pore amount in flexible PUR foams used in the tests (source: own elaboration)

Kolor pianki The foam color	Zawartość pianki w mieszaninie Foam in the mixture [%]	Średnica Fereta Feret diameter [mm]	Zawartość porów w piance Amount of pores in the foam [%]
<i>Fabrycznie nowe pianki (PN) w kształcie walca</i> <i>Brand new cylindrical foam (PN)</i>			
Różowe / pink	16,7	0,45	73,9
Zielone / green	38,9	0,44	75,3
Niebieskie / blue	38,9	0,44	81,5
Żółte / yellow	5,5	0,43	76,9
<i>Pianki w formie odpadów (PO) o losowych kształtach</i> <i>Waste foam (PO) with random shapes</i>			
Seledynowe / bluish-green	33,1	0,62	62,6
Żółtozielone / yellow-green	27,5	0,67	63,5
Szare / gray	11,5	0,62	72,5
Liliowe / lilac	8,6	0,50	53,0
Pomarańczowe / orange	4,2	1,53	61,3
Białoszare / white-gray	3,5	1,56	54,9
Jasnofioletowe / light violet	2,4	1,63	57,3
Pozostałe / others	9,2	0,55 – 0,62	65,5 – 70,8



Ryc. 3. Średnica i zawartość porów dwóch grup pianek PUR (pianki: L – liliowe, P – pomarańczowe, B – białoszare, JF – jasnofioletowe)

Fig. 3. Diameter and pore content of two groups of PUR foams (foams: L – lilac, P – orange, B – white-gray, JF – light violet) (Source: own elaboration)



Ryc. 4. Wartości współczynnika kształtu RF wyznaczonego ze średnic Fereta dla dwóch grup pianek PUR (pianki: P – pomarańczowe, B – białoszare, JF – jasnofioletowe)

Fig. 4. Values of the RF shape factor determined from the Feret diameters for two groups of PUR foams (foams: P – orange, B – white-gray, JF – light violet) (Source: own elaboration)

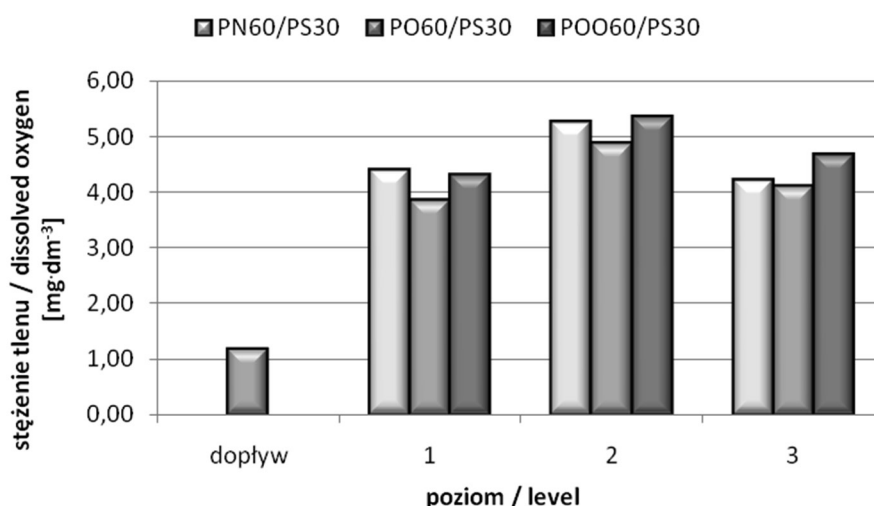
Nowe pianki charakteryzowały się współczynnikiem R_F rzędu 0,7, co oznacza, że ich pory miały kształt zbliżony do okrągłego (ryc. 4). Najbardziej cienkie i wydłużone okazały się pianki PO w kolorze białoszarym i jasnofioletowym, w przypadku których średnice Fereta były największe (tabela 1). Wskazuje to na fakt, że wskutek wcześniejszej eksploatacji największemu spłaszczeniu uległy komórki pianek odpadowych o średnicy porów powyżej 1,56 mm.

Badania modelowe oczyszczania ścieków bytowych
Na rycinie 5 przedstawiono średnie stężenie tlenu rozpuszczonego DO, które zaobserwowano w odpływach z poszczególnych poziomów analizowanych filtrów charakteryzujących się średnią temperaturą wynoszącą 20,3°C. Podczas przepływu ścieków w dół miało miejsce zjawisko rozpuszczania się tlenu, który szybko nasycił gąbczaste wypełnienia od wlotu ścieków w kierunku ich wylotu. Największe stężenia tlenu o wartości ok. 5 mg · dm⁻³ obserwowano dla drugiej warstwy pianek, co świadczy o bardzo dobrym nasyceniu tlenem filtrów z dwiema warstwami gąbczastego wypełnienia. Podobne wyniki zaobserwował Onodera i in. (2013), stwierdzając wartość tlenu rozpuszczonego w filtracji

oczyszczonym w systemie reaktor UASB/reaktor DHS na poziomie 3 mgO₂ · dm⁻³. W badaniach nad oczyszczaniem ścieków szarych również Tawfik i in. (2011) zaobserwował wartości DO rzędu 3,1 mgO₂ · dm⁻³. Miyaoka i in. (2017), badając reaktory DHS trzeciej i czwartej generacji, dowiedli, że losowe umieszczenie gąbek w obudowie reaktora zwiększało rozpuszczanie tlenu w przepływających ściekach. Araki i in. (1999), badając gąbki poliuretanowe w kształcie kostek, wykazali, że transport tlenu zachodził wewnątrz porów gąbek na całej wysokości reaktora, z wyłączeniem części otaczającej wlot ścieków.

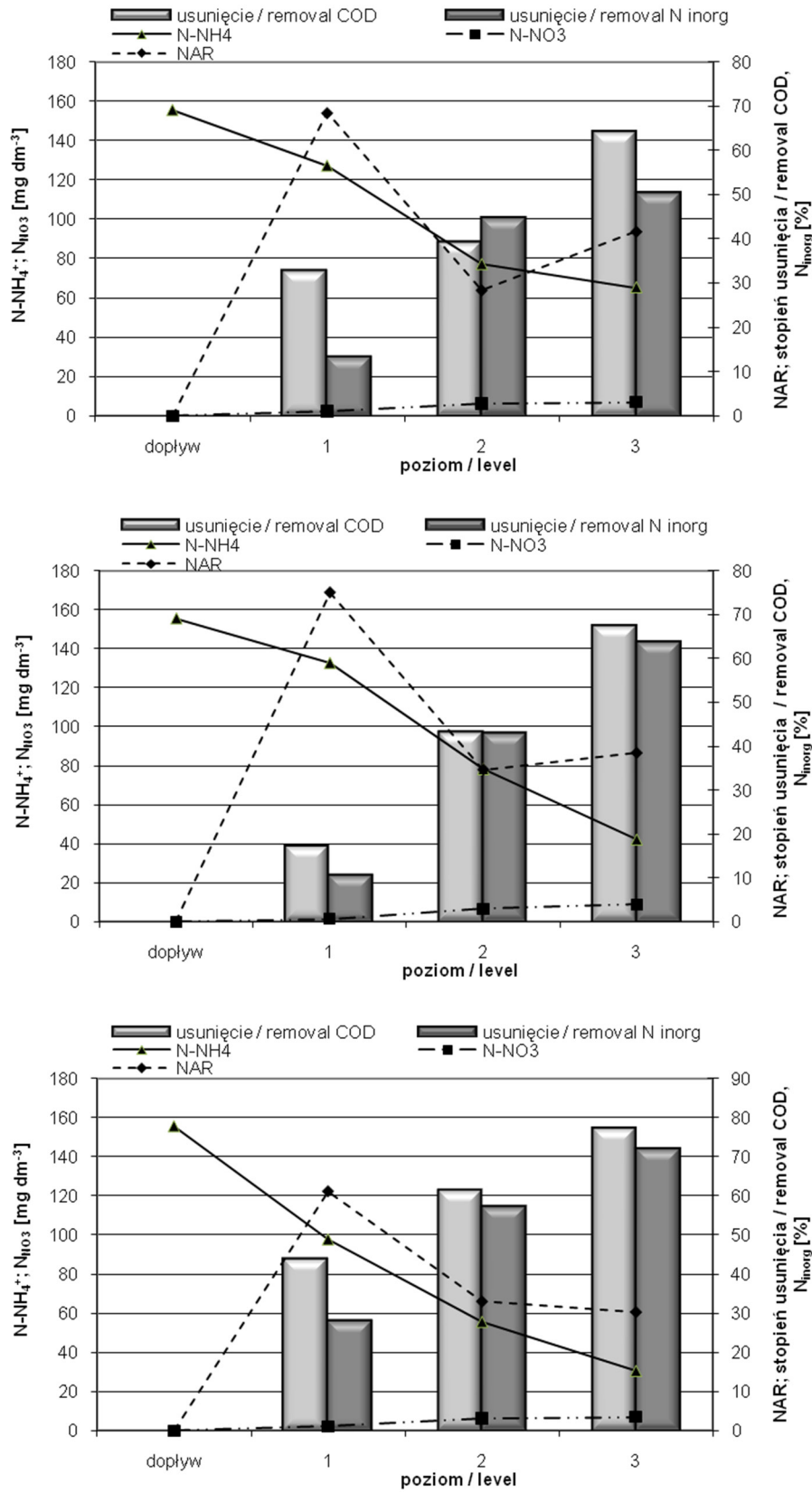
W omawianych badaniach filtrat pochodzący z kolumny POO60/PS30, gdzie odpady pianek zostały umieszczone w osłonkach, charakteryzował się najwyższym stężeniem tlenu rozpuszczonego. Jak donosi Dacewicz i Jurik (2019) miało to miejsce przez 10 miesięcy badań.

Profile zmian stopnia usunięcia substancji organicznych, określanych wskaźnikiem ChZT, stopnia usunięcia nieorganicznych form azotu (obliczonych jako suma N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻), a także zmian stężeń N-NH₄⁺ i N-NO₃⁻ oraz wskaźnika NAR w kolejnych warstwach filtrów zestawiono na rycinach

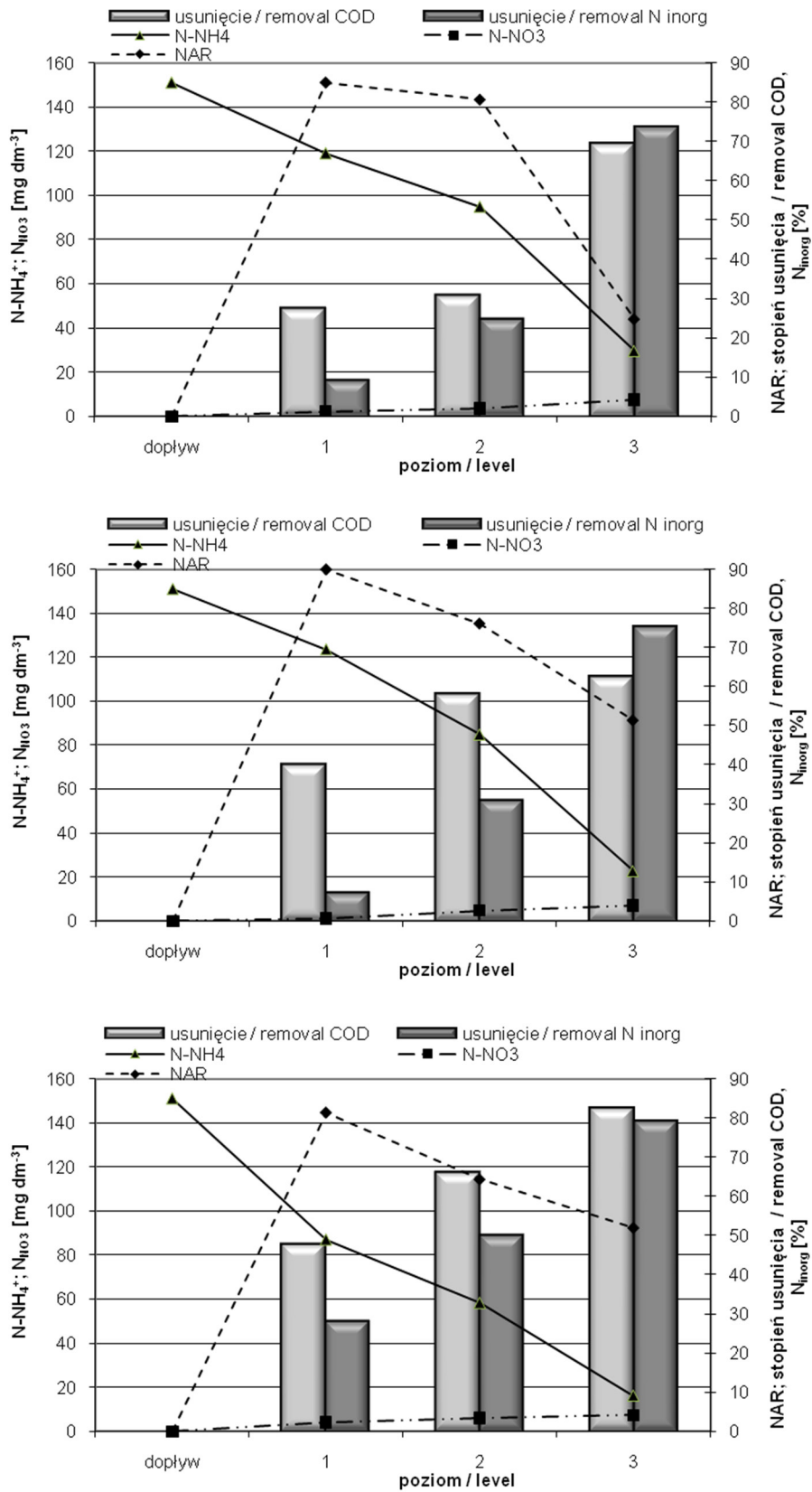


Ryc. 5. Zmiany średniego stężenia tlenu rozpuszczonego w poszczególnych warstwach kolumn wypełnionych nowym materiałem gąbczastym (PN), piankami w formie odpadów (PO) oraz piankami w formie odpadów umieszczonych w osłonkach (POO)

Fig. 5. Changes in the average concentration of dissolved oxygen in the individual layers of the columns filled with new spongy material (PN), foams in the form of waste (PO) and foams in the form of waste placed in casings (POO) (Source: own elaboration)



Ryc. 6. Profile zmian stopnia usunięcia ChZT i nieorganicznych form azotu oraz zmian stężenia $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ i NAR po 120 dniach pracy modeli ($C/N = 1,62$) w kolejnych warstwach kolumny a) PN60/PS30, b) PO60/PS30 i c) POO60/PS30
Fig. 6. Profiles of changes in the degree of COD and inorganic forms of nitrogen removal and changes in the concentration of $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ and NAR after 120 days of model operation ($C/N = 1.62$) in subsequent layers of the column a) PN60/PS30, b) PO60/PS30 and c) POO60/PS30 (Source: own elaboration)



Ryc. 7. Profile zmian stopnia usunięcia ChZT i nieorganicznych form azotu oraz zmian stężenia N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ i NAR po 150 dniach pracy modeli (C/N = 2,03) w kolejnych warstwach kolumny a) PN60/PS30, b) PO60/PS30 i c) POO60/PS30
Fig. 7. Profiles of changes in the degree of COD and inorganic forms of nitrogen removal and changes in the concentration of N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ and NAR after 150 days of model operation (C/N = 2.03) in subsequent layers of the column a) PN60/PS30, b) PO60/PS30 and c) POO60/PS30 (Source: own elaboration)

6–8. We wszystkich filtrach dla badanych przypadków warstw obliczone wartości wolnego kwasu azotowego HNO_2 były bliskie zeru, co oznacza, że ta forma azotu nie wpływała hamująco na żaden z etapów procesu nitrifikacji.

Usuwanie związków organicznych

Analizując profile zmian stopnia usunięcia substancji organicznych **po 120 dniach** pracy modeli stwierdzono w kolumnie **PN60/PS30** (ryc. 6a) spadek jego skuteczności.

Jak podaje Dacewicz (2019a) oraz Dacewicz i Jurik (2019) od początku uruchomienia filtr wypełniony nowymi piankami pracował z wysoką ok. 80% efektywnością usuwania ChZT ze ścieków bytowych charakteryzujących się C/N na poziomie 1,54. W omawianym przypadku oczyszczania ścieków o C/N rzędu 1,62, zaobserwowano średnią aktywność bakterii heterotroficznych już w górnej trzydziestocentymetrowej warstwie kolumny PN60/PS30, o czym świadczyło tylko 33% usunięcie ChZT. W kolejnej warstwie nowych pianek nastąpił nieznaczny, 6% wzrost skuteczności zatrzymania związków organicznych. Zhang i in. (2016) podali, że podczas oczyszczania ścieków bytowych, w których stosunek C/N był trzykrotnie wyższy ($\text{N-NH}_4^+ = 26,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; $\text{ChZT} = 129,1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$), w górnej warstwie reaktora DHS, wypełnionej nowymi gąbkami dominowały bakterie heterotroficzne. Almeida i in. (2013), Okubo i in. (2015) oraz Machdar i in. (2018) potwierdzili, że substancje organiczne zostają usunięte ze ścieków o wysokim stosunku C/N w górnej części wypełnienia DHS. Uemura i in. (2012b) zwrócili uwagę, że gąbki o małych rozmiarach wykazywały wyższe usuwanie ChZT, ponieważ mniejsze wymiary gąbki umożliwiały lepszy pobór tlenu rozpuszczonego w strumieniu ścieków przepływających przez reaktor DHS.

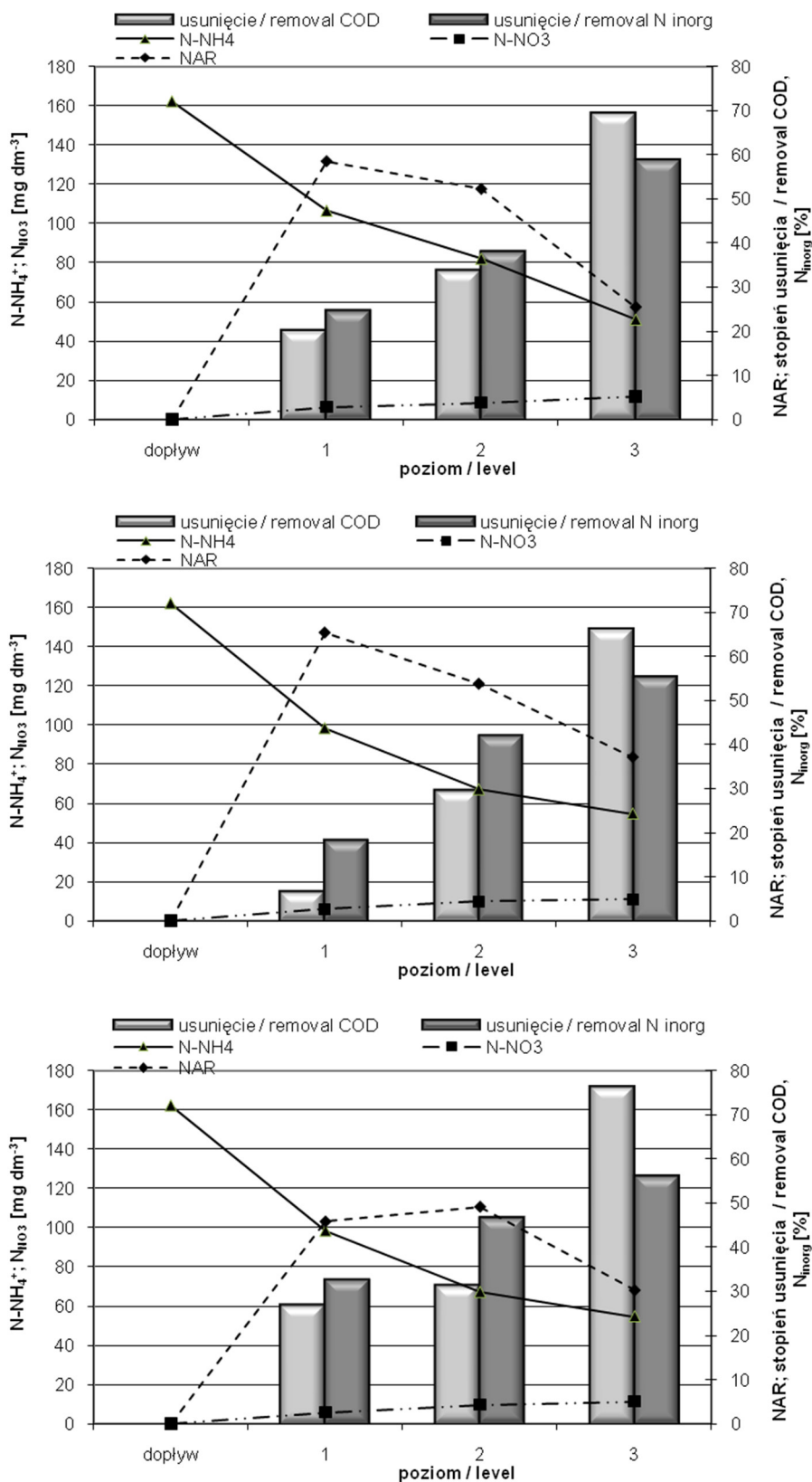
W przypadku kolumny **PO60/PS30** (ryc. 6b) w górnej warstwie odpadów z pianek, które miały większe pory niż nowe, różnica w stopniu zatrzymania substancji organicznych wynosiła 50%. Jednak biorąc pod uwagę dodatkowe usunięcie ChZT w drugiej warstwie, pianki w postaci odpadów okazały się skuteczniejsze. Machdar i in. (2018) w badaniach nad oczyszczaniem w reaktorze DHS ścieków bytowych o C/N na poziomie 4,5 wykazali, że w przypadku rozmiarów porów gąbki wynoszących 0,56 i 0,63 mm usuwanie rozpuszczalnych substancji organicznych rosło

o ok. 50% w kierunku dolnej warstwy DHS. Autorzy ci stwierdzili, że dla pianek o rozmiarach porów powyżej 0,63 mm usuwanie ChZT o początkowej wartości rzędu $140 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, było prawie na stałym poziomie.

W badaniach przedmiotowych zaobserwowano, że odpady umieszczone dodatkowo w osłonkach okazały się najbardziej korzystnym materiałem do rozwoju bakterii heterotroficznych (ryc. 6c). Efektywność usuwania materii organicznej oznaczanej jako ChZT w dwóch gąbczastych warstwach kolumny **POO60/PS30** była najwyższa spośród badanych wypełnień i wynosiła 61,5%. Warstwa piaskowa dodatkowo zwiększyła zatrzymanie ChZT we wszystkich rozpatrywanych kolumnach, przy czym największy ok. 25% jego wzrost zanotowano dla kolumny PN60/PS30 i PO60/PS30.

Badania Dacewicz (2019b) oraz Dacewicz i Chmielowski (2019) wykazały, że wzrost obciążenia hydraulicznego, a tym samym obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń organicznych wpływa negatywnie na usunięcie związków organicznych ze ścieków o podwyższonej zawartości azotu amonowego. Autorzy ci stwierdzili, że w przypadku wypełnienia z odpadów o miąższości 30 cm wzrost OLR i skrócenie czasu zatrzymania zanieczyszczeń spowodował obniżenie czasu retencji biomasy mikroorganizmów w filtrze. Na rycinie 7 przedstawiono zmiany w stopniu usunięcia ChZT ze ścieków bytowych charakteryzujących się wyższym OLR i stosunkiem C/N na poziomie 2,03 **po 150 dniach** pracy modeli.

Poddając analizie profile zmian stopnia usunięcia substancji organicznych, po kolejnych 30 dniach pracy modeli w warunkach najwyższego OLR nie odnotowano pogorszenia się skuteczności utleniania związków organicznych w górnej trzydziestocentymetrowej warstwie kolumny **POO60/PS30** wypełnionej odpadami w osłonkach (ryc. 7c). W przypadku kolumny **PO60/PS30** w górnej warstwie piankowych odpadów usunięcie wskaźnika ChZT okazało się nawet wyższe o połowę (ryc. 7b). Na tym etapie badań wzrost C/N do wartości 2,03 spowodował namnażanie się bakterii heterotroficznych na wypełnieniu w formie odpadów na skutek efektywnego wykorzystania dostępnego substratu. Natomiast w dwóch gąbczastych warstwach kolumny **PN60/PS30** (rys. 7a) dla najwyższego obciążenia hydraulicznego nastąpiło zakłócenie warunków korzystnych do rozwoju bakterii



Ryc. 8. Profile zmian stopnia usunięcia ChZT i nieorganicznych form azotu oraz zmian stężenia $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ i NAR po 330 dniach pracy modeli ($C/N = 0,73$) w kolejnych warstwach kolumny a) PN60/PS30, b) PO60/PS30 i c) POO60/PS30
Fig. 8. Profiles of changes in the degree of COD and inorganic forms of nitrogen removal and changes in the concentration of $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ and NAR after 330 days of model operation ($C/N = 0.73$) in subsequent layers of the column a) PN60/PS30, b) PO60/PS30 and c) POO60/PS30 (Source: own elaboration)

heterotroficznych, o czym świadczy ok. 10% spadek efektywności usuwania ChZT. W porównaniu z odpadami fabrycznie nowe pianki w kształcie walców charakteryzowały się porami o mniejszej średnicy (tabela 1). Zapewniły one odpowiednią przestrzeń do wzrostu i namnażania się mikroorganizmów. Machdar i in. (2018) w swoich badaniach nad zastosowaniem w reaktorze DHS gąbek o porach z zakresu 0,56–1,92 mm wykazali, że im mniejsza średnica porów gąbek, tym więcej miejsca, do którego mogły się przyłączyć mikroorganizmy. Oszacowana przez tych autorów pod koniec eksperymentu ilość martwej przestrzeni dla gąbek o najmniejszych porach wyniosła aż 82–92% całkowitej objętości pustych przestrzeni. W przedmiotowym eksperymencie nadmierny wzrost biomasy spowodował zarastanie porów, przez co powierzchnia właściwa fabrycznie nowych pianek uległa zmniejszeniu. Po 150 dniach pracy kolumny **POO60/PS30** dwie warstwy odpadowych pianek umieszczonych w osłonkach okazały się wciąż najbardziej korzystnym materiałem do namnażania się bakterii heterotroficznych (ryc. 7c). Zastosowanie ostatniej warstwy w postaci piasku kwarcowego pozwoliło na dodatkowe zatrzymanie związków organicznych. Ich usunięcie było na wysokim poziomie, wynoszącym w kolumnach PN60/PS30, PO60/PS30 i POO60/PS30 odpowiednio 69,4, 62,5 i ponad 82%.

Kolumna PN60/PS30 w **215 dniu pracy** w warunkach najniższego obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń uległa kolmatacji (Dacewicz, 2019a). Badania kontynuowano po usunięciu kożucha z jej warstwy piaskowej. Ocena wizualna kożucha potwierdziła, że były to kawałki błony bakteryjnej, częściowo obumarłej, która uległa wymyciu z powierzchni walców umieszczonych pionowo w kolumnie. Miyaoka i in. (2017) w badaniach nad reaktorami trzeciej i czwartej generacji zwrócili uwagę, że dzięki losowemu umieszczeniu gąbek w DHS można uniknąć zatkania się jego górnej warstwy z powodu nagłego wypłukania biomasy z reaktora UASB.

Analizy wskaźnika ChZT wykonane w **330 dniu** pracy modeli dla najniższego $OLR = 26,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ wykazały 10% spadek efektywności w górnej trzydziestocentymetrowej warstwie kolumny **PN60/PS30** wypełnionej nowymi piankami (rys. 8a) w porównaniu do wartości uzyskanych przed zatkaniem się filtra. Jednak biorąc pod uwagę całkowite usunięcie ChZT,

okazało się, że kolumna PN60/PS30 usuwała związki organiczne na wysokim, 70% poziomie. Również w przypadku pozostałych dwóch kolumn górną trzydziestocentymetrową warstwę gąbczastą charakteryzował spadek efektywności usuwania ChZT (ryc. 8b i c) do wartości 66,1% (kolumna **PO60/PS30**) oraz 76,3% (kolumna **POO60/PS30**). Ponownie odpady z pianek umieszczone w osłonkach okazały się najbardziej korzystnym materiałem do rozwoju bakterii heterotroficznych (ryc. 8c) w warunkach stężeniu tlenu wynoszącego średnio $4,3 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (ryc. 5).

Usuwanie nieorganicznych związków azotowych Ze względu na niskie stężenie węgla i wysokie stężenie azotu amonowego w oczyszczanych ściekach stwierdzono, że w żadnej z górnych warstw badanych kolumn bakterie nitryfikacyjne nie zostały wyparte przez tlenowe bakterie heterotroficzne.

Biorąc pod uwagę usuwanie nieorganicznych form azotu zaobserwowano, że **po 120 dniach** pracy w warunkach $NLR = 62,7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ efektywność pierwszej warstwy nowych pianek w kolumnie **PN60/PS30** (ryc. 6a) była na poziomie 13,6%. W warstwie tej, obok bakterii utleniających związki organiczne, występowały bakterie odpowiedzialne za przebieg I etapu nitryfikacji – nitrytacji. Wartość stężenia wolnego amoniaku rzędu $4 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ wpłynęła hamująco na aktywność bakterii NOB. Świadczy o tym 68% stopień akumulacji azotynów NAR oraz stężenia azotu azotanowego na poziomie $2,3 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Struktura pianek o najmniejszej średnicy okazała się korzystna dla rozwoju bakterii autotroficznych AOB. Machdar i in. (2018), analizując gąbki o rozmiarach porów 0,56 i 0,63 mm, wykryli w środkowej części reaktora DHS współpracującego z reaktorem UASB II etap nitryfikacji, o czym świadczyły znaczące wartości azotanów i nieznaczne azotynów. El-Tabl i Shahin (2018) podali, że im mniejsze były rozmiary gąbki reaktora DHS, tym osiągnęto lepszą efektywność usuwania jonów NO_2^- i NO_3^- . Uemura i in. (2012a) wykazali odwrotną korelację pomiędzy efektywnością usuwania azotu amonowego a wielkością porów gąbki w reaktorze DHS. Opierała się ona na zwiększonym poborze tlenu oraz na lepszym kontakcie biomasy i oczyszczanych ścieków w gąbkach o małej średnicy.

W drugiej warstwie nowych pianek stwierdzono, że stopień usunięcia nieorganicznych form azotu

wzrósł o 31,2% (ryc. 6a). Przy stężeniu tlenu wynoszącym $3,9 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i pH równym 7,3 wydawały się panować w tej warstwie optymalne warunki do rozwoju autotroficznych bakterii AOB i NOB. Świadczy o tym spadek stężenia azotu amonowego o połowę i obniżenie się wskaźnika NAR do wartości 30%. Niska wartość C/N rzędu 1,26, charakteryzująca ścieki dopływające do drugiej gąbczastej warstwy kolumny PN60/PS30, oraz występująca w niej niewielka zawartość azotanów nie sprzyjała ich usuwaniu na drodze konwencjonalnej denitryfikacji. Przypuszcza się, że za usuwanie form nieorganicznych azotu w tej warstwie odpowiedzialne były autotroficzne bakterie anammox. Chuang i in. (2008) oraz Wang i in. (2015) potwierdzili, że w systemach DHS usuwanie azotu amonowego zachodzi również w procesie anammox. Na występowanie beztlenowych mikrostraf w porach gąbek, które stanowiły optymalne miejsca do rozwoju bakterii anammox zwrócili uwagę także Ji i in. (2013).

Analizując rycinę 6a, można zauważyć, że w dolnej piaskowej warstwie kolumny PN60/PS30 nastąpiło nieznaczne obniżenie stężenia azotu amonowego do wartości $65,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz wzrost stopnia akumulacji azotanów o ok. 13%. Stężenie N-NO_3^- w odpływie filtra wynosiło wartości ok. $7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Świadczyło to o obniżeniu skuteczności procesu usuwania azotu na tym etapie filtracji. Stopień usunięcia nieorganicznych form azotu wzrósł jedynie o 5,6% i był najniższy spośród badanych kolumn (50,4%).

W przypadku kolumny **PO60/PS30** z wypełnieniem w formie odpadów (ryc. 6b) przebieg usuwania nieorganicznych form azotu okazał się podobny jak w przypadku nowych pianek. Wysoki 75% stopień akumulacji azotanów NAR i nieznaczny wzrost stężenia azotanów w górnej warstwie wskazywał jedynie na aktywność autotroficznych bakterii AOB, bowiem stężenie wolnego amoniaku rzędu $4 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ wpłynęło hamująco na aktywność bakterii NOB. Przy korzystnych parametrach panujących w środkowej gąbczastej warstwie filtra (stężenie tlenu = $4,1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, pH = 7,4) obydwie fazy nitryfikacji mogły przebiegać efektywnie. Jednak w warunkach tych nie nastąpił rozwój bakterii NOB, o czym świadczy stężenie azotu azotanowego rzędu $6,6 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Wolny amoniak utrzymywał się na poziomie $0,9 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, przyczyniając się do hamowania wzrostu bakterii II etapu nitryfikacji. Spadek stężenia azotu amonowego o 32%

oraz obniżenie NAR do wartości 35% sugerowały, że usuwanie azotu amonowego przebiegało nie tylko na drodze częściowej nitryfikacji.

W dolnej warstwie piaskowej kolumny PO60/PS30 skuteczność nitryfikacji okazała się wyższa w porównaniu do kolumny PN60/PS30. Świadczy o tym spadek stężenia jonów amonowych do wartości $42,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ przy równoczesnym wzroście stężenia jonów NO_x^- . Zaobserwowano utrzymujący się na podobnym poziomie stopień akumulacji azotanów (38,5%). Stwierdzono, że podczas filtracji przez piasek stopień usunięcia nieorganicznych form azotu wzrósł o 21% i wyniósł 63,7%.

W górnej gąbczastej warstwie kolumny **POO60/PS30** przy wysokim stopniu nasycenia tlenem nastąpił największy wzrost stężenia azotanów i azotanów (ryc. 6c). Stężenie wolnego amoniaku rzędu $1,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ przekraczało podawany przez Anthonisen i in. (1976) limit zahamowania NOB. Natomiast I faza nitryfikacji przebiegała efektywnie, o czym świadczy 60% stopień akumulacji azotanów NAR.

W środkowej części kolumny, przy stężeniu tlenu i C/N wynoszących odpowiednio $4,6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ i 1,3, etap nitratacji prowadzony przez bakterie NOB powinien mieć przewagę nad etapem utleniania azotu amonowego. Stężenie wolnego amoniaku rzędu $0,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz mały wzrost ilości azotanów świadczyły o częściowym zahamowaniu aktywności bakterii NOB. Jednak obniżenie się wskaźnika NAR o połowę oraz wartość współczynnika $Y_{\text{NO}_2/\text{NH}_4}$, która trzykrotnie przekroczyła wartość współczynnika $Y_{\text{NO}_3/\text{NH}_4}$, wskazują na występowanie innej formy usuwania jonów N-NH_4^+ . Chuang i in. (2008) oraz Strous i in. (1999) dowiedli, że wraz ze wzrostem stężenia azotanów zmienia się stechiometria zużycia azotu amonowego i azotanowego powodując wzrost współczynnika $Y_{\text{NO}_2/\text{NH}_4}$. Według tych autorów ze zniekształconej stechiometrii przy wysokich stężeniach azotanów wynikało, że mikroorganizmy nie tylko wykorzystywały N-NH_4^+ jako donor elektronów, ale także musiały wytworzyć wewnętrzny donor elektronów w celu redukcji N-NO_2^- . Nie można zatem wyeliminować hipotezy, że w odpadowych piankach bakterie anammox brały również udział w utlenianiu azotu amonowego.

W dolnej piaskowej części kolumny POO60/PS30 stopień akumulacji azotanów osiągnął niską wartość 30%. Nastąpiło w niej nieznaczne obniżenie stężenia

azotu amonowego i NAR oraz podwyższenie stężenia $N-NO_x$. Stopień usunięcia nieorganicznych form azotu wzrósł w warstwie piaskowej o 14,5 % i na tym etapie całkowita efektywność modelu okazała się najwyższa spośród badanych kolumn (71,9%).

Dacewicz (2019b) w swoich badaniach zaobserwowała jednak, że wraz ze wzrostem wartości OLR wzrastał stopień usunięcia $N-NH_4^+$ w trzydziestocentymetrowej warstwie pianek w postaci odpadów. Biorąc pod uwagę profile zmian stopnia usunięcia nieorganicznych form azotu, zaobserwowano, że **po 150 dniach pracy** modeli w warunkach najwyższego NLR efektywność pierwszej warstwy pianek w kolumnach PN60/PS30 (ryc. 7a) oraz PO60/PS30 (ryc. 7b) uległa obniżeniu o ok. 10%. W warstwie tej aktywność bakterii heterotroficznych była znacznie większa niż autotroficznych bakterii AOB. Ze względu na ilość wolnego amoniaku na poziomie ok. $3 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ stwierdzono inhibicję bakterii NOB, o czym świadczył ok. 90% stopień akumulacji azotynów. Pomimo wzrostu OLR i NLR w górnej warstwie odpadów w osłonkach nie zaobserwowano spadku efektywności usuwania azotu (ryc. 7d).

W środkowej warstwie nowych pianek kolumny **PN60/PS30** przy stężeniu tlenu wynoszącym $4,1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ i pH równym 7,5, panowały podobne warunki do rozwoju autotroficznych bakterii AOB, jak w warstwie górnej (ryc. 7a). Obniżanie się stężenia azotu amonowego przebiegało z podobną szybkością. Stężenie wolnego amoniaku rzędu $1,6 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ spowodowało zahamowanie rozwoju bakterii NOB, a wartość NAR charakteryzował niewielki spadek. W przypadku gąbczastego wypełnienia w formie odpadów stężenie wolnego amoniaku było na poziomie $1,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (kolumna PO60/PS30) i $0,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (kolumna POO60/PS30), co wpłynęło hamująco na II etap nitrifikacji. Porowata struktura drugiej warstwy odpadowych pianek ponownie okazała się bardziej korzystna dla rozwoju bakterii utleniających azot amonowy. Stwierdzono, że stopień usunięcia nieorganicznych form azotu w kolumnie **PO60/PS30** wzrósł do wartości 30,9% (ryc. 7b), natomiast w kolumnie POO60/PS30 osiągnął 50,1% (ryc. 7c). W obydwu przypadkach wartości te były jednak niższe niż te zanotowane w warunkach $OLR = 101,7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. W kolumnie **POO60/PS30** obliczony współczynnik Y_{NO_2/NH_4} (rzędu 0,23) ponad trzykrotnie przekraczał

wartość współczynnika Y_{NO_3/NH_4} . Efektywność usuwania azotu amonowego okazała się na niskim poziomie i wynosiła 33%, a stopień akumulacji azotynów 64%. Zaobserwowano, że spadek stężenia jonów NO_2^- nie był tak wysoki, jak w przypadku trzykrotnie niższego OLR, które pozwoliło na obniżenie się NAR o połowę.

W dolnej piaskowej części kolumny POO60/PS30 stopień akumulacji azotynów osiągnął wartość 52%. Nastąpiło w niej dalsze obniżenie stężenia azotu amonowego i azotanowego, a całkowity stopień usunięcia nieorganicznych form azotu osiągnął najwyższą wartość spośród badanych rodzajów wypełnień dla różnych OLR i NLR (79,2%). Świadczyło to o dalszym przebiegu procesu nitrifikacji w warstwie kwarcowego piasku. Stężenie $N-NO_3^-$ w odpływie z kolumny POO60/PS30 wynosiło $7,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Trzydziestocentymetrowa warstwa piasku w kolumnie PO60/PS30 obniżyła stężenie azotu amonowego do podobnej wartości (ok. $20 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) oraz spowodowała spadek stopnia akumulacji azotynów do 51% (ryc. 7b). Stężenie $N-NO_3^-$ w odpływie z tej warstwy wynosiło $7,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Całkowity stopień usunięcia nieorganicznych form azotu wyniósł 75,4% i był wyższy niż w przypadku dwupółkrotnie niższego NLR. Zastosowanie warstwy piasku w kolumnie PN60/PS30 pozwoliło na usunięcie nieorganicznych form azotu na podobnym poziomie rzędu 73,7% (ryc. 7a).

Machdar i in. (2018) założyli, że gąbki zawierające pory o małych rozmiarach mogą wykazywać wysoką tolerancję na stres związany z wymywaniem biomasy przez przepływające medium. W okresie 120–150 dni przedmiotowych badań w kolumnie PN60/PS30 przy najwyższym obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń odnotowano jednak wyraźny spadek efektywności usuwania azotu amonowego do ok. 50%. Wartość ta okazała się o wiele niższa w porównaniu do prawie 80% wartości średniej wykazanej przez Dacewicz (2019a) oraz Dacewicz i Jurik (2019). W omawianych badaniach podwyższenie mętności w filtratach pochodzących z gąbczastych warstw kolumny PN60/PS30 świadczyło o ich wymywaniu z powierzchni wypełnienia.

Po 330 dniach pracy efektywność usuwania nieorganicznych form azotu pierwszej warstwy w kolumnach **PN60/PS30** (ryc. 8a) oraz **PO60/PS30** (ryc. 8b) wynosiła ok. 20%, co oznacza, że w warstwie tej obok bakterii heterotroficznych występowały bakterie utle-

nijące azot amonowy o aktywności większej niż dla omawianych wcześniej etapów badań. Wolny amoniak zawarty w ściekach dopływających do kolumn w ilości $9,9 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ inhibitował wzrost bakterii NOB. Nie zaobserwowano natomiast zahamowania wzrostu bakterii AOB o czym świadczy ok. 60% stopień akumulacji azotynów. Górna warstwa odpadów pianek w osłonkach była odpowiedzialna za usunięcie nieorganicznych form azotu na 30% poziomie zbliżonym do wartości uzyskanych przy wyższych OLR. W środkowych warstwach pianek nowych i w formie odpadów bez osłonek panowały podobne warunki do rozwoju autotroficznych bakterii AOB (stężenie tlenu w zakresie $7\text{--}8 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; $\text{pH} = 7,8$). Ilość FA odpowiednio rzędu $2,5$ oraz $2,9 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ spowodowała inhibicję bakterii NOB. Obniżanie się stężenia N-NH_4^+ przebiegało podobnie, a wartość NAR wynosiła niewiele ponad 50%. Stwierdzono, że stopień usunięcia nieorganicznych form azotu w obydwu kolumnach był rzędu 40% (ryc. 8a–b).

W warunkach niskiego OLR i NLR wypełnienie drugiej warstwy w postaci odpadowych pianek umieszczonych w osłonkach okazało się korzystne dla rozwoju bakterii AOB i NOB. Stwierdzono, że stopień usunięcia nieorganicznych form azotu w kolumnie **POO60/PS30** osiągnął 46,8% (ryc. 8c). Stężenie wolnego amoniaku na poziomie $0,01 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ nie zahamowało rozwoju bakterii NOB. Zaobserwowano wzrost stężenia azotu azotanowego do wartości $9,8 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz charakterystyczne dla etapu nitracji obniżenie się pH do wartości 5,5. Współczynnik $Y_{\text{NO}_2/\text{NH}_4}$ okazał się niższy niż współczynnik $Y_{\text{NO}_3/\text{NH}_4}$, który był bliski wartości stechiometrycznej 0,11. W kolejnych gąbczastych warstwach omawianej kolumny odnotowano podwyższenie współczynnika $Y_{\text{NO}_3/\text{NH}_4}$ wskazujące na wzrost bakterii utleniających azotyny (NOB). Chuang i in. (2008) stwierdzili, że wartość współczynnika $Y_{\text{NO}_3/\text{NH}_4}$ wynosząca średnio 1,25, przekraczała znacznie średnią wartość współczynnika $Y_{\text{NO}_3/\text{NH}_4}$ (rzędu 0,25), co wskazuje, że proces anammox było dominujący w systemie UASB-DHS, oczyszczającym ścieki syntetyczne o zawartości azotu amonowego ok. $80 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

W omawianych badaniach w dolnej piaskowej części kolumny POO60/PS30 nastąpiło dalsze obniżenie stężenia azotu amonowego i azotynowego, a stopień akumulacji azotynów osiągnął wartość 30,3%.

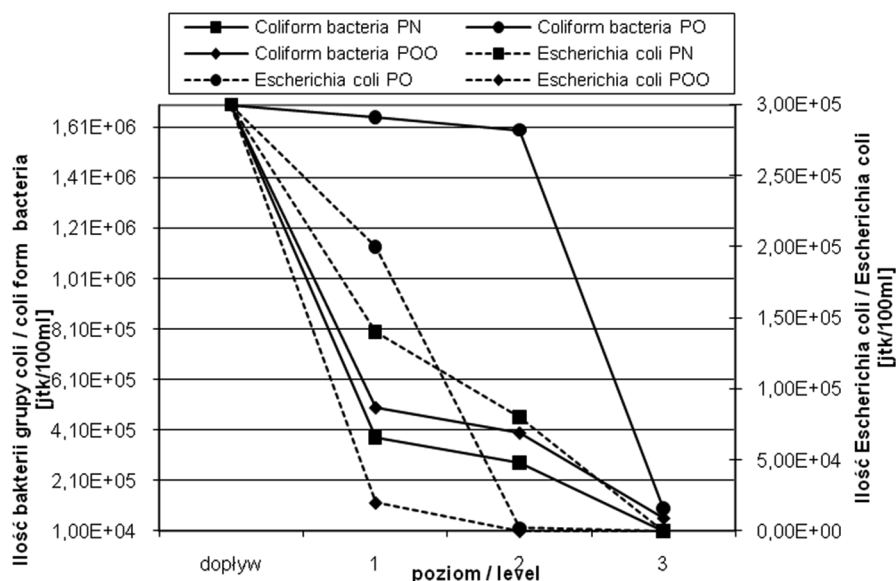
Podczas filtracji przez warstwę piasku w warunkach wysokiego stężenia tlenu na poziomie $7,6 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ nastąpił kolejny wzrost stężenia azotu azotanowego do wartości $11,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz charakterystyczne dla etapu nitracji obniżenie się pH do 4,7. Całkowite usunięcie nieorganicznych form azotu wyniosło 56,1%. Wypełnienia w postaci piasku w kolumnach PN60/PS30 i PO60/PS30 charakteryzowały się zbliżonym 60% stopniem zatrzymania nieorganicznych form azotu. Wartości wskaźnika NAR (ok. 30%) oraz stężenie N-NO_3^- w odpływie z warstwy piaskowej (ok. $11 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) wskazywały na podobną pracę tego stopnia filtracji, jak w przypadku kolumny POO60/PS30.

Usuwanie bakterii grupy coli

Na rycinie 9 przedstawiono ilość bakterii patogennych oznaczonych w 330 dniu pracy w kolejnych warstwach kolumn filtracyjnych. Dane pochodzą z okresu badań, kiedy nastąpiło usunięcie z warstwy piasku tzw. kożucha, który spowodował kolmatację filtra wypełnionego nowymi gąbkami.

Zaobserwowano, że w kolumnie **PN60/PS30**, wypełnionej nowymi usztywnionymi piankami, w pierwszej ich warstwie nastąpiło usunięcie *Escherichia coli* oraz bakterii z grupy coli w 53,3 i 77,6%. Kolejna trzydziestocentymetrowa warstwa gąbczasta zwiększyła usunięcie bakterii patogennych odpowiednio o 20 i 6%. Zastosowanie dodatkowej warstwy piasku o miąższości 30 cm spowodowało całkowite zatrzymanie *Escherichia coli*, natomiast bakterie z grupy coli zostały zatrzymane w 96,4%. Tawfik i in. (2006) oraz Tawfik i Klapwijk (2010) podają, że czynnikami wpływającymi na usunięcie bakterii z grupy coli w reaktorze DHS jest ich adsorpcja na powierzchni biofilmu oraz drapieźnictwo przez organizmy wyższe. Autorzy ci stwierdzili, że wzrost liczby pierwotniaków przyczynił się do większego stopnia usunięcia ogólnej liczby bakterii z grupy coli. El-Tabl i Shahin (2018) w badaniach nad zastosowaniem reaktora DHS do oczyszczania wody gruntowej zaobserwowali usunięcie bakterii grupy coli rzędu 99%.

Odpady bez osłonek umieszczone w kolumnie **PO60/PS30** charakteryzowało bardzo niskie usunięcie bakterii coli w dwóch warstwach gąbczastego wypełnienia rzędu 6% w porównaniu do nowych pianek. Odpady charakteryzowały bowiem dużo większe pory



Ryc. 9. Profile zmian bakterii grupy coli i *Escherichia coli* w kolumnach wypełnionych nowym materiałem gąbczastym (PN), piankami w formie odpadów (PO) oraz piankami w formie odpadów umieszczonych w osłonkach (POO)

Fig. 9. Change profiles of coli bacteria and *Escherichia coli* in columns filled with new spongy material (PN), foams in the form of waste (PO) and foams in the form of waste in casings (POO) (source: own elaboration)

niż fabrycznie nowe wypełnienie. Tawfik i in. (2006) zaobserwowali, że eliminacja bakterii z grupy coli ze ścieków szarych oczyszczanych w systemie DHS zależała od średnicy porów zastosowanych gąbek. Również badania El-Tabl i Shahin (2018) wykazały, że im mniejsze rozmiary gąbki reaktora DHS, tym usuwanie bakterii coli było większe. W przedmiotowych badaniach zastosowanie dodatkowej warstwy piasku o miąższości 30 cm w kolumnie PO60/PS30 spowodowało zatrzymanie bakterii grupy coli w 94,1%. Usuwanie *Escherichia coli* wzrastało w warstwach omawianego filtra w kolejności 33,3, 99,3 oraz 100%. W ściekach odpływających z kolumn PN60/PS30 i PO60/PS30 stwierdzono ilość bakterii grupy coli odpowiednio rzędu 10^4 i 10^5 jtk/100ml. Tawfik (2006) zanotował, że wraz ze wzrostem średnicy porów gąbek z 0,56 mm do 1,92 mm nastąpił wzrost liczby bakterii patogennych w ściekach oczyszczonych z $9,3 \cdot 10^3$ jtk/100ml do $1,8 \cdot 10^5$ jtk/100ml.

W kolumnach wypełnionych w górnej warstwie odpadami z pianek widać wyraźną przewagę skuteczności eliminacji bakterii patogennych dla gąbek umieszczonych w osłonkach. W pierwszej warstwie

kolumny **POO60/PS30** nastąpiło bardzo wysokie 93,3% usunięcie *Escherichia coli*. Druga warstwa spowodowała wzrost usunięcia tych bakterii do bardzo wysokiej 99,9% wartości, natomiast w warstwie piaskowej *Escherichia coli* zostały całkowicie wyeliminowane. Podobne bardzo wysokie usunięcie *Escherichia coli* na poziomie 99,993–99,997% zgłosili Wąsik i Chmielowski (2019) w filtrze wypełnionym dziesięciocentymetrową warstwą piasku kwarcowego. Dacewicz (2019a) donosi, że górna trzydziestocentymetrowa warstwa pianek razem z dolną sześćdziesięciocentymetrową warstwą piasku pozwoliła na niższe średnie usunięcie bakterii *Escherichia coli* o wartości 98,8%, podczas gdy bakterie coli zostały zatrzymane w 95,0%. W przedmiotowych badaniach bakterie grupy coli były zatrzymywane w kolejnych dwóch warstwach pianek w osłonkach oraz w warstwie piasku w stopniu wynoszącym odpowiednio 70,6, 76,5 oraz 96,4%. Stwierdzono w ściekach odpływających z kolumny POO60/PS30 ilość bakterii z grupy coli rzędu 10^4 jtk/100ml. Warunki panujące w dwóch warstwach gąbczastego materiału umieszczonego w pełnych osłonkach spowodowały adsorpcję bakterii pa-



Ryc. 10. Zdjęcie a) wrótków *Philodina* sp. b) wirczyka *Vorticella* sp. (fot. E. Dacewicz)

Fig. 10. Photo of a) rotifers *Philodina* sp. b) *Vorticella* sp. (phot. E. Dacewicz)

togennych na powierzchni biofilmu wytworzonego w porach wypełnienia. Z drugiej strony nastąpił rozwój odpowiednich organizmów wyższych tj. wrutki, wirczyki i orzęski osiadłe (ryc. 10), które na skutek drapieżnictwa spowodowały zwiększone usunięcie bakterii grupy coli.

PODSUMOWANIE

Zbyt duża zawartość azotu amonowego i azotanowego w ekosystemie wodnym może wywierać niekorzystny wpływ na organizmy żywe. Jak wykazały niniejsze badania usuwanie związków azotu ze ścieków o niskim C/N i podwyższonej zawartości azotu amonowego można realizować w gąbczasto-piaskowym filtrze. W celu zaprojektowania filtrów o przepływie pionowym z wypełnieniem w postaci gąbczastych materiałów, należy wziąć pod uwagę ich funkcję w odniesieniu do nie tylko do usuwania zanieczyszczeń, lecz także w stosunku do efektywnej objętości i aktywności biomasy mikroorganizmów. Użycie wysokowydajnych materiałów może zapewnić mniejszą

całkowitą objętość wypełnienia, a co za tym idzie kompaktowy rozmiar urządzenia. Filtr gąbczasto-piaskowy w połączeniu z dwukomorowym osadnikiem gnilnym wykorzystany jako przydomowa oczyszczalnia ścieków oparta na naturalnej wentylacji może stanowić alternatywę dla kosztownych – ze względu na napowietrzanie – rozwiązań POŚ opartych na reaktorach biologicznych.

W przeprowadzonych badaniach profile jakości ścieków potwierdzają, że różne części filtrów z wypełnieniem w postaci pianek miały zróżnicowany wpływ na usuwanie substancji organicznych i azotowych. W przypadku oczyszczania ścieków bytowych charakteryzujących się niskim stosunkiem C/N, bakterie heterotroficzne usuwające substancje organiczne nie zakłóciły powolnego wzrostu tlenowych bakterii odpowiedzialnych za usuwanie azotu amonowego. Wykazano, że kształt i rozmiar porów zastosowanych materiałów gąbczastych ma wpływ na objętość pustej przestrzeni odpowiedniej dla wzrostu i namnażania się mikroorganizmów. W fabrycznie nowych piankach o średnicy porów 0,44 mm i 77,6%

ich zawartości zbyt długi czas kontaktu spowodował nadmierny wzrost biofilmu na ich powierzchni. Skutkowało to jego wymyciem przy najwyższym obciążeniu hydraulicznym, a w następstwie kolmatacją warstwy piaskowej kolumny PN60/PS30 w 215 dniu pracy. W przypadku zastosowania odpadowych pianek o średnicach i zawartości porów odpowiednio 0,50–1,63 mm i 63,3% nie zaobserwowano zatkania się filtrów. Efektywność filtra z wypełnieniem w formie odpadów dodatkowo umieszczonych w osłonkach okazała się najwyższa i w zakresie usuwania ChZT i $N-NH_4^+$ osiągnęła odpowiednio 82,4 i 79,2%. W celu ujawnienia mechanizmów zatrzymywania biomasy w gąbczastych mediach konieczne jest kontynuowanie eksperymentu.

Przeprowadzone badania wykazały dodatkowo wysoką skuteczność gąbczasto-piaskowych filtrów w usuwaniu bakterii grupy coli, którego mechanizm nie zależał tylko od rozmiarów porów wypełnienia. Zastosowana górna warstwa odpadowych pianek w pełnych osłonkach pozwoliła na usunięcie bakterii wskaźnikowych *Escherichia coli* rzędu 99,9% oraz bakterii grupy coli na poziomie 76,5%. W połączeniu z dodatkową dolną warstwą piasku wartości te wzrosły odpowiednio do 100 i 96,4%.

Wskazane są dalsze badania nad społecznością mikroorganizmów zasiedlających filtr gąbczasto-piaskowy. Będą one dotyczyły określenia genetyki drobnoustrojów przez ocenę ich aktywności enzymatycznej przy pomocy metod spektrofotometrycznych lub w wyniku zaawansowanego profilowania (ang. *Advanced Microbial Profiling*, AMP) z użyciem techniki sekwencjonowania DNA.

PODZIĘKOWANIA

Chciałabym wyrazić wdzięczność Profesorowi Krzysztofowi Chmielowskiemu z Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie za możliwość wykorzystania modeli badawczych i wsparcie w ich eksploatacji.

LITERATURA

Almeida, P. G. S., Marcus, A. K., Rittmann, B. E., Chernicharo, C. A. L. (2013). Performance of plastic-and sponge-based trickling filters treating effluents from an UASB reactor. *Water Sci. Technol.*, 67(5), 1034–1042.

Araki, N., Ohashi, A., Machdar, I., Harada, H. (1999). Behaviors of nitrifiers in a novel biofilm reactor employing hanging sponge-cubes as attachment site. *Water Science and Technology*, 39(7), 23.

Anda J., López-López A., Villegas-García E., Valdivia-Aviña K. (2018). High-strength domestic wastewater treatment and reuse with onsite passive methods. *Water*, 10(2), 99.

Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S., Srinath, E. G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 835–852.

Awuah, E., Amankwaah-Kuffour, R., Gyasi, S. F., Lubberding, H. J., Gijzen, H. J. (2014). Characterization and management of domestic wastewater in two suburbs of Kumasi, Ghana. *Research Journal of Environmental Sciences*, 8(6), 318–330.

Bugajski, P., Kaczor, G., Bergel, T. (2013). Skuteczność eliminacji azotu w przydomowych oczyszczalniach z osadem czynnym. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 3/IV.

Bundy, C.A., Wu, D., Jong, M.C., Edwards, S.R., Ahammad, Z.S., Graham, D.W. (2017). Enhanced denitrification in Downflow Hanging Sponge reactors for decentralised domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 226, 1–8.

Chen, W., Dai, X., Cao, D., Wang, S., Hu, X., Liu, W., Yang, D. (2016). Performance and microbial ecology of a nitrification sequencing batch reactor treating high-strength ammonia wastewater. *Scientific Reports*, 6(1), 1–8.

Chu, L., Wang, J. (2011). Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. *Chemosphere*, 83(1), 63–68.

Chuang, H. P., Ohashi, A., Imachi, H., Tandukar, M., Harada, H. (2007). Effective partial nitrification to nitrite by down-flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition. *Water Res.*, 41(2), 295–302.

Chuang, H. P., Yamaguchi, T., Harada, H., Ohashi, A. (2008). Anoxic ammonium oxidation by application of a down-flow Hanging sponge (DHS) reactor. *J. Environ. Eng. Manage.*, 18(6), 409–417.

Chmielowski, K. (2013). Skuteczność oczyszczania ścieków w przydomowej oczyszczalni z wykorzystaniem zmodyfikowanego filtra żwirowo-piaskowego. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 01.

Chmielowski K., Pawełek, J., Dacewicz, E. (2020). Treatment of high strength domestic sewage on filters filled with polyurethane foam with addition of effective microorganisms. *Archives of Environ. Prot.*, 46(1), 21–32.

- Dacewicz, E. (2018). Application of selective and porous materials for the removal of biogenic compounds and indicator bacteria from domestic wastewater, *Acta Sci. Pol.Formatio Circumiectus*. 179(2), 47–55.
- Dacewicz, E. (2019a). Application of the filtration bed with a foam-sand filling for treatment of sewage with an elevated concentration of ammonia nitrogen. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, III/1, 165–180.
- Dacewicz, E. (2019b). The Application of Biofiltration with Polyurethane Foams for Domestic Sewage Treatment. *J. Ecol. Eng.* 20(2), 131–140.
- Dacewicz, E. (2019c). Waste assessment decision support systems used for domestic sewage treatment. *J. Water Process Eng.*, 31, 100885.
- Dacewicz, E., Chmielowski, K. (2019). Application of multidimensional clustering for an assessment of pollutants removal from domestic wastewater using a filter with a plastic waste filling. *J. Water Process Eng.* 29, 100794.
- Dacewicz, E., Jurik, L. (2019). Application of a double layer sand filter with a PUR foams layer in the treatment of domestic sewage with an increased content of ammonia nitrogen. *Acta Sci. Pol.Formatio Circumiectus*. 18(2), 67–81.
- El-Tabl, A. S., Shahin, M. S. A. (2018). Groundwater Remediation from Chemical and Bacteriological Pollutants Using Modified DownFlow Hanging Reactor. *J. Chemistry and Chem. Sci.*, 8(3), 524–537.
- Eurofoam...2020. <http://www.eurofoam.pl/produkcja-i-przetworstwo/pianki-komfort> (dostęp na 01.2020)
- Fayolle, Y., Cockx, A., Gillot, S., Roustan, M., Héduit, A. (2007). Oxygen transfer prediction in aeration tanks using CFD. *Chemical Engineering Science*, 62(24), 7163–7171.
- Guillén, J. A. S. (2017). Autotrophic Nitrogen Removal from Low Concentrated Effluents: Study of system configurations and operational features for post-treatment of anaerobic effluents. CRC Press.
- Guillén, J. S., Guardado, P. C., Vazquez, C. L., de Oliveira Cruz, L. M., Brdjanovic, D., Van Lier, J. B. (2015). Anammox cultivation in a closed sponge-bed trickling filter. *Bioresource Technology*, 186, 252–260.
- Guo, W., Ngo, H. H., Dharmawan, F., & Palmer, C. G. (2010). Roles of polyurethane foam in aerobic moving and fixed bed bioreactors. *Bioresource Technology*, 101(5), 1435–1439.
- GUS...2018. https://stat.gov.pl/files/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5484/5/3/1/wskazniki_zielonej_gospodarki_w_polsce_2019.pdf (dostęp na 05.2020)
- Henze, M., Comeau, Y. (2008). Wastewater characterization, in: *Biological wastewater treatment: Principles modelling and design*, 33–52.
- Ignatowicz, K., Puchlik, M. (2011). Złoża biologiczne jako alternatywa oczyszczania małych ilości ścieków. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, 1385–1404.
- Jóźwiakowski, K. (2012). Badania skuteczności oczyszczania ścieków w wybranych systemach gruntowo-roślinnych. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 01.
- Jucherski, A., Nastawny, M. (2012). Efektywność usuwania azotu ze ścieków bytowych w zraszanych złożach keramzytowych o różnym obciążeniu hydraulicznym i różnym ładunku substratu organicznego. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, 20.
- Kaczor, G., Bugajski, P. (2006a). Ładunki związków biogenych w ściekach odprowadzanych z przydomowych oczyszczalni jako zagrożenie jakości wód powierzchniowych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 21–23.
- Kaczor, G., Bugajski, P. (2006b). Usuwanie związków biogenych w przydomowych oczyszczalniach ścieków typu Turbojet i Biocompact. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, (2/2).
- Khan, A.A., Gaur, R.Z., Kazmi, A.A., Lew B. (2013). Sustainable post treatment options of anaerobic effluent. In *Bio-degradation-Engineering and Technology*. IntechOpen.
- Machdar, I., Sekiguchi, Y., Sumino, H., Ohashi, A., Harada, H. (2000). Combination of a UASB reactor and a curtain type DHS (downflow hanging sponge) reactor as a cost-effective sewage treatment system for developing countries. *Water Sci. Technol.*, 42(3–4), 83–88.
- Machdar, I., Onodera, T., Syutsubo, K., Ohashi, A. (2018). Effects of sponge pore-size on the performance of a down-flow hanging sponge reactor in post-treatment of effluent from an anaerobic reactor treating domestic wastewater. *Sustainable Environ. Res.*, 28(6), 282–288.
- Maharjan, N., Kuroda, K., Dehama, K., Hatamoto, M., Yamaguchi, T. (2016). Development of slow sponge sand filter (SpSF) as a post-treatment of UASB-DHS reactor effluent treating municipal wastewater. *Water Sci. and Technology*, 74(1), 65–72.
- Mazur, R., Bedla, D., Chmielowski, K., Nowak, A., Mazurkiewicz, J. (2016). Wpływ warunków tlenowych na skuteczność oczyszczania ścieków bytowych w technologii zatapialnych filtrów włókninowych. *Przemysł Chemiczny*, 96(8), 1513–1517.
- Miksch, K., Sikora, J. (2010). *Biotechnologia ścieków*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Miyaoka, Y., Yoochatchaval, W., Sumino, H., Banjongproo, P., Yamaguchi, T., Onodera, T., Okadera, T., Syutsubo, K. (2017) Evaluation of the process performance of a down-flow hanging sponge reactor for direct treatment of domestic wastewater in Bangkok, Thailand, *J. Environ. Sci. and Health, Part A*, 52(10), 956–970.

- Mousavi, S. A., Mehralian, M., Khashij, M., Ibrahim, S. (2018). Effect of air flow rate and C/N ratio on biological nitrogen removal through the CANON process treating reject water. *Envir. Technology*, 39(22), 2891–2899.
- Nomoto, N., Hatamoto, M., Hirakata, Y., Ali, M., Jayaswal, K., Iguchi, A., Tsutomu Okubo, Masanobu Takahashi, Kengo Kubota, Tadashi Tagawa, Uemura, S. (2018). Defining microbial community composition and seasonal variation in a sewage treatment plant in India using a down-flow hanging sponge reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102(10), 4381–4392.
- Nowak R., Wawryca M. (2015). Analiza kosztów funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 680–691.
- Okubo, T., Onodera, T., Uemura, S., Yamaguchi, T., Ohashi, A., Harada, H. (2015). On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hanging sponge reactor as a post-treatment process of an up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India. *Bioresource Technology*, 194, 156–164.
- Onodera, T., Matsunaga, K., Kubota, K., Taniguchi, R., Harada, H., Syutsubo, K., Yamauchi, M. (2013). Characterization of the retained sludge in a down-flow hanging sponge (DHS) reactor with emphasis on its low excess sludge production. *Bioresource Technol.*, 136, 169–175.
- Onodera, T., Tandukar, M., Sugiyana, D., Uemura, S., Ohashi, A., Harada, H. (2014a). Development of a sixth-generation down-flow hanging sponge (DHS) reactor using rigid sponge media. *Bioresource Technol.*, 152, 93.
- Onodera, T., Yoochatchaval, W., Sumino, H., Mizuochi, M., Okadera, T., Fujita, T., Banjongproo, P., Syutsubo, K. (2014b). *Bioprocess Biosyst Eng.*, 37, 2281.
- Pawełek, J., Bugajski, P. (2017). Rozwój przydomowych oczyszczalni ścieków w Polsce – zalety i wady rozwiązań. *Acta Sci. Pol. Formatio Circumiectus*, 16, 3–14.
- Rezolucja...2010. A/RES/64/292 Resolution adopted by the General Assembly on 28 July 2010 <https://www.un.org/en/ga/64/resolutions.shtml> (dostęp na 05.2020)
- Soliman, M., Eldyasti, A. (2016). Development of partial nitrification as a first step of nitrite shunt process in a Sequential Batch Reactor (SBR) using Ammonium Oxidizing Bacteria (AOB) controlled by mixing regime. *Bioresource Technology*, 221, 85–95.
- Sui, Q., Liu, C., Zhang, J., Dong, H., Zhu, Z., Wang, Y. (2016). Response of nitrite accumulation and microbial community to free ammonia and dissolved oxygen treatment of high ammonium wastewater. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(9), 4177–4187.
- Spychała M., Nieć J., Pawlak M. (2013). Preliminary study on filamentous particle distribution in septic tank effluent and their impact on filter cake development. *Environmental Technology*, 34(20), 2825–2833.
- Marc Strous, J. Gijs Kuenen and Mike S. M. Jetten, Key Physiology of Anaerobic Ammonium Oxidation, *Appl. Environ. Microbiol.* 1999, 65(7), 3248.
- Tadeusiewicz R., Korohoda P. (1997). Komputerowa analiza i przetwarzanie obrazów. Wydawnictwo Fundacji Postępu Telekomunikacji, Kraków.
- Tawfik, A., El-Gohary, F., Ohashi, A., Harada, H. (2006). The influence of physical–chemical and biological factors on the removal of faecal coliform through down-flow hanging sponge (DHS) system treating UASB reactor effluent. *Water Research*, 40(9), 1877–1883.
- Tawfik A, Wahab RA, Al-Asmer A. (2011). Effect of hydraulic retention time on the performance of down-flow hanging sponge system treating grey wastewater. *Bioprocess Biosyst. Eng.* ;34, 767–776.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering treatment and reuse* (No. 628.3 T252s). Boston, US: McGraw-Hill Higher Education.
- Third, K. A., Burnett, N., Cord-Ruwisch, R. (2003). Simultaneous nitrification and denitrification using stored substrate (PHB) as the electron donor in an SBR. *Biotechnology and Bioeng.*, 83(6), 706–720.
- Uemura S, Okubo T, Maeno K, Takahashi M, Kubota K, Harada H. (2012a). Evaluation of Water Distribution and Oxygen Mass Transfer in Sponge Support Media for a Down-flow Hanging Sponge Reactor, *International Journal of Environ. Research* 10(2), 265–272.
- Uemura, S., Suzuki, S., Maruyama, Y., Harada, H. (2012b). Direct treatment of settled sewage by DHS reactors with different sizes of sponge support media. *Int. J. Environ. Res.*, 6(1), 25–32.
- Uemura, S., Okubo, T., Maeno, K., Takahashi, M., Kubota, K., Harada, H. (2016). Evaluation of water distribution and oxygen mass transfer in sponge support media for a down-flow hanging sponge reactor.
- Ustawa...2017. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne, Dz.U. 2017 poz. 1566, <http://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20170001566> (dostęp na 03.2020)
- Wang, H., Ji, G., Bai, X., He, C. (2015). Assessing nitrogen transformation processes in a trickling filter under hydraulic loading rate constraints using nitrogen functional gene abundances. *Bioresource Technol.*, 177, 217–223.
- Wąsik, E., Chmielowski, K. (2019). Effectiveness of indicator bacteria removal in vertical flow filters filled with natural materials. *Environ. Protection Eng.*, 45(2).
- Wojnar L., Majorek M. (1994). Komputerowa analiza obrazu. *Computer Scanning Systems Sp. z o.o.*, Warszawa.

Yaya Beas, R. E., Kujawa-Roeleveld, K., van Lier, J. B., Zeeman, G. (2015). A downflow hanging sponge (DHS) reactor for faecal coliform removal from an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) effluent. *Water Sci. and Technology*, 72(11), 2034–2044.

Zhang, X., Li, J., Yu, Y., Xu, R., Wu, Z. (2016). Biofilm characteristics in natural ventilation trickling filters (NVT-Fs) for municipal wastewater treatment: Comparison of three kinds of biofilm carriers. *Biochem. Eng. J.*, 106, 87–96.

IMPACT OF THE SPONGE STRUCTURE OF A MULTILAYER SAND FILTER ON THE TREATMENT OF DOMESTIC SEWAGE WITH AN INCREASED CONTENT OF AMMONIA NITROGEN

ABSTRACT

Aim of the study

The study aimed to determine the impact of the flexible PUR foam structure, which fills the spongy-sand filter, on the process of domestic wastewater treatment, characterized by an increased content of ammonia nitrogen and low C/N ratio.

Material and methods

Multilayer filters were evaluated after 120, 150, and 330 days for the simultaneous removal of organic carbon and ammonia nitrogen from wastewater pre-treated in a septic tank. For this purpose, the impact of: (1) microstructure of spongy filling, (2) its layers, and (3) the filter loading with organic and nitrogen substances was determined. The filters were also assessed for bacteria coli removal.

Results and conclusions

It was shown that the filters filled with brand new foams with 0.44 mm pore diameter and 77.6% of their content became clogged during domestic wastewater treatment with a low C/N ratio. The filter composed of the top two layers of waste foam (with diameters and pore content of 0.50–1.63 mm and 63.3%, respectively) and a layer of sand achieved a high average efficiency of removing substances. In terms of COD and N-NH₄⁺ removal, the efficiency of the filter with filling in the form of waste placed in casings was 82.4% and 79.2%, respectively. It was found that the N-NH₄⁺ removal took place in all layers of spongy material. Filling the filters with foam waste placed in shields provided favourable conditions for the development of both heterotrophic and nitrifying aerobic bacteria and bacteria removing ammonium nitrogen. The additional lower sand layer allowed for complete removal of *Escherichia coli*, and coliform bacteria was removed in 96.4%.

Keywords: spongy biomass carrier, waste, sand filter, domestic wastewater with low C/N ratio