

USUWANIE BIOMASY Z OCZEK WODNYCH I MAŁYCH ZBIORNIKÓW NATURALNYCH PRZY UŻYCIU FILTRÓW WŁÓKNINOWYCH

Jakub Nieć¹, Marcin Spychała², Agnieszka Ewa Ławniczak², Natalia Walczak¹

¹ Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej, Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94A, 60-649 Poznań, e-mail: jniec@up.poznan.pl; marsp@up.poznan.pl; natwal@wp.pl

² Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94C, 60-649 Poznań, e-mail: lawnic@up.poznan.pl

STRESZCZENIE

Małe zbiorniki, np. oczka wodne, pełnią w środowisku wiele funkcji, między innymi biocenotycznych, hydrologicznych, klimatycznych, sozologicznych, krajobrazowych oraz estetycznych. Ze względu na małe rozmiary, zbiorniki te charakteryzują się dużą wrażliwością na czynniki zewnętrzne i wewnętrzne, stanowią też często naturalny odbiornik zanieczyszczeń. Filtry włókninowe są od kilkunastu lat badane pod kątem oczyszczania ścieków bytowych podczyszczonych w osadniku gnilnym. Celem badań było zweryfikowanie możliwości zastosowania tego typu filtrów do oczyszczania wody w naturalnych, małych zbiornikach. Skuteczność działania filtrów testowano na wodzie pochodzącej z oczka wodnego, charakteryzującej się wysokim stężeniem biogenów i intensywnym zakwitaniem fitoplanktonu. Badania prowadzono na trzech filtrach (cztery warstwy geowłókniny TS 20). Mierzono podstawowe wskaźniki jakości wody: zawiesinę ogólną, mętność, ChZT i BZT₅, temperaturę, pH i tlen rozpuszczony. Uzyskane wyniki badań można uznać za satysfakcjonujące w zakresie oczyszczania mechanicznego (usuwanie mętności i zawiesiny ogólnej). Ważnym pozytywnym efektem działania filtrów jest natlenianie oczyszczanej wody, co ma szczególne znaczenie dla ryb.

Słowa kluczowe: filtry włókninowe, fitoplankton, mętność, natlenianie, oczka wodne.

REMOVING BIOMASS FROM WATER PONDS AND SMALL WATER RESERVOIRS BY USING NON-WOVEN FILTERS

ABSTRACT

Small water bodies, for example garden ponds, play many functions in the environment, including biocenotic, hydrological, climatic, sozological, landfill-creative, and aesthetic. Due to their small size, these reservoirs are sensitive to external and internal factors, they are also a common natural contaminants receivers. Nonwoven filters have been investigated for several years as a useful device for treatment of domestic wastewater pre-treated in a septic tank. The aim of this study was to verify the possibility of using this type of filters for water originating from small water body purification. The effectiveness of filters were tested on the water originating from the garden pond, contained high levels of nutrients and intensive algal bloom. Research was carried out on three filters (each filter consisted of four geotextile TS 20 layers). Basic water quality indicators: total suspended solids, turbidity, COD and BOD₅, temperature, pH and dissolved oxygen were measured. The research results can be considered as satisfactory in terms of mechanical treatment (removal of turbidity and total suspended solids). An important positive effect of the filters was the oxygenation of the treated water, which is especially important for fish.

Keywords: textile filters, phytoplankton, turbidity, oxygenation, small water body.

WPROWADZENIE

Drobne zbiorniki wodne pełnią w środowisku wiele istotnych funkcji, zarówno biocenotycznych, hydrologicznych, klimatycznych, sozolo-

gicznych a także krajobrazowych [Koc i in. 2002, Verbyła i Mihelcic 2015]. Małe oczka są płytkimi zbiornikami wodnymi o niewielkich rozmiarach. Występują w naturalnych obniżeniach terenu i są zasilane wodą gruntową, opadową i roztopową.

Stanowią siedlisko życia licznych organizmów, zależnych od środowiska wodnego [Chomutowska i Krzyściak-Kosińska 2015], a także dobrą alternatywę dla zmniejszenia skutków powodzi [Bullock i Acreman 2003] i ograniczenia migracji zanieczyszczeń [Revitt i in. 2004]. Pełnią też atrakcyjny element urozmaicający krajobraz, zwiększając tym samym bioróżnorodność siedliska. Wpływają na kształtowanie mikroklimatu, retencjonowanie wody w siedlisku, stanowią często źródło wody pitnej dla zwierząt oraz pełnią rolę siedliskową dla występujących w nich populacji roślin i zwierząt, często rzadkich i chronionych. Zajmują obniżenia terenu, stanowią więc naturalny odbiornik zanieczyszczeń. Ze względu na niewielkie rozmiary są relatywnie łatwe do utworzenia. Ich funkcja bio-geo-chemiczna w ograniczaniu migracji zanieczyszczeń w środowisku powoduje, że przejmują znaczną ilość zanieczyszczeń do nich dopływających, co wiąże się z pogorszeniem jakości wody, a w konsekwencji ich intensywnym zarastaniem lub zamulaniem [Bednarczyk i in. 2002, Skwierawski i Szyperek 2002, Downing i in. 2006].

Zasadniczą cechą małych zbiorników wodnych jest ich zmienność, a dzięki występowaniu dużej różnorodności siedlisk, możliwe jest zachowanie bioróżnorodności organizmów wodnych. Drobne organizmy zasiedlające wodę, m.in. fito- i zooplankton, odznaczają się olbrzymią różnorodnością i określają właściwości biologiczne środowiska swego życia. Jest to zespół dość złożony. W jego skład wchodzi zarówno bakterie, glony jak i zwierzęta. Obumarły i żywy fitoplankton stanowi pokarm zooplanktonu. Zooplankton to głównie pierwotniaki (orzęski i wiciowce), wrotki oraz skorupiaki (widłonogi i wioślarki), zaś okresowo – larwy owadów i wczesnych stadiów rozwojowych ryb. Występowanie organizmów w wodach, a zwłaszcza w małych zbiornikach, jest ściśle uzależniona od rodzaju i stopnia zanieczyszczenia środowiska wodnego [Raniszevska 2009]. Skład gatunkowy, ilość, wielkość osobników planktonowych i produkty ich metabolizmu decydują o jakości wody i jej przydatności w rekreacji i gospodarce człowieka [Grabowska 2008].

Pogorszenie jakości wody, głównie związane jest z dopływem azotu lub/i fosforu. Śródpolne oczka wodne spełniają ważną rolę w krajobrazie rolniczym terenów wpływając na obieg wody i związane z nim przemieszczanie się substancji biogennej w mikrozelewniach rolniczych. Poło-

żenie na terenach intensywnej produkcji rolnej powoduje powstawanie zagrożenia zanieczyszczeniem związkami biogennymi, dopływającymi przez spływy powierzchniowe lub dopływ gruntowy [Richardson i in. 1994]. Prowadzenie do oczek dopływów z sieci drenarskiej może znacznie zwiększyć to zagrożenie, szczególnie nadmiernymi ładunkami azotanów [Durkowski i Woroniecki 2001, Fiedler 2004, Koc i Solarski 2005]. Dodatkowymi czynnikami wpływającymi na przemieszczanie się zanieczyszczeń między oczkiem a jego mikrozelewnią są czynniki antropogeniczne, np. sposób i terminy prowadzenia zabiegów agrotechnicznych, oraz warunki naturalne, takie jak m.in. terminy i intensywność opadów atmosferycznych czy budowa profilu glebowego [Komisarek 2000]. Zwłaszcza na terenach użytkowanych rolniczo duże znaczenie odgrywa prawidłowe prowadzenie zabiegów agrotechnicznych, w tym w szczególności terminy i dawki nawożenia mineralnego i naturalnego. Wymywanie związków azotu, szczególnie azotanów, a także fosforu prowadzi do eutrofizacji wód powierzchniowych [Bartoszewicz 1994]. Obecność biogenów, nie tylko w formie rozpuszczonej ale również zawieszanej, powoduje występowanie w zbiorniku znacznej zawartości zawiesin i osadów. Postępująca eutrofizacja skutkuje zmniejszeniem przezroczystości wody i intensywnym rozwojem fitoplanktonu. Wiąże się to z pogorszeniem warunków dla bytowania innych gatunków roślin i zwierząt, zanikiem gatunków rzadkich, ale także możliwością gospodarczego wykorzystania tych wód. Na skutek specyficznych warunków umożliwiających rozwój hydrofitów następuje intensyfikacja procesów utleniania i redukcji, które wspomagane przez procesy sorpcji i sedymentacji wpływają na zmianę właściwości fizyczno-chemicznych wód, w tym małych zbiorników. Niewielkie rozmiary oczek wodnych powodują, iż cechują się one szybkim tempem zaniku, związanym między innymi z ich małą odpornością na degradację. Uzasadnione jest zatem zarówno mechaniczne, jak i biologiczne oczyszczanie wody takich zbiorników [Chang i in. 2010].

Filtry włókninowe (zapropozowano nazwę: textile filters for wastewater treatment – TFWT) są od kilkunastu lat badane pod kątem oczyszczania ścieków bytowych podczyszczonych w osadniku gnilnym [Spychała i in. 2013, Spychała i Starzyk 2015, Spychała i in. 2015, Spychała i Łucyk, w druku] i wykazują stosunkowo wysoką skuteczność przy bardzo niskim zapotrzebowaniu

energii (dawkowanie sześć razy na dobę przez np. około jedną minutę). Celem badań było zweryfikowanie możliwości zastosowania tego typu filtrów do oczyszczania wody w naturalnych zbiornikach, cechujących się niewielką pojemnością (takich jak śródpolne oczka wodne, małe stawy, zbiorniki retencyjne, przeciwpożarowe, itp.).

METODYKA

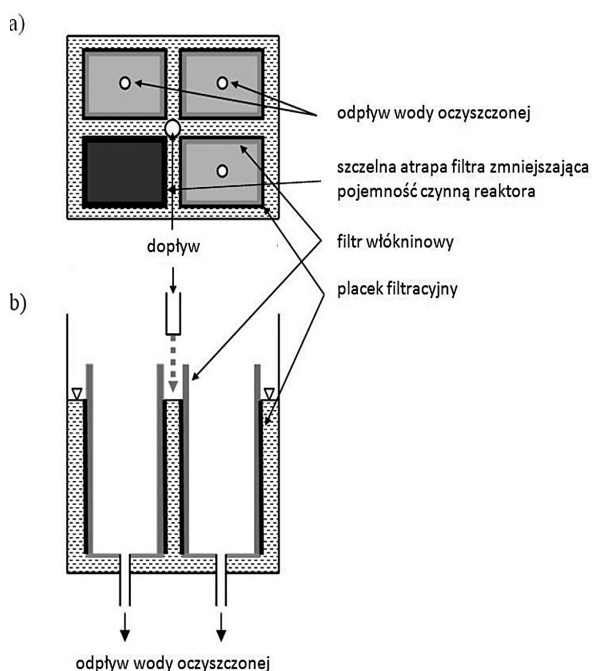
Skuteczność działania filtrów testowano na wodzie pobieranej za pośrednictwem pompy ze zbiornika o pojemności 70 l, wypełnionego wodą pobraną z oczka wodnego, charakteryzującą się wysokim stężeniem biogenów. W warunkach dobrego nasłonecznienia utrzymywano intensywny zakwit fitoplanktonu.

Badania prowadzono na trzech filtrach (rys. 1) o grubości 7,2 mm (cztery warstwy geowłókniny TS 20 o grubości pojedynczej warstwy 0,9 mm (dane techniczne tego typu geowłókniny to: umowny wymiar porów O_{90} , (EN ISO 12956): 0,105 mm, przepuszczalność pionowa do płaszczyzny 2 kPa (EN ISO 11058, $h = 50$ mm): 115 l/(m²·s), gramatura (EN ISO 9864): 125 g/m. Zestaw kilku cienkich warstw w celu symulacji grubszej warstwy zastosowali wcześniej [Ren i in. 2010].

W trakcie badań mierzono podstawowe wskaźniki jakości wody: zawiesinę ogólną, mętność, ChZT i BZT₅ w wodzie dawkowanej na

filtry oraz w wodzie odpływającej z każdego z trzech filtrów. Mętność mierzono kolorymetrycznie i oznaczano w jednostkach FAU. Dodatkowo podczas badań rejestrowano parametry fizyczne wody dawkowanej na filtr 1, filtr 2 i filtr 3: temperaturę, pH i tlen rozpuszczony, które wynosiły odpowiednio: 26,17 ± 0,04 °C, 5,43 ± 0,04 pH, 2,09 ± 0,05 mg O₂/l. Woda doprowadzana na filtry miała parametry porównywalne z niektórymi zbiornikami naturalnymi [Kuczyńska-Kippen 2009, Gałczyńska i in. 2011]. Mierzono również stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie odpływającej z filtrów. W wodzie doprowadzanej na filtry oraz odpływającej z filtrów oznaczono stężenie zawiesiny ogólnej i organicznej, stężenie suchej pozostałości. Zbadano objętość i stężenie osadów dennych dawkowanych do zbiorników zasilających, a pobranych wcześniej z ogrodowego oczka wodnego. Osady te okresowo wprowadzano do zbiorników zasilających w celu podtrzymania rozwoju glonów, ich odpowiedniej kondycji i stężenia, w celu utrzymania warunków zbliżonych do naturalnych.

Wykonana jednoczynnikowa analiza wariancji testowała hipotezę przy założeniu, że wyniki zawartości zawiesiny ogólnej to zmienne zależne, podczas gdy predykatorem jakości uznano rodzaj odpływ z filtrów i wodę w zbiorniku. Wynikiem analizy wariancji na poziomie istotności $\alpha = 0,05$, jest potwierdzenie istotnych różnic pomiędzy rozpatrywanymi grupami testu.



Rys. 1. Schemat zastosowanego filtra włókninowego
Fig. 1. Scheme of used textile filter

WYNIKI I DYSKUSJA

Wydatek hydrauliczny filtrów

Stwierdzono zmniejszający się wydatek filtrów w miarę spracowywania pojedynczej dawki, wynikający z obniżającego się ciśnienia hydrostatycznego (obniżanie poziomu wody). Pomiar odpływu następował zawsze z tego samego poziomu tj. z wysokości 22 cm powyżej odpływu. Średni odpływ z filtrów w czasie trwania eksperymentu wyniósł dla filtra 1, 2 i 3: 0,07 cm³/s, 0,08 cm³/s i 0,04 cm³/s, odpowiednio, co daje zbliżone wartości średnich wydatków filtrów (z uwzględnieniem czynnej powierzchni filtracji: 8,8 cm/d ± 0,73659 cm/d, 10,5 cm/d ± 0,73344 cm/d i 5,7 cm/d ± 0,38 cm/d. Pozwala to zakładać bezawaryjną pracę (bez kolmatacji) przynajmniej przez okres 2–3 lat dzięki pionowemu usytuowaniu warstw filtracyjnych znaczna ilość cząstek osadu ulega sedymentacji na dnie reaktora. Zarówno

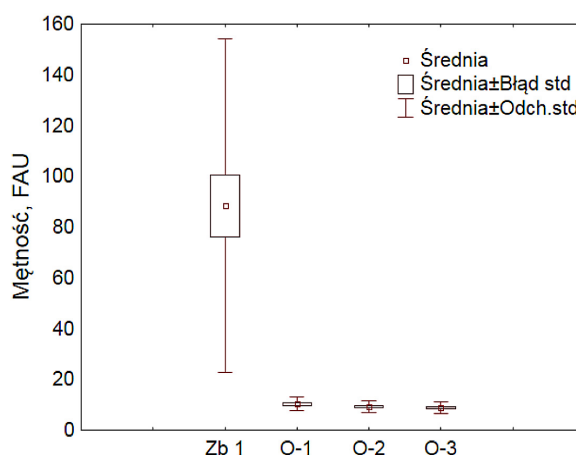
sedymencję na dnie reaktora doprowadzanego ładunku zawiesiny jak i minimalną uzyskaną (dla ścieków po osadniku gnilnym) wydajność filtrów – około 3–5 cm/d stwierdzono wcześniej w przypadku filtrów oczyszczających ścieki bytowe, odprowadzane z osadnika gnilnego [Spychała i Łucyk, w druku]. Z praktycznego punktu widzenia realne jest „upakowanie” w zbiorniku o kubaturze 1 m³ około 70 m² powierzchni filtrów i uzyskanie wydatku 2,1–3,5 m³/d. Przy założeniu kilkudniowego (do 5 dni) okresu całkowitej wymiany wody w oczku wodnym daje to objętość zbiornika (oczka wodnego) wynoszącą około 11–18 m³.

Usuwanie substancji stałych oznaczanych jako mętność i zawiesina ogólna

Uzyskano relatywnie wysokie i dość stabilne usuwanie mętności (oznaczanej jako FAU) – ponad 90% (średnio dla wszystkich filtrów: 91%. Celem okresowego (około raz na 14 dni) zasilania wody osadem było zasymulowanie warunków naturalnych – dopływu materii organicznej na skutek opadania liści, obumierania roślinności wodnej oraz produktów przemiany materii ryb i organizmów wodnych. Stężenia w odpływie nie przekraczały zazwyczaj 10 jednostek FAU (nie przekraczając 15). Średnie wartości mętności wraz z odchyleniami standardowymi dla wody dopływającej na filtry i z nich odpływającej przedstawiono na rysunku 2. Na 57 próbek przekroczenie wartości 10 FAU wystąpiło w przypadku 16 z nich.

Przeprowadzone testy *t* dla prób niezależnych na poziomie istotności α równym 0,05, pozwalają odrzucić hipotezę zerową i przyjąć alternatywną. Zatem z błędem nie większym niż α , stwierdzono istotne różnice między średnimi wartościami mętności wody odpływającej z filtrów z mętnością w zbiorniku. Analizując wyniki mętności przedstawione na wykresie (rys. 2) można zauważyć, że za odrzucenie hipotezy zerowej o równych średnich odpowiada dopływ do filtrów.

Franklin i in. [2001] wykazali, że istnieje związek pomiędzy stężeniem zawiesiny ogólnej a mętnością oznaczaną fotometrycznie (FAU) i nefelometrycznie (NTU), chociaż zależności (identyfikowane współczynnikiem determinacji r^2) były zróżnicowane w zależności od stężenia zawiesiny ogólnej oraz rodzaju (pochodzenia) badanej wody. Warto zauważyć, że ogólnie rzecz biorąc dla najsilniejszych związków – współczynnika determinacji (r^2) równego lub większe-



Rys. 2. Mętność w wodzie dopływającej i odpływającej z filtrów

Fig. 2. Turbidity in inflow and outflow from filter's

go od 0,8, zależności pomiędzy stężeniem zawiesiny ogólnej (w mg/l) i mętnością oznaczaną jako FAU lub NTU były jak 1:1.

Mętność ma istotne znaczenie dla kondycji ryb, przy czym akceptowalna wartość mętności (wyrażonej np. w NTU) maleje wraz z czasem ekspozycji (kontaktem). Tak na przykład przy mętności na poziomie 100 NTU i kontakcie rzędu kilku godzin wywołuje u ryb tylko pewne objawy stresu. Przy czasie kontaktu rzędu kilku dni dla tego poziomu mętności u ryb można zauważyć między innymi spadek intensywności żerowania. Natomiast dla czasu rzędu kilku tygodni obserwuje się wyraźne zmniejszenie dynamiki wzrostu. Dla czasu rzędu kilku miesięcy i wartości mętności rzędu 500–1000 NTU dochodzi już do śmierci ryb [<http://www.lakeaccess.org/russ/turbidity.htm>]. Dlatego uzyskane po filtracji przez filtry włókninowe wartości na poziomie około 10 FAU są praktycznie bezpieczne dla ryb, nie dając żadnych efektów niekorzystnych [<http://www.lakeaccess.org/russ/turbidity.htm>].

Ze względu na brak skutków ubocznych i niskie koszty – około 0,2–0,5 kWh/m³ wody [Spychała i in. 2013] testowaną w ramach niniejszych badań metodę mechanicznego usuwania mętności można uznać za bardziej wskazaną od opisywanych w literaturze i powszechnie stosowanych innych metod, takich jak: działanie nadtlenkiem wodoru, koagulację solami żelaza lub glinu, eliminowanie glonów planktonowych stanowiące często główną przyczynę mętności przy pomocy związków toksycznych takich jak np. pięciowodny siarczan miedzi.

Uzyskano dość stabilną skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej wynoszącą 91,5% śred-

nio dla wszystkich filtrów, przy czym stężenia w wodzie odpływającej z filtrów nie przekraczały zazwyczaj 20 mg/l (rys. 3). Stężenia zawiesiny ogólnej na odpływie z filtrów wykazywały zbliżone wartości (przynajmniej co do rzędu wielkości) do wartości mętności, podobnie (choć z mniejszą zbieżnością) było w przypadku wody doprowadzanej na filtry (88,3 FAU i 248,8 mg/l zawiesiny ogólnej).

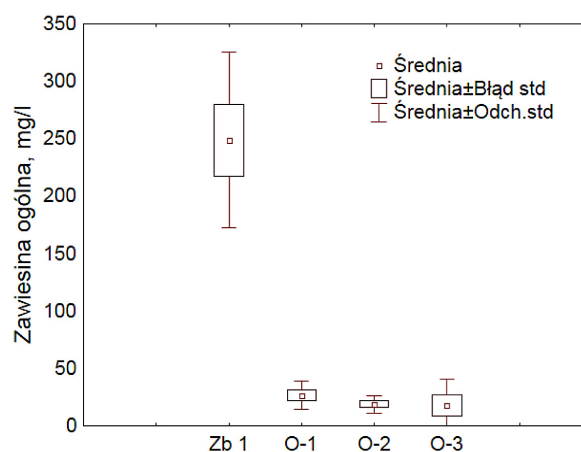
Stosując jako miarę jakościową kryterium porównawcze wartości graniczne klas jakości wód powierzchniowych określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. z 2014 r. poz. 1482) dzięki filtracji przez filtry włókninowe uzyskano w zakresie zawiesiny ogólnej jakość wody mieszczącej się w I klasie.

Warto zauważyć, że istnieje związek pomiędzy stężeniem zawiesiny ogólnej i chlorofilu w wodach naturalnych. Z pewnym uogólnieniem można przyjąć, że jeden mg zawiesiny ogólnej zawartej w 1 l wody odpowiada jednemu mikrogramowi chlorofilu zawartemu w 1 l wody [<http://www.lakeaccess.org/russ/turbidity.htm>]. Jednocześnie stosując przelicznik 1 do 1 dla NTU i FAU [Franklin i in. 2001], można oszacować zawartość chlorofilu w wodzie doprowadzanej na filtry (50–100 $\mu\text{g/l}$) i odprowadzanej z filtrów (5–10 $\mu\text{g/l}$).

Ze względu na fakt, że aktualne Rozporządzenie Ministra Środowiska (Dz. U. z 2014 r. poz. 1482) określa graniczne wartości wskaźnika fitoplanktonowego dla określonych typów cieków wodnych co jest dość trudne do interpretacji i odniesienia dla oczek wodnych, przyjęto jako kryterium porównawcze wartości graniczne określone w uchylonym rozporządzeniu (Dz. U. z 2004 r., Nr 32, poz. 284), które mimo formalnego braku aktualności może mimo wszystko zdaniem autorów stanowić punkt odniesienia. Biorąc pod uwagę kryteria tego rozporządzenia uzyskano poprawę jakości wody pod względem stężenia chlorofilu – z pogranicza klas III/IV – do jakości wody odpowiadającej klasie I.

Mętność wody i stężenie substancji zawieszonych (zawiesina ogólna) jest bardzo istotnym dla życia i kondycji ryb. Niektóre źródła literaturowe wskazują na wartości stresujące dla ryb – poniżej 12 cm przejrzystości (mętności) z użyciem krążka Secchiego [Bhatnagar i in. 2004].

Wykonana jednoczynnikowa analiza warian-



Rys. 3. Zawiesina ogólna w wodzie dopływającej i odpływającej z filtrów

Fig. 3. Total suspended solids in inflow and outflow from filter's

cji testowała hipotezę przy założeniu, że wyniki zawartości zawiesiny ogólnej to zmienne zależne, podczas gdy predykatorem jakości uznano rodzaj odpływ z filtrów i wodę w zbiorniku (dopływ do filtrów). Wynikiem analizy wariacji na poziomie istotności $\alpha = 0,05$, jest potwierdzenie istotnych różnic pomiędzy rozpatrywanymi grupami testu. Analizując wyniki przedstawione na rysunku 3 można przyjąć że stężenie zawiesiny ogólnej w zbiorniku znacznie odbiega od stężenia na odpływie z filtrów (jest wielokrotnie większe).

Dalszych badań wymaga ewentualne zaadaptowanie filtrów włókninowych do oczyszczania wód deszczowych i zastosowania na przykład w indywidualnych systemach oczyszczania wód z dachów posesji jednorodzinnych. Dane dotyczące jakości wód spływających z dachów i gromadzonych w zbiorniku retencyjno-uśredniającym [Scholz 2004] wskazują na teoretyczną możliwość ich oczyszczania na filtrach włókninowych w kontekście zbliżonych wartości zawiesiny ogólnej – średnio 46,8 mg/l (132,5 mg/l w lecie). Zawartość BZT₅ w wodzie spływającej z dachów, podane przez tego autora (4,3 mg O₂/l średnio, do 6,7 mg O₂/l wiosną) wskazują na możliwość uzyskania rozwoju biomasy na filtrach i ich biologicznego funkcjonowania podobnie jak w przypadku wody z oczka wodnego.

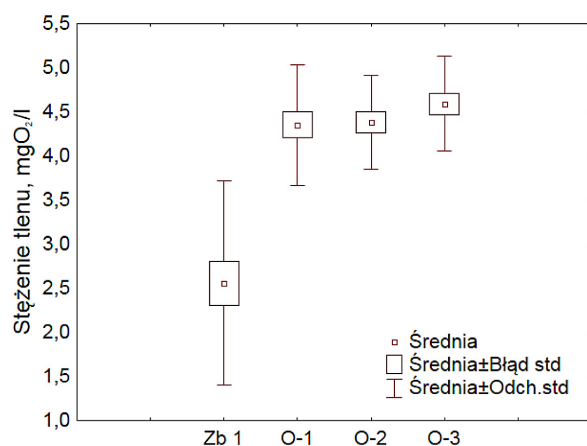
Natlenianie wody

Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie odpływającej z filtrów wynosiło dla odpływu z filtra 1, 2 i 3: $4,35 \pm 0,14$ mg O₂/l, $4,38 \pm 0,11$ mg O₂/l i $4,59 \pm 0,11$ mg O₂/dm³, odpowiednio, przy stężeniu w wodzie dopływającej wynoszącym

2,56 ± 0,25 mg O₂/l (rys. 4). Stężenie w wodzie przefiltrowanej wzrosło w stosunku do stężenia w wodzie dopływającej na filtry o ponad 70% (74% średnio dla wszystkich filtrów). Sama wartość procentowa wzrostu stężenia wydaje się nie być tak istotna jak podniesienie stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie przez filtrację na filtrach do stężenia akceptowalnego dla ryb – powyżej 4–5 mg O₂/l [Santhosh i Singh 2007]. W przypadku wody użytej w badaniach poddanej filtracji, zawartość tlenu (2,56 mg O₂/l) można uznać za nie akceptowalną dla ryb [Bhatnagar i in. 2004]. Zebrane wyniki przedstawione na rysunku 4 (N = 84) pozwalają na poziomie istotności α równym 0,05, odrzucić hipotezę zerową o równych średnich. Zatem z błędem nie większym niż α , stwierdzono istotne różnice między średnimi wartościami stężenia tlenu wody odpływającej z filtrów z stężeniem tlenu w zbiorniku. Jednocześnie należy zaznaczyć, że średnia wartość stężenia tlenu na odpływie z wszystkich filtrów jest o niemal 100% większa od stężenia tlenu w zbiorniku.

Średnie stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie odpływającej z filtrów (4,4 mg O₂/l) było zbliżone do wartości granicznych określonych dla II klasy czystości wód (≤ 5 mg O₂/l) określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz. U. z 2014 r. poz. 1482).

Przyjmując jako kryterium porównawcze wartości graniczne klas jakości wód powierzchniowych określonych w uchylonym rozporządzeniu



Rys. 4. Tlen rozpuszczony w wodzie dopływającej i odpływającej z filtrów

Fig. 4. Dissolved oxygen in inflow and outflow from filter's

dzeniu ministra środowiska (Dz. U. z 2004 r., Nr 32, poz. 284), które formalnie nie obowiązuje, chociaż ze względów merytorycznych (jakościowych) może stanowić pewien punkt odniesienia – uzyskano poprawę jakości w zakresie tlenu rozpuszczonego z odpowiadającej klasie V na mieszczącą się na pograniczu klas III i IV.

Pozostałe wskaźniki fizyko-chemiczne wody przed i po filtracji

Uzyskano dość niską i mało stabilną skuteczność usuwania BZT₅ (mierzone jako sączone) – około 46%. Stężenia BZT₅ w wodzie doprowadzanej na filtry wynosiło średnio 29,2 ± 9,0 mg O₂/l, a odpływającej z filtrów – nie przekraczały 10–20 mg O₂/l (16,2 ± 5,1 mg O₂/l średnio dla wszystkich filtrów). Mimo, że skuteczność usuwania związków organicznych wyrażonych jako BZT₅ była stosunkowo niska i mało stabilna, to jednak warto zauważyć, że stężenia BZT₅ w wodzie przefiltrowanej mieściły się w zakresie lub były zasadniczo zbliżone do wartości dopuszczalnych dla hodowli ryb – poniżej 10–15 mg O₂/l [Santhosh i Singh 2007]. Stężenia w wodzie doprowadzanej na filtry natomiast zdecydowanie przekraczały podawane w literaturze graniczne wartości [Bhatnagar i in. 2004].

Wartości BZT₅ w wodzie odpływającej z filtrów przekraczały, znacząco choć tylko o kilka mg O₂/l wartości graniczne określone dla II klasy czystości wód (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz. U. z 2014 r. poz. 1482). Wartości w wodzie doprowadzanej na filtry były znacząco wyższe, przy czym aktualne rozporządzenie w sprawie klasyfikacji stanu wód nie określa wartości granicznych dla klas niższych niż II dla BZT₅.

Stwierdzono wysokie wartości ChZT w wodzie doprowadzanej na filtry (średnio 86,6 ± 11,7 mg/l). Uzyskano dość niską i mało stabilną skuteczność usuwania ChZT (mierzone jako sączone) – około 25% średnio dla wszystkich filtrów (65,5 ± 5,7 mg/l). Wobec stosunkowo niskiej efektywności i dużej zmienności nie analizowano szczegółowo usuwania ChZT, ani też nie wykonano analizy statystycznej dla tego wskaźnika.

Z powyższych względów szczegółowo nie analizowano również usuwania biogenów. Obserwowano na przykład wysokie stężenia fosforu ogólne-

go w wodzie doprowadzanej na filtry – średnio 45,0 ± 3,0 mg/l, przy czym nie stwierdzono praktycznie usuwania fosforu ogólnego przez filtry.

Wartości pH były silnie zmienne w trakcie badań zarówno w wodzie doprowadzanej jak i odprowadzanej z filtrów – w początkowej fazie – około 5,0, w środkowej fazie badań – między 4,0 a 5,0, a w końcowej – pomiędzy 5,0 a 7,0. Różnica pomiędzy średnią wartością w wodzie dopływającej a średnią wartością w wodzie odpływającej z wszystkich filtrów nie była istotna, co wykazano przy użyciu analizy statystycznej (wartości w odpływie niższe o około 4% w stosunku do wartości na dopływie). Wartości w środkowym etapie badań były bardzo niskie – mogące stanowić zagrożenie dla ryb [Bhatnagar i Devi 2013], jednak należy zwrócić uwagę na fakt, że tak niska wartość miała już woda dopływająca do filtrów.

WNIOSKI

Wyniki przedstawionych badań można uznać za satysfakcjonujące w zakresie oczyszczania mechanicznego (usuwanie mętności i zawiesiny ogólnej) natomiast usuwanie związków organicznych rozpuszczonych było znaczące, lecz niezadowalające i dodatkowo mało stabilne. Praktycznie nie stwierdzono usuwania fosforu ogólnego. Na uwagę zasługuje fakt, że dla kilku wskaźników takich jak: mętność, stężenie zawiesiny ogólnej, stężenie tlenu rozpuszczonego, BZT₅, dzięki filtracji przez filtry włókninowe uzyskano wartości akceptowalne dla ryb wobec nieakceptowalnych wartości w wodzie przed filtracją. Zwiększenie efektywności usuwania organicznych związków rozpuszczonych wymaga dalszych badań nad tego typu filtrami, ze szczególnym uwzględnieniem zakresu pracy dla stężeń zanieczyszczeń w wodzie doprowadzanej na filtry, składu biomasy zasiedlającej filtry, związanego z tym wpływem dostępu światła (rozwój biomasy fototroficznej, zwłaszcza glonów). Ważnym pozytywnym efektem działania filtrów jest natlenianie oczyszczanej wody dzięki jej powolnej filtracji przez dużą powierzchnię filtrów, mającą kontakt z powietrzem atmosferycznym oraz dzięki warstewkowemu spływowi wody po ich powierzchni.

BIBLIOGRAFIA

1. Bartoszewicz A. 1994. Skład chemiczny wód powierzchniowych zlewni intensywnie użytko-

wanych rolniczo w warunkach glebowo-klimatycznych Równiny Kościańskiej. Roczn. AR Poznań. Rozpr. Nauk. 250.

2. Bednarczyk T., Michalec B., Tarnawski M. 2002. Intensywność zamulania się małych zbiorników wodnych. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie. Inżynieria Środowiska 23, 275–282.
3. Bhatnagar A., Jana S.N., Garg S.K., Patra B.C., Singh G., and Barman U.K. 2004. Water quality management in aquaculture, In: Course Manual of summerschool on development of sustainable aquaculture technology in fresh and saline waters, CCS Haryana Agricultural, Hisar (India), 203–210.
4. Bhatnagar A., Devi P. 2013. Water quality guidelines for the management of pond fish culture. International Journal of Environmental Sciences, 3 (6), 1980–2009.
5. Bullock A., Acreman M. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, Copernicus Publications, 7 (3), 358–389.
6. Chang C.Y., Chang J.S., Chen C.M., Chiemchaisri C., Vigneswaran S. 2010. An innovative attached-growth biological system for purification of pond water. Bioresour. Technol. 101, 1506–1510.
7. Chomutowska H., Krzyściak-Kosińska R. 2015. Plankton wybranych oczek wodnych Puszczy Białowieskiej, Inżynieria Ekologiczna (Ecological Engineering) 42, 1–9.
8. Downing J.A., Prairie Y.T., Cole J.J., Duarte C.M., Tranvik L.J., Striegl R.G., McDowell M.W.H., Kortelainen P., Caraco N.F., Melack J.M., Middelburg J.J. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. Limnol. Oceanogr. 51, 2388–2397.
9. Durkowski T., Wroniecki T. 2001. Jakość wód powierzchniowych na terenach rolniczych Pomorza Zachodniego. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 476, 365–371.
10. Fiedler M., 2004. Zmienność zawartości różnych form azotu w wodzie śródpolnego oczka wodnego. Acta Sci. Pol. Form. Circumieci. 3 (1), 95–100.
11. Franklin D.H., Steiner J.L., Wheeler G. 2001. Comparison of different methods of measuring turbidity for estimation of total suspended sediments. Proceedings of the 2001 Georgia Water Resources Conference, March 26-27, University of Georgia. Kathryn.
12. Gałczyńska M., Gamrat R., Pacewicz K. 2011. Influence of different uses of the environment on chemical and physical features of small water ponds. Polish J. of Environ. Stud. 20 (4), 885–894.
13. Grabowska M. 2008. Charakterystyka fitoplanktonu. [W:] Kolanko K. (red.) Różnorodność badań botanicznych – 50 lat Białostockiego Oddziału Polskiego Towarzystwa Botanicznego 1958–2008, EkoPress, 13–23.

14. Koc J., Skwierawski A., Cymes I., Szyperek U. 2002. Znaczenie ochrony małych zbiorników wodnych w krajobrazie przyrodniczym *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie*, 45 (2), 64–68.
15. Koc J., SolarSKI K. 2005. Odpływ wód z obszarów rolniczych w zależności od warunków meteorologicznych i systemu melioracyjnego. *Rocz. AR Pozn.* 365, *Melior. Inż. Środ.* 26, 207–215.
16. Komisarek J. 2000. Kształtowanie się właściwości gleb płowych i czarnych ziem oraz chemizmu wód gruntowych w katenie falistej moreny dennej Pojezierza Poznańskiego. *Rocz. AR Pozn. Rozpr. Nauk.*, 307.
17. Kuczyńska-Kippen N. (red.) 2009. Funkcjonowanie zbiorowisk plankton w zróżnicowanych siedliskowo drobnych zbiorników wodnych Wielkopolski. Bonami, Poznań.
18. Raniszewska M. 2009. Zmiany we florze śródleśnych oczek wodnych Puszczy Goleniowskiej zachodzące wskutek różnorodnego ich użytkowania. [W:] II Ogólnopolska Konferencja Naukowa w Augustowie, Mokradła i ekosystemy słodkowodne – funkcjonowanie, zagrożenia i ochrona, 18–20.06.2009, 134–135.
19. Ren X., Shon H.K., Jang N., Lee Y.G., Bae M., Lee J., Cho K., Kim I.S. 2010. Novel membrane bioreactor (MBR) coupled with a nonwoven fabric filter for household wastewater treatment. *Water Res.* 44, 751–760.
20. Revitt D.M., Shutes R.B.E., Jones R.H., Forshaw M., Winter B. 2004. The performances of vegetative treatment systems for highway runoff during dry and wet conditions. *Science of The Total Environment*, 334–335, 261–270.
21. Richardson J.L., Arndt J.L.J.L., Freeland J. 1994. Wetland soils of the prairie potholes. *Adv. Agron.* 52, 121–171.
22. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (Dz. U. z 2004 r., Nr 32, poz. 284)
23. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. z 2014 r. poz. 1482).
24. Santhosh B. and Singh N.P. 2007. Guidelines for water quality management for fish culture in Tripura, ICAR Research Complex for NEH Region, Tripura Center, Publication No. 29.
25. Schulz M. 2004. Case study: design, operation, maintenance and water quality management of sustainable storm water ponds for roof runoff. *Biore-source Technology*, 95, 269–279.
26. Skwierawski A., Szyperek U. 2002. Wpływ rolnictwa na jakość wody w małych zbiornikach wodnych Pojezierza Olsztyńskiego. *Fragmenta Agromonica* 19 (2), 236–244.
27. Spychała M., Błażejowski R., Nawrot T. 2013. Performance of innovative textile biofilters for domestic wastewater treatment. *Environ. Technol.*, 34 (2), 157–163.
28. Spychała M., Starzyk J. 2015. Bacteria in non-woven textile filters for domestic wastewater treatment. *Environ. Technol.*, 36 (8), 937–945.
29. Spychała M., Sowińska A., Starzyk J., Masłowski A. 2015. Protozoa and metazoa relations to technological conditions of non-woven textile filters for wastewater treatment, *Environmental Technology* 36 (15), 1865–1875.
30. Spychała M., Łucyk P. (w druku) Effect of thickness of textile filter on organic compounds and nutrients removal efficiency at changeable wastewater surface level, *Nauka Przyroda Technologie*.
31. Verbyla M.E., Mihelcic J.R. 2015. A review of virus removal in wastewater treatment pond systems (Review) *Water Research*, 71, 107–124.
32. <http://www.lakeaccess.org/russ/turbidity.htm>, 21.06.2015.