



SKUTECZNOŚĆ OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW BYTOWYCH W FILTRACH PIASKOWYCH O PRZEPLYWIE PIONOWYM Z DODATKIEM ZIARNISTEGO WĘGLA AKTYWNEGO

Ewa Wąsik, Krzysztof Chmielowski

Uniwersytet Rolniczy im. H. Kollątaja w Krakowie

THE EFFECTIVENESS OF DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT IN SAND FILTERS VERTICAL FLOW OF GRANULAR ACTIVATED CARBON ADDITION

Streszczenie

W artykule przedstawiono ocenę skuteczności oczyszczania ścieków bytowych z zastosowaniem filtrów piaskowych o przepływie pionowym z dodatkiem ziarnistego węgla aktywnego. Badania efektywności usuwania związków organicznych, związków azotowych oraz zawiesiny ogólnej wykonywano w warunkach zwiększającego się obciążenia hydraulicznego.

Stwierdzono, że oczyszczanie ścieków bytowych w wielowarstwowym filtrze piaskowym z dodatkiem ziarnistego węgla aktywnego zapewniło odpowiednią jakość filtratu dla obciążenia hydraulicznego wynoszącego 43 mm·d⁻¹ oraz 88 mm·d⁻¹. Ze względu na zmienne warunki panujące wewnątrz poszczególnych warstw złoża, zaobserwowano duże wahania skuteczności zmniejszenia BZT₅ (6- 99%), ChZT_{Ct} (31- 90%) oraz zawiesiny ogólnej (55- 95%).

Wykazano, że jednowarstwowy filtr wypełniony ziarnistym węglem aktywnym był najbardziej odpowiedni do stworzenia w jego wnętrzu korzystnych warunków dla rozwoju zarówno bakterii heterotroficznych, jak i bakterii nitryfikacyjnych. Podczas trzymiesięcznego cyklu oczyszczania ścieków bytowych średnia skuteczność zmniejszenia BZT₅, ChZT_{Ct} oraz zawiesiny ogólnej wyniosła odpowiednio 98%, 97% oraz 87%.

Słowa kluczowe: skuteczność oczyszczania, filtr piaskowy o przepływie pionowym, węgiel aktywny

Summary

The article presents an assessment of the effectiveness of municipal wastewater treatment using sand filters of vertical flow with granular activated carbon. Research of organic compounds, nitrogen compounds and total suspension removal were performed under increasing hydraulic loading rates.

It was found that the treatment of domestic sewage in a multi-layer sand filter with granular activated carbon ensured the quality of the filtrate for hydraulic loading rates $43 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ and $88 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$. Due to the changing conditions within the layers observed large fluctuations reduce the effectiveness of BOD_5 (6-99%), ChZT_{Cr} (31 - 90%) and total suspension (55 -95%).

The effectiveness of removing organic compounds, nitrogen compounds and total suspension was determined. It was shown that the single-layer granular activated carbon filter was adequate to establish in the interior of the optimal conditions for the development of both heterotrophic bacteria and nitrifying bacteria. For 3 month cycle mean effectiveness of BOD_5 , COD_{Cr} and total suspension was respectively 98%, 97% and 87%.

Key words: *the effectiveness of treatment, sand filter for vertical flow, activated carbon*

WSTĘP

Jednym z najbardziej popularnych rozwiązań unieszkodliwiania ścieków pochodzących z pojedynczych domów oraz z ich zespołów, a także z obiektów użyteczności publicznej i usługowej jest układ osadnika gnilnego z filtrem piaskowym o przepływie pionowym [Osmulska-Mróż B., 1995].

Ścieki odpływające z filtrów piaskowych mogą być odprowadzane zarówno do wód powierzchniowych, jak i przez studnię chłonną do ziemi [Heidrich Z., 1998]. Warunki, jakie należy przy tym spełnić są określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. [Rozporządzenie, 2006].

Procesy filtracji i sorpcji zachodzące w złożu piaskowym pozwalają na usunięcie zawiesin ogólnych do poziomu nie przekraczającego $15 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ [Metcalf & Eddy, 1991]. Proces efektywnego działania złoża piaskowego opiera się również na utworzeniu na powierzchni materiału wypełniającego filtr warstwy biologicznie aktywnych mikroorganizmów. Jakość ścieków odpływających z tak powstałego biofiltra zależy m.in. od uziarnienia piasku, prędkości filtracji oraz intensywności zachodzących w jej trakcie procesów biochemicznych.

W warunkach tlenowych panujących w złożu filtracyjnym rozwijają się bakterie heterotroficzne, które powodują skuteczne usunięcie biodegradowalnych substancji organicznych określonych za pomocą wskaźnika jakim jest BZT_5 . Jak podaje literatura podczas filtracji ścieków przez złożo piaskowe można uzyskać ponad 98 % zmniejszenie zawartości BZT_5 [Asenizacja, 1982].

Obok bakterii heterotroficznych w obecności azotu amonowego występować będą bakterie nitryfikacyjne, które prawie całkowicie go utleniają do formy azotanowej [Heidrich Z. i in., 2008]. W niedotlenionych częściach złoża dodat-

kowo może zachodzić proces denitryfikacji [Osmulska-Mróż B., 1995]. Źródła literaturowe podają, że skuteczność usuwania azotu azotanowego w filtrach piaskowych może wynosić 98% [Asenizacja, 1982].

Wymagania stawiane ściekom odprowadzanym do wód i ziemi [Rozporządzenie, 2006] sprawiają, że w przypadku oczyszczania ścieków zawierających trudno rozkładalne związki organiczne, metody tradycyjne okazują się nie w pełni wystarczające. Konieczne staje się znalezienie bardziej efektywnych rozwiązań, czego przykładem może być proces sorpcji na węglu aktywnym [Bansal R.Ch., Goyal M., 2009].

Na skuteczność zatrzymywania substancji organicznych wpływa m.in. ilość i jakość dopływających zanieczyszczeń, a także rodzaj zastosowanego węgla aktywnego. Za właściwości sorpcyjne węgla aktywnych odpowiada pojemność adsorpcyjna, wielkość porów i ich rozkład, wielkość powierzchni właściwej oraz jej właściwości chemiczne [Kowal A.L., Świdorska-Bróż M., 1996].

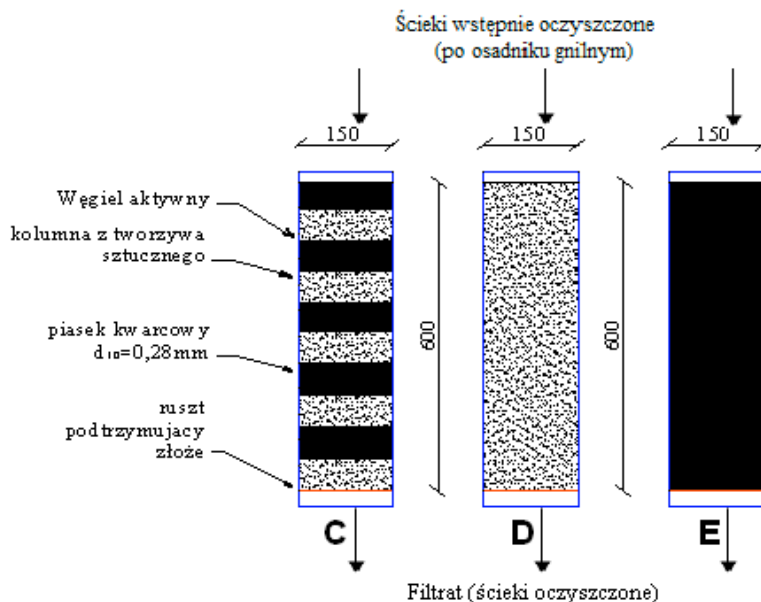
Węgiel aktywny w postaci ziarnistej lub granulowanej (Z/GWA) jest używany głównie w procesach uzdatniania wody (poprawa smaku i zapachu, usuwanie mikrozanieczyszczeń) oraz jako trzeci stopień oczyszczania ścieków (usuwanie śladowej organiki i redukcja ChZT, usuwanie zapachu i barwy). Charakteryzuje się on bardziej rozwiniętą strukturą porowatą i wynikającą z tego większą powierzchnią właściwą niż węgle pyliste [Çeçen F., Aktaş Ö., 2011, Rattier M. i in. 2012].

W obecności związków organicznych oraz biogennych filtry wypełnione Z/GWA zostają zasiedlone mikroorganizmami nie tylko na swojej powierzchni, lecz również w porach ziaren. Granulowany węgiel aktywny pracujący jako biofiltr może zawierać 3-8 razy więcej biomasy niż złożo piaskowe [Wang J.W. i in., 1995]. W złożach sorpcyjnych wypełnionych Z/GWA równolegle przebiegają procesy adsorpcji oraz biologicznej regeneracji, będącej wynikiem rozwoju mikroorganizmów, dla których substancje zaadsorbowane stanowią pożywkę. Taka bioregeneracja znacznie wydłuża okres między regeneracjami węgla aktywnego, na skutek wielokrotnego odnawiania jego pojemności adsorpcyjnej [Kowal A.L., Świdorska-Bróż M., 1996].

Celem pracy było przedstawienie wpływu dodatku ziarnistego węgla aktywnego na pracę filtrów piaskowych o przepływie pionowym. Podczas badań określano skuteczność usuwania związków organicznych, związków azotowych oraz zawiesiny ogólnej przy różnym obciążeniu hydraulicznym.

MATERIAŁ I METODY BADAWCZE

W celu określenia skuteczności działania filtrów, których wypełnienie stanowił piasek lub/i węgiel aktywny, zbudowany został model kolumnowy imitujący filtr o przepływie pionowym. Model składał się z trzech jednakowych kolumn wykonanych z PCV o średnicy 150 mm i wysokości 700 mm (rys. 1).



Rysunek 1. Schemat modelu kolumnowego (wymiary w mm)

Figure 1. Schematic model of column (dimensions in mm)

Kolumnę D zasypano 600 mm warstwą piasku, a kolumnę E węglem aktywnym również o miąższości 600 mm (filtry jednowarstwowe). W kolumnie C umieszczono naprzemiennie warstwy piasku i węgla aktywnego o miąższości po 60 mm, co razem stanowiło 600 mm warstwę filtracyjną (filtr wielowarstwowy).

W badaniach zastosowano kwarcowy piasek filtracyjny o średnicy zastępczej $d_{10} = 0,28$ mm oraz ziarnisty węgiel aktywny typu Carbopol Z-4, który posiadał następujące właściwości fizyczne: uziarnienie 1-3,2 mm, całkowitą objętość porów $1,83 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$, całkowitą powierzchnię właściwą $625,8 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ oraz wytrzymałość mechaniczną 98,5%.

Do każdej z trzech kolumn dopływała taka sama ilość wstępnie oczyszczonych ścieków bytowych, pochodzących z budynku użyteczności publicznej, identycznych pod względem temperatury i zanieczyszczeń fizyko-chemicznych.

W trakcie cyklu badań, który trwał trzy miesiące, stopniowo zwiększano obciążenie hydrauliczne powierzchni filtrów w przedziale od $13 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ do $131 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$.

Efektywność działania poszczególnych kolumn modelu została określona w oparciu o wyznaczone wartości wskaźników zanieczyszczeń, takich jak: związki węgla (oznaczane jako BZT_5 i ChZT_{Cr}), związki azotu (oznaczane jako N-NH_4^+ i N_{og}) oraz zawiesiny ogólne. Analizy tych wskaźników wykonywano z wykorzystaniem następujących metod: przy oznaczaniu BZT_5 stosowano me-

todę elektrochemiczną, przy oznaczaniu azotu amonowego metodę spektrofotometryczną, dla zawiesiny ogólnej metodę wagową, przy oznaczaniu ChZT_{Cr} oraz azotu ogólnego metodę spektrofotometryczną po wstępnej mineralizacji próbek.

Uzyskane wyniki poddano statystycznej obróbce. Określano średnią arytmetyczną, wartość minimalną i maksymalną, odchylenie standardowe oraz współczynnik zmienności wymienionych wskaźników zanieczyszczeń.

WYNIKI BADAŃ I ANALIZA

Na podstawie badań fizyko-chemicznych przeprowadzonych w laboratorium określono charakterystykę ścieków wstępnie oczyszczonych, którą przedstawia tabela 1.

Tabela 1. Charakterystyka ścieków wstępnie oczyszczonych dopływających do badanych kolumn

Table 1. Characteristics of pre-treated wastewater influent to the columns

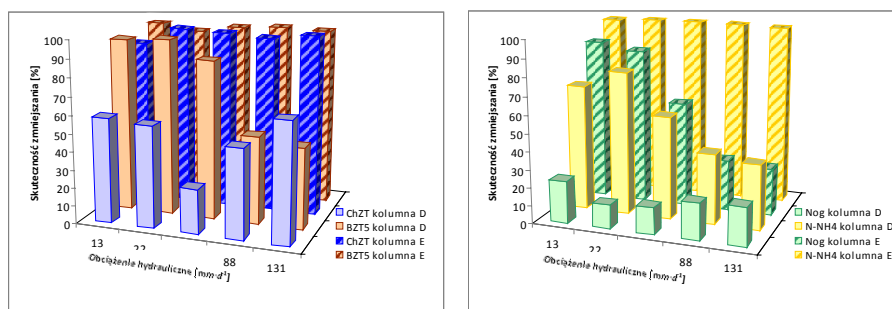
Wskaźnik	Jednostka	Statystyka opisowa				
		Średnia wartość	Minimalna wartość	Maksymalna wartość	Odchylenie standardowe	Współczynnik zmienności
BZT ₅	mgO ₂ ·dm ⁻³	211,6	60,0	420,0	102,7	0,49
ChZT _{Cr}	mgO ₂ ·dm ⁻³	426,7	176,0	1505,8	274,2	0,64
Zawiesina ogólna	mg·dm ⁻³	314,3	57,0	1145,0	253,9	0,81
N-NH ₄ ⁺	mg·dm ⁻³	170,4	75,2	226,9	38,5	0,27
Azot ogólny	mg·dm ⁻³	249,2	86,3	314,5	53,5	0,22
BZT ₅ /ChZT _{Cr}	-	0,54	0,13	0,97	0,23	0,42

Na podstawie przeprowadzonej analizy statystycznej można stwierdzić, że ścieki dopływające do kolumn cechowała największa zmienność zawiesiny ogólnej (współczynnik zmienności równy 0,81) oraz najmniejsza zmienność związków azotowych (współczynnik zmienności 0,22 – 0,27).

Szacunkowo podatność związków organicznych na rozkład biochemiczny można ocenić, na podstawie wartości ilorazu BZT₅/ChZT_{Cr}. Wysoka jego wartość > 0,5 wskazuje na podatność zanieczyszczeń na rozkład biochemiczny, a niska wartość ilorazu < 0,2 na powolny rozkład i dużą zawartość substancji nierozkładalnych [Miksch K., 2000]. Wartość ilorazu BZT₅/ChZT_{Cr} w ściekach wstępnie oczyszczonych dopływających do kolumn wskazuje na obecność w nich substancji organicznej zarówno łatwo, jak i trudno rozkładalnej w procesach biochemicznych.

We wstępnym etapie badań, w zależności od zmieniającego się obciążenia hydraulicznego, porównano skuteczność usuwania związków organicznych oraz

związków azotowych podczas oczyszczania ścieków na jednowarstwowych filtrach, których wypełnienie stanowił piasek kwarcowy (kolumna D) lub węgiel aktywny (kolumna E). Uzyskane wyniki przedstawiono na rysunku 2.



Rysunek 2. Średnia skuteczność usunięcia związków organicznych i azotowych w filtrach jednowarstwowych wypełnionych piaskiem (kolumna D) lub węglem aktywnym (kolumna E)

Figure 2. Average effective removal of organic and nitrogen compounds in single-layer sand (column D) or activated carbon filters (column E)

W przypadku filtra wypełnionego piaskiem średnia skuteczność usunięcia substancji organicznych dla rosnącego obciążenia hydraulicznego była zdecydowanie niższa dla związków trudno rozkładalnych (średnie zmniejszenie $ChZT_{Cr}$ wahało się w granicach 24,4-66,3%) niż dla związków łatwo rozkładalnych (średnie zmniejszenie BZT_5 wahało się w granicach 45,1 - 97,2%). Filtrat wypływający z kolumny D posiadał słomkową barwę, pochodzącą z rozpuszczonych zanieczyszczeń organicznych.

W filtry biologicznie czynnego węgla aktywnego stwierdzono bardzo wysokie efekty usuwania substancji organicznych określonych za pomocą wskaźników, takich jak $ChZT_{Cr}$ (w przedziale 89,2-99,4%) oraz BZT_5 (w przedziale 93,6-98,6%). Na powierzchni węgla aktywnego, jak również w porach jego ziaren, miała miejsce zarówno sorpcja zanieczyszczeń organicznych (filtrat był bezbarwny), jak i ich biodegradacja, będąca wynikiem aktywności obecnych w złożu bakterii heterotroficznych.

Podczas zwiększania obciążenia hydraulicznego z poziomu 22 $mm \cdot d^{-1}$ do 131 $mm \cdot d^{-1}$, kolumna wypełniona piaskiem charakteryzowała się obniżeniem skuteczności usuwania azotu amonowego (od 79,3% do 35,9%). W warunkach wzrostu dostępnej materii organicznej w konkurencji do rozpuszczonego tlenu bakterie heterotroficzne stanowiły przewagę nad autotroficznymi bakteriami nitryfikacyjnymi. Proces nitryfikacji przebiegał z większą efektywnością na złożu z węglem aktywnym, gdzie dla stopniowo zwiększającego się obciążenia hydraulicznego zaobserwowano stały bardzo wysoki (rzędu 99%) poziom usu-

wania azotu amonowego. Świadczy to o tym, że nawet w warunkach wysokiego obciążenia hydraulicznego w złożu panowały korzystne warunki do rozwoju optymalnej ilości bakterii nityfikacyjnych.

Podczas całego cyklu badań w filtrze piaskowym obserwowano niskie efekty usuwania azotu ogólnego (14,8 - 23,5%), wynikające z braku odpowiednich warunków do prawidłowego przebiegu procesu denitryfikacji. Natomiast w przypadku biologicznie czynnego węgla aktywnego dla niskiego obciążenia hydraulicznego stwierdzono prawie 90% skuteczność usuwania azotu ogólnego, co świadczy o prawidłowym przebiegu procesu denitryfikacji. W warunkach wzrastającego obciążenia hydraulicznego do $131 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$, a co się z tym wiąże wzrostu zawartości tlenu rozpuszczonego w ściekach oczyszczonych, widoczny był ponad trzykrotny spadek efektywności usuwania azotu ogólnego do wartości 26%.

W warunkach zbyt wysokiego obciążenia hydraulicznego ($131 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$) zaobserwowano zatykanie się filtra piaskowego, co miało wpływ na jego nieefektywne działanie.

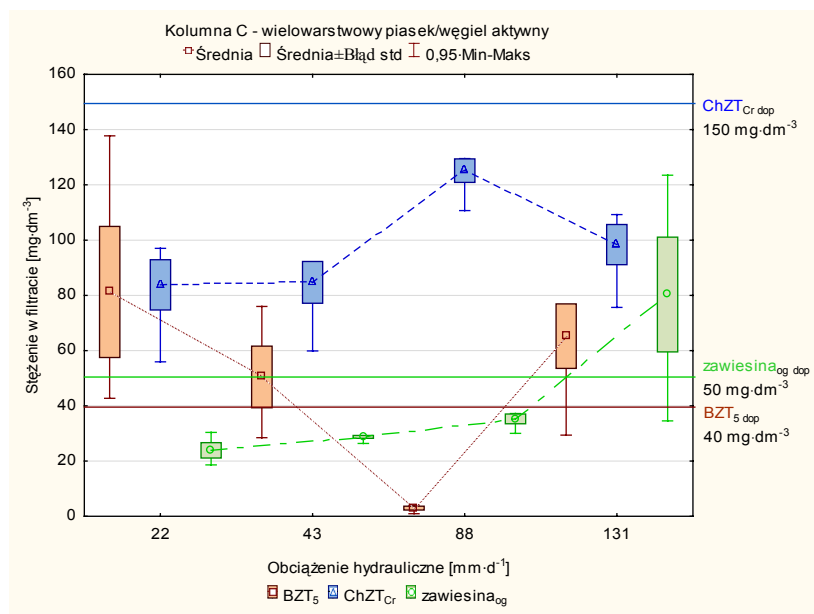
Uzyskane na biologicznie czynnym węglu aktywnym wysokie efekty usuwania substancji organicznych oraz zachodząca w wysokim stopniu nityfikacja skłoniły autorów do przetestowania filtra piaskowego z dodatkiem kilku warstw ziarnistego węgla aktywnego (kolumna C). Obserwowana duża zmienność efektów oczyszczania ścieków dla najniższego obciążenia hydraulicznego ($13 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$) zadecydowała u uznaniu tego okresu za czas wpracowywania się filtrów i nie była brana pod uwagę podczas dalszej analizy wyników.

Na rysunkach 3-5 przedstawiono stężenie BZT_5 , ChZT_{Cr} oraz zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych w kolumnach C, D i E na tle wartości dopuszczalnych dla oczyszczonych ścieków bytowych wprowadzanych do wód i do ziemi dla $\text{RLM} < 2000$ [Rozporządzenie 2006].

Filtr wielowarstwowy wypełniony naprzemiennie piaskiem kwarcowym i węglem aktywnym charakteryzował duży rozrzut efektów usuwania łatwo rozkładalnych substancji organicznych, spowodowany zmiennymi warunkami dla rozwoju bakterii heterotroficznych panującymi w poszczególnych warstwach złoża (rys. 3). Jedynie dla obciążenia hydraulicznego wynoszącego $88 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ średnie stężenie BZT_5 w filtracie nie przekroczyło wartości dopuszczalnej $40 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$.

Analizując usuwanie trudno rozkładalnych związków organicznych stwierdzono, że przez cały cykl badań stężenie ChZT_{Cr} w ściekach oczyszczonych kształtowało się na poziomie niższym od wartości normatywnej $150 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$.

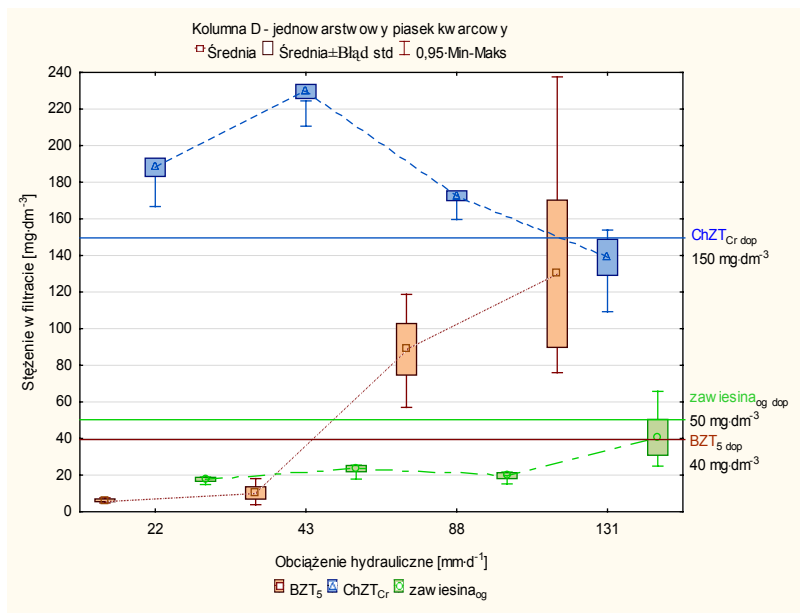
Dla najwyższego obciążenia hydraulicznego wynoszącego $131 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ nastąpiło zakłócenie warunków korzystnych dla rozwoju bakterii poprzez ich wymywanie z biofiltra, o czym świadczy ponadnormatywny wzrost stężeń zarówno BZT_5 , jak i zawiesiny ogólnej oraz podwyższenie mętności w filtracie. Natomiast obniżenie wartości ChZT_{Cr} w ściekach oczyszczonych wskazuje na efektywniej przebiegający proces sorpcji trudno rozkładalnych substancji organicznych w warstwach węgla aktywnego.



Rysunek 3. Wartości BZT_5 i ChZT_{Cr} oraz stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych w wielowarstwowym filtrze piaskowym z dodatkiem węgla aktywnego (kolumna C)

Figure 3. The concentration of BOD_5 , COD_{Cr} and total suspension of treated wastewater in a multi-layer sand filter with activated carbon (column C)

W filtracie pochodzącym z jednowarstwowego złoża wypełnionego piaskiem w całym cyklu badań zaobserwowano ponadnormatywne wartości ChZT_{Cr} (rys. 4). Na skutek zatkania się powierzchni złoża przy obciążeniu hydraulicznym $88 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ oraz $131 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ w ściekach oczyszczonych nastąpił gwałtowny wzrost BZT_5 do wartości trzykrotnie przekraczającej dopuszczalną, wynoszącą $40 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Dla obciążenia hydraulicznego $131 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ odnotowano także wzrost stężenia zawiesiny ogólnej, ale jej średnia wartość w filtracie nie przekroczyła normatywnej wartości $50 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$.



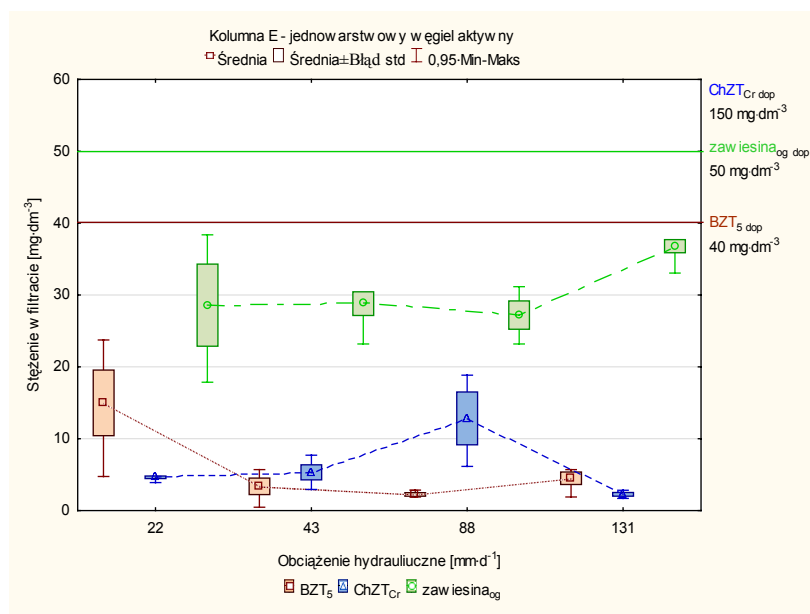
Rysunek 4. Wartości BZT₅ i ChZT_{Cr} oraz stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych w filtrze jednowarstwowym z piaskiem (kolumna D)

Figure 4. The concentration of BOD₅, COD_{Cr} and total suspension of treated wastewater in a single layer sand filter (column D)

Najlepsze efekty oczyszczania ścieków z substancji organicznych (powyżej 90%) zaobserwowano dla złoża w całości wypełnionego ziarnistym węglem aktywnym (rys. 5). Odnotowano, że były one w miarę niezależne od wzrastającego obciążenia hydraulicznego.

Proces sorpcji trudno rozkładalnych zanieczyszczeń organicznych, które dopływały do kolejnych warstw węgla aktywnego, pozwolił na zmniejszenie stężenia ChZT_{Cr} do wartości poniżej 20 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Ze względu na korzystne warunki zasiedlania złoża biomasą, filtr z węglem aktywnym okazał się najbardziej efektywny w procesie usuwania łatwo rozkładalnych związków organicznych (wartość BZT₅ w filtracie < 25 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$).

Podczas trzymiesięcznego cyklu badań stwierdzono, że stężenia podstawowych wskaźników zanieczyszczeń wskazują na stabilność filtratu wypływającego z kolumny E. Dla obciążenia hydraulicznego wzrastającego w przedziale od 22 $\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$ do 131 $\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$ wartości BZT₅, ChZT_{Cr} oraz zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych na filtrze wypełnionym węglem aktywnym nie przekroczyły dopuszczalnych norm.



Rysunek 5. Wartości BZT₅ i ChZT_{Cr} oraz stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych w filtrze jednowarstwowym z węglem aktywnym (kolumna E)

Rysunek 5. The concentration of BOD₅, COD_{Cr} and total suspension of treated wastewater in a single layer activated carbon filter (column E)

WNIOSKI

1. Przeprowadzone badania wykazały, że w warunkach dużej zmienności obciążenia hydraulicznego filtr piaskowy o przepływie pionowym okazał się nie w pełni skuteczny w procesie oczyszczania ścieków bytowych. Podwyższona zawartość trudno rozkładalnych związków organicznych w filtracji oraz mało efektywny przebieg procesu nityfikacji w jednowarstwowym złożu piaskowym skłoniły autorów do zastosowania dodatkowo biologicznie aktywnego węgla.

2. Oczyszczanie ścieków bytowych w wielowarstwowym filtrze piaskowym z dodatkiem ziarnistego węgla aktywnego zapewniło odpowiednią jakość filtratu dla obciążenia hydraulicznego wynoszącego 43 mm·d⁻¹ oraz 88 mm·d⁻¹. Ze względu na zmienne obciążenie hydrauliczne złoża zaobserwowano duże wahania w skuteczności zmniejszania BZT₅, ChZT_{Cr} oraz zawiesiny ogólnej (odpowiednio 6- 99%, 31- 90% oraz 55- 95%).

3. Jednowarstwowy filtr, którego wypełnienie stanowił ziarnisty węgiel aktywny, okazał się najbardziej odpowiedni do stworzenia w jego wnętrzu ko-

rzystnych warunków dla rozwoju zarówno bakterii heterotroficznych, jak i bakterii nityfikacyjnych. Stanowi to potwierdzenie obserwacji innych autorów, dotyczących biologicznie aktywnych filtrów węglowych [Çeçen F., Aktaş Ö., 2011, Chaudhary D.S. i in., 2003].

4. Podczas trzymiesięcznego cyklu badań średnia skuteczność zmniejszenia BZT₅, ChZT_{Cr} oraz zawiesiny ogólnej w filtrze z węglem aktywnym wyniosła odpowiednio 98%, 97% oraz 87%. Uzyskane w ściekach oczyszczonych niskie wartości BZT₅ i ChZT_{Cr} oraz stężenia zawiesiny ogólnej świadczą o prawidłowym działaniu biofiltra niezależnie od wzrastającego obciążenia hydraulicznego.

BIBLIOGRAFIA

- Asenizacja indywidualna*. Warszawa: Zeszyty Techniczne Francuskiego Ministerstwa Ochrony Środowiska. (1982)
- Bansal R.Ch., Goyal M. (2009). *Adsorpcja na węglu aktywnym*. Warszawa: WNT.
- Çeçen F., Aktaş Ö. (2011). *Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment: Integration of Adsorption and Biological Treatment*. First Edition. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Chaudhary D.S., Vigneswaran S., Ngo H.H., Shim W.G., Moon H. (2003). *Biofilter in Water and Wastewater Treatment, Review*, Korean J. Chem. Eng. 20(6), s. 1054-1065.
- Heidrich Z. (1998). *Przydomowe oczyszczalnie ścieków – poradnik*. Warszawa: COIB.
- Heidrich Z., Kalenik M., Podedworna J., Stańko G. (2008). *Sanitacji wsi*. Warszawa: „Seidel-Przywecki” Sp. z o.o.
- Kowal A.L., Świdorska-Bróż M. (1996). *Oczyszczanie wody*, Warszawa-Wrocław: PWN.
- Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, Reuse*. 3-d edition, New York.
- Miksch K.(red.) (2000). *Biotechnologia ścieków. Skrypt uczelniany nr 2205*, Gliwice: Wydaw. Pol. Śl.
- Osmulski-Mróz B. (1995). *Lokalne systemy unieszkodliwiania ścieków – poradnik*. Warszawa: IOŚ.
- Rattier M., Reungoat J., Gernjak W., Keller J. (2012). *Organic Micropollutant Removal by Biological Activated Carbon Filtration: A Review*, Urban Water Security Research Alliance Technical Report 53.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego*, Dz. U. Nr 137, poz. 984.
- Wang, J.W., Summers, R. C. and Miltner, R. J. (1995). *Biofiltration Performance: Part 1, Relationship to Biomass*. J. AWWA 87(12), s. 55-63.

Dr inż. Ewa Wąsik
Dr inż. Krzysztof Chmielowski
Katedra Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej
Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Al. Mickiewicza 24/28,
30-059 Kraków
ewasik@ar.krakow.pl
k.chmielowski@ur.krakow.pl

