

Ireneusz GRUBECKI

e-mail: ireneusz.grubecki@utp.edu.pl

Zakład Inżynierii Chemicznej i Bioprocessowej, Wydział Technologii i Inżynierii Chemicznej, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz

Agregacja cząstek drewna w procesie biofiltracji pod wpływem wilgoci**Wstęp**

Złowne zanieczyszczenia gazów (odory) emitowane w różnych gałęziach przemysłu nieustannie pogarszają komfort życia ludności żyjącej w sąsiedztwie zakładów będących ich źródłem. Głównym źródłem emisji odorantów są intensywne produkcje zwierzęce, oczyszczalnie ścieków, sanitarne instalacje kanalizacyjne, zakłady przetwórstwa rybnego, itp. Uwalniają one amoniak, aminy, siarkowodór (najbardziej uciążliwy), kadawerynę, trójmetyloaminę [Wierzbńska i Modzelewski, 2015]. Skuteczną metodą likwidacji odorów jest ograniczenie ich emisji przez zamknięcie (hermetyzację) obiektów, w których powstają, a następnie dezodoryzację strumienia zanieczyszczonego powietrza przed jego odprowadzeniem do atmosfery.

Biofiltracja zanieczyszczonego powietrza jest najbardziej rozpowszechnioną metodą dezodoryzacji. Jej szerokie zastosowanie wynika z niskiego kosztu, nieskomplikowanego sterowania procesem, niskiego zapotrzebowania energetycznego oraz wysokiej efektywności oczyszczania gazów [Sun i in., 2002]. Głównym elementem filtru jest warstwa porowatego materiału filtracyjnego (złoże biofiltracyjne), powierzchnia którego zasiedlona jest przez mikroorganizmy zdolne do rozkładu zanieczyszczeń na związki nietoksyczne i nieuciążliwe dla środowiska. Dobór odpowiedniego wypełnienia jest najistotniejszym zagadnieniem decydującym o efektywności jego pracy [Iranpour i in., 2005]. Powinno być ono tanie, łatwo dostępne oraz powinno spełniać jednocześnie następujące wymogi:

- zapewnić odpowiednie środowisko dla rozwoju mikroorganizmów w tym substancje odżywcze,
- posiadać dużą powierzchnię właściwą, by zmaksymalizować zdolność sorpcyjną,
- zapewnić wysoką zawartość wilgoci (40÷65 % mas.), by utrzymać wysoką aktywność mikroorganizmów,
- charakteryzować się wysoką porowatością (80%), by zapewnić małe opory przepływającego powietrza (kilkadziesiąt Pa).

Należy zaznaczyć, że trudno jest zapewnić jednocześnie wszystkie z pożądaných właściwości. Ostatnia z wymienionych cech jest najważniejszą z punktu widzenia ponoszonych kosztów operacyjnych związaną z konsumpcją energii niezbędnej do pokonania oporów przepływu powietrza przez wypełnienie biofiltracyjne. Koszty te są proporcjonalne do prędkości przepływu oraz do spadku ciśnienia [Andreasen i in., 2012]. Stąd też spadek ciśnienia jest kluczowym parametrem podczas projektowania biofiltru i zależy od jego geometrii oraz od oporów stawianych przez złoże biofiltracyjne. Te ostatnie z kolei zależą od wyboru medium biofiltracyjnego. Wykazano [Allen i in., 2013], że zależność pomiędzy spadkiem ciśnienia a szybkością przepływu powietrza determinowana jest wielkością cząstek złoże biofiltracyjnego. Media o dużych cząstkach wykazują mniejsze opory przepływu aniżeli media o cząstkach mniejszych. Najbardziej rozpowszechnione są wypełnienia o podłożu organicznym: żywna gleba o spulchnionej strukturze, torf, kompost, kora z drzew iglastych i liściastych, wióry drzewne, wrzos, słoma oraz ich mieszanina. Każde z tych mediów charakteryzuje się szerokim rozkładem wielkości cząstek.

Zawartość wilgoci w złożu jest parametrem decydującym o stopniu redukcji zanieczyszczeń. Jednak należy spodziewać się, że w warunkach operacyjnych (wysoka wilgotność) występujących podczas biofiltracji dojdzie do zmian w właściwościach fizycznych wypełnienia biofiltracyjnego powodowanych agregacją cząstek o małych wymiarach i wpływających na efektywność biofiltracji.

Celem pracy było znalezienie odpowiedzi na pytanie, czy zawartość wilgoci w złożu biofiltracyjnym, będącym mieszaniną zrębków drewna i kory sosny, powoduje niekorzystne zmiany w jego właściwościach fizycznych wywołane agregacją cząstek. Zadanie rozwiązano na podstawie pomiarów spadku ciśnienia powietrza przepływającego przez

złoże. Przeanalizowano przy tym dziewięć poziomów wilgotności w zakresie od 8,1 do 64,5 % (mas.).

Badania doświadczalne**Materiały i metody**

Rozkład wielkości cząstek. Pozyskane złoże biofiltracyjne miało wilgotność $M = 8,1\%$ (mas.). Aby sprawdzić rozkład wielkości cząstek w próbce oraz uzasadnić dobór średnicy kolumny, w której badano spadek ciśnienia, przeprowadzono analizę sitową wypełnienia analizowanego w pracy stosując przesiewacz wibracyjny *Analysette 3 Pro*. W tym celu próbkę o masie 100 g wytrząsano przez 30 min na sitach o wielkościach oczek (w kolejności malejącej): 18; 12; 10; 9; 8; 7; 5; 4; 3,15; 2,5; 2; 1,6; 1,4; 1,0; 0,8; 0,63; 0,5; 0,4; 0,325; 0,25; 0,2 mm. Wynik przeprowadzonej analizy sitowej wyrażono masami odsiewów na kolejnych sitach.

Pomiar gęstości złoże i porowatości. Sposób przygotowania próbek złoże o określonej zawartości wilgoci: 8,1; 13,3; 18,2; 23,1; 28,3; 38,4; 48,2; 59,4; 64,5 % (mas.) oraz wyznaczenie gęstości ρ_s i porowatości ϵ złoże na każdym z badanych poziomów wilgotności przedstawiono w poprzedniej pracy [Grubecki, 2015].

Spadek ciśnienia powietrza podczas jego przepływu przez złoże biofiltracyjne o różnej zawartości wilgoci

Pomiar spadku ciśnienia na badanym złożu przeprowadzono w sposób opisany poprzednio [Grubecki, 2015]. W tym celu szklaną rurę o średnicy $D_K = 0,1$ m i wysokości $H_K = 1,5$ m wypełniono próbką złoże w ilości zapewniającej jego wysokość w kolumnie $H_S = 0,25$ m. Pomiary przeprowadzono przy wzrastającej prędkości przepływu powietrza U_S . Była ona zawarta w zakresie od bardzo niskich do tych bliskich prędkościom granicznym, przy których następuje utrata właściwości mechanicznych złoże. Pomiary powtarzano dla każdej wilgotności złoże W . Kolumna pracowała w temperaturze otoczenia $t = 22^\circ\text{C}$ i przy ciśnieniu atmosferycznym.

Estymacja równania Erguna

Do opisu spadku ciśnienia powietrza $\Delta P/H_S$ na badanym złożu biofiltracyjnym w zależności od prędkości przepływu powietrza U_S zastosowano równanie Erguna

$$\Delta P/H_S = \beta_1 U_S + \beta_2 U_S^2 \quad (1)$$

gdzie:

$$\beta_1 = A \frac{(1-\epsilon)^2}{\epsilon^3} \frac{\eta}{d_s^2} \quad (2a)$$

$$\beta_2 = B \frac{(1-\epsilon)}{\epsilon^3} \frac{\rho}{d_s} \quad (2b)$$

W powyższym równaniu d_s jest średnicą Sautera, [m]; ϵ jest porowatością złoże, natomiast η i ρ określają odpowiednio współczynnik lepkości dynamicznej [Pa·s] i gęstość powietrza [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]. Stałe $A = 554$ i $B = 4,2$ zwane stałymi Blake'a-Kozeny'ego-Carmana i Burke'a-Plummera przyjęto na podstawie badań przeprowadzonych przez Mayerhofer i in. [2011].

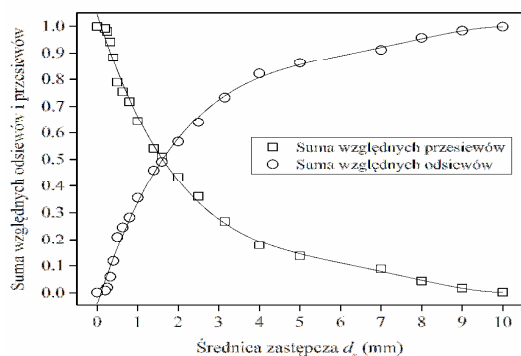
W wyniku pomiarów uzyskano zależność dyskretną $\Delta P/H_S)_i = f(U_{S,i}, W)$, gdzie $i = 1..N$ [Grubecki, 2015]. Równ. (1) dopasowano do danych eksperymentalnych posługując się metodą regresji nieliniowej stosując *Matlab Statistics Toolbox*. W efekcie uzyskano wartości parametrów β_1 i β_2 , które zamieszczono w tab. 1 wraz z parametrami statystycznymi uzasadniającymi poprawność dokonanej oceny. Na ich podstawie można dokonać charakterystyki złoże biofiltracyjnego określając jego podstawowe właściwości fizyczne.

Tab. 1. Wartości parametrów występujących w równaniu *Erguna* dla różnych poziomów wilgotności złoza w

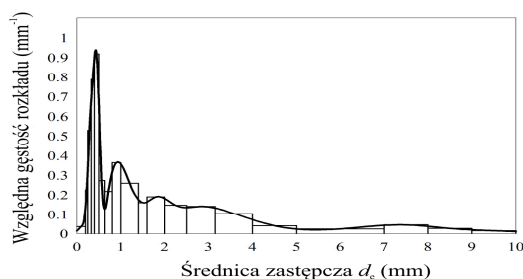
w. [%]	Współczynniki		R^2	SSE	RMSE
	β_1	β_2			
8,2	5684 ± 345	17583 ± 1390	0,9995	48,3	22,0
13,3	6072 ± 835	18484 ± 3358	0,9998	282,8	53,2
18,2	6100 ± 545	18973 ± 2066	0,9998	122,9	35,1
23,1	6384 ± 496	19913 ± 1792	0,9994	142,4	36,0
28,3	6769 ± 528	21235 ± 1899	0,9991	162,6	38,5
38,4	5211 ± 415	19286 ± 1263	0,9999	383,0	48,9
48,2	2468 ± 185	15341 ± 431	0,9997	165,4	29,5
59,7	708.5 ± 236	10975 ± 382	0,9995	359,6	46,0
64,5	546.5 ± 202	9442 ± 324	0,9996	312,8	41,7

Wyniki i dyskusja

Rozkład wielkości cząstek. Wyniki analizy sitowej przedstawiono na rys. 1 i 2. Na ich podstawie można stwierdzić (Rys. 1), że średni wymiar cząstek w zbiorze wynosi około 1,6 mm, a klasę o największej gęstości rozkładu stanowią cząstki o wymiarach od 0,4 do 0,5 mm (Rys. 2). Zaletą z tego wynikającą jest dobrze rozwinięta powierzchnia właściwa, wadą zaś to, że złoże powinno pracować jedynie przy niezbyt dużej zawartości wilgoci ze względu na silne właściwości agregacyjne, co pokazano w dalszej części pracy.

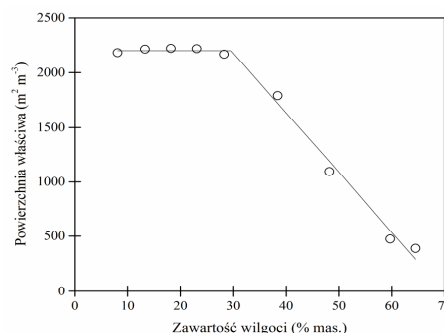


Rys. 1. Krzywa ziarnowa



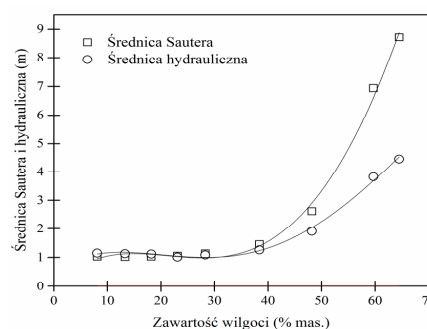
Rys. 2. Histogram

Wyznaczenie powierzchni właściwej. Aby wykazać zdolności agregacyjne cząstek złoza pod wpływem wilgoci oszacowano wartość powierzchni właściwej [Grubecki, 2015; równ. (7)] oraz wynikającej z niej średnicy *Sautera* [Grubecki, 2015; równ. (6)] odpowiedzialnej za średni wymiar złoza. Wyniki obliczeń zobrazowano na rys. 3 i 4. Wynika stąd, że do zawartości wilgoci w złożu $W \leq 28,3\%$ powierzchnia właściwa przyjmuje stałą wartość równą $2200 \pm 22 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$. Dla $W > 30\%$ mas. następuje drastyczny spadek powierzchni właściwej (Rys. 3). Np. wzrost zawartości wilgoci od wartości około 30 do 60% mas. powoduje względny spadek powierzchni jednostkowej o około 80%. Ponieważ złoża o cząstkach większych charakteryzują się mniejszymi wartościami powierzchni właściwej można przypuszczać, że redukcja powierzchni ze wzrostem zawartości wilgoci jest wynikiem agregacji cząstek mniejszych na cząstkach o większych wymiarach. Potwierdzają to wartości



Rys. 3. Wpływ zawartości wilgoci w złożu na jego powierzchnię właściwą a

średnic *Sautera* i hydraulicznej odniesione do wypełnienia biofiltracyjnego i zilustrowane na rys. 4.



Rys. 4. Wartości średnic *Sautera* i hydraulicznej w zależności od zawartości wilgoci w złożu

Wnioski

Mieszanka zrębków drewnianych i kory sosnowej użyta jako złoże biofiltracyjne wykazuje znaczące zdolności agregacyjne pod wpływem zwiększającej się zawartości wilgoci. Potwierdza to ponad 8-krotny wzrost średnicy *Sautera* i ponad 4-krotny wzrost średnicy hydraulicznej przy wzroście wilgotności od 30 do 64,5%.

Zatem jest oczywiste, że prowadząc proces biofiltracji należy ustalić kompromis pomiędzy zawartością wilgoci i powierzchnią właściwą złoza. Kompromis ten powinien być ustalony niezależnie dla każdego przypadku występującego podczas praktycznego zastosowania biofiltracji.

LITERATURA

- Allen K.G., von Backstorn T.W., Kroger D.G., (2013). Packed bed pressure drops dependence on particle shape, size distribution, packing arrangement and roughness. *Pow. Technol.*, 246, 590-600. DOI: 10.1016/j.powtec.2013.06.022
- Andreasen R.R., Nicolai R.E., Poulsen T.G., (2012). Pressure drop in biofilters as related to dust and biomass accumulation. *J. Chem. Tech. Biotech.*, 87, 806-816. DOI: 10.1002/jctb.3757
- Iranpour R., Cox H.H.J., Deshusses M.A., Schroeder E.D., (2005). Literature review of air pollution control biofilters and biotrickling filters for odor and volatile organic compound removal. *Env. Prog.*, 24(3), 254-267. DOI: 10.1002/ep.10077
- Grubecki I., (2015). Badania eksperymentalne spadku ciśnienia w złożu biofiltracyjnym. *Inż. Ap. Chem.*, 54(5), 241-242
- Mayerhofer M., Govaerts J., Parmentier N., Jeanmart H., (2011). Experimental investigation of pressure drop in packed beads of irregular shaped wood particles. *Pow. Technol.*, 205, 30-35. DOI: 10.1016/j.powtec.2010.08.006
- Sun Y., Quan X., Chen J., Yang F., Xue D., Liu Y., (2002). Toluene vapour degradation and microbial community in biofilter at various moisture content. *Proc. Biochem.*, 38, 109-113. DOI: 10.1016/S0032-9592(02)00056-0
- Wierzińska M. I Modzelewski W.E., (2015). Zastosowanie biofiltrów do dezodoryzacji uciążliwych gazów. *Ecol. Eng.*, 41, 125-132