

Wojciech Adamski, Jolanta Maćkiewicz

Modelowanie reaktorów wielofunkcyjnych w układach oczyszczania wody

Stosowanie reaktorów wielofunkcyjnych, w których realizowanych jest symultanicznie kilka jednostkowych procesów, zarówno fizycznych jak i chemicznych, jest jednym ze sposobów oczyszczania wody o względnie dobrej jakości, przede wszystkim pozbawionej zawieszin. Do tego typu symultanicznie realizowanych procesów należą:

- koagulacja w warstwie osadu zawieszzonego,
- koagulacja kontaktowa w warstwie filtracyjnej,
- koagulacja kontaktowa w warstwie węgla aktywnego.

Koagulacja w warstwie osadu zawieszzonego

Koncepcja prowadzenia procesu koagulacji w warstwie osadu zawieszzonego powstała na początku ubiegłego stulecia, natomiast intensywne stosowanie metody i badania nad jej optymalizacją datują się od lat pięćdziesiątych. Z uwagi na mechanizm procesu koagulacji–flokulacji w warstwie osadu zawieszzonego można porównać go z procesem realizowanym w układzie objętościowym, natomiast zjawiska hydrauliczne są podobne do przebiegających w procesie koagulacji–flokulacji w mediach porowatych [1]. Proces realizowany w warstwie osadu zawieszzonego intensyfikowany jest katalitycznymi i sorpcyjnymi właściwościami osadu. Skutkuje to znacznie niższą dawką koagulantu w porównaniu z dawką gwarantującą ten sam efekt oczyszczania przy realizacji procesu w układzie konwencjonalnym [2]. Zasada działania osadu zawieszzonego oparta jest na hydrodynamice złóż fluidalnych, która określa rozdział faz, transport masy, warunki mieszania, strukturę osadu zawieszzonego w funkcji prędkości przepływu wody.

Średnia prędkość sedymentacji cząstek (V_s) określona może być w oparciu o równanie Allena [3]:

$$V_s = \frac{1}{2} \left(\frac{\rho_c - \rho}{\rho} g \right)^{2/3} \frac{a - \frac{2}{5} a_g}{\mu^{1/3}} \quad (1)$$

w którym:

ρ i ρ_c – odpowiednio gęstość wody i kłaczków, kg/m^3

g – przyspieszenie ziemskie, m/s^2

μ – lepkość kinematyczna wody, m^2/s

a – promień cząstki, m

a_g – górny graniczny promień cząstki, przy której prędkość sedymentacji opisana jest równaniem Stokesa, m

Optymalną prędkość przepływu w warstwie fluidalnej określa formuła:

$$V_p = V_s \varepsilon^m \quad (2)$$

w której ε jest porowatością warstwy $\varepsilon \in (0;1)$ zdefiniowaną równaniem (3) przy założeniu, że gęstość kłaczków w przybliżeniu równa jest gęstości wody:

$$\varepsilon = \frac{M_w}{M_w + M_c} \quad (3)$$

przy czym M_w i M_c oznaczają odpowiednio masy wody i kłaczków.

Parametr m w równaniu (2) zależy od kryterialnej liczby Reynoldsa i jego wartość zmienia się od 2,5 dla przepływu turbulentnego do około 5 dla przepływu laminarnego. Należy stosować maksymalne prędkości przepływu przez warstwę osadu zawieszzonego, przy jednoczesnym zachowaniu jej stabilności. Ograniczenia w stosowaniu wysokich prędkości wynikają z mechanicznych właściwości kłaczków, które zależą od jakości wody surowej oraz stosowanych koagulantów i flokulantów. Optymalny zakres prędkości przepływu w wypadku stosowania siarczanu glinu wynosi 2,2–4,7 m/h, siarczanu glinu z dodatkiem krzemionki – 4,3–9,0 m/h, a dla chlorowanego siarczanu żelaza – 2,9–7,2 m/h.

Struktura osadu zawieszzonego powinna być jednolita, a parametrem charakteryzującym właściwości struktury jest współczynnik kohezji, który określa wzrost prędkości przepływu wody odpowiadający zwiększeniu ekspansji warstwy o jednostkę. Relacja między prędkością przepływu (V_p), współczynnikiem kohezji (k) i ekspansją warstwy (E) przedstawia się zgodnie z zależnością:

$$V_p = k(E - 1) \quad (4)$$

W interpretacji fizycznej współczynnik kohezji jest prędkością przepływu przy ekspansji osadu $E=2$.

Przy prędkości przepływu w zakresie 9–10 m/h następuje rozerwanie struktury osadu [4].

Bardzo istotny wpływ na przebieg procesu ma temperatura wody. Z równania (1) wynika, że wpływ temperatury na prędkość przepływu związany jest ze zmianą lepkości wody i może być określony jako:

$$\frac{V_{p1}}{V_{p2}} = \left(\frac{\mu_2}{\mu_1} \right)^{1/3} \quad (5)$$

W zakresie temperatur 4–20 °C stosunek prędkości mieści się w przedziale 0,825–1,0. Oznacza to, że zmiana temperatury o 16 °C, co ma miejsce w rzeczywistych układach technologicznych oczyszczania wody, powoduje 17,5% zmniejszenie prędkości przepływu w osadzie zawieszonym. Różnicę tę można zniwelować poprzez zachowanie właściwej gęstości kłaczków.

Wpływ gęstości kłaczków na prędkość przepływu osadu określa zależność:

$$\frac{V_{p1}}{V_{p2}} = \left(\frac{\rho_{c1} - \rho}{\rho_{c2} - \rho} \right)^{2/3} \quad (6)$$

Utrzymanie stabilnej pracy reaktorów z zawieszonym osadem, a więc utrzymanie stałej wydajności, przy zmieniającej się temperaturze wody, wymaga utrzymania następującej relacji w reaktorze:

$$\left(\frac{\rho_{c_1} - \rho}{\rho_{c_2} - \rho}\right)^{2/3} = 1,2 \quad (7)$$

Z powyższej relacji wynika, że konieczne jest zwiększenie gęstości kłaczków w wodzie o temperaturze 4 °C w stosunku do gęstości kłaczków w wodzie o temperaturze 20 °C o około 1,5%. Uzyskuje się to przez zastosowanie w okresie niskich temperatur obciążników, np. polielektrolitów [5].

Warunki tworzenia i niszczenia kłaczków osadu zawieszonego charakteryzuje gradient prędkości (G) zdefiniowany równaniem [6]:

$$G = \sqrt{\frac{C_g V_p (\rho_c - \rho)}{(1-C) \rho \mu}} \quad (8)$$

w którym C jest zawartością objętościową kłaczków. Wyznaczona wartość gradientu dla stabilnego układu wynosi kilka s^{-1} [7]. Przy dużych wartościach G powstają drobne kłaczkiki, ale skompresowane. Przy małych wartościach G generowane są kłaczkiki duże o luźnej strukturze. Małe wartości gradientu gwarantują wysoką sprawność symultanicznej realizacji w jednym reaktorze procesu flokulacji i sedymentacji

Koagulacja kontaktowa w warstwie filtracyjnej

Kolejnym krokiem w rozwoju technologii oczyszczania wody jest proces koagulacji kontaktowej w warstwie filtracyjnej. Proces ten realizowany jest w jednym reaktorze, w którym symultanicznie przebiegają procesy koagulacji, flokulacji, sedymentacji i filtracji. Powstający w złożu żel gromadzi się nie tylko w przestrzeni międzyziarnowej, ale również na powierzchni, tworząc zamiast pojedynczych kłaczków, strukturę sieciową. Spowodowane to jest działaniem sił kohezji i adhezji, które zachodzą między koloidem i cząstkami medium porowatego oraz siłami adsorpcji, głównie pomiędzy cząstkami zolu i wodorotlenkami $Al(OH)_3$ lub $Fe(OH)_3$ [1]. Powstałe w złożu struktury intensyfikują proces koagulacji, co skutkuje zmniejszeniem dawki koagulantu. Szybciej przebiega w złożu proces flokulacji w porównaniu do flokulacji w wydzielonych komorach i flokulacji w warstwie osadu zawieszonego. Kolejną zaletą metody jest zmniejszenie ujemnego wpływu niskich temperatur wody na efekt jej oczyszczania. Ograniczeniem możliwości stosowania metody jest natomiast jakość wody. Zawartość zawiesin łącznie z zawiesinami pokoagulacyjnymi nie powinna być większa od 150 g/m^3 [8].

Przy braku możliwości oszacowania geometrii układu wartość gradientu prędkości wyznaczyć można z równania dysypacji energii podanej przez Campa [9], a które w przekształconej formie przedstawia się następująco:

$$G = \sqrt{\frac{h(\rho_m - \rho)gV_p}{H\epsilon\rho\mu}} \quad (9)$$

gdzie:

h – spadek ciśnienia w złożu filtracyjnym, który przy laminarnym przepływie określony może być z formuły Kozeny, m

ρ_m – gęstość materiału filtracyjnego, kg/m^3

H – wysokość złoża, m

Uwzględniając formułę Kozeny oraz wprowadzając zmodyfikowaną stałą formuły ($K_m = 36K/\psi^2$) i przyjmując wartość

numeryczną stałą K dla przepływów $V_p \in (3; 12,5 \text{ m/h})$ i średnic miarodajnych warstwy $d_m \in (0,5 \cdot 10^{-3}; 2,010^{-3} \text{ m})$ równą $K=5$ oraz przyjmując wartość sferyczności ziaren $\psi=0,85$ uzyskuje się ostateczną postać równania gradientu prędkości mieszania:

$$G = 15,75 \frac{1-\epsilon}{\epsilon^2} \frac{V_p}{d_m} \sqrt{\frac{\rho_m - \rho}{\rho}} \quad (10)$$

W trakcie cyklu koagulacji kontaktowej, przy stałej prędkości przepływu, gradient prędkości mieszania rośnie, ponieważ porowatość warstwy zmniejsza się.

Bardzo istotnym parametrem decydującym o przebiegu procesu są występujące w złożu naprężenia styczne (τ) określone wzorem [10]:

$$\tau = \frac{d_m}{4} \rho g \left(\frac{\rho_m}{\rho} - 1\right) \frac{h}{H} \frac{\epsilon - \delta}{\epsilon} \quad (11)$$

w którym parametr δ jest określony jako stopień zanieczyszczenia złoża. Wyznaczone z powyższego równania wartości naprężeń stycznych w ciągu cyklu filtracji zmieniają się w zależności od rodzaju materiału filtracyjnego w przedziale [11]:

– złoża piaskowe: $\tau = 0,23 + 5,32 \text{ N/m}^2$,

– złoża antracytowe: $\tau = 0,125 + 1,95 \text{ N/m}^2$,

– złoża z węgla aktywnego: $\tau = 0,04 + 0,57 \text{ N/m}^2$.

W złożach o mniejszej gęstości panują niższe naprężenia styczne, a zatem struktura kłaczków w tych złożach jest mniej narażona na zniszczenie, a warunki zatrzymania kłaczków są lepsze. Liczne badania i analizy wykazały [12], że przekroczenie gradientu prędkości mieszania $G=220 \text{ s}^{-1}$ spowodowało zmianę warunków pracy złoża i niszczenie struktury kłaczków. Naprężenia styczne wynosiły wtedy $1,2 \text{ N/m}^2$.

Kolejnym istotnym parametrem projektowym i eksploatacyjnym procesu koagulacji kontaktowej jest długość cyklu filtracji. Czas cyklu określony może być w oparciu o równanie filtracji. Po uwzględnieniu definicji stałej filtracji i formuły na wartość promienia kapilary międzyziarnowej oraz po rozdzieleniu zmiennych i scałkowaniu w odpowiednich granicach uzyskuje się równanie na długość cyklu filtracji:

$$t_c = \frac{\gamma \psi H}{v_p} \ln \frac{q_{\max}}{C_{ok}} \quad (12)$$

Wartość parametru γ określa się na drodze kalibracji modelu. Jego wartość dla układów koagulacji kontaktowej, stosowanej w technologii wody, zmienia się w granicach 8+50.

Stężenie zawiesin dopływających do filtru kontaktowego (C_{ok}) wyznaczyć można z zależności [10]:

$$C_{ok} = C_z + kD_k + 0,25B + Z \quad (13)$$

w której:

C_z – stężenie zawiesin w wodzie surowej, g/m^3

k – współczynnik zależny od rodzaju koagulantu i stopnia jego zanieczyszczenia (dla siarczanu glinu $k=0,55$), –

D_k – dawka koagulantu, g/m^3

B – barwa wody surowej, gPt/m^3

Z – zawartość nierozpuszczonych związków w koagulancie, g/m^3

Optymalna dawka koagulantu w wypadku koagulacji kontaktowej stanowi zaledwie około 50% dawki optymalnej w koagulacji objętościowej. Przyjmując, że mechanizm filtracji można analizować przez pewne analogie z procesem zageszczania, w którym kłaczkiki zderzając się ze sobą wyciskają ze swoich struktur wodę, a jednocześnie hydraulika przepływu przez warstwę powoduje kompresację osadu można założyć,

że początkowe stężenie osadu pokoagulacyjnego (C_{ok}) zwiększa się w złożu do poziomu q_{max} , które jest miernikiem pojemności złoża na zawiesiny. Przy wyznaczonym początkowym (u_p) i końcowym (u_k) uwodnieniu osadu w złożu, pojemność złoża na zawiesiny określa formuła:

$$q_{max} = C_{ok} \frac{100 - u_k}{100u_p} \quad (14)$$

Koagulacja kontaktowa w warstwie węgla aktywnego

W filtrach kontaktowych ze złożem piaskowym obok procesów flokulacji, sedimentacji i filtracji zachodzi proces adsorpcji rozpuszczonych zanieczyszczeń na wygenerowanych i akumulowanych w złożu kłaczkach, które charakteryzują się relatywnie dużą powierzchnią właściwą i dobrymi właściwościami adsorpcyjnymi. Intensyfikację procesu adsorpcji można osiągnąć poprzez zamianę warstwy piasku na warstwę adsorpcyjną, na przykład węgla aktywnego [13,14]. Modelowanie procesu koagulacji-adsorpcji w warstwie węgla aktywnego oparte jest o zasady modelowania procesu koagulacji kontaktowej w warstwie filtracyjnej, a więc:

– ustalenie końcowej porowatości złoża przy założonej hydrodynamice procesu i przy maksymalnym gradientie prędkości mieszania (10), w celu wyznaczenia parametru γ w równaniu na długość cyklu filtracji (12),

– ustalenie długości cyklu filtracji w funkcji początkowego stężenia zawiesiny pokoagulacyjnej (13), parametrów γ i ψ oraz wysokości warstwy H (12).

Dodatkowym elementem modelu są równania efektywności procesu adsorpcji na węglu aktywnym w funkcji zmieniającej się w trakcie cyklu dyfuzyjności ośrodka, stopnia wyeksploatowania pojemności sorpcyjnej warstwy w jednym cyklu filtracji, liczby cykli filtracji do przebiccia warstwy. W równaniach tych uwzględnia się również adsorpcyjne właściwości wygenerowanego i akumulowanego w warstwie osadu pokoagulacyjnego. Do opisu efektywności adsorpcji w procesie koagulacji kontaktowej w złożu adsorpcyjnym wykorzystać można równanie pierwszego prawa Ficka dyfuzji ustalonej [15], które dla wysokości warstwy adsorpcyjnej H, po uwzględnieniu definicji promienia kapilary międzyziarnowej i po odpowiednich przekształceniach ma postać:

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp\left(-\frac{H}{V_p} \frac{144(1-\varepsilon)^2 D_h}{\varepsilon d_m^2 [6(1-\varepsilon) + \varepsilon]}\right) \quad (15)$$

W sytuacji, kiedy roztwór, z którego następuje adsorpcja nie przemieszcza się względem adsorbentu jedynym mechanizmem przenoszenia masy adsorbentu jest dyfuzja molekularna. Wymuszenie przepływu przez warstwę adsorbentu o wysokości H z liniową prędkością przepływu V_p powoduje uruchomienie dodatkowych mechanizmów przenoszenia masy adsorbentu. W takiej sytuacji cząstki adsorbentu przenoszone są w wyniku adwekcji, a efekt przenoszenia w wyniku dyfuzji molekularnej zwiększony jest o składnik dyspersji turbulენტnej. W równaniu (15) D_h jest współczynnikiem dyspersji hydrodynamicznej w kierunku przepływu, który określa zależność:

$$D_h = V_p k_x^n + D_m \quad (16)$$

gdzie k_x jest dyspersyjnością systemu określaną w procesie kalibracji modelu (dla większości układów $n=1$).

Adsorpcja na węglu aktywnym w jednym cyklu filtracji procesu koagulacji kontaktowej przebiega w kilku etapach. Na początku cyklu rozpuszczone cząstki adsorbentu dyfundują do ziaren węgla aktywnego przy współczynniku dyfuzji molekularnej (D_m) określonym równaniem Stokesa-Einsteina [16], jeżeli cząstki adsorbentu są zdefiniowane lub przy zastępczym współczynniku dyfuzji molekularnej D_{mz} [16], kiedy adsorbent określony jest jako ogólny węgiel organiczny. Lepkość w tych równaniach jest wtedy lepkością osadu pokoagulacyjnego, którego stężenie określone jest równaniem (13). Wraz ze wzrostem stężenia zawiesiny w złożu zmniejsza się współczynnik dyfuzji molekularnej, ponieważ wzrasta lepkość ośrodka. Ponieważ warunki przepływu nie ulegają zmianie w trakcie cyklu to czas kontaktu z warstwą jest stały i pogorszeniu ulegają efekty adsorpcji na węglu. Pogorszenie tych efektów rekompensowane jest w niewielkim stopniu przez sorpcję rozpuszczonych zanieczyszczeń na osadzie zatrzymywanym w warstwie. Czyli stężenie adsorbentu w odpływie z kolumny z uwzględnieniem właściwości sorpcyjnych osadu na początku i na końcu cyklu filtracji wynosi odpowiednio:

$$C_e^p = (C_o - x_{os} C_{ok}) \exp(-AD_h^p) \quad (17)$$

$$C_e^k = (C_o - x_{os} q_{max}) \exp(-AD_h^k) \quad (18)$$

W powyższych równaniach x_{os} jest zdolnością adsorpcyjną osadu, natomiast parametr A wynosi:

$$A = \frac{H}{V_p} \frac{144(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon d_m^2 [6(1-\varepsilon) + \varepsilon]} \quad (19)$$

a parametry D_h^p i D_h^k , tj. współczynniki dyspersji na początku i na końcu cyklu filtracji, określone są odpowiednio:

$$D_h^p = V_p k_x^n + D_m^p \quad (20)$$

$$D_h^k = V_p k_x^n + D_m^k \quad (21)$$

przy czym:

$$D_m^p = f(0k^p) \quad (22)$$

$$D_m^k = f(0k^k) \quad (23)$$

Lepkość osadu pokoagulacyjnego (η_{ok}) zależy od jego uwodnienia (u), od lepkości wody (η) oraz od powierzchni właściwej kłaczków osadu (S_{ok}) i wyznaczona może być w oparciu o zmodyfikowaną postać wzoru Einsteina [17]:

$$\eta_{ok} = \eta \left[1 + 1,92 \cdot 10^{-3} S_{ok}^{1,46} (100-u) \right] \quad (24)$$

Właściwości struktury osadu pokoagulacyjnego, również stopień jej rozwinięcia zależą od składu oczyszczanej wody, dawki i rodzaju koagulantu i ewentualnie flokulantu oraz sposobu realizacji procesu flokulacji. Powierzchnia właściwa kłaczków osadu pokoagulacyjnego (S_{ok}) powstającego podczas oczyszczania siarczanem glinu wody charakteryzującej się mętnością 5+100 g/m³, barwą 10+60 gPt/m³ i stężeniem zawiesin 0+10 g/m³ waha się w granicach 250+260 m²/g [71]. Przy takiej charakterystyce osadu pokoagulacyjnego i początkowym jego uwodnieniu $u_p=99,997\%$ (osad po koagulacji siarczanem glinu wody o barwie 60 gPt/m³) lepkość osadu wynosi $\eta_{ok}^p = 1,013\eta$, natomiast przy końcowym uwodnieniu $u_k=99,98\%$ lepkość osadu wynosi $\eta_{ok}^k = 1,122\eta$.

Średnia wartość zastępczego współczynnika dyfuzji molekularnej (D_{mz}) dla rozpuszczonych związków występujących w wodach powierzchniowych po procesie koagulacji, sedymentacji i filtracji, mierzonych jako OWO i sorbowanych na węglu aktywnym Chemviron Carbon wynosi $D_{mz}=5,9 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ [16]. Zatem szacunkowa wartość zastępczego współczynnika dyfuzji molekularnej na początku cyklu koagulacji kontaktowej wynosić będzie $D_{mz}^p=5,79 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$, natomiast na końcu cyklu $D_{mz}^k=5,26 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$.

W ciągu jednego cyklu filtracji (t_c) węgiel aktywny w przeliczeniu na jednostkę wagi adsorbuje:

$$x_i = \frac{(C_e^p - C_e^k + C_o^k - C_e^k) \eta V}{2\rho_a(1 - \varepsilon)} \ln \left(\frac{100 - u_k}{100 - u_p} \right) \quad (25)$$

Natomiast liczba cykli filtracji do momentu przebicia złoża węgla aktywnego (N), będąca stosunkiem maksymalnej ilości zaadsorbowanej w monowarstwie przypadającej na jednostkę wagi adsorbentu (x) do ilości zaadsorbowanej w czasie jednego cyklu filtracji przypadającej na jednostkę wagi adsorbentu (równ. 25), określa formuła:

$$N = \left[\frac{2x_{mb}(C_e^p + C_e^k)}{2 + b(C_e^p + C_e^k)} \right] x_i^{-1} \quad (26)$$

Szacunkowe wartości parametrów x_m , b oraz x_{os} dla związków mierzonych poziomem OWO występujących w wodach powierzchniowych po procesie koagulacji siarczanem glinu i dla układu adsorpcyjnego z węglem aktywnym Chemviron Carbon przedstawiają się odpowiednio: 60 gC/kg, 1,0 m³/g oraz 1,0 gC/kg [14,18].

Wnioski

◆ Identyfikacja zjawisk zachodzących w reaktorach wielofunkcyjnych pozwoliła na opracowanie modeli matematycznych określających superpozycję ich wzajemnych oddziaływań.

◆ Praktyczne wykorzystanie wyprowadzonych modeli wymaga ustalenia wartości poszczególnych parametrów metodami analitycznymi oraz kalibracji tych modeli.

◆ Przedstawione w pracy modele matematyczne mogą znaleźć zastosowanie w optymalizacji układów technologicznych oczyszczania wody.

LITERATURA

1. J. MAĆKIEWICZ: Flokulacja w procesach koagulacji i filtracji wód. PWN, Warszawa 1987.
2. A. L. KOWAL, J. MAĆKIEWICZ: Simulation of the flocculation process in filter beds. Conf. proc. "Physico-chemical Methods for Water and Wastewater Treatment", Pergamon Press, Oxford, New York 1980.
3. I. TESAŘIK: Flow in Sludge-Blanket Clarifiers. Journal of Sanit. Eng. Div., 1967, 93, p. 105.
4. A. L. KOWAL, J. MAĆKIEWICZ: Technologiczne aspekty koagulacji w osadzie zawieszonym. Mat. konf. „Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi”, ZPITS, Poznań 1983.
5. A. L. KOWAL, J. MAĆKIEWICZ: The effect of water temperature on the course of alum coagulation of colloidal particles in water. Envir. Protect. Eng., 1975, Vol. 1, No. 1, p. 63.
6. I. TESAŘIK, A. VOSTRIČIL: A theoretical consideration on entrapment of flocs in the sludge blanket. Wat. Res., 1975, 9(10), p. 887.
7. J. MAĆKIEWICZ: On the importance of velocity gradient in the coagulation process. Envir. Protect. Eng., 1980, Vol. 5, No. 2, p. 175.
8. A. L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Oczyszczanie wody. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa-Wrocław 1996.
9. T. R. CAMP, P. C. STEIN: Velocity gradients and internal work in fluid motion. Journal Boston Society of Civil Eng., 1943, 30.
10. A. L. KOWAL: Filtry wielowarstwowe do oczyszczania wody. Prace Naukowe Inst. Inż. Sanit. i Wodn. Polit. Wrocl., Wrocław 1972.
11. J. MAĆKIEWICZ: On forces acting in flocculation-filtration. Environ. Prot. Eng., 1984, Vol. 10, No. 2, p. 27.
12. D. S. PARKER: Forces acting on floc and strength of floc. Journal Sanit. Eng. Div., 1982, Vol. 108, No. 2, p. 594.
13. W. ADAMSKI, J. MARKIEWICZ: Sposób oczyszczania wody powierzchniowej. Zgłoszenie patentowe nr P-335489, 1999.
14. W. ADAMSKI, J. MARKIEWICZ, T. CAMMILLARE: Up-flow direct filtration through activated carbon bed. Environ. Prot. Eng., 2000, Vol. 26, No. 3, p. 53.
15. R. D. LETTERMAN, J. N. QUON: Film transport coefficient in agitated suspensions of activated carbon. Journal WPCF, 1974, 46(11).
16. W. ADAMSKI: Analiza zjawisk przenoszenia masy w układach adsorpcyjnych oczyszczania wody. Prace Naukowe Ins. Inż. Ochr. Środow. Polit. Wrocl. nr 61, seria Monografie nr 29, Wrocław 1988.
17. M. M. SOZAŃSKI: Właściwości reologiczne uwodnionych osadów pokoagulacyjnych. Prace Naukowe Ins. Inż. Ochr. Środow. Politechniki Wrocławskiej nr 34, seria Monografie nr 11, Wrocław 1976.
18. I. R. PERRICH: Activated Carbon Adsorption for Wastewater Treatment. CRC Press Inc., Boca Raton 1981.

Modelling of Multi-Function Reactors for Water Treatment Systems

The paper brings a mathematical description of the phenomena that occur in multi-function reactors made use of in water treatment. Three major types of multi-functions reactors are considered: a sludge-blanket reactor for coagulation of water pollutants, a filter-bed reactor for contact coagulation, and an activated carbon-bed reactor for the sorption process. Mathematical description was carried out for the following unit

processes of the treatment train: coagulation, flocculation, filtration and sorption. The identification of the phenomena involved in the processes mentioned made it possible to determine the superposition of interactions. Prior to engineering applications, it is necessary to establish the values for the parameters of the proposed models by analytical methods and by calibration.