



Instytut Badań Systemowych
POLSKIEJ AKADEMII NAUK

Jan Studziński

**IDENTYFIKACJA, SYMULACJA
I STEROWANIE
OCZYSZCZALNIAMI ŚCIEKÓW**



**IDENTYFIKACJA, SYMULACJA
I STEROWANIE
OCZYSZCZALNIAMI ŚCIEKÓW**

INSTYTUT BADAŃ SYSTEMOWYCH • POLSKA AKADEMIA NAUK

Seria: BADANIA SYSTEMOWE

tom 35

Redaktor naukowy:

Prof. dr hab. inż. Jakub Gutenbaum

Warszawa 2004

Jan Studziński

**IDENTYFIKACJA, SYMULACJA
I STEROWANIE
OCZYSZCZALNIAMI ŚCIEKÓW**

Publikację opiniowali do druku:

Prof. dr hab. inż. Krzysztof Kuczewski

Prof. dr hab. inż. Andrzej Straszak

Copyright © by Instytut Badań Systemowych PAN
Warszawa 2004

Komputerowa edycja tekstu: Anna Gostyńska

ISBN 83-85847-88-X

ISSN 0208-8029

Druk i oprawa: ARGRAF Sp. z o.o.
03-301 Warszawa, ul. Jagiellońska 76
tel. (22) 811 51 11, (22) 614 53 31

3. STANDARDOWE MODELE OCZYSZCZALNI

3.1. Modele obiektów oczyszczalni

Procesy biologicznego oczyszczania ścieków, ze względu na udział w nich organizmów żywych ulegających rozwojowi i rozkładowi w zależności od zmieniających się warunków, takich jak temperatura, skład ścieków i stężenia zanieczyszczeń, należą pod względem opisu matematycznego do jednych z trudniejszych procesów technologicznych. Są to procesy dynamiczne obejmujące zjawiska mechaniczne, biologiczne i chemiczne. Potrzeba stworzenia dokładnego i wiarygodnego opisu takich procesów stała się szczególnie pilna w latach 1980-ych i 1990-ych, gdy nastąpił gwałtowny rozwój technologii oczyszczania ścieków osadem czynnym, wymuszony rosnącymi wymaganiami dotyczącymi ochrony środowiska. Modele matematyczne procesów oczyszczania umożliwiają lepsze poznanie badanych zjawisk a także ich kontrolę i sterowanie. Rozwój takich modeli stał się wówczas możliwy w wyniku również gwałtownego wzrostu możliwości komputerów.

W 1983 r. organizacja *International Association on Water Pollution Research and Control* – IAWPRC, obejmująca ponad 90 krajów i zajmująca się problematyką zanieczyszczenia wód, powołała grupę roboczą do opracowywania modeli matematycznych dla celów projektowania i sterowania operacyjnego układami biologicznego oczyszczania ścieków: *Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment* [<http://www.iwahq.org.uk>]. Wymieniona organizacja została następnie przekształcona w *International Association on Water Quality* – IAWQ, a od 2000 r. działa pod nazwą *International Water Association* – IWA.

Stworzona grupa robocza opracowała pierwsze modele procesów oczyszczania ścieków, które stały się powszechnie stosowanymi standardami i również punktem odniesienia dla innych modeli rozwijanych zagranicą, ale również i w kraju. Te modele, zwane *modelami fizykalnymi* lub czasami również *fenomenologicznymi*, wyprowadza się na podstawie klasycznych zasad zachowania masy i energii oraz podstawowych zależności stechiometrycznych, kinetycznych, termicznych i chemicznych.

Pierwsze modele dotyczyły jedynie wybranych elementów układu technologicznego, takich jak osadniki wstępne, komory nityfikacji, komory denityfikacji czy osadniki wtórne, względnie dotyczyły wybranych procesów oczyszczania: hydrolizy, nityfikacji związków amonowych, nityfikacji azotanów, sedimentacji. Dopiero z miarę zdobywanych doświadczeń poczęto łączyć poszczególne elementy doprowadzając do obecnej sytuacji, gdy istnieją już modele całego złożonego procesu oczyszczania. W dalszym ciągu rozpatrzmy budowane

wcześniej modele poszczególnych obiektów oczyszczalni względnie elementów procesu technologicznego a następnie omówimy istniejące obecnie standardowe modele całych oczyszczalni.

- **Modele dopływu ścieków surowych**

Wejściem oczyszczalni jest kanał dopływu ścieków surowych. Dla dopływu ścieków surowych jako wydzielonego elementu układu technologicznego tworzy się modele matematyczne służące do krótkookresowego prognozowania, z horyzontem czasowym rzędu kilku godzin, ilości i składu ścieków surowych oraz zawartego w nich ładunku zanieczyszczeń. Znajomość tych wielkości pozwala lepiej sterować procesem oczyszczania, szczególnie w sytuacjach, gdy zmieniają się one szybko i w dużym zakresie. Modele dopływu opisuje się najczęściej szeregami czasowymi i mają one zwykle postać równania *autoregresji* [Hiraoka i in., 1990; Szetela, 1990; Capodaglio i in., 1992; Nahorski, 1996; Łomotowski, 1998a]. Ostatnio do tego celu używa się z powodzeniem również *sieci neuronowych* [Hsu i in., 1997; Bogdan i in., 2002b].

- **Modele osadnika wstępnego**

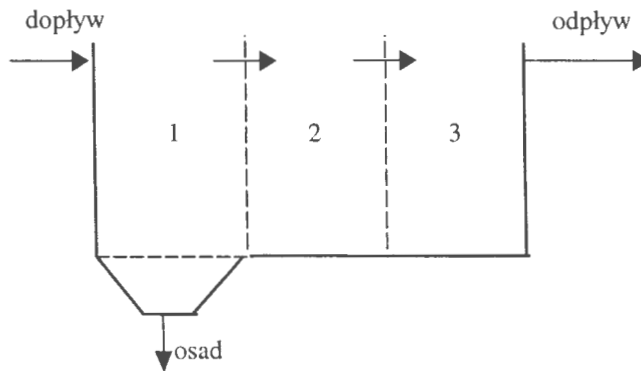
Model osadnika wstępnego przyjmuje się zwykle w postaci szeregu połączonych ze sobą komór, tworzących tak zwany *model komorowy*. W komorach zachodzą procesy idealnego mieszania i sedymentacji (rys. 3.1) [Lessard i Beck, 1988; Szetela, 1990; Szetela, 1997; Reichert, 1998]. Liczbę komór w modelu ustala się za pomocą obliczeń symulacyjnych, przy czym stosowanym miernikiem jakości jest porównanie stężenia amoniaku obliczonego na wyjściu modelu i zmierzonego na wyjściu osadnika. Zaczynając obliczenia z modelem jednokomorowym i stopniowo zwiększając liczbę komór, uzyskuje się coraz większą zgodność wyników obliczeń z pomiarami aż do przekroczenia optymalnej liczby komór. Dalsze zwiększanie liczby komór pogarsza zgodność wyników. Zwykle optymalna liczba komór zawiera się między 2 i 3. Ustawienie komór w modelu przyjmuje się na ogół horyzontalne a nie pionowe.

Przyjmując ogólny podział zanieczyszczeń w ściekach na zanieczyszczenia rozpuszczone i zawiesiny, można sformułować następujące równania opisujące zmiany zachodzące w osadniku:

$$\frac{dx_i}{dt} = \frac{3}{V} \left[Q_{i-1}(x_{i-1} - x_i) - \frac{k_i x_i}{\bar{x}_i} \right] \quad (3.1)$$

$$\frac{d s_i}{d t} = \frac{3}{V} [Q_{i-1} (s_{i-1} - s_i)] \quad (3.2)$$

gdzie: równania (3.1) i (3.2) opisują odpowiednio zmiany stężeń zawiesin x_i oraz zanieczyszczeń rozpuszczonych s_i w przykładowych kolejnych komorach $i = 1, 2, 3$ osadnika; V – objętość czynna osadnika; Q_i – dopływ ścieków do osadnika (Q_o) względnie do kolejnej komory modelu; \bar{x} – sumaryczne stężenie zawiesin dotyczące wszystkich frakcji zanieczyszczeń uwzględnianych w zawieszynie ogólnej; k_i – szybkość usuwania zawiesin z komór osadnika wstępnego.



Rys. 3.1. Schemat modelu osadnika wstępnego

- **Modele procesu hydrolizy**

Model hydrolizy, czyli zachodzącego pod wpływem wody rozkładu substancji organicznych o złożonej strukturze do prostych związków organicznych, jest opisywany równaniem kinetyki pierwszego rzędu w przypadku, gdy mamy do czynienia z hydrolizą związków organicznych rozpuszczonych lub hydrolizą związków organicznych nierozpuszczonych bez adsorpcji produktu hydrolizy na powierzchni bakterii, czyli na tak zwanych kłaczkach osadu czynnego [Łomotowski, 1997a]

$$\frac{d x}{d t} = -kx \quad (3.3)$$

gdzie x jest stężeniem określonej frakcji zanieczyszczeń a k jest stałym współczynnikiem szybkości hydrolizy.

W przypadku modelu hydrolizy związków organicznych nierozpuszczonych z jednoczesną adsorpcją produktu na powierzchni bakterii, stosuje się równanie postaci

$$\frac{dx}{dt} = -k \frac{x/x_b}{k_x + x/x_b} x_b \quad (3.4)$$

gdzie: x_b – stężenie substratu będącego produktem hydrolizy, adsorbowanego przez bakterie heterotroficzne, k_x – stały współczynnik szybkości adsorpcji.

Równanie (3.4) nazywa się *równaniem kinetyki typu Monoda* i jest podobne do równania zaproponowanego przez Monoda do opisu szybkości wzrostu komórek mikroorganizmów w funkcji stężenia pojedynczego substratu limitującego ten wzrost [Monod, 1949].

- **Modele wzrostu biomasy**

Ogólny model wzrostu biomasy, czyli bakterii tworzących osad czynny, opisuje się równaniem postaci [Aborhey i Williamson, 1978; Łomotowski, 1997a]

$$\frac{dx}{dt} = r_x = \mu f(s_1, \dots, s_m, k_1, \dots, k_m) x \quad (3.5)$$

gdzie: x – stężenie badanego rodzaju bakterii w ściekach; r_x – szybkość wzrostu biomasy, s_i – stężenie substratu, czyli substancji rozpuszczonej powodującej wzrost bakterii, k_i – współczynnik szybkości reakcji ($i = 1, 2, \dots, m$), μ – maksymalna szybkość wzrostu, f – unormowana funkcja wzrostu biomasy.

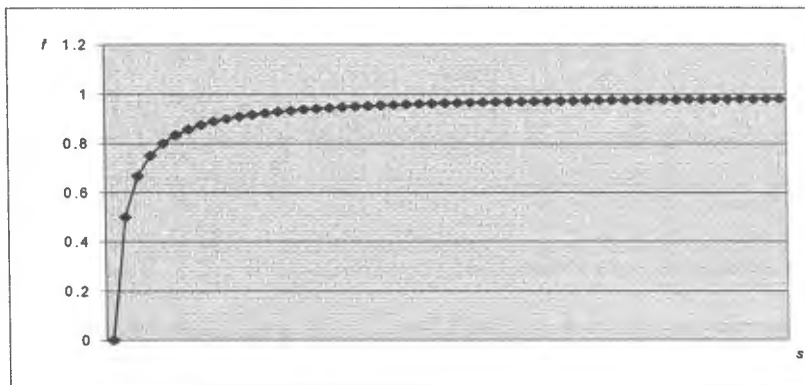
Jeżeli wzrost biomasy zależy jedynie od zawartości w ściekach jednego substratu s , to funkcja wzrostu ma postać

$$f(s, k) = \frac{s}{k + s} \quad (3.6)$$

Jeżeli wzrost biomasy zależy od m substratów, to funkcja f ma postać iloczynu

$$f(s_1, \dots, s_m, k_1, \dots, k_m) = \prod_{i=1}^m \frac{s_i}{k_i + s_i} \quad (3.7)$$

Funkcję postaci (3.6) zaproponował Monod [Monod, 1949] i jest ona powszechnie stosowana dotychczas w modelach oczyszczalni ścieków [Downing i in., 1964; Jones, 1973 i 1977; Szetela, 1990 i 2000; Schmidt, 1994; IWA, 2000]. Stąd nazywa się ona *funkcją Monoda* a jej przybliżony przebieg pokazano na rys. 3.2.



Rys. 3.2. Funkcja Monoda wzrostu biomasy

Wzrost biomasy może być przez jedne substancje przyspieszany, przez inne substancje, tak zwane *inhibitory*, hamowany. Na przykład wzrost bakterii akumulujących fosfor jest spowalniany przez tlen i azotany zawarte w ściekach. Hamowanie wzrostu biomasy spowodowane przez n inhibitorów opisuje się funkcją

$$f(s_1, \dots, s_n, k_1, \dots, k_n) = \prod_{j=1}^n \frac{k_j}{k_j + s_j} \quad (3.8)$$

Mikroorganizmy tworzące biomasę, oprócz wzrostu, ulegają również rozpadowi, powodując zmniejszanie się ilości biomasy. Ten proces opisuje się równaniem

$$\frac{dx}{dt} = -bx \quad (3.9)$$

gdzie b jest stałą czasową rozpadu. Na podstawie równań (3.5) oraz (3.7-3.9) otrzymuje się następujące równanie opisujące zmianę ilości biomasy w wyniku wzrostu i rozpadu mikroorganizmów, w zależności od stymulującego i hamującego działania substratów

$$\frac{dx}{dt} = r_x = \mu \prod_{i=1}^m \frac{s_i}{k_i + s_i} \prod_{j=1}^n \frac{k_j}{k_j + s_j} x - bx \quad (3.10)$$

Przyrost biomasy odbywa się kosztem substancji uczestniczących w reakcji. Szybkość redukcji substratu s_i , będącego surowcem dla rozwoju biomasy, opisuje się wzorem

$$\frac{ds_i}{dt} = -\frac{\mu}{Y_{s_i}} \frac{s_i}{k_i + s_i} x \quad (3.11)$$

gdzie Y_{s_i} jest współczynnikiem przyrostu biomasy i oznacza przyrost masy bakterii na jednostkę substratu zredukowanego w ściekach w wyniku tej reakcji.

- **Modele procesów w komorach z osadem czynnym**

Modele opisujące procesy zachodzące w komorach z osadem czynnym zależą od rodzaju rozpatrywanej frakcji ścieków oraz od występujących w komorze warunków tlenowych. Możliwe warunki tlenowe, to warunki aerobowe, anoksyczne i anaerobowe. Najczęściej uwzględniane frakcje ścieków, to związki organiczne węgla, związki azotowe w postaci amoniaku, azotynów i azotanów, oraz związki fosforowe w postaci fosforanów i polifosforanów. To powoduje, że badane zwykle procesy przemian biologicznych, to hydroliza, czyli rozkład związków organicznych, nityfikacja, czyli rozkład związków azotowych do postaci azotanów, denityfikacja, czyli rozkład związków azotowych do postaci azotu gazowego, defosfatacja, czyli redukcja fosforu, oraz związane z nimi procesy wzrostu bakterii heterotroficznych i autotroficznych i ich obumierania, czyli lizy.

Podstawowe równanie opisujące zmianę stężenia rozpatrywanej frakcji ścieków w komorze z osadem czynnym ma postać ogólną wynikającą z bilansu masy [Grady i in., 1986; Łomotowski, 1997a; Szetela, 1997]

$$\frac{dc}{dt} = \frac{Q}{V} (c_{we} - c) + v_{rc} \quad (3.12)$$

gdzie: c – stężenie badanej frakcji w komorze, Q – natężenie przepływu ścieków, to znaczy dopływu ścieków do komory i odpływu z komory, V – objętość komory, c_{we} – stężenie frakcji w dopływie ścieków do komory, v_{rc} – wypadkowa szybkość reakcji dla danej frakcji ścieków. Szybkość reakcji v_{rc} opisuje się funkcją Monoda.

Szybkości reakcji dla podstawowych procesów zachodzących w komorach z osadem czynnym, bez uwzględniania przemian fosforowych, są następujące [Holmberg i Ranta, 1982; Szetela, 1990]:

- wzrost bakterii heterotroficznych x_{bh} w warunkach aerobowych nitryfikacji

$$r_{x_{bh}} = \mu_h \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{s_O}{k_O + s_O} \frac{s_{NH_4}}{k_{NH_4} + s_{NH_4}} \quad (3.13)$$

gdzie: s_s , s_O , s_{NH_4} – zawartości, odpowiednio, substratu $C_{10}H_{19}O_3N$, tlenu rozpuszczonego i amoniaku w ściekach; μ_h – maksymalna szybkość reakcji; wzór ten oznacza, że szybkość wzrostu bakterii heterotroficznych w warunkach tlenowych jest limitowana ilością tlenu, amoniaku i substratu;

- redukcja łatwo rozkładalnego biologicznie substratu s_s w warunkach aerobowych w wyniku wzrostu bakterii heterotroficznych x_{bh}

$$r_{s_s} = -\frac{1}{Y_h} \mu_h \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{s_O}{k_O + s_O} \frac{s_{NH_4}}{k_{NH_4} + s_{NH_4}} \quad (3.14)$$

gdzie Y_h jest współczynnikiem przyrostu biomasy heterotroficznej;

- redukcja tlenu s_O w warunkach aerobowych w wyniku wzrostu bakterii heterotroficznych x_{bh} i redukcji substratu s_s

$$r_{s_O} = -\left(\frac{1}{Y_h} - 1\right) \mu_h \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{s_O}{k_O + s_O} \frac{s_{NH_4}}{k_{NH_4} + s_{NH_4}} \quad (3.15)$$

- wzrost bakterii autotroficznych x_{ba} w warunkach aerobowych nitryfikacji

$$r_{x_{ba}} = \mu_a \frac{s_O}{k_O + s_O} \frac{s_{NH_4}}{k_{NH_4} + s_{NH_4}} \quad (3.16)$$

gdzie μ_a - maksymalna szybkość reakcji; wzór ten oznacza, że szybkość wzrostu bakterii autotroficznych w warunkach tlenowych jest limitowana ilością tlenu i amoniaku;

- wzrost zawartości azotanów s_{NO_3} w ściekach w warunkach aerobowych w wyniku nitryfikacji

$$r_{s_{\text{NO}_3}} = \frac{1}{Y_a} \mu_a \frac{s_{\text{O}}}{k_{\text{O}} + s_{\text{O}}} \frac{s_{\text{NH}_4}}{k_{\text{NH}_4} + s_{\text{NH}_4}} \quad (3.17)$$

gdzie Y_a jest współczynnikiem przyrostu biomasy autotroficznej;

- redukcja amoniaku s_{NH_4} w ściekach w warunkach aerobowych w wyniku nitryfikacji

$$r_{s_{\text{NH}_4}} = -\left(\frac{1}{Y_a} + i_x\right) \mu_a \frac{s_{\text{O}}}{k_{\text{O}} + s_{\text{O}}} \frac{s_{\text{NH}_4}}{k_{\text{NH}_4} + s_{\text{NH}_4}} \quad (3.18)$$

gdzie i_x jest współczynnikiem procentowej zawartości azotu w ściekach;

- wzrost bakterii heterotroficznych x_{bh} w warunkach anoksycznych denitryfikacji

$$r_{x_{bh}} = \eta \mu_h \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{k_{\text{O}}}{k_{\text{O}} + s_{\text{O}}} \frac{s_{\text{NO}_3}}{k_{\text{NO}_3} + s_{\text{NO}_3}} \quad (3.19)$$

gdzie $\eta < 1$ jest współczynnikiem limitującym szybkość reakcji;

- redukcja łatwo rozkładalnego biologicznie substratu s_s w warunkach anoksycznych w wyniku wzrostu bakterii heterotroficznych x_{bh}

$$r_{s_{bh}} = -\frac{1}{Y_h} \eta \mu_h \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{k_{\text{O}}}{k_{\text{O}} + s_{\text{O}}} \frac{s_{\text{NO}_3}}{k_{\text{NO}_3} + s_{\text{NO}_3}} \quad (3.20)$$

gdzie substratem jest $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$;

- redukcja azotanów s_{NO_3} w ściekach w warunkach anoksycznych w wyniku denitryfikacji

$$r_{s_{\text{NO}_3}} = -\left(\frac{1}{Y_h} - 1\right) \frac{\eta}{\alpha} \mu_h \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{k_{\text{O}}}{k_{\text{O}} + s_{\text{O}}} \frac{s_{\text{NO}_3}}{k_{\text{NO}_3} + s_{\text{NO}_3}} \quad (3.21)$$

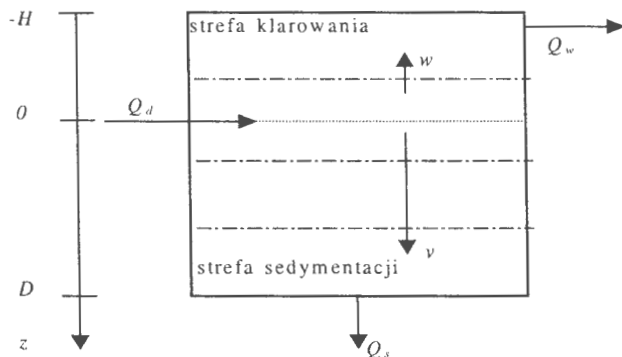
gdzie $\alpha > 1$ jest współczynnikiem równowagi między zawartością związków organicznych i azotanów w ściekach.

Można zauważyć, że schemat postępowania przy modelowaniu procesów w komorach z osadem czynnym jest zawsze podobny: z jednej strony przyjmuje się, że komora jest zbiornikiem z idealnym mieszanym składników zanieczyszczeń, z drugiej strony zmiana zawartości badanego składnika w ściekach zależy od obecności innych składników limitujących jego zawartość. Za zmiany zawartości składnika związane z uśrednianym działaniem mieszania odpowiada pierwszy człon prawej strony równania (3.12). Za zmiany związane z limitowaniem zawartości tego składnika przez inne składniki ścieków odpowiada człon v_{rr} równania, który opisuje się funkcją Monoda.

Dość składników limitujących i stopień ich udziału w danym modelu procesu wynika ze znajomości odpowiednich reakcji chemicznych zachodzących w ściekach oraz z przeprowadzanych badań laboratoryjnych [Cech i in., 1985; Ekama i in., 1986; Enbutsu i in., 1993].

- **Modele osadnika wtórnego**

Model osadnika wtórnego przyjmuje się zwykle w postaci zbiornika o kształcie pionowego walca, podzielonego w pionie na warstwy i z wyróżnieniem poziomym, na którym do osadnika wpływają ścieki z komór osadu czynnego (rys. 3.3). Ponieważ w osadniku następuje sedymentacja osadu i klarowanie ścieków, czyli rozdzielanie się frakcji rozpuszczonych od frakcji tworzących osad, więc wyróżnia się w nim dwie zasadnicze strefy: *strefę klarowania* i *strefę sedymentacji*. Ścieki wpływające do osadnika rozdzielają się na dwa strumienie: strumień płynący w górę i opuszczający osadnik w postaci ścieków oczyszczonych, oraz strumień płynący w dół i opuszczający osadnik jako osad zawracany lub nadmierny.



Rys. 3.3. Schemat modelu osadnika wtórnego

Zakłada się, że w osadniku wtórnym nie zachodzą przemiany biologiczne a jedynie procesy mechaniczne idealnego mieszania i sedymentacji. Tworzone modele osadnika opisują zmiany stężeń związków nierozpuszczonych i związków rozpuszczonych zawartych w ściekach przepływających przez osadnik.

Dla pokazania typowych równań opisujących zmiany stężenia wybranych frakcji zanieczyszczeń w modelu osadnika wtórnego, przyjmijmy następujące oznaczenia według schematu na rys. 3.3 [Takacs i in., 1991; Patry i Takacs, 1992; Nahorski, 1996; Bogdan i in., 2002a]: A – przekrój poprzeczny osadnika, Δz – grubość pojedynczej warstwy w osadniku, H – wysokość strefy klarowania, D – wysokość strefy sedymentacji, Q_d – przepływ ścieków dopływających do osadnika, Q_w – przepływ ścieków oczyszczonych wypływających z osadnika, Q_s – przepływ osadu wypływającego z osadnika, w , v – szybkości ścieków w strefie klarowania i w strefie sedymentacji.

Średnie wartości szybkości w , v można wyliczyć ze wzorów

$$w = Q_w / A \quad \text{oraz} \quad v = Q_s / A \quad (3.22)$$

Dla pojedynczej warstwy osadnika model zmiany stężenia wybranej frakcji rozpuszczonej w osadniku, wynikający z bilansu masy, jest następujący

$$A \Delta z \frac{\partial s(z, t)}{\partial t} = A(q_s(z) - q_s(z + \Delta z)) \quad (3.23)$$

gdzie s jest stężeniem frakcji rozpuszczonej w ściekach oraz $q_s(z)$ jest strumieniem przepływu tej frakcji przez osadnik. Dzieląc obie strony równania (3.23) przez $A \Delta z$ oraz przechodząc w równaniu do granicy dla $\Delta z \rightarrow 0$ otrzymuje się równanie ciągłości dla frakcji rozpuszczonej s

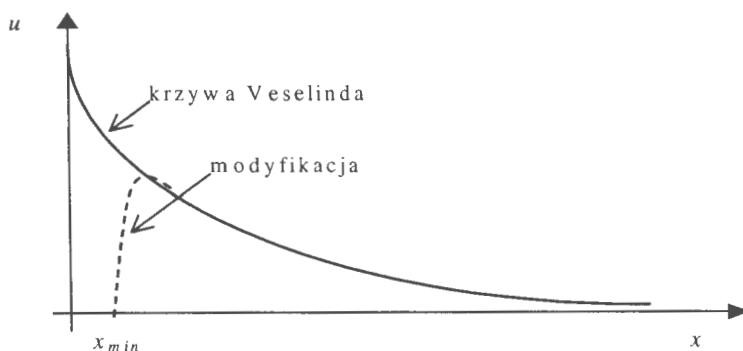
$$\frac{\partial s(z, t)}{\partial t} + \frac{\partial q_s(z)}{\partial z} = 0 \quad (3.24)$$

przy czym

$$q_s(z) = \begin{cases} s(z, t)v & \text{dla } 0 < z < D \\ -s(z, t)w & \text{dla } -H < z < 0 \end{cases} \quad (3.25)$$

Równania podobne do (3.23–3.25) otrzymuje się również dla wybranej frakcji związków nierozpuszczonych, czyli zawiesiny. Jednak w tym przypadku uwzględnić się, że na cząsteczki zawiesin działa siła grawitacji, wytwarzająca

dotatkową składową szybkości skierowaną w dół. Wyznaczaniem wzoru dla tej składowej zajmowali się Kynch [Kynch, 1952], Veselind [Veselind, 1968] i Takacs [Takacs i in., 1991]. Kynch wykazał, że szybkość wynikająca z grawitacji maleje ze wzrostem stężenia zawiesiny, Veselind opisał ją funkcją wykładniczą, natomiast Takacs wprowadził modyfikację w obszarze funkcji obejmującym małe stężenia zawiesiny (rys. 3.4).



Rys. 3.4. Składowa grawitacji szybkości zawiesiny w funkcji stężenia

Odporownie wzory na obliczanie szybkości są następujące:

- Veselinda:
$$u(x) = u_0 e^{-bx} \quad (3.26)$$

- Tacacsa:
$$\begin{cases} u(x) = 0 & \text{dla } x \leq x_{min} \\ u(x) = u_0 (e^{-b_1(x-x_{min})} - e^{-b_2(x-x_{min})}) & \text{dla } x > x_{min} \end{cases} \quad (3.27)$$

gdzie x jest stężeniem wybranej frakcji zawiesiny w ściekach.

Uwzględniając dodatkową składową szybkości u , równania (3.23–3.25) przyjmą następującą postać dla frakcji zawiesiny w osadniku wtórnym:

$$A \Delta z \frac{\partial x(z, t)}{\partial t} = A(q_x(z) - q_x(z + \Delta z)) \quad (3.28)$$

$$\frac{\partial x(z, t)}{\partial t} + \frac{\partial q_x(z)}{\partial z} = 0 \quad (3.29)$$

$$q_x(z) = \begin{cases} x(z,t)(u(x(z,t)) + v) & \text{dla } 0 < z < D \\ x(z,t)(u(x(z,t)) - w) & \text{dla } -H < z < 0 \end{cases} \quad (3.30)$$

Rozwiązywanie równań różniczkowych cząstkowych (3.24) oraz (3.29), określonych w całym obszarze osadnika, jest uciążliwe, ponieważ bez przyjęcia dodatkowych warunków otrzymuje się rozwiązania niejednoznaczne tych równań [Diehl, 1992; Nahorski, 1996]. Dlatego powszechnie do opisu procesów w osadnikach wtórnych stosuje się równania różniczkowe zwyczajne, wynikające bezpośrednio z (3.23) i (3.28). Nie przechodząc w tych równaniach do granicy dla $\Delta z \rightarrow 0$, to znaczy przyjmując, że obowiązują one w obszarze danej warstwy osadnika, uwzględniając następnie, że $A\Delta z = V$ jest objętością pojedynczej warstwy, otrzymujemy z (3.23) następujące równanie różniczkowe zwyczajne dla frakcji rozpuszczonej ścieków

$$\frac{ds}{dt} = \frac{Q}{V}(s_i - s) \quad (3.31)$$

oraz z (3.28) otrzymujemy następujące równanie dla frakcji nierozpuszczonej ścieków

$$\frac{dx}{dt} = \frac{Q}{V}(x_i - x) \quad (3.32)$$

Przy tym Q jest natężeniem przepływu ścieków w osadniku, różnym dla różnych warstw osadnika, s_i i x_i oznaczają stężenia odpowiednich frakcji w ściekach wpływających do danej warstwy. Jednocześnie mamy następujące zależności dla Q :

$$Q = \begin{cases} Q_d & \text{dla } z = 0 \\ Q_w & \text{dla } -H < z < 0 \\ Q_s & \text{dla } 0 < z < D \end{cases} \quad (3.33)$$

3.2. Kompleksowe modele oczyszczalni

Rozwój złożonych programów komputerowych do modelowania całego ciągu technologicznego oczyszczania, obejmującego osadniki wstępne, komory z osadem czynnym, osadniki wtórne oraz układy recyrkulacji ścieków i osadu, nastąpił w latach 1980-ych i trwa do dzisiaj. Wyodrębniło się kilka ośrodków w takich krajach, jak Kanada, Wielka Brytania, Niemcy, Szwajcaria, Dania i Belgia, gdzie opracowano własne programy do modelowania oczyszczalni, które stały się potem międzynarodowymi standardami. Podstawowym elementem każdego systemu jest

model komór z osadem czynnym, gdzie zachodzą najbardziej złożone procesy oczyszczania biologicznego.

We wszystkich systemach komputerowych uwzględnia się przy modelowaniu komór z osadem czynnym modele zaproponowane przez Henzego, będące wynikiem jego prac prowadzonych w IAWPRC, następnie w IAWQ i obecnie w IWA: *International Water Association* [Henze i in., 1987a, 1987b, 1995, 1999]. Przyjęto też powszechnie jego nazewnictwo: model uwzględniający jedynie redukcje związków organicznych i azotowych nazwano ASM1 od *Activated Sludge Model No. 1*, natomiast model uwzględniający dodatkowo redukcję związków fosforowych nazwano ASM2 od *Activated Sludge Model No. 2*.

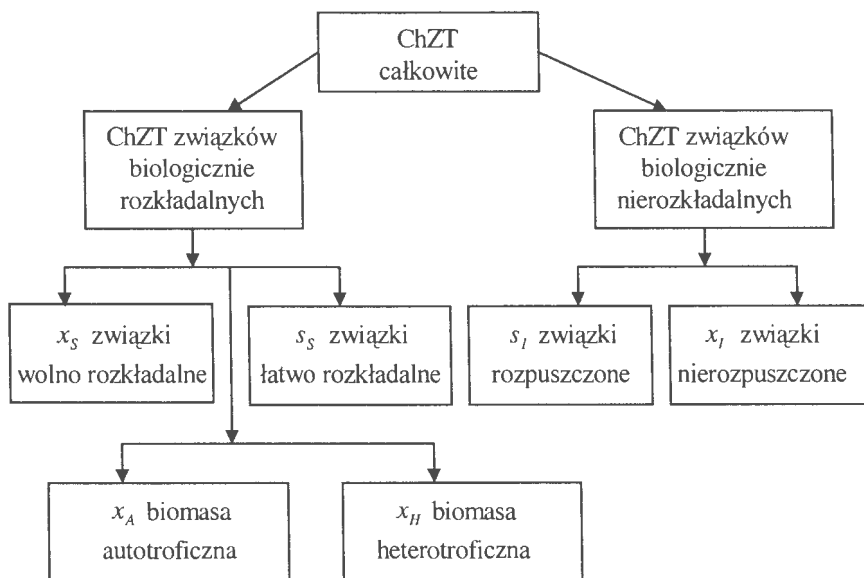
Niektóre ośrodki tworzące własne modele oczyszczalni, do nazwy modelu informującego o standardzie przyjętym dla komór z osadem czynnym dodają również nazwę ośrodka. Stąd są znane w literaturze modele IAWQ ASM od *International Association on Water Quality*, czy WRc ASM od *Water Research Centre*, wcześniej *Water Pollution Research Lab*. W wyniku takiego postępowania wszystkie istniejące programy można podzielić na dwie podstawowe grupy lub klasy: z modelem typu ASM1 lub ASM2 przy opisie komór z osadem czynnym.

Do najbardziej znanych standardowych modeli oczyszczalni, oprócz wspomnianych modeli ASM brytyjskiej grupy IWA [<http://www.iwahq.org.uk>], należą: model STOAT opracowany w *Water Research Centre* również w Wielkiej Brytanii [WRcPlc, 2001; <http://www.wrcplc.co.uk>]; model GPS-X firmy HYDROMANTIS z Kanady [Hydromantis, 2002; <http://www.hydromantis.com>], oraz model AQUASIM szwajcarskiej firmy o nazwie EAWAG od *Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz* [<http://www.eawag.ch>].

W modelach pierwszej grupy przyjmuje się następujące założenia [Henze i in., 1987a i 1987b; Reichert, 1998; Schmidt, 1994; Szetela, 1990]:

- w komorach z osadem czynnym uwzględnia się procesy redukcji związków organicznych, nityfikacji i denityfikacji;
- wyróżnia się 13 charakterystycznych frakcji zawartych w ściekach;
- wszystkie frakcje dzieli się na dwie grupy: rozpuszczone, oznaczane symbolem *s*, i nierozpuszczone, oznaczane symbolem *x*;
- same ścieki dzieli się na dwie części składowe: ciecz i zawiesinę;
- frakcje rozpuszczone są składnikami cieczy, która przepływa przez kolejne zbiorniki oczyszczalni i opuszcza ją w postaci ścieków biologicznie oczyszczonych; frakcje nierozpuszczone są składnikami zawiesiny, która sedymentuje w osadnikach wstępnych i wtórnych; zawiesinę tworzy również osad czynny złożony z bakterii;

- ścieki surowe w dopływie do oczyszczalni, ścieki oczyszczane w kolejnych zbiornikach oczyszczalni i ścieki oczyszczone w odpływie z oczyszczalni charakteryzuje się przez podanie stężeń zawartych w nich frakcji rozpuszczonych i nierozpuszczonych;
- oprócz podziału frakcji ścieków na rozpuszczone i nierozpuszczone, wprowadza się również ich podział na frakcje organiczne, uczestniczące w procesie redukcji związków organicznych, i frakcje azotowe, uczestniczące w procesach nityfikacji i denityfikacji;
- zawartość frakcji organicznych w ściekach określa się za pomocą wskaźnika ChZT, czyli miary zapotrzebowania tlenu na utlenienie wszystkich substancji zawartych w ściekach, lub BZT₅, czyli miary zapotrzebowania tlenu na utlenienie - w okresie 5 dni - substancji organicznych zawartych w ściekach.



Rys. 3.5. Frakcje organiczne w ściekach w modelu klasy ASM1

Dla modeli pierwszej grupy wyróżnia się w ściekach następujące frakcje rozpuszczone i nierozpuszczone oraz organiczne i azotowe (rys. 3.5 i 3.6):

- *frakcje uwzględniane w bilansie związków organicznych (ChZT):*
1. x_A - biomasa bakterii autotroficznych (*Nitrosomonas* i *Nitrobacter*) odpowiedzialnych za proces nitryfikacji;
 2. x_H - biomasa bakterii heterotroficznych odpowiedzialnych za procesy redukcji związków organicznych w warunkach aerobowych i anoksycznych oraz za proces denitryfikacji w warunkach anoksycznych;
 3. x_P - biologicznie nieaktywne, nierozkładalne produkty organiczne obumierania bakterii autotroficznych i heterotroficznych;
 4. x_I - biologicznie nieaktywne, nierozkładalne związki organiczne w zawiesinie;
 5. x_S - biologicznie aktywne, wolno rozkładalne związki organiczne w zawiesinie, przechodzące w wyniku hydrolizy do frakcji s_S ;
 6. s_I - biologicznie nieaktywne, nierozkładalne związki organiczne rozpuszczone;
 7. s_S - biologicznie aktywne, łatwo rozkładalne związki organiczne rozpuszczone, stanowiące substrat;
- *frakcje uwzględniane w bilansie związków azotowych:*
8. s_{NH} - rozpuszczony azot amonowy, w postaci jonów NH_4^+ ;
 9. s_{NO} - suma rozpuszczonego azotu azotynowego i azotanowego, w postaci jonów $NO_2^- + NO_3^-$;
 10. s_{ND} - rozpuszczony azot organiczny, biologicznie łatwo rozkładalny;
 11. x_{ND} - azot organiczny w zawiesinie, biologicznie wolno rozkładalny;

Ponadto uwzględnia się jako parametry ścieków:

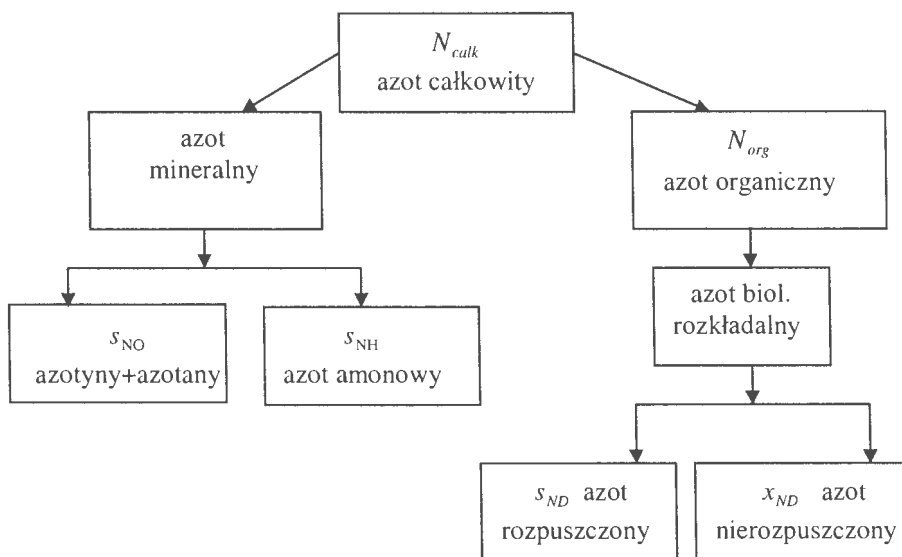
12. s_O - tlen rozpuszczony;
13. s_{alk} - zasadowość.

Ze schematów na rys. 3.5 i 3.6 wynikają następujące zależności:

$$\begin{aligned}
 ChZT_{calc} &= x_S + s_S + x_A + x_H + s_I + x_I \\
 N_{calc} &= s_{NO} + s_{NH} + s_{ND} + x_{ND} \\
 N_{org} &= s_{ND} + x_{ND}
 \end{aligned}
 \tag{3.34}$$

W modelach drugiej grupy przyjęto następujące dodatkowe założenia w stosunku do modeli pierwszej grupy [Henze i in., 1995 i 1999; Reichert, 1998]:

- w komorach z osadem czynnym uwzględnia się, oprócz procesów redukcji związków organicznych, nityfikacji i denityfikacji, także proces defosfatacji;
- wyróżnia się 17 charakterystycznych frakcji zawartych w ściekach;
- oprócz podziału frakcji ścieków na rozpuszczone i nierozpuszczone, wprowadza się również ich podział na frakcje organiczne, uczestniczące w procesie redukcji związków organicznych, frakcje azotowe, uczestniczące w procesach nityfikacji i denityfikacji, i frakcje fosforowe, uczestniczące w procesie defosfatacji.

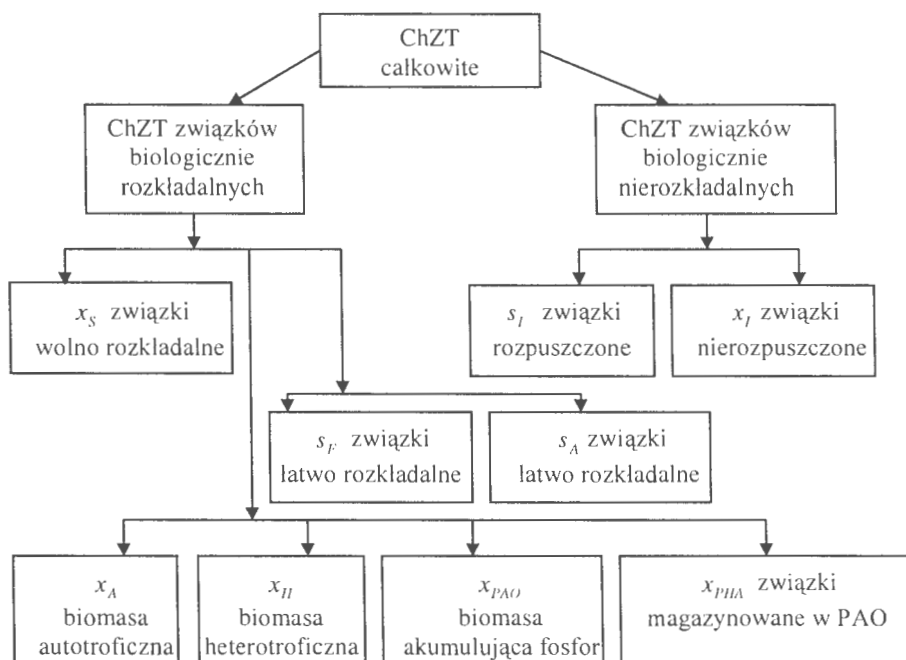


Rys. 3.6. Frakcje azotowe w ściekach w modelu ASM1

W ściekach wyróżnia się następujące frakcje rozpuszczone i nierozpuszczone oraz organiczne, azotowe i fosforowe dla modeli grupy drugiej [Dymaczewski, 2002; IWA, 2000] (rys. 3.7, 3.8 i 3.9):

– frakcje uwzględniane w bilansie związków organicznych (ChZT):

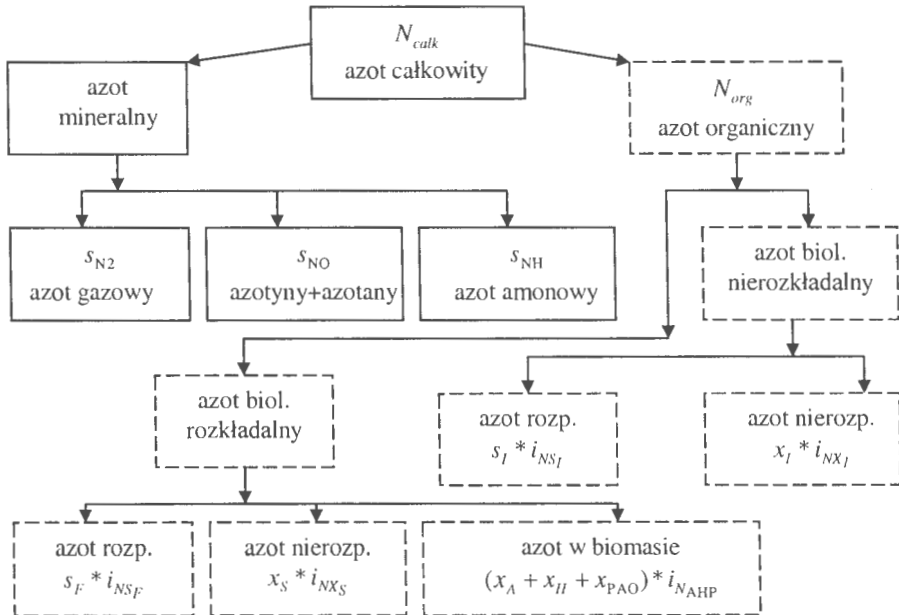
1. x_A - biomasa bakterii autotroficznych (*Nitrosomonas* i *Nitrobacter*), odpowiedzialnych za proces nityfikacji;



Rys. 3.7. Frakcje organiczne w ściekach w modelu ASM2

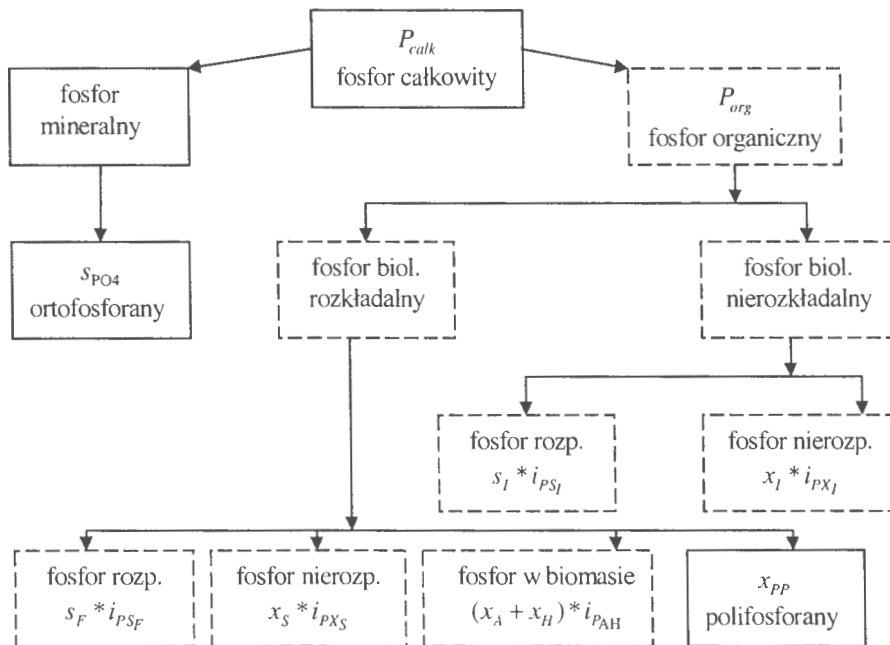
2. x_H - biomasa bakterii heterotroficznych, odpowiedzialnych za redukcję związków organicznych w warunkach aerobowych i anoksycznych, za proces denityfikacji w warunkach anoksycznych oraz za przekształcanie frakcji s_F we frakcje s_A w warunkach anaerobowych;
3. x_{PAO} - biomasa bakterii akumulujących fosforany w warunkach aerobowych (PAO – *Phosphate Accumulating Organisms*);
4. x_{PHA} - związki organiczne zmagazynowane w komórkach PAO;

5. x_I - biologicznie nieaktywne, nierozkładalne związki organiczne w zawieszinie, wraz z produktami obumierania bakterii autotroficznych i heterotroficznych, oznaczonymi przez x_p w modelu ASM1;
6. x_S - biologicznie aktywne, wolno rozkładalne związki organiczne w zawieszinie, przechodzące w wyniku hydrolizy do frakcji s_F ,
7. x_{TSS} - zawiesina ogólna, czyli suma wszystkich frakcji nierozpuszczonych,
8. s_I - biologicznie nieaktywne, nierozkładalne związki organiczne rozpuszczone,
9. s_F - biologicznie aktywne, łatwo rozkładalne związki organiczne rozpuszczone; ich produktem rozkładu jest frakcja s_A ,
10. s_A - biologicznie aktywne, rozkładalne związki organiczne rozpuszczone, będące produktem rozkładu frakcji s_F ,



Rys. 3.8. Frakcje azotowe w ściekach w modelu ASM2

- frakcje uwzględniane w bilansie związków azotowych:
 11. s_{NH} - rozpuszczony azot amonowy, w postaci jonów NH_4^+ ,
 12. s_{NO} - suma rozpuszczonego azotu azotynowego i azotanowego w postaci jonów $NO_2^- + NO_3^-$,
 13. s_{N_2} - azot gazowy, będący produktem denitryfikacji,
- uwzględniane w bilansie frakcji fosforowych:
 14. X_{PP} - polifosforany magazynowane w komórkach PAO w warunkach aerobowych,
 15. S_{PO_4} - ortofosforany;
- dodatkowe parametry ścieków:
 16. s_O - tlen rozpuszczony;
 17. s_{alk} - zasadowość;



Rys. 3.9. Frakcje fosforowe w ściekach w modelu ASM2

W modelu ASM2 frakcje azotu i fosforu organicznego nie są wyznaczone bezpośrednio a jedynie jako składniki frakcji określonych związków organicznych. Ze schematów na rys. 3.7, 3.8 i 3.9 wynikają następujące zależności:

$$\begin{aligned}
 \text{ChZT}_{\text{calc}} &= x_S + s_F + s_A + x_A + x_H + x_{\text{PAO}} + x_{\text{PHA}} + s_I + x_I \\
 N_{\text{calc}} &= s_{\text{NO}} + s_{\text{NH}} + s_{\text{N}_2} + N_{\text{org}} \\
 N_{\text{org}} &= s_F i_{\text{NSF}} + x_S i_{\text{NXS}} + (x_A + x_H + x_{\text{PAO}}) i_{\text{NAHP}} + s_I i_{\text{NSI}} + x_I i_{\text{NXI}} \\
 P_{\text{calc}} &= s_{\text{PO}_4} + P_{\text{org}} \\
 P_{\text{org}} &= x_{\text{PP}} + s_F i_{\text{PSF}} + x_S i_{\text{PXS}} + (x_A + x_H) i_{\text{PAH}} + s_I i_{\text{PSI}} + x_I i_{\text{PXI}}
 \end{aligned} \tag{3.35}$$

przy czym współczynniki i_{NSF} , i_{NXS} , i_{NAHP} , i_{PSI} , i_{PXI} , i_{PSF} , i_{PXS} , i_{PAH} oznaczają zawartości procentowe odpowiednich frakcji azotu lub fosforu w różnych frakcjach organicznych.

Modele typu ASM1 i ASM2 są ciągle rozwijane i w ten sposób powstają modyfikacje tych modeli. Modyfikacją modelu ASM1 jest model ASM3, w którym uwzględnia się dodatkowo magazynowanie związków organicznych w komórkach bakterii heterotroficznych [Gujer i in., 1999]. Z kolei modyfikacją modelu ASM2 jest model ASM2d, w którym uwzględnia się dwie dodatkowe okoliczności związane z redukcją związków fosforowych [Henze i in., 1999]:-

- x_{PAO} oznacza biomasę bakterii akumulujących fosforany w warunkach aerobowych oraz anoksycznych; w modelu ASM2 akumulacja zachodzi jedynie w warunkach aerobowych,
- x_{PP} oznacza polifosforany magazynowane w komórkach PAO w warunkach aerobowych i anoksycznych; w modelu ASM2 magazynowanie zachodzi jedynie w warunkach aerobowych.

Jak wspomniano wcześniej, modele i oparte na nich popularne programy komputerowe do symulacji oczyszczalni ścieków opracowano w Kanadzie, Wielkiej Brytanii, Szwajcarii, Danii, Belgii i w Niemczech. W większości są to oprogramowania tworzone na uczelniach lub w placówkach badawczych. Oprócz już wymienionych modeli: GPS-X z Kanady, STOAT z Wielkiej Brytanii i AQUASIM ze Szwajcarii, należy wspomnieć modele EFOR i SIMBA z Danii, model WEST z Belgii oraz modele ARASIM i SIMNON z Niemiec [Olsson, 1999; Schmidt, 1995; Studzinski, 1995b]. Program SIMNON opracowany na Uniwersytecie w Clausthal i program ARASIM opracowany na Uniwersytecie w Passau posługują się modelem ASM1 do symulacji procesów w komorach z osadem czynnym.

Z kolei program SIMBA opracowany w instytucie IFAK Uniwersytetu w Lyngby, program WEST opracowany przez firmę HEMMIS przy współpracy Uniwersytetu w Ghent, program EFOR opracowany przez firmę KRUEGER SYSTEMS przy współpracy IAWQ (*International Association on Water Quality*), program STOAT opracowany w WRc (*Water Research Centre*) oraz także program GPS-X będący produktem firmy HYDROMANTIS, mają wbudowane modele ASM1 i ASM2; program STOAT ma również ich modyfikacje ASM2d i ASM3.

W Polsce pierwszym znanym programem modelowania złożonego procesu technologicznego oczyszczalni był program autorski WTPD opracowany przez Szetelę na Politechnice Wrocławskiej [Szetela, 1990], oparty na modelu typu ASM1.

3.3. Zastosowania modeli standardowych

Istnieją zasadniczo dwie możliwości praktycznego zastosowania modeli matematycznych procesu oczyszczania ścieków: do projektowania nowych lub rozbudowy istniejących obiektów oczyszczalni oraz do optymalizacji i sterowania obiektów eksploatowanych. Przy tym w obu przypadkach można stosować modele wybranych ogniw ciągu technologicznego lub kompleksowe modele oczyszczalni. Kolejną możliwością, to stosowanie modeli oczyszczalni do celów badawczych i dydaktycznych. Ta ostatnia możliwość jest wykorzystywana powszechnie, między innymi dlatego, że większość modeli powstaje w ośrodkach uniwersyteckich lub w placówkach badawczych.

Używanie modeli dla celów badawczych umożliwia, dzięki symulacji komputerowej, lepsze poznanie procesów zachodzących głównie w komorach z osadem czynnym oraz dobór funkcji i wartości parametrów przy opisywaniu takich zjawisk, jak sedymentacja osadu, rozwój bakterii, przechodzenie tlenu gazowego do formy rozpuszczonej itp. Te badania są jednak prowadzone w warunkach laboratoryjnych, a więc sztucznych i w małej skali, i dlatego często powstają problemy z ich przenoszeniem do warunków rzeczywistych. Niemniej wartość poznawcza takich badań jest bardzo duża [Heiderer, 1989; Olsson i in., 1989; Olsson i Newell, 1999; Schmidt, 1994; Reichert, 1998; Studziński, 2000; Szetela, 2000].

Stosuje się również modelowanie matematyczne w pracach projektowych, szczególnie przy projektowaniu nowych oczyszczalni, kiedy nie ma ograniczeń wprowadzanych zwykle przez obiekt już istniejący [Szetela, 2000]. Na przykład, wspierano się obliczeniami komputerowymi z wykorzystaniem modelu matematycznego przy projektowaniu stosunkowo małej oczyszczalni niemieckiej w miejscowości Brück koło Berlina [Studziński, 1996]. Jednak również w tym przypadku obliczenia symulacyjne mają charakter jedynie wspomagający a ich wartość jest tym większa, im późniejsze warunki eksploatacyjne mniej się różnią od warunków przyjmowanych w obliczeniach.

Natomiast nie są dotychczas znane zastosowania modeli matematycznych do sterowania oczyszczalnią, kiedy na podstawie modelu i obliczeń optymalizacyjnych wyznacza się nastawy regulatorów zmieniające się w zależności od zmieniających się warunków procesowych. Problem polega na tym, że nie ma obecnie modeli oczyszczalni dostatecznie dokładnie opisujących proces i jednocześnie użytecznych dla celów operacyjnych, przy czym szczególnie dotyczy to modeli wielkich oczyszczalni miejskich.

Interesujący jest przykład próby wykorzystania modelu ARASIM (*Abwasser-Reinigungs-Anlagen-SIMulation*) do optymalizacji procesu w miejskiej oczyszczalni w Cottbus. Model ten został opracowany przez zespół kierowany przez Schmidta na Uniwersytecie w Passau przy współpracy z Politechniką w Aachen w zakresie algorytmów obliczeniowych [Schmidt, 1994 i 1995]. W latach 1990-ych model ARASIM był w Niemczech bardzo popularny w publikacjach i na konferencjach a także na targach komputerowych CeBit w Hanowerze. Pod koniec lat 1990-ych przeprowadzono eksperyment z kalibracją modelu w miejskiej oczyszczalni ścieków w Cottbus w Niemczech, jednak nie potrafiiono uzyskać zadowalających wyników dopasowania modelu do rzeczywistego obiektu. Eksperyment zakończył się niepowodzeniem i w rezultacie doprowadziło to do przerwania prac związanych z dalszym rozwojem modelu. Jednocześnie jednak model jest w dalszym ciągu użytecznym narzędziem dydaktycznym stosowanym na Uniwersytecie w Passau.

Jan Studziński

**IDENTYFIKACJA, SYMULACJA I STEROWANIE
OCZYSZCZALNIAMI ŚCIEKÓW**

Monografia dotyczy problematyki modelowania i sterowania mechaniczno-biologicznymi oczyszczalnymi ścieków. Przedstawione badania obejmują opracowanie modeli matematycznych oczyszczalni, ich identyfikację oraz zastosowanie do celów sterowania. Omówiono aktualny stan badań oraz wskazano pożądane kierunki ich rozwoju. Opisano szczegółowo zagadnienia związane z wykonywaniem eksperymentów pomiarowych, opracowywaniem modeli przepływowych wydzielonych zbiorników oczyszczalni, wyznaczeniem modelu fizycznego oczyszczalni oraz modeli neuronowych. Wszystkie rozważania są ilustrowane wynikami przykładowych badań wykonanych pod kierunkiem autora w miejskiej oczyszczalni ścieków w Rzeszowie.

ISSN 0208-8029
ISBN 83-85847-88-X