

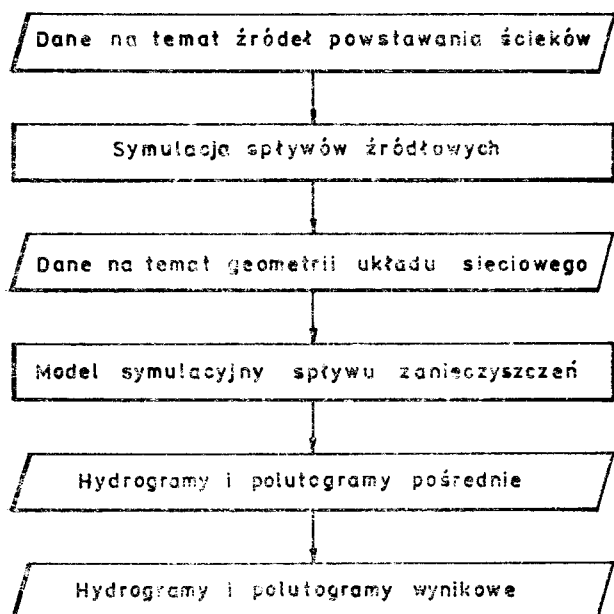
Marek Zawilski

SYMULACJA SPŁYWU ZANIECZYSZCZEŃ W KANALIZACJI

Dotychczasowe prace poświęcone symulacji zjawisk zachodzących w systemach kanalizacji miejskiej, dotyczyły głównie strony hydraulicznej zagadnienia. Było to podyktowane koniecznością sformułowania metodyki wymiarowania kanałów, ponieważ stosowanie uproszczonych modeli hydraulicznych prowadzi do niedopuszczalnych błędów obliczeniowych. Jednakże, prócz wspomnianego problemu dotyczącego hydrauliki, istnieje jeszcze problem czysto technologiczny, polegający na przewidywaniu lub kontroli spływu zanieczyszczeń kanałami. Ścieki spływają do sieci kanalizacyjnej z różnych źródeł, z różną intensywnością i o zmiennym składzie. Podobnie, jak czyni się starania w kierunku symulacji ilościowej, tak też powinno się dążyć do stworzenia modeli symulacyjnych dla spływu ładunków zanieczyszczeń. To ostatnie zagadnienie jest niezwykle istotne dla współpracy układu sieciowego z miejską oczyszczalnią ścieków.

Zasady symulacji spływu zanieczyszczeń

Całość operacji związanych z symulacją spływu zanieczyszczeń w sieci kanalizacyjnej, można sprowadzić do schematu, przedstawionego na rys. 1.



Rys. 1 Schemat blokowy operacji symulowania spływu zanieczyszczeń w układzie sieciowym

Zasadniczą trudność sprawiają pierwszy i trzeci blok operacji. Dane dotyczące źródeł spływu ścieków są trudne do uzyskania, ze względu na ogromną ich liczbę oraz nieznany (często losowy) charakter hydrogramów i polutogramów źródłowych. Tradycyjne metody deterministyczne, stosowane do obliczania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w celach projektowych, nie zdają tu zupełnie egzaminu. Liczba źródeł i spływy źródłowe powinny być ograniczone do niezbędnego minimum, np. przez ich łączenie w przypadku budownictwa mieszkaniowego (osiedla, rejony itp.). Wyodrębnione muszą być główne źródła zanieczyszczeń na obszarze zlewni kolektorów, w tym szczególnie uciążliwe zakłady przemysłowe.

Jedną z metod ustalania hydrogramów i polutogramów źródłowych może być metoda następująca:

- ustalenie średniodobowych ilości i ładunków zanieczyszczeń,
- wprowadzenie parametrów charakteryzujących proces zmian tych wielkości, jako przebiegów stochastycznych z ewentualnością nakładania się zmian o charakterze cyklicznym,
- nałożenie na w/w procesy nagłych spływów awaryjnych o bardzo dużych wartościach ładunków zanieczyszczeń; spływy te mogą być traktowane jako zdarzające się losowo lub też mogą być symulowane w inny sposób.

Osobnym zagadnieniem jest sam model symulacyjny spływu zanieczyszczeń kanałami. Model uproszczony polega na bilansowaniu natężeń przepływów ruchu ustalonego i ładunków zanieczyszczeń w węzłach sieci. Model taki wystarcza w przypadku małej zmienności wahań parametrów w czasie, w przeciwnym przypadku uzyskiwane hydrogramy i polutogramy wyjściowe są dalekie od rzeczywistości. Ponieważ samo zagadnienie symulacji jest bardzo złożone, modele symulacyjne muszą być, jak na razie, dostosowane do mocy obliczeniowej maszyn cyfrowych. Jednym z najistotniejszych problemów jest symulowanie nagłych spływów zanieczyszczeń, np. substancji toksycznych. W takim przypadku należy ustalić czas dopływu zanieczyszczeń do oczyszczalni i polutogramy wynikowe, w tym szczególnie poziom maksymalnego stężenia.

Symulacja nagłych spływów zanieczyszczeń

Zakłada się, że w dowolnym punkcie sieci kanalizacyjnej może nastąpić gwałtowny spływ zanieczyszczeń, wywołujący następnie na oczyszczalni ścieków niekorzystne skutki dla pro-

cerów technologicznych. Spływ ten charakteryzuje się przede wszystkim dużym stężeniem zanieczyszczeń, natomiast wpływ wzrostu natężenia przepływu jest pomijalnie mały. W najniekorzystniejszym przypadku występuje nagły zrzut określonej masy zanieczyszczeń do kanału. Przenoszenie zanieczyszczeń w kanale może być przedstawione przy pomocy równań Taylora, przy założeniu, że kanał stanowi tzw. reaktor półnieskończony bez przestrzeni martwych:

$$\frac{\delta c}{\delta t} = -v \frac{\delta c}{\delta x} + D_L \frac{\delta^2 c}{\delta x^2} + R(c, t) \quad (1)$$

gdzie:

c — stężenie zanieczyszczeń, g/m³
 v — średnia prędkość przepływu, m/s
 x — droga wzdłuż kanału, m
 D_L — współczynnik dyspersji wzdłużnej, m²/s
 $R(c, t)$ — funkcja transformacji stężenia, uwzględniająca np. zachodzenie reakcji chemicznych, sedymentację itp.

Przepływ ścieków odbywa się przez ciąg złożony z odcinków kanałów o różnych przekrojach i spadkach oraz przy narastającym natężeniu przepływu. Analityczne rozwiązanie równania (1) jest przez to bardzo utrudnione. Poza tym rozwiązanie ogólne tego równania nie da się zapisać w postaci wyrażeń wymiernych.

Oznaczając liczbę Pecleta jako:

$$Pe = \frac{vx}{D_L} \quad (2)$$

można przyjąć, że dla dużych wartości tego parametru rozwiązanie równania (1) da się przedstawić zależnością [1, 2]:

$$c(x, t) = \frac{c_0 \cdot x}{2\sqrt{\pi \cdot D_L \cdot t}} \exp \left[-\frac{(x-vt)^2}{4 D_L t} \right] \quad (3)$$

gdzie: $c_0 = \frac{m \cdot v}{Q \cdot L}$

m — masa zrzutu zanieczyszczeń, kg
 Q — natężenie przepływu, m³/s
 L — długość odcinka kanału, m

Równanie (3) jest zależnością przekształconą dla potrzeb rozważanego zagadnienia. Równanie to dotyczy dowolnego przekroju kanału o długości L , który to przekrój znajduje się w odległości x od punktu zrzutu masy m . W punkcie tym $x=0$, a zrzut masy następuje w chwili $t=0$. Oczywiście, odcinek o długości L ma niezmienną geometrię oraz stałe natężenie przepływu. Ze wzoru (3) może być obliczany tylko pierwszy odcinek kanału poniżej punktu zrzutu. Każda zmiana warunków hydraulicznych bądź geometrii kanału, wymaga zastosowania innych metod obliczeniowych.

Równanie (1) bywa też obliczane numerycznie, najczęściej metodą siatek. W tym przypadku wynik końcowy zależy bardzo od doboru kroków Δx i Δt . Jednakże przy przejściu z odcinka na odcinek należy dokonywać modyfikacji algorytmu obliczeniowego. Biorąc pod uwagę powyższe stwierdzenia, uznano numeryczne rozwiązanie równania (1) za jedyną rozsądną

w praktyce metodykę postępowania. Decydujące o wyniku obliczeń są wartości współczynnika dyspersji wzdłużnej D_L . Intensywność mieszania wzdłużnego zależy od wielu czynników hydraulicznych, a także od wielkości kanału lub cieku naturalnego. Uniwersalnego rozstrzygnięcia brak, natomiast istnieje szereg badań dotyczących kanałów otwartych, których wyniki można zaadaptować dla omawianego przypadku [3].

Na potrzeby algorytmu obliczeniowego przyjęto postać wzoru, akceptowaną przez większość autorów:

$$D_L = k \cdot u_s \cdot h \quad (4)$$

zaś

$$u_s = \sqrt{g \cdot i \cdot R_h} \quad (5)$$

gdzie:

u_s — prędkość ścinająca, m/s
 h — napełnienie kanału, m
 g — przyspieszenie ziemskie, m/s²
 R_h — promień hydrauliczny, m
 i — spadek dna kanału
 k — stała doświadczalna

Stała k waha się wg różnych danych od 5 do 15. W prezentowanej wersji algorytmu przyjęto $k=10$, przy czym zostaną przeprowadzone badania polowe na kanałach rzeczywistych w celu weryfikacji tej wartości. Algorytm obliczeniowy dotyczy w pierwszej wersji substancji nie reagujących ze składnikami ścieków i nieusuwalnych w trakcie przepływu kanałem. Stąd przyjęto $R(x, t)=0$. Równocześnie substancje te są rozpuszczalne lub przynajmniej rozpraszające się w ściekach.

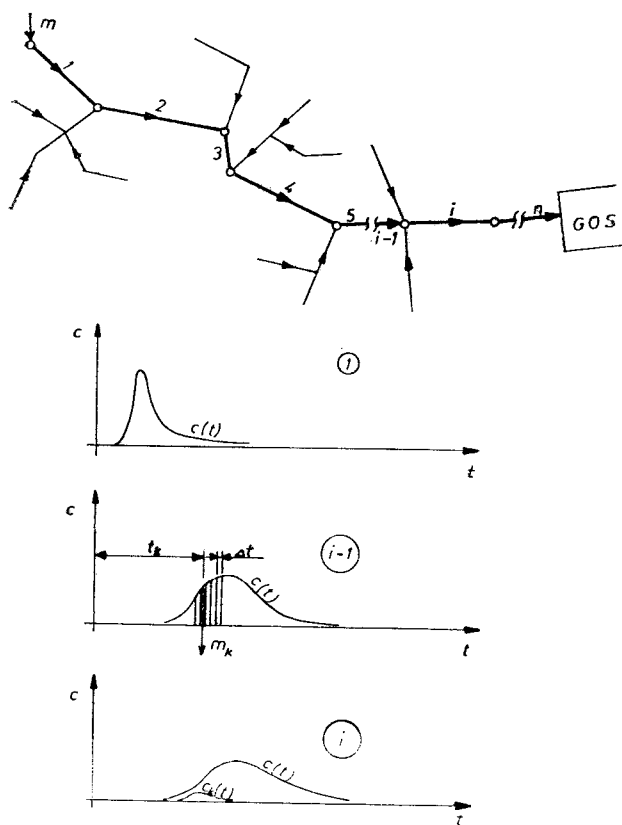
Programy obliczeniowe

Opracowano dwa programy obliczeniowe:

- na mikrokomputer ZX Spectrum 48 kB,
- na minikomputer MERA-400.

W pierwszym przypadku okazało się, że moc obliczeniowa mikrokomputera oraz pojemność pamięci są niewystarczające do zastosowania numerycznej metody siatek, bądź innej metody równoważnej. Dlatego też opracowano metodę superpozycji, opartą na zupełnie innej zasadzie postępowania. Dla każdego z odcinków ciągu kanalizacyjnego wczytywane są najpierw dane geometryczne oraz natężenia przepływu. Te ostatnie potraktowano jako ustalone, gdyż stabilność przepływów w głównych kolektorach jest bardzo duża. Możliwe jest też zadanie natężeń przepływów odcinkowych funkcją lub na stałe w pewnych przedziałach czasu, wreszcie mogą to być wielkości obliczane wg hydrogramów źródłowych. Algorytmy takie nie zostały jeszcze opracowane.

Istotą metody superpozycji jest to, że pierwszy i tylko pierwszy odcinek kanału jest obliczany wg wzoru (3) dla całkowitej masy zrzutu. Następnie polutogram końcowy z tego odcinka jest traktowany jako początkowy dla drugiego odcinka. Krzywą zmian ładunku zanieczyszczeń w czasie rozkłada się na sekwencje mas jednostkowych, występujących z małym krokiem czasowym. Z kolei tymi masami obciąża się odcinek drugi (rys. 2).



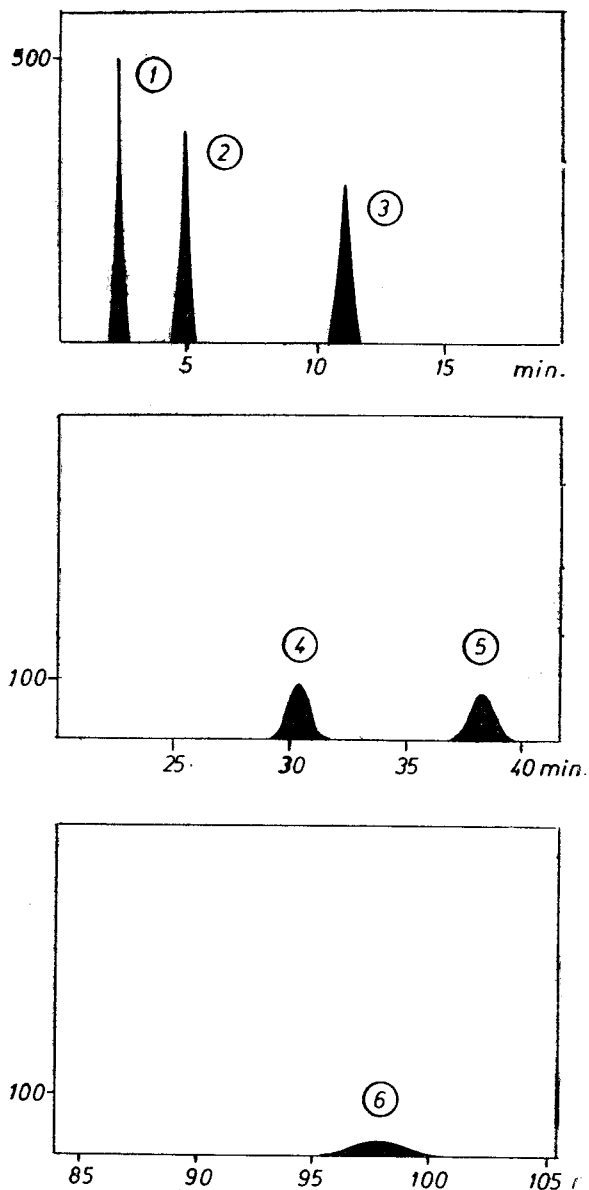
Rys. 2 Metoda superpozycji symulacji sływu zanieczyszczeń

Oddziaływanie od każdej masy jest następnie sumowane dla tych samych momentów czasu rzeczywistego na końcu drugiego odcinka, co daje nowy wynikowy polutogram. Całość operacji powtarza się dla następnych odcinków kanału. Dzięki wyeliminowaniu z obliczeń nieistotnych wartości stężeń i ładunków (krzywa polutogramu jest bardzo stroma i wąska), program obliczeniowy z powodzeniem mieści się w pamięci mikrokomputera a czas obliczeń wydatnie się skraca. Czas ten jest zależny od żądanej dokładności obliczeń oraz liczby odcinków ciągu, nie przekracza jednak (w przypadku sieci m. Łodzi) jednej godziny dla programu napisanego w BASIC-u bez kompilacji. W wersji „szybkiej” czas obliczeń wynosi kilka minut. Przykładowe rezultaty obliczeń dla kolektora nr VII przy masie zrzutu zanieczyszczeń 1000 g przedstawiono na rys. 3 [4].

Jak widać, nawet tak nieznaczna masa zrzutu powoduje istotne podwyższenie stężeń u wylotu kolektora.

Znacznie bardziej rozbudowany program opracowano na minikomputer MERA-400. Zastosowano procedurę numerycznego rozwiązywania równania (1) metodą Cranka-Nicholsona. Program opracowano w języku FORTRAN.

W obu programach opracowano na koniec procedurę wyboru drogi przepływu ścieków od punktu zrzutu do oczyszczalni. Stworzono także możliwość zadawania nie tylko nagłego zrzutu masy, ale i polutogramu źródłowego w punkcie zrzutu.

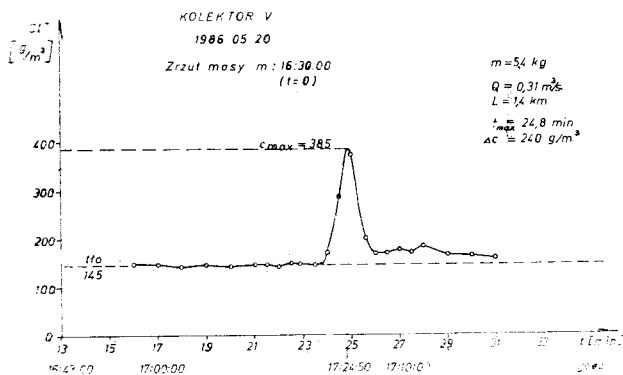


Rys. 3. Przykładowe wyniki obliczeń symulacyjnych przemieszczania się zanieczyszczeń w kolektorze nr VII. Polutogramy odpowiadają końcowym przekrojom sześciu pierwszych odcinków kolektora

Wnioski

1. Symulowanie hydrogramów i polutogramów źródłowych np. w postaci sekwencji nagłych zrzutów, umożliwi rozwiązanie omawianego problemu, przy czym programy obliczeniowe dla wersji ogólnej są już opracowywane.

2. Równocześnie prowadzone są badania polowe w celu weryfikacji zależności, dotyczącej intensywności dyspersji wzdłużnej. Badania te polegają na wyznaczaniu krzywych przepływu na odcinkach kanałów o stabilnym przepływie. Zastosowano metodę „chmury solnej”, dawkując w górnej studzienice stężony roztwór chlorku sodowego przy masie zrzutu rzędu kilku kg. Metoda ta okazała się najpewniejsza, zaś wpływ stężenia tła chlorków okazał się bez znaczenia. Przykładowe wyniki badań przedstawia rysunek 4.



Rys. 4 Wyniki badań polowych dyspersji wzdłużnej metodą „chmury solnej”

LITERATURA

1. J. VILLERMAUX, W.P.N. VAN SWAAILJ: Modele representatif de la distribution des temps... Chem. Sci., 1969.
2. W. C. CLEMENTS: A Note on Determination of the Parameters of the Longitudinal Dispersion Model from Experimental Data. Chem. Eng. Sci., Vol. 24, 1969.
3. M. K. BANSAL: Dispersion in Natural Streams. Journ. of the Hydraulics Division, ASCE, 1971.
4. Atlas ilości i jakości ścieków w kanalizacji m. Łodzi. Cz. II: Modelowanie składu ścieków. Raport roczny z badań. Instytut Inżynierii Lądowej i Sanitarnej Politechniki Łódzkiej, Łódź 1985 (praca niepublikowana).

M. Zawilski

SIMULATING THE FLOW OF POLLUTANTS IN A MUNICIPAL SEWER SYSTEM

On simulating the flow of pollutants, the needs of a municipal sewage treatment plant are taken into account. The paper includes a review of simulation

methods with regard to the entire sewer system, to particular sources of waste generation, and to abrupt, disadvantageous changes in the flow of pollutants. Special consideration is given to the latter, as they may unfavourably affect the process of wastewater treatment. Presented is a method of solving a differential equation, which describes the movement of pollutants in the sewer by making use of such parameters as convection and longitudinal dispersion.