

## PRACE ORYGINALNE

---

Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska nr 51, 2011: 3–14  
(Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ. 51, 2011)  
Scientific Review – Engineering and Environmental Sciences No 51, 2011: 3–14  
(Sci. Rev. Eng. Env. Sci. 51, 2011)

**Magdalena MROKOWSKA, Marzena OSUCH**

Zakład Hydrologii i Hydrodynamiki, Instytut Geofizyki PAN  
Department of Hydrology and Hydrodynamics, Institute of Geophysics PAS

### **Modelowanie transportu zanieczyszczeń w korytach rzecznych z uwzględnieniem niepewności na przykładzie modelu martwych stref**

### **Modelling pollutant transport in rivers including uncertainty analysis: application of dead zone model**

**Słowa kluczowe:** model martwych stref, GLUE, szacowanie niepewności, analiza wrażliwości  
**Key words:** dead zone model, GLUE, uncertainty assessment, sensitivity analysis

#### **Wprowadzenie**

Klasyczne, deterministyczne podejście do modelowania (Ozga-Zielińska i Brzeziński 1994, Byczkowski 1999) może okazać się niewystarczające do opracowania złożonych problemów środowiskowych. Błędy obserwacyjne oraz błędy strukturalne i numeryczne modelu powodują, że wyniki są zawsze obciążone niepewnością (Beven 2001, Blasone i in. 2008). Korzystając z metod szacowania niepewności, można określić rozrzut uzyskiwanych symulacji, tzn. określić szerokość przedziału, w którym można z zadowalającym prawdopodob-

ieństwem estymować wartość wielkości symulowanej. Określone w ten sposób błędy predykcji stanowią niezwykle cenną informację o jakości wyników modelowania.

Często do opisu problemu stosowane są złożone, wieloparametrowe modele, dla których przy dostępnych obserwacjach nie jest możliwa jednoznaczna identyfikacja ich parametrów. W takim przypadku ocenę tego, które z procesów są nieistotne do opisu analizowanego zjawiska, umożliwia analiza wrażliwości. Metoda ta, rozszerzona dodatkowo o analizę niepewności, umożliwia uproszczenie modelu oraz pozwala na jego prawidłową kalibrację.

Celem artykułu jest przedstawienie metodyki modelowania transportu zanieczyszczeń na przykładzie modelu martwych stref. Szczególną uwagę poświę-

cono takim aspektem, jak: dobór odpowiedniej metody identyfikacji parametrów, sprawdzenie wpływu parametrów na wyjście z modelu oraz określenie niepewności szacowanych wyników.

## Dane pomiarowe

Opisywana metodyka została zastosowana do opisu transportu zanieczyszczeń rozpuszczonych na 5-kilometrowym odcinku Wkry, w jej środkowym biegu. W pracy wykorzystano wyniki z eksperymentu znacznikowego przeprowadzonego wspólnie przez IGF PAN oraz WIKŚ SGGW (Owczarczyk i in. 1997).

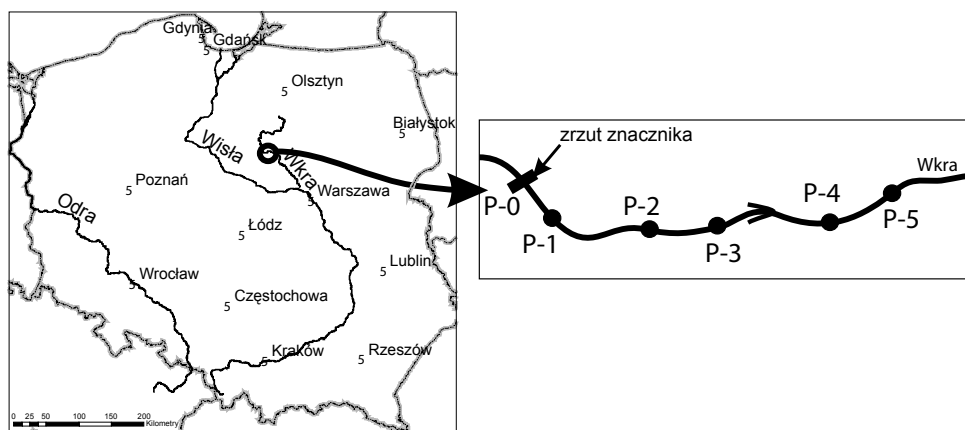
Eksperyment ten polegał na impulsowym zrzućeniu konserwatywnego (zachowującego stałą masę) i pasywnego (niezmieniającego pola prędkości wody) znacznika – rodaminy B, w profilu P-0 i pomiarze zmiany koncentracji znacznika w pięciu profilach pomiarowych (od P-1 do P-5) – rysunek 1. Eksperyment

znacznikowy był przeprowadzony trzykrotnie przy różnych wartościach natężenia przepływu: pomiar 1 –  $Q = 4,18 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Q1), pomiar 2 –  $Q = 3,97 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Q2), pomiar 3 –  $Q = 4,32 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Q3). W wyniku eksperymentu otrzymano krzywe stężenia rodaminy B w funkcji czasu. Na potrzeby analiz dane pomiarowe poddano normalizacji.

Opracowanie wyników przedstawionego eksperymentu znacznikowego było przedmiotem dwóch wcześniejszych prac: Krukowskiego i Kurzawskiego (2001) – model Ficka, oraz Rowińskiego i innych (2004) – model martwych stref.

## Specyfikacja modelu

Pierwszym etapem modelowania jest specyfikacja modelu, podczas której jest określany cel i przedmiot modelowania oraz wybierany jest model. W pracy celem modelowania był opis transportu zanieczyszczeń rozpuszczonych na analizowanym odcinku Wkry. Ze względu



RYSUNEK 1. Odcinek Wkry z oznaczeniem profili pomiarowych  
 FIGURE 1. The Wkra River reach under study with cross sections

na charakter rzeki oraz dostępne dane pomiarowe zastosowano model martwych stref. Jest to model jednowymiarowy, w którym zmiana koncentracji zanieczyszczeń rozpatrywana jest jedynie wzdłuż biegu rzeki, przy założeniu, że zanieczyszczenia są wymieszane równomiernie w profilu poprzecznym koryta (Rutherford 1994).

Model martwych stref jest ciągłym modelem deterministycznym, bazującym na zasadzie zachowania masy, uwzględniającym przejściowe magazynowanie zanieczyszczeń w miejscach, w których woda ulega okresowej stagnacji, czyli w tzw. martwych strefach. Model składa się z układu dwóch równań (Bencała i Walters 1983, Runkel 1998), które w rozpatrywanym przypadku przyjmują postać:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left( AK_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \alpha(C_s - C) \quad (1)$$

$$\frac{\partial C_s}{\partial t} = \alpha \frac{A}{A_s} (C_s - C) \quad (2)$$

gdzie:

$A$  – pole powierzchni przekroju poprzecznego koryta głównego [m<sup>2</sup>],

$A_s$  – pole powierzchni przekroju poprzecznego martwych stref [m<sup>2</sup>],

$C$  – masowa koncentracja zanieczyszczenia w korycie głównym [kg·m<sup>-3</sup>],

$C_s$  – masowa koncentracja zanieczyszczenia w martwych strefach [kg·m<sup>-3</sup>],

$K_x$  – współczynnik dyspersji podłużnej [m<sup>2</sup>·s<sup>-1</sup>],

$Q$  – natężenie przepływu [m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>],

$t$  – czas [s],

$x$  – odległość od zrzutu zanieczyszczenia [m],

$\alpha$  – współczynnik wymiany między korytem głównym a martwymi strefami [s<sup>-1</sup>].

Równanie (1) opisuje rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w korycie głównym, natomiast równanie (2) opisuje zachowanie masy w martwych strefach.

### Kalibracja modelu (identyfikacja parametrów modelu)

Kolejnym etapem deterministycznego podejścia do modelowania jest identyfikacja, która polega na określeniu liczbowych wartości parametrów modelu. W przypadku gdy parametry mają fizyczną interpretację i wyniki są dostępne, identyfikacja polega na przyjęciu wartości parametrów pochodzących z pomiarów (Ozga-Zielińska i Brzeziński 1994, Byczkowski 1999). W przeciwnym razie trzeba wybrać inną metodę identyfikacji.

W przypadku transportu zanieczyszczeń stosuje się wzory empiryczne, za pomocą których można obliczyć wartości parametrów (współczynnika dyspersji podłużnej) na podstawie danych hydrometrycznych (Rutherford 1994). Jeżeli dla rozpatrywanego odcinka rzeki był przeprowadzony eksperyment znacznikowy, to do wyznaczenia wartości parametrów można wykorzystać metodę momentów statystycznych (Rutherford 1994, Schmid 2003). Te metody identyfikacji parametrów nie dają jednak zadowalających rezultatów (Krukowski 2002, Mrokowska 2010).

Znacznie lepsze wyniki można otrzymać, stosując metody optymalizacyjne.

Za pomocą tych metod poszukiwany jest zestaw parametrów, dla którego otrzymane jest najlepsze dopasowanie wartości symulowanych do obserwacji. Ze względu na różne zastosowania modeli używane są różne funkcje celu, opisujące jakość dopasowania. W rozpatrywanym przypadku przeprowadzono minimalizację funkcji celu w postaci sumy kwadratów różnic między symulowanymi i obserwowanymi koncentracjami znacznika.

Zastosowanie metod optymalizacyjnych wymaga aplikacji jednego z algorytmów obliczeniowych. W przypadku gdy funkcja celu ma wiele minimów lokalnych, zidentyfikowanie najlepszego zestawu parametrów za pomocą algorytmów optymalizacji lokalnej (np. SIMPLEX) może okazać się niemożliwe (Stachurski i Wierzbicki 2001). Wtedy pomimo większych kosztów obliczeniowych uzasadnione jest zastosowanie algorytmów optymalizacji globalnej, na przykład Differential Evolution (Price i in. 2005).

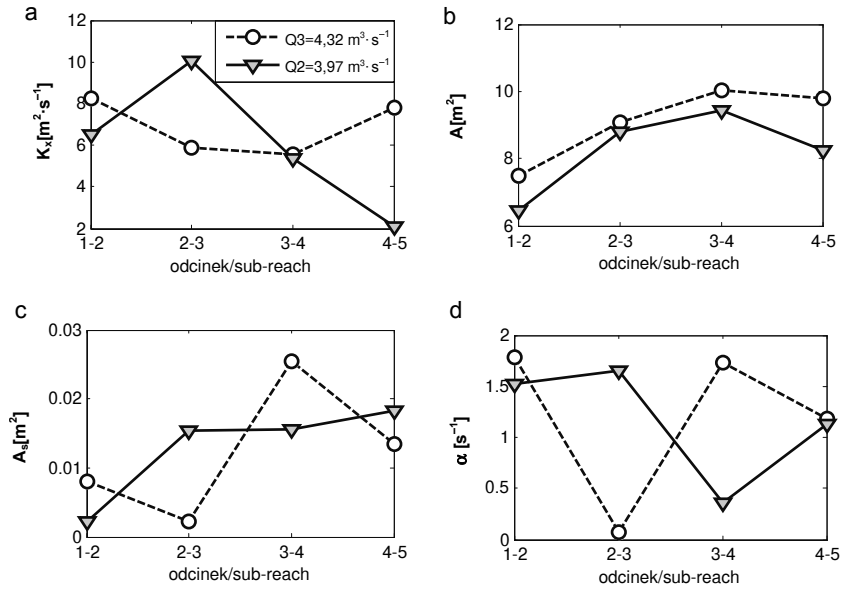
Differential Evolution jest algorytmem ewolucyjnym, bazującym na populacji  $S$ , która składa się z  $m$  losowo wybranych osobników, będących  $N$ -wymiarowymi wektorami parametrów. Zalecane jest, aby liczba  $m$  osobników populacji  $S$  była 10-krotnie większa niż liczba parametrów  $N$  (Price i in. 2005). Wybór populacji początkowej nosi nazwę inicjacji. Populacja ewoluuje w wyniku mutacji, rekombinacji i selekcji. W procesie obliczeniowym wektory populacji  $S$  są modyfikowane w każdej kolejnej iteracji, zmierzając do znalezienia takiego zestawu osobników, który umożliwi osiągnięcie globalnego minimum funkcji celu (Price i in. 2005).

W tej pracy wartości parametrów modelu martwych stref zostały zidentyfikowane za pomocą metody Differential Evolution. Ze względu na dostępne dane pomiarowe model martwych stref był kalibrowany niezależnie dla czterech odcinków (1-2, 2-3, 3-4 i 4-5) dla dwóch różnych wartości natężenia przepływu (Q2 i Q3). Wyniki identyfikacji zostały przedstawione na rysunku 2. Wartości parametrów były poszukiwane w zakresie (0, 100) dla współczynnika dyspersji podłużnej ( $K_x$ ), pola przekroju poprzecznego koryta głównego ( $A$ ) oraz powierzchni przekroju poprzecznego martwych stref ( $A_s$ ) i w zakresie (0, 2) dla współczynnika wymiany między korytem głównym a martwymi strefami ( $\alpha$ ).

Porównanie symulowanych rozkładów stężeń znacznika dla optymalnych zestawów parametrów i obserwacji dla czterech analizowanych odcinków przy natężeniu przepływu Q3 jest przedstawione na rysunku 3. Otrzymane wyniki wskazują na bardzo dobre dopasowanie.

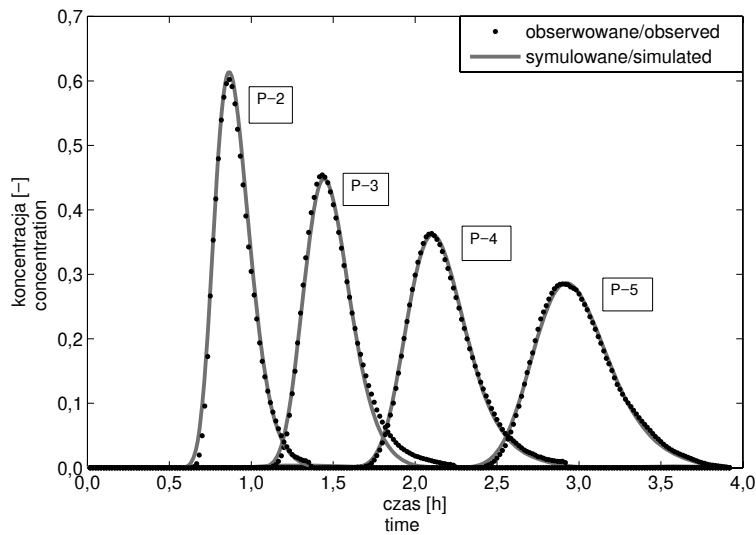
Wyniki uzyskane za pomocą metody DE zweryfikowano, korzystając z wyników symulacji Monte Carlo (MC) przeprowadzonych podczas szacowania niepewności przedstawionej w jednym z kolejnych rozdziałów.

Symulacje MC umożliwiają wizualną ocenę całej przestrzeni odpowiedzi modelu (np. funkcji celu) na zmiany wartości parametrów i są szczególnie przydatne w przypadku istnienia wielu optymalnych zestawów parametrów. Rysunek 4 przedstawia porównanie wyników symulacji MC oraz wyników optymalizacji metodą DE dla funkcji celu w postaci współczynnika determinacji ( $R^2$ ).



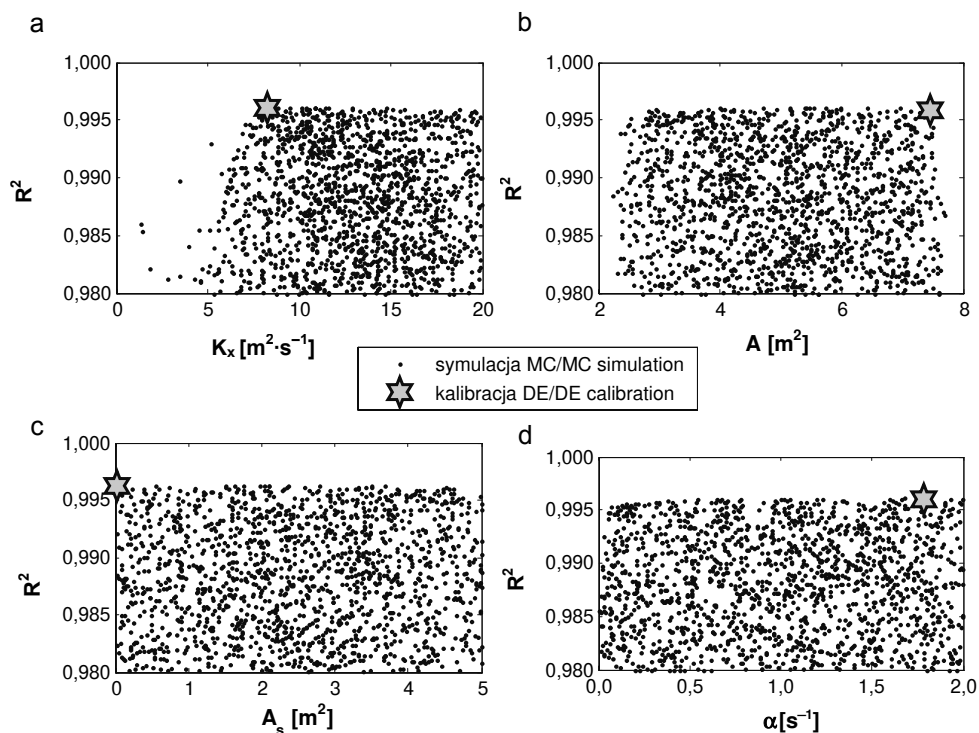
RYSUNEK 2. Optymalne wartości parametrów modelu martwych stref uzyskane za pomocą metody Differential Evolution

FIGURE 2. Optimal values of the dead zone model parameters derived by means of Differential Evolution method



RYSUNEK 3. Porównanie obserwowanych i symulowanych modelem martwych stref (z optymalnymi wartościami parametrów uzyskanymi metodą Differential Evolution) wartości zmian koncentracji znacznika w czasie dla przepływu  $Q_3$

FIGURE 3. Observed and simulated (Differential Evolution method) concentrations – time distributions for flow rate  $Q_3$



RYSUNEK 4. Porównanie wyników optymalizacji parametrów modelu martwych stref metodą DE z wynikami symulacji MC dla odcinka 1-2 przy natężeniu przepływu Q3 – przedstawioną miarą dopasowania jest współczynnik determinacji ( $R^2$ )

FIGURE 4. Comparison of optimal values of parameters (stars) with results of MC simulations for river reach 1-2, flow rate Q3. Coefficient of determination ( $R^2$ ) is a performance measure

Na każdym z czterech wykresów rysunku przedstawiona jest zależność między wartościami parametrów a otrzymywanymi dla nich wartościami współczynnika  $R^2$ . Z analizy symulacji MC wynika, że dla wszystkich analizowanych parametrów istnieje wiele wartości dających dobrą zgodność wartości symulowanych i obserwowanych. Dla pola powierzchni przekroju poprzecznego martwych stref ( $A_s$ ) oraz współczynnika wymiany między korytem głównym a martwymi strefami ( $\alpha$ ) maksymalne wartości funkcji celu (współczynnik  $R^2$ ) są osią-

gane na całym przedziale zmienności parametrów. Dla współczynnika dyspersji podłużnej ( $K_x$ ) oraz pola przekroju poprzecznego koryta ( $A$ ) zakres ten jest węższy, jednak również nie umożliwia jednoznacznej identyfikacji parametrów.

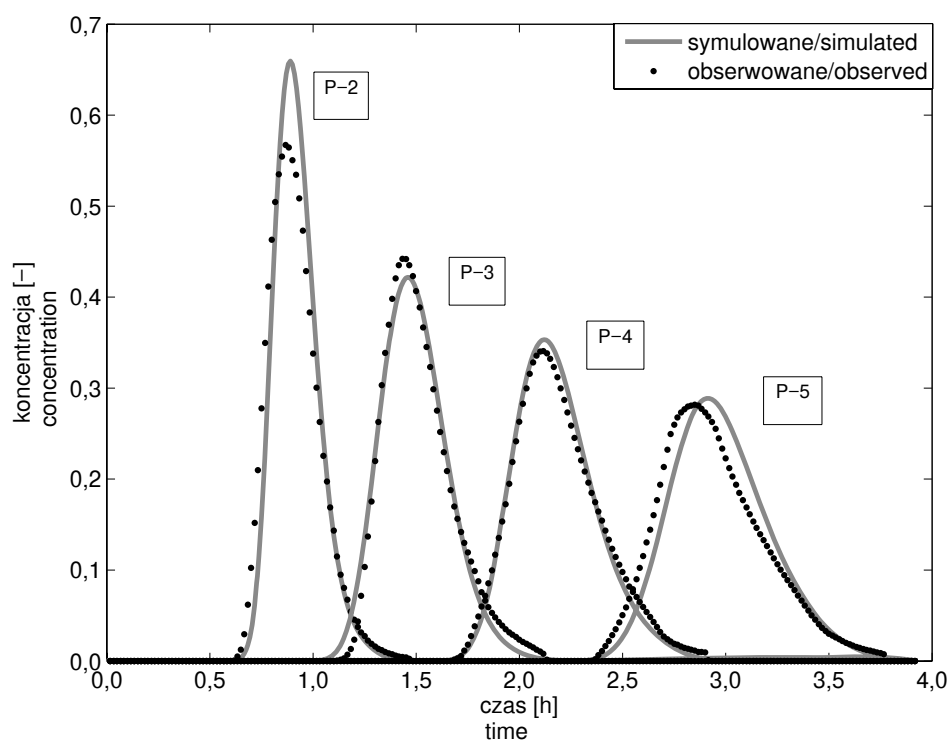
## Weryfikacja

Kolejnym etapem modelowania jest weryfikacja, czyli sprawdzenie poprawności modelu na danych, które nie były wykorzystane podczas kalibracji modelu.

W rozpatrywanym przypadku model martwych stref został zweryfikowany na podstawie wyników eksperymentu przy przepływie Q1.

Wartości parametrów opisujących rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń zależą od rozkładu prędkości w korycie rzeczonym (Deng i in. 2001) i zmieniają się wraz z wartością natężenia przepływu (Osuch i in. 2008, Schmid i in. 2010). W celu przeprowadzenia weryfikacji modelu martwych stref dla analizowanego odcinka Wkry wartości parametrów modelu przy przepływie Q1 ( $Q = 4,18 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) wyznaczono poprzez interpolację wartości parametrów przy skrajnych

wartościach przepływu – Q2 ( $Q = 3,97 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) i Q3 ( $Q = 4,32 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ). Założono przy tym liniową zależność między wartościami parametrów a natężeniem przepływu. Następnie przeprowadzono symulacje modelu przy przepływie Q1 i porównano je z obserwacjami. Wyniki weryfikacji przedstawiono na rysunku 5. Jakość dopasowania wartości koncentracji symulowanych do obserwacji została określona na podstawie wartości współczynnika  $R^2$ , które wynoszą: 0,9604 dla przekroju pomiarowego P-2, 0,9910 dla przekroju pomiarowego P-3, 0,9946 dla przekroju P-4 oraz 0,9562 dla przekroju P-5.



RYSUNEK 5. Weryfikacja modelu martwych stref dla przepływu Q1 – obserwowane koncentracje zaznaczono kropkami, symulowane linią ciągłą

FIGURE 5. Validation of dead zone model – simulated and observed concentrations for flow rate Q1

## Szacowanie niepewności

Zastosowany w pracy model martwych stref jest modelem deterministycznym. Wyniki uzyskiwane za jego pomocą zależą wyłącznie od parametrów modelu, warunków brzegowych i początkowych. Niepewność symulowanych koncentracji znacznika zależy od liczby i jakości dostępnych danych obserwacyjnych oraz od przyjętego modelu (np. struktury modelu, liczby estymowanych parametrów).

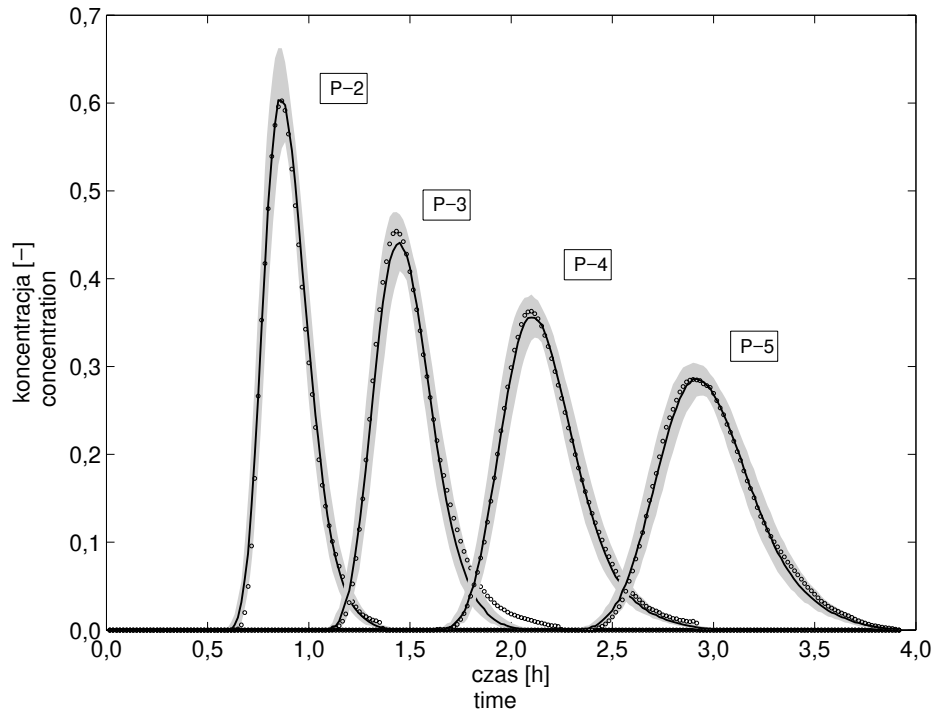
W pracy zastosowano uogólnioną metodę estymacji niepewności za pomocą funkcji wiarygodności (GLUE), którą można badać niepewność parametryczną. Podstawę tej metody stanowi założenie, że różne zestawy parametrów mogą dawać równie dobre wyniki na wyjściu z modelu (Beven 2001, Blasone i in. 2008). W metodzie tej nie poszukuje się jednego optymalnego zestawu parametrów, lecz ich zbioru wraz z rozkładem prawdopodobieństwa, opisującym błędy predykcji na podstawie wybranej funkcji wiarygodności oraz rozkładów *a priori* parametrów modelu.

Metoda GLUE jest nieformalną wersją bayesowskiej analizy niepewności (Romanowicz i in. 1994). W metodzie tej wykonywane są symulacje Monte Carlo losowo wybranych zestawów parametrów, zgodnie z przyjętymi rozkładami *a priori* parametrów modelu. Rozkłady prawdopodobieństwa są określane osobno dla każdego z parametrów i odpowiadają niepewności danych oraz fizycznej zmienności parametrów.

W przytoczonym przykładzie wartości pola przekroju poprzecznego koryta głównego ( $A$ ) oraz współczynnika dyspersji podłużnej ( $K_x$ ) były próbkowane z rozkładu normalnego. Przyjęto, że wartość średnia równa jest wartości uzyskanej za pomocą optymalizacji metodą DE, natomiast odchylenie standardowe związane jest z błędami obserwacyjnymi i wynosi 10 i 20% wartości średniej, odpowiednio dla pola przekroju poprzecznego koryta głównego i współczynnika dyspersji podłużnej. W przypadku dwóch parametrów, opisujących martwe strefy, ich wartości były próbkowane z rozkładu jednostajnego [0,001; 0,5] dla pola powierzchni przekroju poprzecznego martwych stref ( $A_s$ ) i [0,03; 3] dla współczynnika wymiany między korytem głównym a martwymi strefami ( $\alpha$ ).

W metodzie GLUE do oceny dopasowania wyników symulacji do danych pochodzących z obserwacji wykorzystuje się funkcję wiarygodności. Można stosować różne miary oceny, a jedynym ograniczeniem jest założenie, że wartości funkcji wiarygodności powinny rosnać monotonicznie wraz ze wzrostem zgodności z obserwacjami (Romanowicz i Beven 2006, Smith i in. 2008). Na podstawie wartości przyjętej funkcji wiarygodności oraz na podstawie rozkładu *a priori* parametrów modelu wyznaczane jest prawdopodobieństwo *a posteriori*, które służy do określenia prawdopodobieństwa błędu predykcji. W artykule zastosowano funkcję wiarygodności proporcjonalną do rozkładu normalnego (Romanowicz i Beven 2006).





RYSUNEK 6. Porównanie obserwowanych i symulowanych wartości zmian koncentracji znacznika w czasie dla przepływu Q3 – kropki oznaczają wyniki pomiarów, linia ciągła medianę symulacji, a szary obszar 95-procentowy przedział ufności symulacji

FIGURE 6. Comparison of observed (dots) and simulated (solid line) concentrations of tracer at cross-section 2, 3, 4 and 5 with 95% confidence bounds shown as shaded areas

Wyniki szacowania niepewności dla symulowanych koncentracji znacznika dla przepływu Q3 przedstawione są na rysunku 6. Błędy predykcji, opisujące niepewność parametryczną i obserwacyjną, przedstawiono jako 95-procentowe przedziały ufności.

### Analiza wrażliwości modelu

Do opisu problemów środowiskowych stosuje się często złożone modele o dużej liczbie parametrów. W wielu przypadkach ze względu na niewystar-

czające dane obserwacyjne nie jest możliwa jednoznaczna identyfikacja parametrów modelu. Dodatkowo niektóre z uwzględnionych w opisie procesów mogą okazać się nieistotne do realizacji celu budowanego modelu. Na podstawie analizy wrażliwości można ocenić, które z procesów/parametrów są nieistotne i mogą zostać pominięte podczas modelowania (Saltelli i in. 2004).

W opisywanym przykładzie zastosowana została metoda Sobola (Archer i in. 1997, Saltelli i in. 2004), bazująca na analizie wariancji wyjścia z modelu. Wrażliwość modelu na parametry jest

określana na podstawie indeksów wrażliwości. Indeks wrażliwości pierwszego rzędu ( $S_i$ ) przedstawia bezpośredni wpływ parametru  $i$  na wyjście z modelu. Indeksy wrażliwości wyższych rzędów określają wpływ interakcji między parametrami na wyjście z modelu, natomiast indeks wrażliwości całkowitej ( $S_{\pi}$ ) określa całkowity wpływ parametru  $i$  oraz jego interakcji z innymi parametrami na wyjście z modelu. Małe wartości indeksu wrażliwości świadczą o małym wpływie parametru na wyjście, natomiast duże wartości oznaczają duży wpływ.

W pracy analizowanym wyjściem z modelu są maksymalne koncentracje znacznika ( $C_{\max}$ ). Wyniki analizy wrażliwości maksymalnych koncentracji na parametry modelu martwych stref przedstawione są w tabeli 1. Indeksy wrażliwości przyjmują znaczące wartości dla dwóch z czterech parametrów modelu: dla współczynnika dyspersji podłużnej ( $K_x$ ) oraz dla pola przekroju poprzecznego koryta głównego ( $A$ ). Dwa po-

zostałe parametry – pole powierzchni przekroju poprzecznego martwych stref ( $A_s$ ) i współczynnik wymiany między korytem głównym a martwymi strefami ( $\alpha$ ), przyjmują wartości bliskie zeru, co świadczy o tym, że ich bezpośredni wpływ na wyjście z modelu jest znikomy. Oznacza to, że podczas kalibracji mogą wystąpić problemy z ich identyfikacją. W tej sytuacji wystarczające do opisu transportu zanieczyszczeń są dwa parametry – pole przekroju poprzecznego koryta głównego ( $A$ ) i współczynnik dyspersji podłużnej ( $K_x$ ).

## Podsumowanie

W pracy przedstawiono metodologię opracowania modelu transportu zanieczyszczeń na podstawie pomiarów znacznikowych. Została ona zilustrowana na przykładzie modelu martwych stref, opracowanego dla odcinka rzeki Wkry. Standardowe etapy opracowania

TABELA 1. Wartości indeksów wrażliwości pierwszego rzędu i indeksów wrażliwości całkowitej maksymalnej koncentracji na parametry modelu

TABLE 1. Results of the sensitivity analysis on maximum concentration

Odcinek Subreach	Przepływ Flow rate	$S_i$				$S_{\pi}$			
		$K_x$ [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]	$A$ [m <sup>2</sup> ]	$A_s$ [m <sup>2</sup> ]	$\alpha$ [s <sup>-1</sup> ]	$K_x$ [m <sup>2</sup> ·s <sup>-1</sup> ]	$A$ [m <sup>2</sup> ]	$A_s$ [m <sup>2</sup> ]	$\alpha$ [s <sup>-1</sup> ]
1-2	Q1	0,296	0,702	0,015	0,000	0,298	0,701	0,015	0,000
	Q2	0,317	0,677	0,014	0,000	0,320	0,674	0,016	0,000
	Q3	0,318	0,682	0,012	0,000	0,320	0,682	0,012	0,000
2-3	Q1	0,315	0,680	0,008	0,000	0,320	0,682	0,008	0,000
	Q2	0,303	0,701	0,009	0,000	0,304	0,699	0,009	0,000
	Q3	0,315	0,684	0,007	0,000	0,318	0,684	0,008	0,000
3-4	Q1	0,310	0,690	0,007	0,000	0,313	0,690	0,007	0,000
	Q2	0,316	0,677	0,007	0,000	0,324	0,680	0,007	0,000
	Q3	0,318	0,680	0,006	0,000	0,323	0,681	0,007	0,000
4-5	Q1	0,314	0,681	0,009	0,000	0,320	0,683	0,009	0,000
	Q2	0,325	0,656	0,010	0,000	0,342	0,666	0,010	0,000
	Q3	0,313	0,684	0,006	0,000	0,319	0,685	0,007	0,000

modelu – specyfikacja, kalibracja oraz weryfikacja, zostały rozszerzone o analizę wrażliwości i szacowanie niepewności.

Pokazano, że analiza wrażliwości jest bardzo ważnym etapem modelowania. Wyniki przeprowadzonej analizy umożliwiają uproszczenie zaproponowanego na etapie specyfikacji modelu, co ułatwia jego kalibrację. Ponadto analiza wrażliwości dostarcza informacji o dominujących procesach (parametrach), wpływających na modelowane zjawisko. W przedstawionym przykładzie wyniki analizy wrażliwości wskazują, że przejściowe magazynowanie nie pełni istotnej roli w transporcie zanieczyszczeń w rozpatrywanym odcinku rzeki. W związku z tym model opisujący transport zanieczyszczeń rozpuszczonych może zostać uproszczony.

Pokazano również, że w algorytmie opracowania modelu powinno być uwzględnione szacowanie niepewności. W ten sposób przekazywana jest istotna informacja o jakości modelu, a także o przeniesieniu niepewności pomiarowych na symulowane wyjścia z modelu. W pracy do wyznaczenia niepewności symulowanych wartości znacznika zastosowano metodę GLUE.

Przedstawiony przykład pokazuje, że wprowadzenie dodatkowych etapów w algorytmie opracowania modelu pozwala na ujawnienie właściwości modelu, które mogłyby zostać pominięte przy zastosowaniu standardowej procedury.

## Literatura

- ARCHER G., SALTELLI A., SOBOL I.M. 1997: Sensitivity measures, anova-like techniques and the use of bootstrap. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 58: 99–120.
- BENCALA K.E., WALTERS R.A. 1983: Simulation of solute transport in a mountain pool and riffle stream: a transient storage model. *Water Resources Research* 19, 3: 718–724.
- BEVEN K.J. 2001: Rainfall-Runoff Modelling. The Primer. John Wiley & Sons, Chichester.
- BLASONE R-S., VRUGT J.A., MADSEN H., ROSBJERG D., ROBINSON B.A., ZYVLOSKI G.A. 2008: Generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE) using adaptive Markov Chain Monte Carlo sampling. *Advances in Water Resources* 31: 630–648.
- BYCZKOWSKI A. 1999: Hydrologia. T. 2. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- DENG Z-Q., SIGH V.P., BENGTSSON L. 2001: Longitudinal dispersion coefficient in straight rivers. *Journal of Hydraulic Engineering* 127, 11: 919–927.
- KRUKOWSKI M. 2002: Porównanie wartości współczynników dyspersji zanieczyszczeń pasywnych wyznaczonych z pomiarów na rzece Wkrze z obliczeniami zależności empirycznych. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 1, 24: 228–239.
- KRUKOWSKI M., KURZAWSKI G. 2001: Rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń pasywnych w rzece nizinnej. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 23: 23–36.
- MROKOWSKA M. 2010: Modelowanie transportu zanieczyszczeń pasywnych na rzece Wkrze metodą eksperymentu znacznikowego. Praca magisterska. Międzywydziałowe Studium Ochrony Środowiska SGGW, Warszawa.
- OSUCH M., ROMANOWICZ R.J., WALLIS S. 2008: Uncertainty in relationship between flow and parameters in models of pollutant transport. *Publications of Geophysics Institute Polish Academy of Sciences* E-10 (406).
- OWCZARCZYK A., WIERZCHNICKI R., PALIGE J. 1997: Wykonanie pomiaru znacznikowego dyspersji podłużnej na wybranym odcinku rzeki Wkry. Raport IChTJ C/2/97. Instytut Chemii i Techniki Jądrowej, Warszawa.
- OZGA-ZIELIŃSKA M., BRZEZIŃSKI J. 1994: Hydrologia stosowana. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- PRICE K.H., STORN R.M., LAMPINEN J.A. 2005: Differential Evolution a Practical Approach to Global Optimization. Springer, Berlin.

- ROMANOWICZ R., BEVEN K. 2006: Comments on generalized likelihood uncertainty estimation. *Reliability Engineering and System Safety* 91: 1215–1321.
- ROMANOWICZ R., BEVEN K.J., TAWN J. 1994: Evaluation of predictive uncertainty in nonlinear hydrological models using a Bayesian approach. In: *Statistics for the Environment. II. Water Related Issues*. John Wiley, Chichester: 297–317.
- ROWIŃSKI P.M., DYSARZ T., NAPIÓRKOWSKI J.J. 2004: Estimation of longitudinal dispersion and storage zone parameters. In: *River Flow*. Eds. M. Greco, A. Caravetta, R. Della Morte. Taylor & Francis Group, London: 1201–1210.
- RUNKEL R.L. 1998: One dimensional transport with inflow and storage (OTIS): a solute transport model for streams and rivers: U.S. Geological Survey water Resources Investigation Report: 98–4018 (<http://co.water.usgs.gov/otis/documentation/primary/>; 07.09.2009).
- RUTHERFORD J.C. 1994: *River Mixing*. Niva Ecosystems National Institute of Water and Atmospheric Research Hamilton, New Zealand. John Wiley & Sons, Chichester.
- SALTELLI A., TARANTOLA A., CAMPOLONGO F., RATTO M. 2004: *Sensitivity Analysis in Practice – a Guide to Assessing Scientific Models*. John Wiley & Sons, Chichester.
- SCHMID B.H. 2003: Temporal moments routing in streams and rivers with transient storage. *Advances in Water Resources* 26: 1021–1027.
- SCHMID B.H., INNOCENTI I., SANFILIPPO U. 2010: Characterizing solute transport with transient storage across a range of flow rates: The evidence of repeated tracer experiments in Austrian and Italian streams. *Advances in Water Resources* (doi:10.1016/j.advwatres.2010.06.001).
- SMITH P., BEVEN K.J., TAWN J. 2008: Informal likelihood measures in model assessment: Theoretic development and investigation. *Advances in Water Resources* 31: 1087–1100.
- STACHURSKI A., WIERZBICKI A.P. 2001: *Podstawy optymalizacji*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.

## Summary

**Modelling pollutant transport in rivers including uncertainty analysis: application of dead zone model.** In this study a methodology of contaminants transport in rivers is presented. Comparing to the traditional approach, presented methodology is extended to uncertainty assessment and sensitivity analysis. The one-dimensional dead zone model is applied to describe solute transport. The model parameters are estimated from the results of a tracer experiment carried out on Wkra River. The identification of parameters is followed by uncertainty assessment and sensitivity analysis. The results show that dead zones have no impact on the model predictions. To conclude, in this case, the Fickian model is sufficient to characterize transport of pollutants.

### Authors' address:

Magdalena Mrokowska, Marzena Osuch  
Instytut Geofizyki PAN  
ul. Księcia Janusza 64, 01-452 Warszawa  
Poland  
e-mail: m.mrokowska@igf.edu.pl  
marz@igf.edu.pl