

# PRACE ORYGINALNE

---

Joanna FRONCZYK, Kazimierz GARBULEWSKI

Katedra Geoinżynierii SGGW  
Department of Geotechnical Engineering WAU

## Modelowanie transportu zanieczyszczeń przez ilowe uszczelnienie składowiska programem POLLUTEv6 Modelling of contaminant transport through clay landfill liner using the program POLLUTEv6

**Słowa kluczowe:** modelowanie numeryczne, transport zanieczyszczeń, składowiska odpadów

**Key words:** numerical modelling, contaminant transport, landfill

### Wprowadzenie

Zanieczyszczenie wody gruntowej jest głównym ekologicznym problemem związanym ze składowaniem odpadów komunalnych i przemysłowych. Duża liczba starych, bez odpowiedniego uszczelnienia składowisk stanowi poważne zagrożenie dla jakości wód powierzchniowych i ujęć wód podziemnych. Poza starymi składowiskami, również prawidłowo zaprojektowane i wykonane nowe składowiska z systemem zbierania odcieków są potencjalnym źródłem zanieczyszczeń wód gruntowych. Ocieki ze składowisk są roztworami wodnymi, które można zakwalifikować do następujących grup zanieczyszczeń (Christensen i in. 1994a):

- związki organiczne, zawierające lotne kwasy tłuszczowe (szczególnie w kwasowej fazie mineralizacji odpadów) i składniki trudno rozpuszczalne, pochodzące z odpadów gospodarczych lub przemysłowych – obecne w niewielkich stężeniach w odciekach (zwykle  $< 1$  mg/l); składniki te zawierają również WWA (wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne), fenole i chlorowane związki alifatyczne,
- składniki nieorganiczne: wapń ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnez ( $\text{Mg}^{2+}$ ), sód ( $\text{Na}^+$ ), potas ( $\text{K}^+$ ), azot amonowy ( $\text{NH}_4^+$ ), żelazo ( $\text{Fe}^{2+}$ ), mangan ( $\text{Mn}^{2+}$ ), chlorki ( $\text{Cl}^-$ ), siarczany ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) i wodorowęglany ( $\text{HCO}_3^-$ ),
- metale ciężkie: kadm (Cd), cynk (Zn), ołów (Pb), miedź (Cu), nikiel (Ni) i chrom (Cr).

Oprócz wymienionych powyżej, mogą również występować w odciekach ze składowisk inne składniki, np. boran, arsenian, siarczki, selen, bar, lit, rtęć i kobalt, jednakże mają one drugorzędne

znaczenie. Pomimo że wiele z wymienionych składników występuje w dużych stężeniach, woda stanowi 97% odcieków (Ehrig 1983).

W artykule przedstawiono zastosowanie programu numerycznego POLLUTEv6 do modelowania pionowego transportu odcieków ze składowisk w podłożu z barierą geologiczną. W pierwszej części artykułu scharakteryzowano mechanizmy transportu zanieczyszczeń i podano zakres zastosowania programu POLLUTEv6, natomiast w drugiej przykłady zastosowania programu do określenia współczynnika dyfuzji metodą rozwiązania tzw. zadania odwrotnego i modelowania rozprzestrzeniania się odcieków w podłożu składowiska odpadów komunalnych w Markach.

### **Mechanizmy transportu zanieczyszczeń**

Transport rozpuszczonych w wodzie zanieczyszczeń, pochodzących ze składowisk odpadów, może odbywać się w różnej formie, zależnie od rodzaju i stanu gruntu, jego zdolności sorpcyjnych, obecności spękań, stopnia nasycenia i wzajemnych oddziaływań grunt – zanieczyszczenie, przy czym najczęściej są to: adwekcja, dyspersja, w której wyróżniamy dyspersję hydrodynamiczną i dyfuzję molekularną, rozkład i sorpcja zanieczyszczeń (Freeze i Cherry 1979). W przypadku nasyconych gruntów drobnoziarnistych np. glin lub pyłów, najważniejszymi mechanizmami transportu zanieczyszczeń są adwekcja i dyfuzja, podczas gdy dla nasyconego piasku – adwekcja i dyspersja.

**Adwekcja.** Jest procesem zachodzącym w następstwie istnienia gradientu hydraulicznego (Sheckelford 1993); wraz z przepływem wody transportowane są rozpuszczone substancje. Ilość transportowanej masy zanieczyszczeń jest proporcjonalna do prędkości wody gruntowej ( $v$ ) i początkowego stężenia zanieczyszczeń ( $C_0$ ). Substancje rozpuszczone, które nie reagują chemicznie lub biologicznie, transportowane są ze średnią prędkością, równą prędkości przepływu cieczy.

**Dyfuzja.** To proces migracji zanieczyszczeń chemicznych w gruncie z punktu o większym stężeniu (np. składowisko odpadów) do punktu o mniejszym stężeniu (np. system drenażowy, warstwa wodonośna). Do dyfuzyjnego transportu zanieczyszczeń gradient hydrauliczny nie jest potrzebny (Yong i in.1992). Zjawisko dyfuzji ma charakter molekularny i polega na dążeniu do ustalenia równowagi rozkładu koncentracji substancji dyfundującej na drodze losowych ruchów Browna. Proces ten jest niekorzystny, ponieważ powoduje migrację zanieczyszczeń w gruntach spoistych, np. przez uszczelnienia składowisk odpadów, w tym również przez uszczelnienie geomembranowe. Znajomość tego procesu oraz wyznaczenie odpowiednich parametrów materiałowych jest ważne z punktu widzenia ochrony środowiska, w tym zwłaszcza ochrony wód podziemnych. W niepopękanej glinie i gruntach ilastych pierwotnym mechanizmem transportu zanieczyszczeń jest głównie adwekcja i dyfuzja, tzn. transport adwekcyjno-dyfuzyjny.

**Dyspersja.** Jest procesem zachodzącym w warstwach zawierających

grunty ziarniste lub w popękanych gruntach spoistych, powodując znaczące lokalne zaburzenia w przepływie wody gruntowej oraz mechaniczne mieszanie zanieczyszczeń i wody gruntowej w warstwie. Transport dyspersyjny, występujący zazwyczaj w utworach piaszczystych, wynika z niejednorodności przestrzennej dróg i prędkości filtracji w skali mikroskopijnej; spowodowany jest zróżnicowaniem prędkości przepływów w poszczególnych porach. Proces dyspersji dotyczy rozkładu zanieczyszczeń w wodach płynących. Pomimo że procesy dyspersji i dyfuzji różnią się znacznie, z matematycznego punktu widzenia dyspersja mechaniczna może być opisana w podobny sposób jak dyfuzja. W praktyce w obliczeniach transportu zanieczyszczeń przyjmuje się współczynnik dyspersji hydrodynamicznej ( $D$ ) (Perkins i Johnston 1963):

$$D = D_e + D_m \quad (1)$$

gdzie:

$D_e$  – współczynnik efektywny dyfuzji [ $m^2/s$ ],

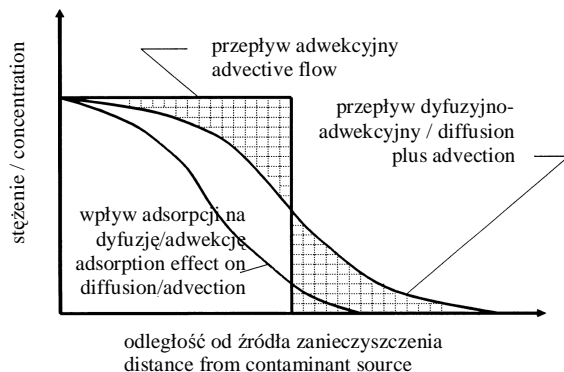
$D_m$  – współczynnik mechanicznej dyspersji [ $m^2/s$ ].

W gruntach słabo przepuszczalnych współczynnik dyspersji hydrodynamicznej zależy przede wszystkim od współczynnika dyfuzji, a współczynnik mechanicznej dyspersji jest pomijany, natomiast w gruntach piaszczystych i spękanych warstwach gruntów spoistych znaczący wpływ na wielkość współczynnika dyspersji hydrodynamicznej ma dyspersja (Gillham i Cheery 1982).

**Mechanizmy opóźniające.** Prędkość i intensywność transportu zanie-

czyszczeń w podłożu może zmniejszyć się w wyniku działania mechanizmów opóźniających: sorpcji (w gruntach zawierających cząstki ilaste o wymiarach  $d < 0,002$  mm), rozpadu radioaktywnego lub biologicznego. Mechanizmy te spowalniają migrację zanieczyszczeń i zmniejszają masy zanieczyszczeń możliwe do przemieszczenia. W analizie migracji zanieczyszczeń w środowisku wodnym istotne znaczenie mają procesy sorpcji i wymiany jonowej, które powodują zatrzymanie zanieczyszczeń na powierzchni ziaren. Rozpad radioaktywny lub biologiczny wpływa na stężenia zanieczyszczeń, które zmniejszają się w czasie. Prędkość rozkładu radioaktywnego jest przewidywalna i kontrolowana za pomocą połowicznego okresu rozpadu zanieczyszczeń określonego rodzaju. Rozkład biologiczny natomiast zależy od kilku czynników, w tym zwłaszcza od obecności bakterii, odpowiednich substratów, dostępności tlenu, temperatury itp.

Wpływ procesów adsorpcji i dyfuzji na przepływ adwekcyjny zanieczyszczeń w środowisku wodno-gruntowym przedstawiono schematycznie na rysunku 1. Jeżeli stężenie zanieczyszczeń jest funkcją jedynie objętościowej zawartości wody, to dyfuzja i adsorpcja nie zachodzi oraz plama zanieczyszczeń migruje na skutek adwekcji. Gdy na transport zanieczyszczeń wpływa dyfuzja, to krzywa rozkładu stężenia zanieczyszczeń przyjmuje kształt wydłużonej litery „s”. Obecność w podłożu materiałów o właściwościach sorpcyjnych przyczynia się do opóźnienia rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń.



RYSUNEK 1. Wpływ adsorpcji i dyfuzji na przepływ adwekcyjny (Yong i in. 1992)  
FIGURE 1. Adsorption and diffusion influence on advective flow (Yong et al. 1992)

## Charakterystyka programu POLLUTEv6

Program POLLUTEv6 jest jednym ze sprawdzonych i powszechnie stosowanych programów numerycznych, które analizują rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ze składowisk odpadów komunalnych (Rowe i in. 1995). Program daje możliwość modelowania migracji zanieczyszczeń z uwzględnieniem wszystkich mechanizmów transportu zanieczyszczeń, które scharakteryzowano w rozdziale poprzednim. Dotychczasowa praktyka wskazuje na przewagę omawianego programu w modelowaniu transportu substancji szkodliwych ze składowisk odpadów nad innymi programami, np. nad programem MODFLOW, który składowiska odpadów traktuje jako ogólne źródło zanieczyszczenia, nie uwzględniając elementów uszczelniających i zachodzących w tych elementach procesów. Program POLLUTEv6 wykorzystuje jednowymiarowe adwekcyjno-dyfuzyjno-dydispersyjne równanie przepływu zanieczyszczeń, które jest modyfikacją II prawa Ficka (Rowe i in. 1994):

$$n \frac{\partial c}{\partial t} = nD \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - nv \frac{\partial c}{\partial z} + \rho K_d \frac{\partial c}{\partial t} - \lambda c \quad (2)$$

gdzie:

$n$  – porowatość gruntu na głębokości

$z$  [–],

$c$  – stężenie zanieczyszczenia na głębokości  $z$  i w czasie  $t$  [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ],

$D$  – współczynnik dyspersji hydrodynamicznej [ $\text{m}^2/\text{s}$ ],

$v$  – rzeczywista prędkość przepływu wody gruntowej, [ $\text{m}/\text{s}$ ]

$\rho$  – gęstość objętościowa szkieletu gruntowego [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ],

$K_d$  – współczynnik rozkładu [ $\text{m}^3/\text{kg}$ ],

$\lambda$  – stała rozpadu zanieczyszczenia [–].

Równanie to wynika z zasady zachowania masy i zakłada, że wzrost stężenia zanieczyszczenia w małej objętości gruntu jest równy wzrostowi masy transportowanej na drodze procesów adwekcyjno-dyfuzyjnych pomniejszonemu o zanieczyszczenia, które zostały zaadsorbowane lub rozłożone.

Program oblicza rozkład stężenia zanieczyszczenia na głębokości i w określonym przez użytkownika czasie nawet dla bardzo skomplikowanych

warunków brzegowych, z uwzględnieniem barier uszczelniających. Program znajduje szerokie zastosowanie, ponieważ oprócz transportu adwekcyjnego i dyfuzyjnego, uwzględnia sorpcję zanieczyszczenia na kompleksie gruntowym oraz ewentualny rozkład radioaktywnej lub biologicznej substancji. Program POLLUTEv6 może być również wykorzystany do interpretacji wyników badań laboratoryjnych (np. badań kolumnowych). Wyniki obliczeń przedstawiane są w formie wykresów zależności stężenia migrujących substancji od czasu i drogi transportu.

POLLUTEv6 posiada następujące właściwości (Rowe i in. 1994):

- podłoże składowiska może zostać podzielone na warstwy o różnych wartościach parametrów,
- warstwy mogą być popękane (poszczególne lub wszystkie), a pęknięcia mogą być jedno-, dwu- lub trójwymiarowe,
- źródła zanieczyszczeń mogą charakteryzować się stałym w czasie stężeniem lub stężeniem zmiennym w czasie,
- usuwanie odcieków systemem drenażowym składowiska może być uwzględniane w obliczeniach,
- dolna granica podłoża składowiska może być nieprzepuszczalna, przepuszczalna, nieskończona lub o stałym stężeniu zanieczyszczonej wody,
- poziome przepływy mogą być modelowane w przypadku przepuszczalnej warstwy dolnej,
- efekt reakcji geochemicznych może być analizowany przy zastosowaniu modelu sorpcji liniowej lub nieliniowej (Freundlicha i/lub Langmuira),

- początkowe stężenie może być określone w całym profilu podłoża i na określonej głębokości,
- zmienne w czasie właściwości warstw obliczeniowych w celu symulowania awarii systemów hydraulicznych lub zmian w źródle mogą być uwzględniane w programie,
- maksymalne stężenie może być obliczone automatycznie w przepuszczalnej warstwie gruntu lub na dowolnej głębokości,
- radioaktywny lub biologiczny rozpad może być modelowany oddzielnie dla źródła, składowiska i gruntu.

Program POLLUTEv6 rozwiązuje jednowymiarowe równanie transportu zanieczyszczeń przy założonych różnych warunkach brzegowych w górnej i dolnej części modelowanej warstwy. Istnieje możliwość uwzględnienia trzech górnych warunków brzegowych (powierzchnia kontaktu między źródłem zanieczyszczeń a warstwą gruntu): zerowy przepływ, stałe stężenie i skończona masa, oraz czterech dolnych warunków brzegowych (powierzchnia kontaktu między modelowaną warstwą a warstwą o znacznie większym bądź mniejszym współczynniku filtracji): zerowy odpływ, stałe stężenie, ustalony odpływ i nieskończona miąższość warstwy.

W obliczeniach przedstawionych w artykule jako górny warunek brzegowy przyjęto stałe stężenie, który można opisać jako:  $c(z = 0) = c_s$  dla każdego  $t$ , gdzie  $c_s$  jest stałym stężeniem na brzegu górnym. Jako warunek brzegowy dolny przyjęto do obliczeń dwie możliwości: (1) zerowy odpływ  $f(z = H_b) = 0$  dla każdego  $t$ , gdzie  $H_b$  jest

głębokością występowania podłoża modelowanej warstwy; (2) stały odpływ, który reprezentuje warstwę wodonośną w podłożu modelowanym. W warstwie wodonośnej stężenie zmienia się w czasie wraz z odpływem masy zanieczyszczeń z prędkością  $v_b$ . Stężenie zanieczyszczeń w warstwie wodonośnej jest obliczane ze wzoru:

$$c(\tau, z = H_b) = \int_0^t \left[ \frac{f(\tau, z = H_b, c)}{n_b h_b} + \frac{v_b c(\tau, z = H_b)}{n_b L} \right] d\tau \quad (3)$$

gdzie:

$c(\tau, z = H_b)$  – stężenie w warstwie wodonośnej (średnie) [mg/l],

$f(\tau, z = H_b, c)$  – strumień masy w warstwie wodonośnej [mg/m<sup>2</sup>s],

$n_b$  – porowatość warstwy wodonośnej [-],

$h_b$  – miąższość warstwy wodonośnej [-],

$v_b$  – prędkość przepływu Darcy'ego w warstwie wodonośnej [m/s],

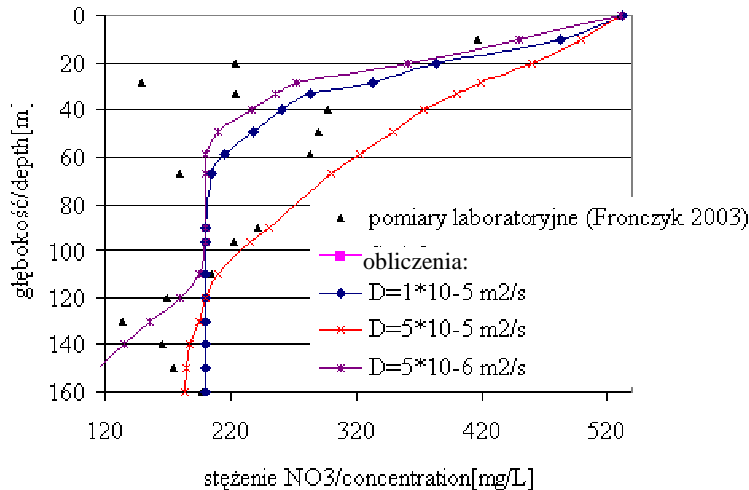
$L$  – długość składowiska [m].

## Przykłady zastosowania programu

**Określenie współczynnika dyfuzji azotanów w iłach warwowych.** Współczynnik dyfuzji  $\text{NO}_3^-$  w iłach warwowych otrzymano, rozwiązując metodą „prób i błędów” tzw. zadanie odwrotne wykorzystując wyniki badań laboratoryjnych. Dla danego gruntu i roztworu zanieczyszczeń dążono do uzyskania odpowiedniej zgodności między wynikami badań ekspery-

mentalnych i obliczonych modelem teoretycznym przy założonych współczynnikach dyfuzji (Christensen i in. 1994). Badania metodą kolumnową przeprowadzono dla rekonsolidowanych iłów pobranych w pobliżu składowiska odpadów komunalnych w Markach (Fronczyk i Garbulewski 2004). Rozkład stężenia azotanów w badanej próbce iłów określono, zakładając model transportu dyfuzyjnego zanieczyszczeń i następujące wartości współczynnika dyfuzji:  $1 \cdot 10^{-5}$ ,  $5 \cdot 10^{-5}$  i  $5 \cdot 10^{-6}$  m<sup>2</sup>/d. Za górny warunek brzegowy przyjęto stałe stężenie źródła, wynoszące 531,4 mg  $\text{NO}_3^-$ /l, a za dolny zerowy odpływ, co wynika z faktu, że w trakcie badań kolumnowych dolne sito kolumny uległo zatkanie. Przyjęto, że przed rozpoczęciem eksperymentu stężenie azotanów w próbce o miąższości 160 mm wynosiło 200 mg  $\text{NO}_3^-$ /l. Analiza wyników badań i obliczeń (rys. 2) pozwala stwierdzić, że przy założeniu współczynnika dyfuzji  $D = 1 \cdot 10^{-5}$  m<sup>2</sup>/d uzyskano rozkład stężenia azotanów w badanej próbce najbardziej zbliżony do rozkładu obliczonego. Otrzymany współczynnik dyfuzji jest tego samego rzędu jak wartości podawane w literaturze dla iłów i azotanów (Mohamed i Antia 1998).

**Transport odcieków ze składowiska w Markach.** Składowisko odpadów komunalnych w Markach znajduje się na tarasie nadzalewowym wyższym, na zachodnim skraju tzw. zastoiska warszawskiego (Koda i in. 2002). Pod warstwą humusu i lokalnie występujących nasypów antropogenicznych znajdują się utwory akumulacji rzecznej (piaski średnie i piaski drobne,  $k = 2,7 \cdot 10^{-4}$  m/s) oraz zastoiskowej (głównie ily warwowe



RYSUNEK 2. Rozkład stężenia azotanów w próbkę iłów warwowych z podłoża składowiska odpadów komunalnych w Markach (badania kolumnowe)  
 FIGURE 2. Distribution of  $\text{NO}_3^-$  concentration in specimen of varved clay from landfill subsoils at Marki (column tests)

oraz pyły i piaski pyłaste) z okresu zlodowacenia północno-polskiego (czwartorzęd). Analizowane składowisko o powierzchni 9 ha zostało wykonane w wyrobisku poeksploatacyjnym materiałów ceramicznych. W podłożu składowiska występują iły warwowe, które przyczyniają się do ograniczenia rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń (Koda i in. 2002, Wasiak i in. 1995, Chmielewski i in. 2001). Iły charakteryzują się współczynnikiem filtracji  $k = 10^{-8} - 10^{-10}$  m/s i znaczną zdolnością sorpcyjną. Jednakże nie udokumentowano ciągłości warstwy iłów. W związku z tym nie można wykluczyć, że warstwa iłów, stanowiąca jedyną barierą zabezpieczającą przed migracją zanieczyszczeń powstających w składowisku do wód gruntowych, nie jest przerwana, a jej miąższość jest wystarczająca do ochrony wód podziemnych. Z tego powodu przyjęto w obliczeniach, że składowisko stanowi potencjalne zagrożenie dla śro-

dowiska naturalnego i w okresie długoletniej eksploatacji prowadzonej bez odpowiednich zabezpieczeń technicznych wystąpiło obniżenie jakości wód podziemnych.

Obliczenia programem POLLUTEv6 zostały przeprowadzone przy założeniu, że w podłożu występuje warstwa iłów o miąższości 0,5 m, a spadek hydrauliczny wynosi  $i = 4$  (w przypadku dużych opadów atmosferycznych) lub  $i = 1$  (w warunkach średnich). Miąższość warstwy wodonośnej na analizowanym terenie jest większa od 10 m. Zgodnie z zaleceniami projektantów programu POLLUTEv6 (Rowe i in. 1994) należy w takim przypadku przyjąć występowanie poniżej warstwy nieprzepuszczalnej warstwy wodonośnej o miąższości 3 m. Przyjęte do obliczeń wartości parametrów charakteryzujących materiały w podłożu składowiska przedstawiono w tabeli 1.

TABELA 1. Parametry ilów przyjęte do obliczeń  
 TABLE 1. Clay parameters assumed in numerical calculations

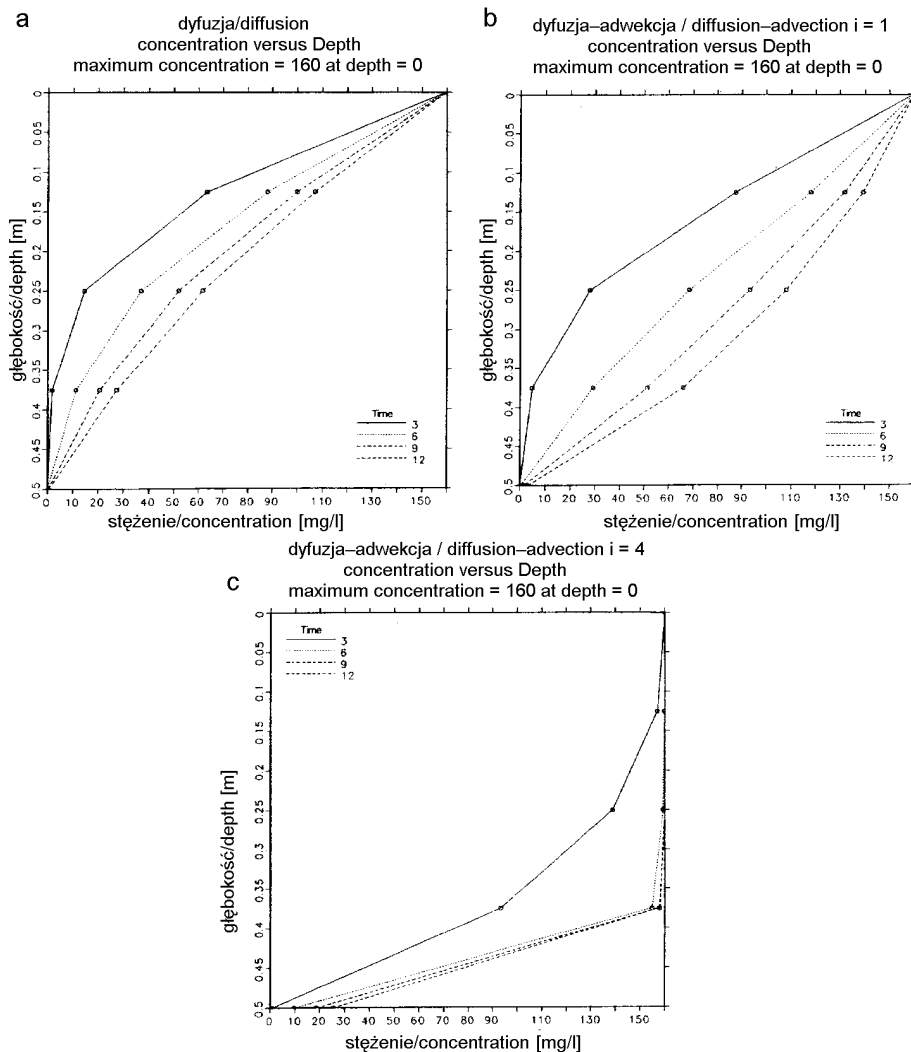
Właściwość /Property	Wartość / Value	
Spadek hydrauliczny Hydraulic gradient $i$		
Prędkość Darcy'ego Darcy velocity, $v_d$ [m/s]	$1,6 \cdot 10^{-9}$	$0,4 \cdot 10^{-9}$
Współczynnik dyfuzji Diffusion coefficient, $D$ [m <sup>2</sup> /d]	$1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$
Porowatość ilu Porosity of clay, $n$ [-]	0,4	0,4
Gęstość właściwa ilów Dry density of clay, $\rho$ [g/cm <sup>3</sup> ]	1,7	1,7
Miaższość ilów Thickness of clay, $h_a$ [m]	0,5	0,5
Długość składowiska Landfill length, $L$ [m]	263	263
Szerokość składowiska Landfill width, $W$ [m]	240	240
Miaższość warstwy wodonośnej Thickness of aquifer, $h_b$ [m]	3	3
Prędkość odpływu Base outflow velocity, $v_b$ [m/d]	0,042	0,033

Obliczenia komputerowe przeprowadzono dla azotanów ( $\text{NO}_3^-$ ), które, ze względu na rozpuszczalność w wodzie i w nieznacznym stopniu zachodzącą sorpcję (Gleboznawstwo 1995), migrują w wyniku adwekcji i dyfuzji. W obliczeniach założono jako górny warunek brzegowy stałe stężenie ( $160 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$ ), natomiast jako dolny warunek brzegowy – ustalony odpływ. Przyjęty dolny warunek brzegowy odpowiada przypadkowi, gdy nieprzepuszczalna warstwa zalega nad warstwą wodonośną, której stężenie roztworu zmienia się w czasie w zależności od masy transportowanych przez warstwę uszczelniającą zanieczyszczeń. Obliczenia numeryczne z dolnym warunkiem brzegowym zakładają, że stężenie jest jednolite w całym przekroju warstwy wodono-

snej. Wyniki przeprowadzonych obliczeń przedstawiono na rysunku 3.

Przy założeniu transportu zanieczyszczeń przez warstwę ilu na drodze dyfuzji, stężenie azotanów na styku ilów i warstwy wodonośnej po 3, 6, 9 i 12 latach wynosi  $0 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$  (rys. 3a). Wyniki obliczeń pokazują, że przy zabezpieczeniu składowiska cienką, 0,5-metrową warstwą ilów warwowych, można ograniczyć migrację związków chemicznych, zawartych w odciekach, do warstwy wodonośnej przez co najmniej 12 lat. Należy jednak zwrócić uwagę na fakt, że przyjęte do obliczeń stężenie azotanów w odciekach jest małe ( $160 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$ ), co wpływa na wielkość gradientu chemicznego i prędkość dyfuzji. W przypadku większych stężeń w górnym warunku brzegowym





RYSUNEK 3. Wyniki obliczeń migracji  $\text{NO}_3^-$  przez 0,5-metrową warstwę iltów: a – przepływ dyfuzyjny, b –  $i = 1$ , przepływ adwekcyjno-dyfuzyjny, c –  $i = 4$ , przepływ adwekcyjno-dyfuzyjny  
 FIGURE 3. Results of numerical modelling of  $\text{NO}_3^-$  migration through 0,5 meter-thick varved clay: a – diffusive flow, b –  $i = 1$ , advective-diffusive flow, c –  $i = 4$ , advective-diffusive flow

(co wpływa na wzrost gradientu chemicznego) prędkość migracji zanieczyszczeń może być większa. Zależność ta jest analogiczna do wpływu wielkości gradientu hydraulicznego na prędkość

przepływu adwekcyjno-dyfuzyjnego zanieczyszczeń (rys. 3b i 3c).

Przy założeniu gradientu hydraulicznego  $i = 1$  (w przypadku 2-metrowej warstwy odcieków w składowisku)

i adwekcyjno-dyfuzyjnego transportu zanieczyszczeń przez warstwę iltu, stężenie zanieczyszczeń w warstwie wodonośnej po 3 i 6 latach wynosi 0 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ , po 9 latach 3 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ , a po 12 latach 4 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ . Krzywe rozkładu stężenia zanieczyszczeń w profilu podłoża dla transportu dyfuzyjnego i adwekcyjno-dyfuzyjnego ( $i = 1$ ) mają zbliżony kształt. Na głębokościach 0,125, 0,25, 0,325 i 0,5 m stężenie azotanów wynosi 62, 14, 2 i 0 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  dla transportu dyfuzyjnego i 86, 28, 4 i 0 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  dla transportu adwekcyjno-dyfuzyjnego. Po 6 latach stężenia zanieczyszczeń rozkładają się następująco: 88, 36, 11 i 0 oraz 117, 69, 29 i 0 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ . Większe różnice można zauważyć po 9 i 12 latach, kiedy dla dyfuzyjnego transportu zanieczyszczeń stężenia na tych głębokościach wynoszą 100, 52, 20 i 0 oraz 109, 61, 29 i 0 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ , natomiast dla transportu adwekcyjno-dyfuzyjnego 131, 92, 51 i 3 oraz 140, 109, 65 i 4 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ .

Obliczenia numeryczne przeprowadzone dla adwekcyjno-dyfuzyjnego transportu zanieczyszczeń przy gradientie hydraulicznym  $i = 4$  (8-metrowa warstwa odcieków w składowisku) wskazują na znacznie większy transport substancji szkodliwych ze składowiska odpadów. Tylko po 3 latach stężenie zanieczyszczeń na granicy między warstwą uszczelniającą a warstwą wodonośną wynosi 0 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  natomiast po 6, 9 i 12 latach wynosi 10, 19 i 25 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ . Również kształt krzywych znacznie różni się od poprzednich. Na wcześniej wspomnianych głębokościach stężenie azotanów wynosi po 3 latach: 158, 138 i 92 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ , po 6 latach 160, 159 i 154 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ , natomiast po

9 i 12 latach 160, 160 i 158 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ . Wynika z tego, że nawet przy bardzo słabo przepuszczalnej warstwie uszczelniającej transport zanieczyszczeń na drodze adwekcji ma duże znaczenie, jeśli gradient hydrauliczny jest duży. Założony  $i = 4$  może mieć miejsce w przypadku braku odpływu odcieków lub w przypadku występowania intensywnych opadów.

Jak podają Christensen i in. (1994b), cząstki zanieczyszczenia w warunkach terenowych nie przemieszczają się pojedynczo, lecz w połączeniach z innymi cząstkami. W związku z tym azotany ( $\text{NO}_3^-$ ) jako aniony będą się przemieszczały z kationami (np.  $\text{K}^+$ ), aby zachować obojętność elektryczną. Intensywność przemieszczania się azotanów zależy również od dostępności i mobilności towarzyszących im kationów, co może mieć duży wpływ na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ze składowisk odpadów.

## Wnioski

1. Przy prognozowaniu migracji zanieczyszczeń przez nieprzepuszczalną lub słabo przepuszczalną warstwę podłoża składowiska (barierę geologiczną) należy brać pod uwagę możliwość rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń na drodze dyfuzji nawet wtedy, gdy przepływ adwekcyjny nie zachodzi.
2. Program POLLUTEv6 jest jednym ze sprawdzonych i powszechnie stosowanych programów numerycznych, które analizują rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ze składowisk odpadów komunalnych

oraz dają możliwość modelowania migracji zanieczyszczeń z uwzględnieniem wszystkich procesów odpowiedzialnych za transport zanieczyszczeń.

3. Dopasowanie między wynikami eksperymentalnymi dyfuzji azotanów przez próbkę rekonsolidowanych ilów warwowych a modelem teoretycznym transportu zanieczyszczeń przeprowadzone przy użyciu programu POLLUTEv6 pozwoliło określić współczynnik dyfuzji  $D = 1 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{d}$ .
4. Transport zanieczyszczeń przez warstwę uszczelniającą, wynikający z procesów adwekcyjno-dyfuzyjnych zależy od wielkości gradientu hydraulicznego i współczynnika filtracji materiału gruntowego, jak również od gradientu chemicznego. Gradient hydrauliczny i właściwości filtracyjne gruntu wpływają na rzeczywistą prędkość przepływu cieczy przez warstwę uszczelniającą – dla  $k = 1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$  oraz  $i = 1$  przepływ rzeczywisty  $v_a = 0,4 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$ , natomiast dla  $i = 4$  przepływ  $v_a = 1,6 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$ .

## Literatura

- CHMIEŁOWSKI R., OPĘCHOWSKI W. 2002: Projekt monitoringu hydrologicznego składowiska odpadów produkcyjnych Fabryki Okładzin Ciernych „FOMAR ROULUNDS” S.A. w Markach, pow. Wołomin, woj. mazowieckie. Geosystem Wiesław Opęchowski, Warszawa.
- CHRISTENSEN T.H., COSSU R., STEGMANN R. 1994a: Attenuation of Leachate Pollutants in Groundwater (441–483) in Landfilling of waste: Leachate (eds.): T.H. Christensen, R. Cossa, R. Stegmann, Elsevier Applied Science.
- CHRISTENSEN T.H., COSSU R., STEGMANN R., 1994b: Diffusive Transport of Pollutants through Clay Liners (219–245) in Landfilling of waste: Leachate (eds.): T.H. Christensen, R. Cossa, R. Stegmann, Elsevier Applied Science.
- EHRIG H.-J. 1983: Quality and quantity of sanitary landfill leachate. *Waste Management & Research* 1: 53–68.
- FREEZE R.W., CHERRY J.A. 1979: Groundwater. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J.
- FRONCZYK J. 2003: Gospodarka odpadami stałymi w gminie Marki – stan aktualny i projekt dostosowania do przepisów Unii Europejskiej. Praca magisterska, Międzywydziałowe Studium Ochrony Środowiska, SGGW, Warszawa.
- FRONCZYK J., GARBULEWSKI K. 2004: Właściwości sorpcyjne gruntów w barierach hydraulicznych. *Przegląd Naukowy IiKŚ*, XIII, 1 (28): 52–61.
- GILLHAM R.W., CHERRY J.A. 1982: Contaminant Migration in Saturated Unconsolidated Geological Deposits. Special Paper 189, Geological Society of America, Boulder, Colo.
- Gleboznawstwo. Podręcznik dla studentów akademii rolniczych, 1995 (red.) B. DOBRZAŃSKI, S. ZAWADZKI. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- KODA E., PAPROCKI P., GAWAŁKO S., MAMEŁKA D. 2002: Dokumentacja geologiczna dla rejonu rekultywowanego wysypiska odpadów stałych w Markach z programem monitoringu lokalnego wód. Warszawa.
- MOHAMED A.M.O., ANTIA H.E., 1998: Geoenvironmental engineering. Elsevier, Amsterdam – Lausanne – New York – Oxford – Shannon – Singapore – Tokyo.
- PERKINS T., JOHNSTON O.C. 1963: A Review of Diffusion and Dispersion in Porous Media. *Society of Petroleum Engineering Journal* 3: 70–84.
- ROWE R.K., BOOKER J.R., FRASER M.J. 1994: User's Guide POLLUTEv6.
- ROWE R.K., QUIGLEY R.M., BOOKER J.R. 1995: Clayey barrier systems for waste disposal facilities. E&FN Spon, London.
- SHECKELFORD Ch.D. 1993: Contaminant transport. Chapter 3 [in:] Geotechnical Prac-

- tice for Waste Disposal (ed.) Daniel D. E., Chapman & Hall.
- WASIAK G., SIEMION S., FALKOWSKI T. 1995: Ocena oddziaływania na środowisko wysypiska odpadów przemysłowych Fabryki Okładzin Ciernych w Markach, Warszawa.
- YONG R.N., MOHAMED A.M.O., WERKENTIN B.P. 1992: Principles of contaminant transport in soils. Elsevier, Amsterdam – London – New York – Tokyo.

## Summary

**Modelling of contaminant transport through clay landfill liner using the program POLLUTEv6.** In saturated clay soils with low values of hydraulic gradients and hydraulic conductivity lower than  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s (geological barrier) the most important effect on the migration of leachate from landfills has diffusion process. Therefore,

prediction of contaminants migration should include both advection and diffusion models. The paper deals with application of the POLLUTEv6 program for numerical analyzes of vertical leachate migration in landfill subsoil with geological barrier. The limitation and advantages of the POLLUTEv6 program and mathematical models of contaminants migration were describe in the first part of the paper. Finally, some examples of numerical analyzes for determination of the diffusion coefficient using the “back analyzes” method and modeling for the prediction of leachate migration in foundation of Marki landfill are discussed.

### **Autors' address:**

Joanna Fronczyk, Kazimierz Garbulewski  
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego  
Katedra Geoinżynierii  
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa,  
e-mail: [fronczyk@alpha.sggw.waw.pl](mailto:fronczyk@alpha.sggw.waw.pl)  
[garbulewski@alpha.sggw.waw.pl](mailto:garbulewski@alpha.sggw.waw.pl)