

Zbigniew Fąfara*, Włodzimierz Miska*

ROZPRASZANIE ZANIECZYSZCZEŃ ROPOPOCHODNYCH W GRUNCIE W ŚWIETLE BADAŃ LABORATORYJNYCH**

1. WSTĘP

Jednorazowe rozlanie dużej ilości substancji ropopochodnej na powierzchni terenu, jak często towarzyszy sytuacji awaryjnej, prowadzi zwykle do utworzenia się kałuży węglowodorów, która stopniowo znika na skutek sukcesywnego przenikania zanieczyszczeń w głąb gruntu. Przedział czasu pomiędzy momentem pojawienia się substancji ropopochodnej na powierzchni i jej całkowitego wchłonięcia można uważać za czas trwania impulsu zanieczyszczającego. Węglowodory przemieszczając się w dół gruntu, ulegają rozproszeniu w kierunku pionowym i poziomym, co w konsekwencji powoduje zwiększenie poziomego zasięgu skażenia oraz rozciągnięcie w czasie okresu obecności węglowodorów w danym punkcie, proporcjonalnie do wzrostu głębokości. Z uwagi na duże znaczenie w ochronie środowiska i powszechność zanieczyszczeń substancjami ropopochodnymi, problem ten doczekał się bardzo wielu opracowań. Rozwijane są prace teoretyczne, mające na celu dopasowanie modelu teoretycznego [1, 4, 5, 6, 8, 9, 10], przeprowadzane są liczne badania laboratoryjne i polowe [6, 7, 9, 10, 11], a także przygotowywane są numeryczne symulatory zjawiska migracji węglowodorów w środowisku gruntowo-wodnym [4, 7, 9, 10, 11]. Wykonane przez autorów pomiary laboratoryjne stanowią jeden z wielu przykładów badań tego typu prowadzonych na świecie, natomiast analiza otrzymanych wyników prowadzona jest pod kątem jednego z aspektów migracji węglowodorów w gruncie, tzn. ich rozproszenia w kierunku poziomym.

2. TEORETYCZNY OPIS PROCESU ROZPRASZANIA

Wprowadzeniu substancji ropopochodnej do środowiska gruntowo-wodnego towarzyszy migracja węglowodorów w głąb gruntu w drodze trzech procesów [4, 6, 8, 9, 10].

* Wydział Wiertnictwa, Nafty i Gazu AGH, Kraków

** Praca została wykonana w ramach badań własnych

1. Część węglowodorów filtruje w fazie płynnej przez strefę aeracji, aż do osiągnięcia górnej granicy strefy wzniosu kapilarnego ponad warstwą wodonośną. Dla węglowodorów lżejszych od wody migracja tą drogą kończy się, natomiast węglowodory cięższe od wody mogą filtrować dalej pod wpływem siły grawitacji, przechodząc przez graniczną strefę kapilarną i wchodząc do aquifera (strefa nasycenia).
2. Inna część węglowodorów rozpuszczalna w wodzie (i/lub rozpraszająca się w niej) może migrować w głąb gruntu w drodze procesu unoszenia przez przepływającą fazę wodną. Adwekcja dotyczyć będzie migracji substancji ropopochodnej przez wszystkie trzy wyróżniane w gruncie strefy: aeracji, wzniosu kapilarnego, nasycenia.
3. Ostatnia część węglowodorów może ulegać w przestrzeni porowej odparowaniu i migrować wraz z gazami gruntowymi w wyniku procesu dyfuzji i adwekcji. Kierunek ruchu adwekcyjnego uzależniony będzie od tego, czy mieszanie się par węglowodorów powiększa wypadkową gęstość właściwą gazów gruntowych (ruch w dół), czy ją pomniejsza (ruch w górę).

Omówione mechanizmy migracji substancji ropopochodnej w gruncie w różny sposób powodują rozproszenie węglowodorów [4, 7, 9, 10]. Za rozproszenie węglowodorów filtrujących w fazie płynnej i/lub unoszonych przez przepływającą fazę wodną odpowiada sam mechanizm filtracji płynów w ośrodku porowatym oraz zjawiska kapilarne. Rozproszenie substancji ropopochodnej w fazie gazowej następować będzie w rezultacie dyfuzji par węglowodorów w objętości zajętej przez gazy gruntowe i specyfiki mechanizmu przepływu gazów w ośrodkach porowatych (dyspersja mechaniczna).

Udział poszczególnych procesów w rozpraszaniu węglowodorów zależeć będzie od wielu czynników. W przypadku przygotowanego laboratoryjnego stanowiska pomiarowego nie występuje filtracja fazy wodnej (np. brak wód opadowych) i rozproszenie poprzeczne węglowodorów związane będzie przede wszystkim migracją ich par [4, 7, 9].

3. STANOWISKO POMIAROWE

Laboratoryjne stanowisko pomiarowe do badania migracji zanieczyszczeń ropopochodnych w fizycznym modelu gruntu, na którym zrealizowano pomiary będące punktem odniesienia rozważań w niniejszej pracy, obejmuje trzy niezależne modele gruntu niespoistego, mające (każdy) kształt sześcianu o krawędzi około 1,25 m. Wymiary geometryczne zostały przyjęte w oparciu o wyniki analizy podobieństwa przebiegu procesów w rzeczywistości i na stanowisku pomiarowym [2]. Właściwości petrofizyczne modeli określone na podstawie badań laboratoryjnych i interpretacji ich wyników [3] wskazują na reprezentację typowych gruntów piaszczystych (model 1) i gruntów piaszczysto-pylastych (modele 2 i 3).

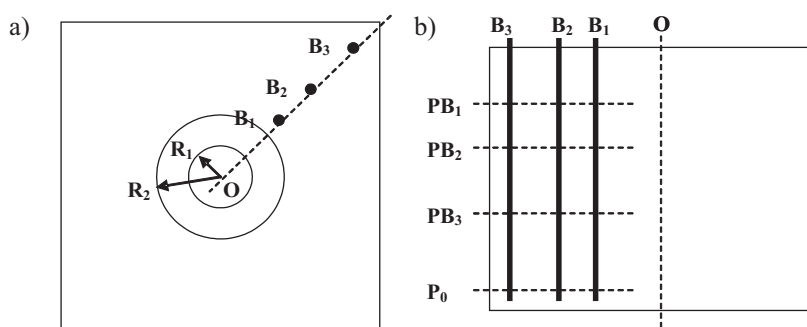
Dla każdego modelu zrealizowano badanie migracji dla etyliny bezołowiowej ze szczególnym uwzględnieniem dyspersji poziomej. Substancję zanieczyszczającą do systemu wprowadzano, rozlewając ją na powierzchni modelu. Promień strefy wprowadzania zmieniał się w zależności od właściwości modelu (tab. 1), dlatego wykorzystano go do szacowania skali zasięgu rozproszenia poziomego. Podobnie czas wchłaniania węglowodorów na powierzchni zmieniał się w zależności od sytuacji.

Tabela 1

Charakterystyka metody wprowadzania etyliny

Lp.	Model gruntu	Promień strefy wprowadzania [cm]	Czas rozlewania [s]	Czas wnikania [s]	Ilość etyliny [l]
1	1	12	110	110	10
2	2	17	120	230	11
3	3	21	210	260	12

Badanie migracji węglowodorów zrealizowano z wykorzystaniem przyrządu Multiwarn II metodą Drägera analizy składu gazów gruntowych. Rejestrowano zmiany w czasie koncentracji gazów wybuchowych przeliczanej na ekwiwalentną koncentrację propanu wyrażaną w % obj. Wewnątrz każdego modelu zainstalowano trzy perforowane pionowe rurki pomiarowe PCV w różnej odległości od osi strefy wprowadzania zanieczyszczeń ($B_1 - 30$ cm, $B_2 - 50$ cm, $B_3 - 75$ cm). Schemat ułożenia rurek pomiarowych przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Przekrój poziomy (a) i pionowy (b) przez stanowisko laboratoryjne (pionowe rurki pomiarowe). Oznaczenia: O – pionowa oś stanowiska pomiarowego i oś strefy wprowadzania zanieczyszczeń, B_i – pionowe perforowane rurki pomiarowe do wykrywania obecności par węglowodorów w gazach gruntowych (długość 135 cm), dla $i = 1, 2, 3$, P_0 – dolna granica perforowania pionowych rurek pomiarowych (głębokość 115 cm), PB_i – górna granica perforowania pionowej i -tej rurki pomiarowej (głębokość odpowiednio 30, 50 i 75 cm)

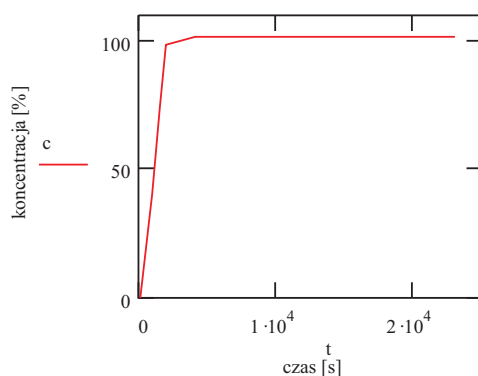
Wybrana metoda pomiarowa pozwalała na śledzenie w czasie zasięgu migrujących zanieczyszczeń, ponieważ doświadczeniu węglowodorów do określonego obszaru towarzyszyły pary lotnych frakcji, które mieszały się z gazami gruntowymi i mogły być zassane przez przyrząd pomiarowy z rurki osadzonej w modelu. W przeciwnym razie gazy gruntowe były wolne od węglowodorów wybuchowych.

4. ANALIZA WYNIKÓW

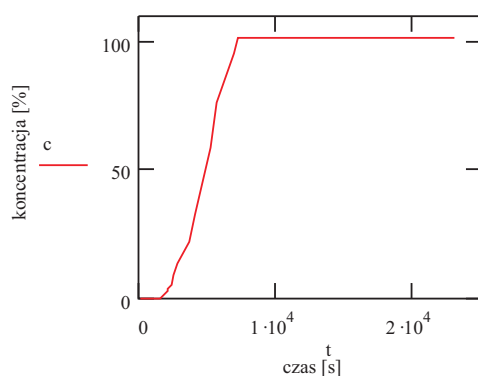
Wynikiem bezpośrednich pomiarów laboratoryjnych są krzywe zmian w czasie ekwiwalentnej koncentracji propanu w % obj. (100% obj. oznacza koniec zakresu pomiarowego) w poszczególnych punktach pomiarowych.

Na rysunkach 2–7 pokazano przykładowe zależności uzyskane dla modeli gruntu 1 i 2. Dla każdego z modeli w rurce pomiarowej B₁ kształty krzywych (rys. 2, 5) są bardzo podobne. Natomiast w rurce B₂ amplituda sygnału dla modelu 2 (rys. 6) stanowi co najwyżej 80%, a dla modelu 3 co najwyżej 50% amplitudy impulsu zarejestrowanego dla modelu 1 (rys. 2). W rurce B₃ dysproporcje są jeszcze większe i dla modelu 2 (rys. 7) amplituda stanowi co najwyżej 10%, a dla modelu 3 co najwyżej 8% amplitudy uzyskanego sygnału dla modelu 1 (rys. 4).

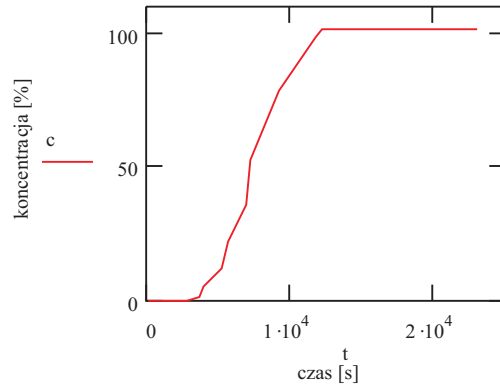
Celem pracy jest określenie zasięgu i umownej szybkości migracji par węglowodorów w kierunku poziomym w fizycznym modelu gruntu. Za miarę tej ostatniej postanowiono przyjąć szybkość przemieszczania się par w gruncie odpowiadającą momentowi obserwacji w danym punkcie pomiarowym ustalonej ekwiwalentnej koncentracji propanu (pojawienie się węglowodorów wybuchowych w komorze pomiarowej miernika generuje sygnał elektryczny, którego amplituda wykorzystana jest do określenia wzorcowej równoważnej koncentracji propanu), równej wartości trzykrotnie wyższej od tła (około 0,2% obj.). Uzyskane charakterystyki czasowe pokazują, że moment ten niewiele odbiega od punktu czasowego odpowiadającego pojawieniu się pierwszych par zanieczyszczeń w tym miejscu.



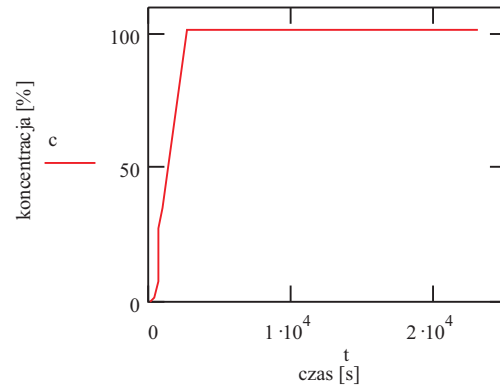
Rys. 2. Zmiany w czasie ekwiwalentnej koncentracji propanu dla etyliny i modelu gruntu 1 w rurce pomiarowej B₁



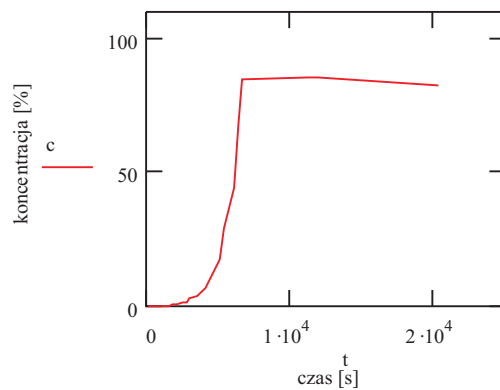
Rys. 3. Zmiany w czasie ekwiwalentnej koncentracji propanu dla etyliny i modelu gruntu 1 w rurce pomiarowej B₂



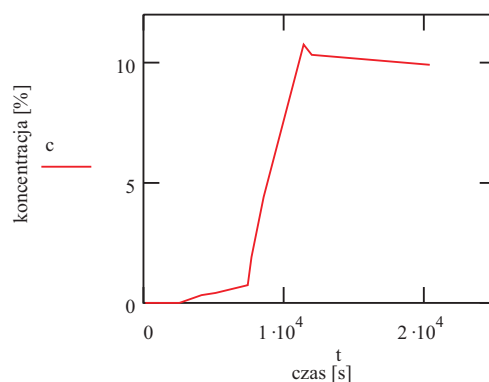
Rys. 4. Zmiany w czasie ekwiwalentnej koncentracji propanu dla etyliny i modelu gruntu 1 w rurce pomiarowej B_3



Rys. 5. Zmiany w czasie ekwiwalentnej koncentracji propanu dla etyliny i modelu gruntu 2 w rurce pomiarowej B_1



Rys. 6. Zmiany w czasie ekwiwalentnej koncentracji propanu dla etyliny i modelu gruntu 2 w rurce pomiarowej B_2



Rys. 7. Zmiany w czasie ekwiwalentnej koncentracji propanu dla etyliny i modelu gruntu 2 w rurce pomiarowej B₃

Wartości liczbowe wykorzystane w obliczeniach oraz uzyskane wyniki zamieszczono w tabeli 2. Umowną prędkość rozprzestrzeniania się węglowodorów w kierunku poziomym oszacowano, dzieląc drogę (odległość mierzona w poziomie pomiędzy rurką pomiarową i granicą strefy wprowadzania zanieczyszczeń na powierzchni) przez czas (opisany powyżej). Czas liczony tą metodą jest obarczony pewnym niewielkim błędem, wynikającym z metodyki pomiaru. Zanim rejestrator wprowadzi do komory pomiarowej właściwe gazy gruntowe, musi najpierw zassać powietrze znajdujące się w rurce PCV. Objętość rurki pomiarowej jest mniejsza niż 0,35 l. Minimalna prędkość przepływu gazów przez miernik jest ustawiona na poziomie 5 l/min. Wynika stąd, że pojawi się opóźnienie nie większe niż 5 s, które przy czasach rzędu tysięcy sekund jest bez znaczenia.

Tabela 2

Charakterystyka rozpraszania poziomego zanieczyszczeń ropopochodnych

Substancja	ETYLINA								
	Model 1			Model 2			Model 3		
Rurka	B ₁	B ₂	B ₃	B ₁	B ₂	B ₃	B ₁	B ₂	B ₃
<i>x</i> [cm]	18	38	63	13	33	58	9	29	54
<i>t</i> [s]	–	6000	10000	2400	6500	10500	2000	6000	11000
<i>v</i> [cm/s]	–	0,0063	0,0063	0,0054	0,0051	0,0055	0,0045	0,0048	0,0049

gdzie:

- x* – odległość w poziomie punktu pomiarowego od krawędzi strefy wprowadzania,
- t* – czas dojścia par węglowodorów do punktu pomiarowego liczony od momentu wylania etyliny,
- v* – szacunkowa szybkość przemieszczania się poziomego strumienia węglowodorów ($v = x/t$).

W przypadku modelu gruntu 1 i rurki pomiarowej B₁ nie oznaczono szybkości dyfuzji, ponieważ w trakcie pomiarów nie zdążono uchwycić pośredniego punktu pomiarowego (dla koncentracji większej od poziomu tła i znacznie mniejszej od 100% obj.). Najszybciej

strumień węglowodorów w kierunku poziomym przemieszcza się w modelu 1 (średnio z prędkością 0,063 mm/s), później w modelu 2 (średnio z prędkością 0,053 mm/s), a najwolniej w modelu 3 (średnio z prędkością 0,047 mm/s). Ma to uzasadnienie we właściwościach filtracyjnych przygotowanych modeli gruntu.

Wykonana analiza składu granulometrycznego pozwoliła na sporządzenie krzywej uziarnienia, a na tej podstawie oszacowania wartości współczynnika przepuszczalności absolutnej, który okazał się zdecydowanie największy dla modelu 1 ($k = 70 D$), znacznie mniejszy dla modelu 2 ($k = 18 D$) i najmniejszy dla modelu 3 ($k = 4 D$). Porowatość modeli gruntu nie wpływa tutaj na wyniki, ponieważ jest ona zbliżona w poszczególnych przypadkach (waha się od 36% do 39%).

Uzyskane wyniki są w związku z tym wyrazem zależności współczynnika dyfuzji molekularnej od współczynnika krętości kanałów porowych [8, 9], który ma najmniejszą wartość dla modelu 1 i największą dla modelu 3.

5. PODSUMOWANIE

Celem pracy jest analiza rozpraszania w kierunku poziomym strumienia substancji ropopochodnej filtrującej pionowo w gruncie. Rozważania teoretyczne i analiza literatury pozwoliły na ustalenie, że czynnikiem decydującym o przebiegu procesu rozpraszania na przygotowanym laboratoryjnym stanowisku pomiarowym jest dyfuzja par węglowodorów.

Przeprowadzona analiza ilościowa umożliwia sformułowanie następujących wniosków.

- Zasięg poziomego rozproszenia strumienia węglowodorów filtrujących w gruncie w kierunku pionowym silnie zależy od składu granulometrycznego i jest największy w modelu fizycznym gruntu piaszczystego (o szacunkowej wartości współczynnika przepuszczalności absolutnej $k = 70 D$). Dla modelu 2 gruntu piaszczysto-pyłastego ($k = 18 D$) ekwiwalentna koncentracja par węglowodorów w odległości około 60 cm (liczonej w poziomie) od granicy strefy wprowadzenia zanieczyszczeń stanowiła tylko 10% amplitudy sygnału dla modelu 1, natomiast dla modelu 3 ($k = 4 D$) tylko 8%.
- Zdefiniowana umowna szybkość migracji poprzecznej par węglowodorów w drodze dyfuzji jest największa dla modelu 1 i wynosi około 0,0063 cm/s, o około 20% mniejsza dla modelu 2 – 0,0053 cm/s, oraz około 30% mniejsza dla modelu 3 – 0,0047 cm/s. Pośrednio zmienność ta wynika ze zróżnicowania wartości współczynnika przepuszczalności absolutnej, co przy podobnych wartościach współczynników porowatości dla poszczególnych modeli gruntu przekłada się bezpośrednio na zależność od krętości kanałów porowych.

LITERATURA

- [1] Bear J. *et al.*: *Fundamentals of ground-water modeling*. Sprawozdanie z realizacji projektu Agencji Ochrony Środowiska USA nr EPA/540/S-92/005, Oklahoma, 1992 (www.epa.gov/ada/)

- [2] Fąfara Z.: *Wykorzystanie analizy podobieństwa do projektowania laboratoryjnego stanowiska pomiarowego do badania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń ropopochodnych w gruncie*. Kwartalnik AGH Górnictwo i Geoinżynieria, z. 4/2, 2004
- [3] Fąfara Z., Ryba A.: *Przygotowanie fizycznego modelu ośrodka gruntowego do badań laboratoryjnych*. Materiały XV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej nt. „Nowe metody i technologie w geologii naftowej, wiertnictwie, eksploatacji otworowej i gazownictwie”, WwNiG AGH, Krynica 2004
- [4] Guarnaccia J., Pinder G. *et al.*: *NAPL: simulator documentation*. Sprawozdanie z realizacji projektu Agencji Ochrony Środowiska USA nr CR-820499, Burlington, the University of Vermont, 2000 (www.epa.gov/ada/)
- [5] Haitjema H.M. *et al.*: *Analytic element modeling of ground-water flow and high performance computing*. Sprawozdanie z realizacji projektu Agencji Ochrony Środowiska USA nr EPA/600/S-00/001, Oklahoma, 2000 (www.epa.gov/ada/)
- [6] Ravi V., Williams J.R.: *Estimation of infiltration rate in the vadose zone: Compilation of simple mathematical models*. Sprawozdanie z realizacji projektu Agencji Ochrony Środowiska USA nr EPA/600/R-97/128a, Oklahoma, 1998 (www.epa.gov/ada/)
- [7] Newell C.J. *et al.*: *Calculation and use of first-order rate constants for monitored natural attenuation studies*. Sprawozdanie z realizacji projektu Agencji Ochrony Środowiska USA nr EPA/540/S-02/500, Oklahoma, 2002 (www.epa.gov/ada/)
- [8] Pinder G.F., Abriola M.L.: *On the simulation nonaqueous phase organic compounds in the subsurface*. Water Resour. Res., 22 (9), 1986
- [9] Pope G.A. *et al.*: *Three-dimensional NAPL fate and transport model*. Sprawozdanie z realizacji projektu Agencji Ochrony Środowiska USA nr EPA/600/R-99/011, Austin, Texas, 1999 (www.epa.gov/ada/)
- [10] Weaver J.S.: *The hydrocarbon spill screening model (HSSM)*. Sprawozdanie z realizacji projektu Agencji Ochrony Środowiska USA nr EPA/600/R-94/039, Austin, Texas, 1995 (www.epa.gov/ada/)
- [11] Williams J.R. *et al.*: *Estimation of infiltration rate in the vadose zone: Application of selected mathematical models*. Sprawozdanie z realizacji projektu Agencji Ochrony Środowiska USA nr EPA/600/R-97/128b, Oklahoma, 1998 (www.epa.gov/ada/)