

## 5. PRZYKŁAD ZASTOSOWANIA NATURALNYCH ZNACZNIKÓW IZOTOPOWYCH PRZY WYZNACZANIU PARAMETRÓW MIGRACJI

Zgodnie z przyjętą koncepcją konstrukcji poradnika, w drugiej części opracowania przedstawiono przykład badań wykonanych w celu praktycznej prezentacji metod wyznaczania parametrów oraz budowy modelu migracji zanieczyszczeń. Stworzony schemat postępowania miał wskazać, jakie parametry, jakimi metodami uzyskane oraz w jaki sposób interpretowane pozwalają uzyskać najbardziej wiarygodny obraz migracji zanieczyszczeń w ośrodku porowatym wód podziemnych. W powyższym przykładzie, dla danych warunków środowiskowych wskaźnikami najpełniej dokumentującymi procesy zachodzące w czasie przepływu zanieczyszczeń w warstwie wodonośnej okazały się jony chlorkowy i magnezowy.

W badaniach hydrogeologicznych dotyczących wyznaczania parametrów migracji wykorzystywane są również inne znaczniki, w tym coraz częściej naturalne znaczniki izotopowe. W takich przypadkach podstawowe znaczenie mają pomiary zawartości w wodzie podziemnej radioizotopów wodoru  $^3\text{H}$  i węgla  $^{14}\text{C}$  oraz określenie stosunków trwałych izotopów tlenu  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$  i wodoru  $^2\text{H}/^1\text{H}$ . Tego typu znaczniki środowiskowe używane są również do weryfikacji obliczonego czasu przebywania wody w systemie hydrogeologicznym oraz do sprawdzenia poprawności założeń modeli konceptualnych, a następnie modeli numerycznych przepływu wody oraz migracji substancji w niej rozpuszczonych.

Czytelnikom chcącym zapoznać się bliżej z problematyką stosowania metod znacznikowych w badaniach hydrogeologicznych, szczególnie w systemach szczelinowo-krasowych, określania genezy wody i jej składników, procesów mieszania się różnych wód podziemnych, ale zwłaszcza wykorzystania eksperymentów znacznikowych do identyfikacji parametrów migracji zanieczyszczeń, polecamy również nowo wydany podręcznik pod redakcją naukową A. Zuberę, W. Ciężkowskiego i K. Różańskiego „Metody znacznikowe w badaniach hydrogeologicznych”.

Przykładem wykorzystania zawartości trytu ( $^3\text{H}$ ) w celu określenia właściwości dyspersyjnych warstwy wodonośnej między innymi były badania B.C.E. Egboka i innych (1983). Na podstawie przestrzennego rozkładu trytu w wodach podziemnych uzyskano informacje na temat procesu dyspersji w zanieczyszczonej strefie wokół składowiska odpadów Borden. Składowisko to znajduje się ok. 80 km od Toronto, usytuowane jest na płaskim terenie (232 m n.p.m.), zajmuje powierzchnię 5,4 ha. Na północ od składowiska znajduje się wyrobisko po eksploatacji piasku, który był wykorzystany do jego rekultywacji. W obniżeniach w południowej i wschodniej części składowiska, gdzie przepływa niewielki potok, oraz w wyrobisku po eksploatowanym piasku sezonowo tworzą się podmokłości.

Średnia dobową temperaturę powietrza zawierała się w przedziale od 0,6 do 12,4°C, przy średniej rocznej 6,5°C. Roczny opad z wielolecia wynosił średnio 828 mm. W typowym roku jest 171 dni z mrozem, 88 dni deszczowych i 56 dni śnieżnych (D.S. MacFarlane i in., 1983).

Składowanie odpadów trwało tu 36 lat, od 1940 do 1976 roku. W tym czasie odpady okresowo przesypane były piaskiem. Składowisko ma wysokość 5–10 m, przy czym największe jego wysokości przypadają na część północną i północno-zachodnią. W 1973 roku rozpoczęły się prace modernizacyjne, które trwały do 1976 roku. Ostatecznie powierzchnia składowiska pokryta jest 0,5 m warstwą piasku. Około 80% odpadów zdeponowanych podczas funkcjonowania składowiska stanowią popioły, drewno i gruz (fragmenty konstrukcji budowlanych). Pozostała część to od-

padki z gospodarstw domowych oraz przemysłu, związanego głównie z branżą spożywczą (Gartner Lee Associates Ltd., 1977).

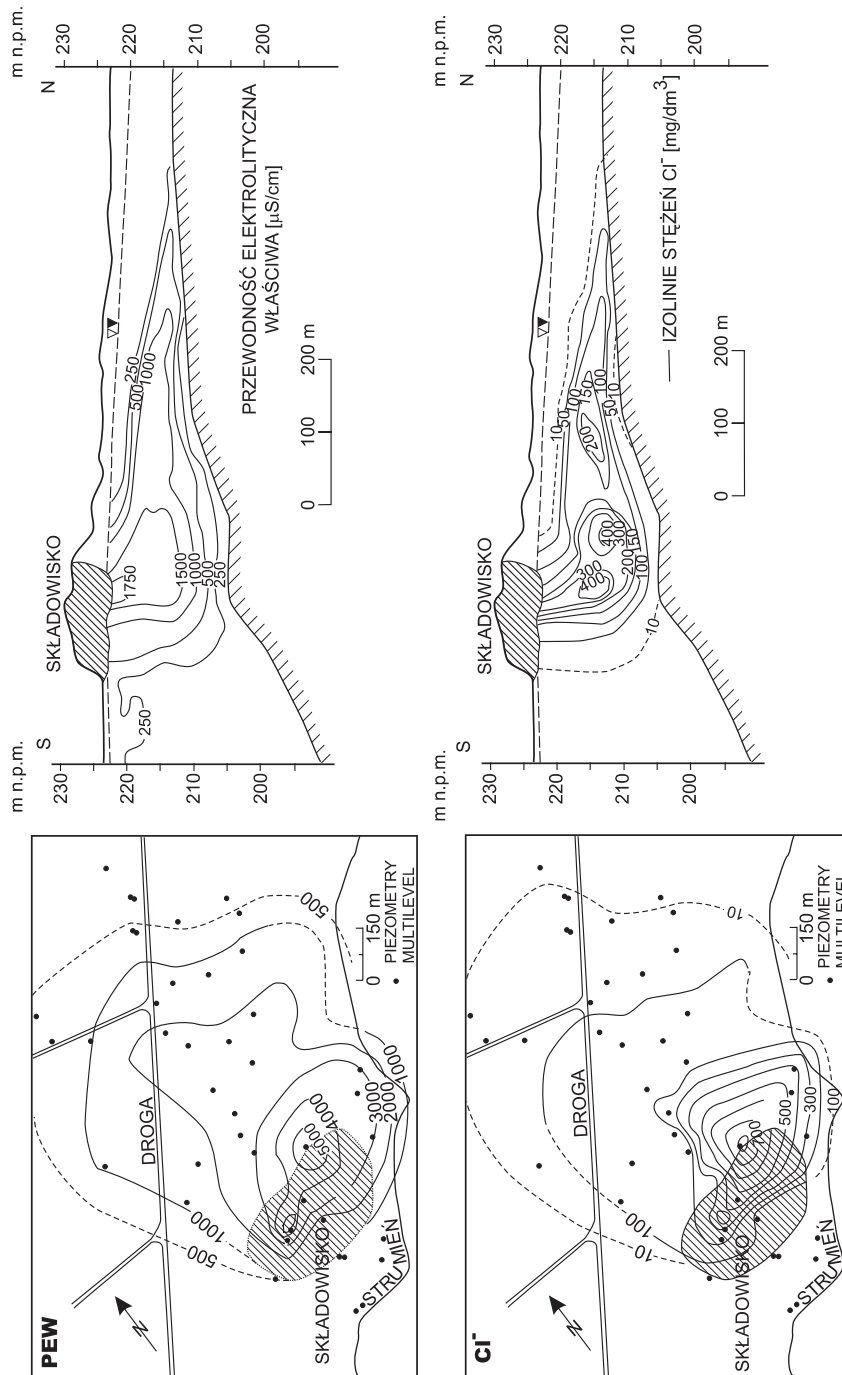
Od 1974 roku rozpoczęto monitoring składowiska, bazując na 124 punktach pomiarowych wód podziemnych, w tym piezometrach typu multilevel. Głównym celem badań było określenie wpływu składowiska na jakość wód podziemnych. Ustalono, że pierwszy niezolowany poziom wód o zwierciadle swobodnym został zdegradowany, co dało podstawę do podjęcia decyzji o zaprzestaniu składowania odpadów. Wstępnie przestrzenny rozkład stref zanieczyszczeń wokół składowiska określono na podstawie pomiarów przewodności elektrolitycznej właściwej, ustalono również wpływ składowiska na reżim termiczny wód podziemnych. Metodami permeometrycznymi, analizy granulometrycznej, reakcji zwierciadła wody w piezometrach oraz próbnym pomiarom określono parametry filtracyjne warstwy wodonośnej.

Warstwa wodonośna zbudowana jest z różnorodnych piasków fluwiogłacjalnych miąższości od 15 do 30 m. Od podłoża jest izolowana praktycznie nieprzepuszczalnymi łąkami i mułkami piaszczystymi. Wyniki badań parametrów filtracyjnych przeprowadzone różnymi metodami wskazują na wyraźną homogeniczność tego ośrodka. Współczynniki filtracji kształtowały się w zakresie od  $1 \times 10^{-4}$  do  $5 \times 10^{-5}$  m/s, a średnia wartość porowatości efektywnej wynosiła 0,38. Pomiarzy rzędnych zwierciadła wody wskazały na północny kierunek przepływu. Stwierdzono, że w okresie kulminacji na skutek roztopów śniegu oraz wiosennych deszczy od marca do czerwca strefa saturacji ma bezpośredni kontakt z materiałem zdeponowanym w składowisku, a zwierciadło wody występuje na głębokości około 1 m w strefie odpadów. W pierwszym etapie badań za wskaźniki zanieczyszczeń uznano wartości przewodności elektrolitycznej właściwej oraz stężenia chlorków, interpretowane jako znacznik idealny.

Idealny znacznik jest substancją zachowującą się w systemie dokładnie tak jak badany materiał w zakresie badanych parametrów i mający jedną właściwość pozwalającą go odróżnić od tego materiału. Ta definicja oznacza, że idealny znacznik ani nie powinien powstawać, ani nie zanikać w systemie inaczej niż w sposób odnoszący się do szukanych parametrów. W praktyce za dobry znacznik możemy uważać substancję powstającą lub znikającą w systemie, jeżeli potrafimy te czynniki uwzględnić lub ich wpływ jest do pominięcia w granicach dokładności pomiaru (A. Zuber, 1986).

Mapy oraz przekroje rozkładu przewodności elektrolitycznej właściwej i chlorków (ryc. 5.1) wykonano na podstawie rozkładu wartości maksymalnych każdego z parametrów, oznaczonych w próbkach wody pobranych w piezometrach typu multilevel. Największe koncentracje chlorków stwierdzono w centralnej części pod składowiskiem oraz 50–160 m poniżej składowiska, wzdłuż strumienia filtracji. Maksymalne koncentracje chlorków występują na rzędnej 214 m n.p.m. W bliskim sąsiedztwie składowiska koncentracje chlorków są zróżnicowane i wykazują nieregularny rozkład w pionie. W miarę oddalania się od składowiska rozkład chlorków staje się bardziej regularny, a najwyższe koncentracje występują w środkowej części warstwy wodonośnej. Rozkład koncentracji chlorków oraz przewodności elektrolitycznej właściwej wskazuje, że zasięg zanieczyszczonych wód w kierunku północnym (główny kierunek przepływu wód podziemnych) wynosi około 700 m, zaś rozprzestrzenienie w kierunku wschodnim i zachodnim sięga ponad 200 m.

Biorąc pod uwagę reprezentatywne wartości współczynnika filtracji, porowatości efektywnej, spadku hydraulicznego (0,003) oraz czasu migracji zanieczyszczeń (około 38 lat funkcjonowania składowiska), z liniowego prawa filtracji wynika, że minimalna wartość migracji zanieczyszczeń powinna wynosić 300 m, zaś maksymalna – 1060 m. Z uwagi na fakt, że warstwa wodonośna nie jest w pełni jednorodna, można uznać, że obliczone oraz obserwowane (700 m) wielkości przemieszczenia frontu zanieczyszczeń są bardzo zbliżone.



Ryc. 5.1. Mapy oraz przekroje rozkładu przewodności elektrolitycznej właściwej i stężeń chlorków w wodach podziemnych strefy oddziaływania składowiska Borden (D.S. MacFarlane i inni, 1983)

W przedstawionych powyżej obliczeniach efekt dyspersji nie był uwzględniany, a przecież dyspersja może powodować szybsze przemieszczanie się frontu zanieczyszczeń niż średnia liniowa prędkość filtracji. Prawdopodobne jest również spowolnienie frontu migracji zanieczyszczeń, jako strefy zmierzającej do osiągnięcia stanu quasi-ustalonego. Dlatego dalsze badania miały na celu wyjaśnienie udziału procesu dyspersji w migracji zanieczyszczeń. Do badań B.C.E. Egboka i in. (1983) wykorzystali oznaczenia zawartości trytu w wodach podziemnych wokół strefy składowiska Borden.

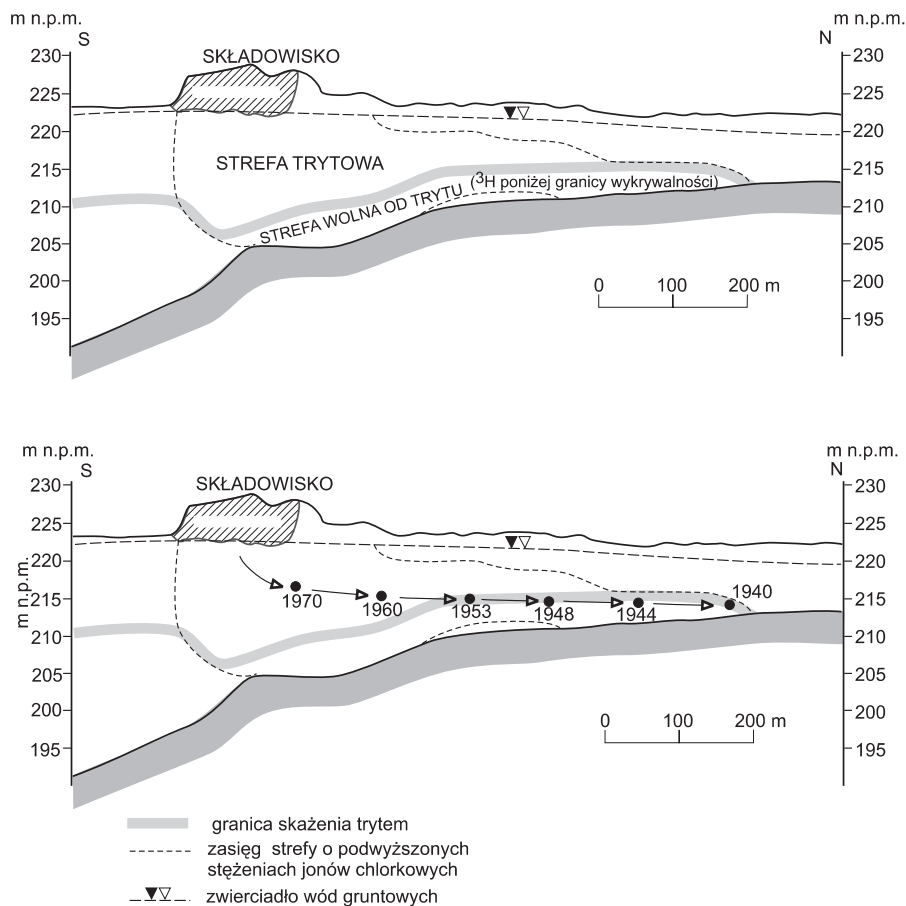
W badaniach hydrogeologicznych zawartość trytu ( $^3\text{H}$ ) przyjęto wyrażać „jednostką trytową” TU. Zawartość  $^3\text{H}$  w atmosferze ziemskiej przed rozpoczęciem prób jądrowych została określona przez B.R. Payne’a (1972) na około 5–10 TU. Uwzględniając czas połowicznego rozpadu trytu (12,3 lat), wody podziemne pochodzące sprzed 1953 roku w czasie badań prowadzonych w latach osiemdziesiątych ub. wieku miały mniej niż 5 TU. Całkowita naturalna produkcja trytu w atmosferze jest szacowana na 200 g w ciągu roku. Wychodząc ze stanu równowagi promieniotwórczej (szybkość produkcji = szybkość rozpadu), globalna zawartość trytu w atmosferze powinna wynosić około 3,6 kg (K. Różański i in., 1991). Lata 1958 i 1962 to okresy najliczniejszych prób jądrowych. W roku 1958 przeprowadzono 96 testów, a w 1962 roku – 143 testy, po tym okresie, szczególnie w opadach, zawartość trytu lokalnie wzrosła do setek, a nawet tysięcy TU, a tryt w atmosferze szybko rozprzestrzenił się na skalę globalną. Do atmosfery wprowadzono ogromne ilości trytu. Próba jądrowa o sile 1 megatony dostarczała około 1 kg tego pierwiastka. W wyniku tego w latach 1961–1963 do atmosfery dostało się około 400 kg sztucznego trytu (J. Dowgiałło, Z. Nowicki, 1999).

Użycie  $^3\text{H}$  do określenia stałej dyspersji wymaga znajomości parametrów hydrogeologicznych warstwy wodonośnej, wysokości opadów atmosferycznych, zawartości w nich trytu oraz w strefie zasilania. Oprócz powyższych informacji należy znać dodatkowo bardzo szczegółowy rozkład koncentracji  $^3\text{H}$  w miejscu, gdzie odbywały się próby jądrowe. Zatem żeby wykorzystać badania trytu, należy dysponować szerokim zakresem informacji, nie tylko z dziedziny hydrogeologii. Prace badawcze prowadzone w Borden przez B.C.E. Egboka i in. (1983) bazowały na relatywnie wysokim rozpoznaniu wymienionych czynników. Oznaczenia zawartości trytu zostały wykonane w Environmental Isotope Laboratory na Uniwersytecie Waterloo w Kanadzie oraz w laboratorium Weizmann Institute w Izraelu. Badania jednej próbki były wykonywane dwu-, a nawet trzykrotnie, uzyskując maksymalną analityczną precyzję  $\pm 8$ –10 TU.

Na podstawie rozkładu zawartości trytu w strefie oddziaływania składowiska wyróżniono dwie strefy: górną, gdzie zawartość trytu kształtowała się powyżej granicy wykrywalności metody, a wody były zasilane po 1952 roku, oraz dolną, gdzie zawartość trytu była poniżej granicy wykrywalności, a wody były zasilane przed 1952 rokiem. Wody znajdujące się na granicy tych stref są ich mieszaniną. Granica ta pod składowiskiem przebiega na głębokości około 10 m p.p.t. (ryc. 5.2).

Zdaniem B.C.E. Egboka i in. (1983) duża głębokość strefy górnej pod składowiskiem wynika z podniesienia zwierciadła wody oraz nieco wyższej gęstości wód zanieczyszczonych odciekami. Granica między wodami z trytem i bez trytu jest zbieżna z rozkładem chlorków (ryc. 5.2). Tuż pod składowiskiem granice te idealnie się pokrywają, dalej na północ od składowiska są pewne zaburzenia wynikające z zachwiania zawartości chlorków ze względu na sąsiedztwo drogi posypywanej zimą solą.

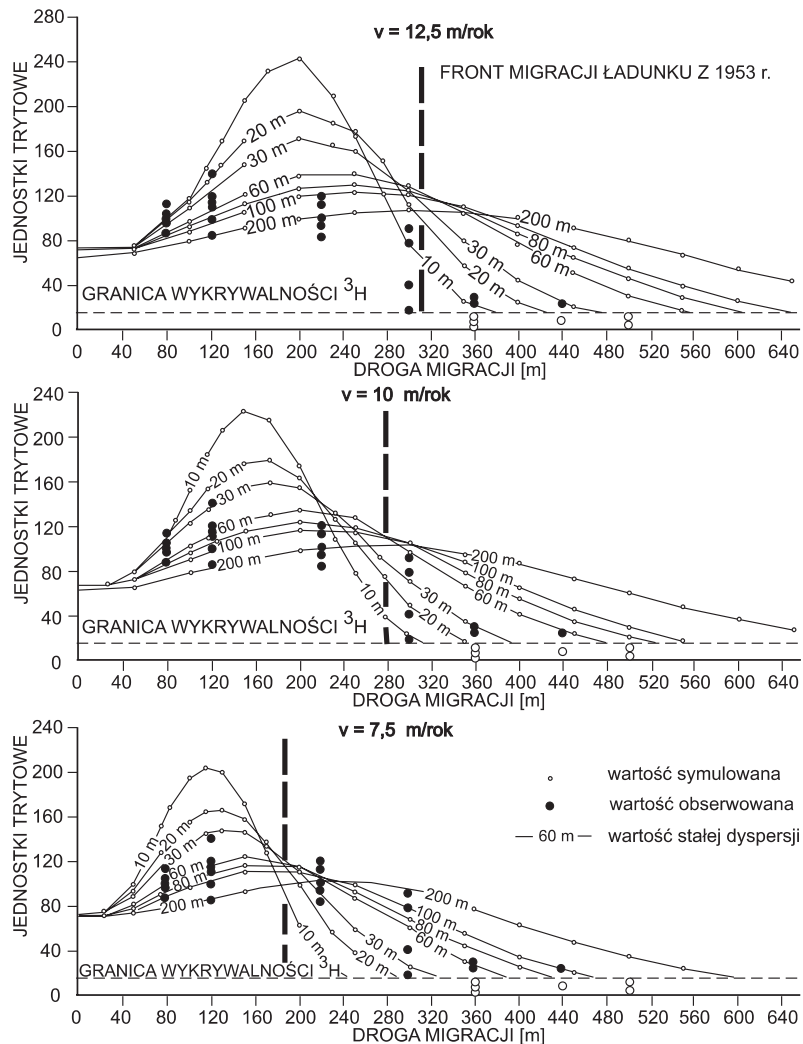
Na podstawie matematycznej symulacji dopasowania najlepszej zgodności pomiędzy obliczonymi parametrami i obserwowanymi reakcjami w terenie określono parametry dyspersji warstwy wodonośnej. Porównując rozpiętość oddziaływania składowiska w kierunku wschód–zachód do odległości frontu przemieszczających się zanieczyszczeń wzdłuż kierunku filtracji,



Ryc. 5.2. Strefy rozkładu zawartości trytu na tle obliczonego wieku wód podziemnych (B.C.E. Egboka i in., 1983)

ustalono, że kształt plamy nie powinien znacząco zależeć od dyspersji poprzecznej. Innym ważnym założeniem przy wyborze modelu było stwierdzenie, że pionowa dyspersja w badanej warstwie jest procesem mało efektywnym. Ocena zmiany stężeń przyjętych wskaźników w profilu pionowym wykazała, że mieszanie się wód zanieczyszczonych i czystych jest niewielkie. Również eksperyment przeprowadzony w tej samej warstwie wodonośnej, ale poza oddziaływaniem składowiska, polegający na analizie rozkładu znacznika na głębokości 1–2 m poniżej zwierciadła wody (E.A. Sudicky i in., 1983), wykazał, że stała pionowej dyspersji osiąga bardzo małe wartości. Chlorki, które zostały użyte jako wskaźnik, rozprzestrzeniały się intensywnie głównie w kierunku poziomym, natomiast bardzo słabo w kierunku pionowym.

Przeprowadzając symulacje rozkładu  $^3\text{H}$  wzdłuż kierunku filtracji w strefie przemieszczania się zanieczyszczeń, odpowiednio dopasowano: prędkość przepływu wód podziemnych, stałą dyspersji oraz lokalizację miejsca, od którego rozpoczęło się przemieszczanie zanieczyszczeń. Do badań wykorzystano duży pik  $^3\text{H}$ , wywołany wybuchami jądrowymi w latach 1962–1964. Dopa-



Ryc. 5.3. Symulowane i obserwowane zawartości trytu wzdłuż strumienia filtracji w centralnej strefie przemieszczających się zanieczyszczeń na tle różnych wartości stałej dyspersji  $\alpha_L$  i prędkości przepływu (B.C.E. Egboka i in., 1983)

sowując wartości symulowane i obserwowane, uzyskano reprezentatywne wyniki, gdy symulowany pik  $^3\text{H}$  występował pomiędzy 120 i 200 metrem od miejsca iniekcji, przy prędkości przepływu 7,5–12,5 m/rok i stałej dyspersji od 200 do 10 m. Wówczas zawartość trytu stanowiąca pik była zróżnicowana od 90 do 240 TU. Jeśli symulowano np. zbyt wysoką (100–200 m) wartość stałej dyspersji, koncentracje  $^3\text{H}$  osiągały znacznie wyższe wartości niż poziom oznaczalności, a zasięg strefy, w której występuje tryt, był zbyt rozległy w porównaniu do obserwowanego w terenie. Przeprowadzone symulacje wykazały, że wartością stałej dyspersji, która zapewnia wyniki

zawartości trytu najbardziej zbliżone do pomierzonych, był zakres od 30 do 60 m, przy przepływie z prędkością 7,5–12,5 m/rok (ryc. 5.3).

Przytoczone badania, wykorzystując zawartość trytu w wodach podziemnych, umożliwiły wyznaczenie stałej dyspersji dla piaszczystej warstwy wodonośnej w rejonie składowiska odpadów, wynoszącej kilkaset metrów. Porównanie uzyskanych wyników z wartościami stałych dyspersji określonych innymi metodami jest trudne, gdyż w literaturze podawane są bardzo szerokie zakresy wartości stałych dyspersji dla różnych skal eksperymentów (patrz tab. 2.1).

Na podstawie badań eksperymentalnych migracji chlorków prowadzonych przez E.A. Sudicky i in. (1983) w Borden stała dyspersji podłużnej została oszacowana na 0,0125–0,08 m. Badanie to prowadzono na odcinku 0,751–1,0 m. Prace A. Lenda i A. Zuber (1970), J.F. Pickensa i in. (1978) i J.P. Sauty (1980) wskazują, że wartości stałej dyspersji podłużnej (określonej na podstawie testów wskaźnikowych, prowadzone na odcinku kilkudziesięciu metrów) są zazwyczaj mniejsze od 1 m. Są to zasadniczo niższe wartości w porównaniu z wynikami w Borden (rzędu 30–60 m), uzyskanymi na podstawie rozkładu  $^3\text{H}$ . M. Anderson (1979), wyznaczając stałe dyspersji poziomej w piaskach i żwirach w obrębie utworów aluwialnych i fluwiogłacjalnych dla niereaktywnych zanieczyszczeń w miejscach ich występowania, uzyskał wartości rzędu 12–61 m, które są bardzo zbliżone z wartościami uzyskanymi w Borden na podstawie badań zawartości trytu.

Główną zaletą stosowania badań zawartości trytu w wodach podziemnych do oszacowania stałej dyspersji jest możliwość prowadzenia badań nawet w skali regionalnej. Współcześnie możliwość zarejestrowania krzywej trytowej pochodzącej z produkcji antropogenicznej ogranicza się do dużych struktur hydrogeologicznych o znaczeniu regionalnym. Istnieje natomiast możliwość oceny „wieku” wód na podstawie wyznaczonego fragmentu krzywej z wybuchów jądrowych (J. Dowgiałło, Z. Nowicki, 1999). Ograniczeniem stosowalności testów przy wykorzystaniu innych wskaźników jest zazwyczaj konieczność prowadzenia badań w małych obszarach. W porównaniu z różnymi testami wskaźnikowymi metoda trytowa ma tę zaletę, że przestrzenne i czasowe występowanie trytu w wodach podziemnych jest generalnie podobne do występowania zanieczyszczeń w poszczególnych analizowanych strefach.