

UWAGI O MONITORINGU WÓD PODZIEMNYCH DLA SKŁADOWISK ODPADÓW KOMUNALNYCH

REMARKS ON GROUNDWATER MONITORING FOR COMMUNAL LANDFILLS

ANDRZEJ J. WITKOWSKI¹

Abstrakt. Realizowany w Polsce na podstawie aktualnych uwarunkowań prawnych monitoring wód podziemnych dla licznych składowisk odpadów komunalnych jest kontrowersyjny a jego wiarygodność często kwestionowana. W niniejszym artykule krytycznie ustosunkowano się do samego rozporządzenia regulującego monitoring składowisk (Dz.U. Nr 220, poz. 1858 z 2002 roku), jak i jego wprowadzania w życie. Poddano w wątpliwość konieczność wykonywania niektórych badań monitoringowych, w tym: pomiarów wysokości opadu przez 30 lat po zamknięciu składowiska, wykonywanie w wodach podziemnych systematycznych oznaczeń sumy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Przedstawiono także istotne problemy z uzyskaniem reprezentatywnych i wiarygodnych wyników badań monitoringowych realizowanych dla tych składowisk. Szczególną uwagę zwrócono na problematykę reprezentatywności przestrzennej i czasowej pobranych próbek wody oraz związaną z tym lokalizacją piezometrów, ich liczbą, konstrukcją a także metodyką i zakresem badań fizykochemicznych, łącznie z ich interpretacją. Stwierdzono, iż podstawową przyczyną powstawania mało reprezentatywnych sieci obserwacyjnych jest słabe rozpoznanie układu hydrodynamicznego na etapie projektowania sieci obserwacyjnej, brak precyzyjnych danych o gradientach pionowych oraz zła konstrukcja samych piezometrów i nieuwzględnianie niejednorodności pola hydrogeochemicznego. Problematyczna wiarygodność i reprezentatywność uzyskiwanych wyników badań wynika także z licznych błędów związanych z poszczególnymi etapami badań monitoringowych oraz częstego braku nadzoru merytorycznego nad tymi badaniami i późniejszej merytorycznej weryfikacji raportów.

Słowa kluczowe: monitoring wód podziemnych, składowiska odpadów komunalnych, reprezentatywność i wiarygodność wyników.

Abstract. Performed on the base of current legal regulations groundwater quality monitoring for numerous communal landfills in Poland is controversial and its reliability is questionable. Critical comments on the guidelines regulating landfills monitoring and they implementation in Poland have been presented in this paper. Questionable are obligatory measurements of the precipitation (daily for 30 years after landfill closure) and systematic obligatory investigations of the sum of the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Very important problems related to gaining of the representative and reliable data from landfills monitoring have been also presented. Particular attention has been paid to problems of spatial and time representativeness of samples related to piezometers location, number and construction, and also to applied methodology, range of investigations and finally to data interpretation. The principal reasons of the establishment of nonrepresentative monitoring networks are: poor knowledge about site hydrogeology, lack of precise data about vertical gradients, improper construction of piezometers and not taking contaminant heterogeneity into consideration. The reasons of problematic reliability and representativeness of monitoring data are also: numerous mistakes made at all stages of monitoring program, frequent lack of essential inspection (supervision) of investigations, and lack of final report control.

Key words: groundwater monitoring, communal landfill, representativeness and reliability of results.

¹ Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk o Ziemi, ul. Będzińska 60, 41-200 Sosnowiec; e-mail: andrzej.witkowski@us.edu.pl

WSTĘP

Na temat monitoringu jakości wód podziemnych powstały już setki publikacji, jednak mimo to problematyka ta w Polsce nadal wzbudza emocje. Wydaje się, że szczególnej uwagi i głębszej analizy wymagają funkcjonujące w całym kraju liczne lokalne monitorunki jakości wód podziemnych dla składowisk odpadów komunalnych.

Odpady komunalne, z uwagi na ich powszechność i olbrzymią ilość, stanowią jeden z istotnych czynników degradacji zasobów wód podziemnych. Według danych GUS (GUS, 2008) na koniec 2007 roku w Polsce było 929 czynnych składowisk kontrolowanych oraz 112 składowisk nieczynnych, zajmujących łącznie powierzchnię ponad 3366 ha. Jedynie w 2007 roku na czynnych składowiskach zdeponowano ok. 9,1 mln ton odpadów. Aktualnie większość tych obiektów posiada mniej lub bardziej rozbudowaną sieć lokalnego monitoringu jakości wód podziemnych składającą się najczęściej z trzech lub więcej piezometrów (sporadycznie do kilkunastu).

Są to więc tysiące piezometrów, z których pobiera się tysiące prób wody i wykonuje się tysiące analiz kosztujących miliony złotych. Teoretycznie jest to olbrzymi zasób informacji o jakości wód podziemnych w rejonach monitorowanych obiektów, który powinien być efektywnie wykorzystany do kompleksowej oceny stanu chemicznego wód podziemnych w Polsce. Jednak w tym kontekście pojawia się szereg istotnych pytań dotyczących wiarygodności i reprezentatywności tych wyników oraz możliwości i celowości ich wykorzystania.

W niniejszym artykule dokonano zarówno krytycznej oceny rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków monitoringu składowisk odpadów (Dz. U. Nr 220, poz. 1858 z 2002 roku) i jego stosowania w praktyce, jak również przedstawiono szereg aspektów związanych z uzyskaniem reprezentatywnych i wiarygodnych wyników badań monitoringowych wód podziemnych oraz ich interpretacji.

ROZPORZĄDZENIE W SPRAWIE ZAKRESU, CZASU, SPOSOBU ORAZ WARUNKÓW MONITORINGU SKŁADOWISK ODPADÓW I PRAKTYKA JEGO STOSOWANIA

Kluczowym aktem prawnym w kwestii monitoringu wód podziemnych dla składowisk odpadów komunalnych jest Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2002 roku w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków monitoringu składowisk odpadów (Dz. U. Nr 220, poz. 1858, 2002). Rozporządzenie to określa częstotliwość prowadzenia badań monitoringowych wód podziemnych dla poszczególnych faz eksploatacji składowiska, minimalny zakres badanych parametrów wskaźnikowych oraz minimalną liczbę otworów obserwacyjnych, a także ich usytuowanie w systemie przepływu wód względem składowiska. Wydawałoby się, że wreszcie mamy dobry akt prawny, który ureguluje szereg dotychczas niesprecyzowanych aspektów prowadzenia monitoringu składowisk. W opinii Autora jest to niezmiernie ważne i generalnie dobre rozporządzenie a zastrzeżenia można mieć jedynie do niektórych jego zapisów, a przede wszystkim do ich stosowania w praktyce.

W kontekście monitoringu wód podziemnych realizowanego zgodnie z wytycznymi zawartymi w tym rozporządzeniu problem dotyczy dwóch kwestii: zakresu wymaganych parametrów wskaźnikowych oraz ilości otworów obserwacyjnych. Z przeglądu realizowanych monitoringu jakości wód podziemnych wynika, iż w większości przypadków aktualnie realizowany zakres tych badań obejmuje jedynie wymienione w rozporządzeniu parametry wskaźnikowe (pH, przewodność elektrolityczna właściwa, ogólny węgiel organiczny – OWO, suma wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych – WWA i sześć metali ciężkich: Cu, Zn, Pb, Cd, Cr⁺⁶ i Hg) mimo, iż w § 3, p. 5 tego rozporządzenia przewiduje się możliwość badań dodatkowych parametrów wskaź-

nikowych w zależności do rodzaju składowanych odpadów. Za niezwykle pozytywny należy uznać fakt, iż nadal w wielu funkcjonujących od lat systemach monitoringu lokalnych wykonuje się szerszy, zgodny z zatwierdzoną instrukcją użytkowania składowisk, zakres oznaczeń. Niestety i tu pojawiają się negatywne sygnały o praktykowanych w ostatnich latach zmianach instrukcji użytkowania składowisk i wprowadzaniu do nich ograniczonego zakresu badań monitoringowych. Częsty brak w monitoringu składowisk badań takich ważnych wskaźników zanieczyszczeń jak mineralne formy azotu (przede wszystkim azot amonowy i azotanowy) oraz bor, a także ewentualnie chlorki jest dużym niedopatrzeniem. Z kolei należałoby się zastanowić nad celowością systematycznego wykonywania bardzo drogiego oznaczeń zawartości WWA, skoro dla wielu składowisk w zdecydowanej większości wykonanych analiz stwierdzono wyniki poniżej granic ich oznaczalności. Może wystarczyłoby znacznie mniejsza częstotliwość wykonywania tych oznaczeń (np. jeden raz w roku lub nawet jeden raz na dwa, trzy lata) lub nawet ich zaprzestanie. W przypadkach zamkniętych i rekultywowanych składowisk, w których dotychczasowe wyniki badań wskazują na brak WWA w monitorowanych wodach podziemnych, dalsze wieloletnie wykonywanie oznaczeń tego wskaźnika nie ma praktycznie sensu zarówno z względów ekonomicznych, jak i merytorycznych. Proponowane ograniczenie oznaczania WWA umożliwiłoby rozszerzenie zakresu badań o wymienione bardziej istotne wskaźniki zanieczyszczeń przy jednoczesnej redukcji sumarycznych kosztów badań.

Istotnym problemem jest także liczba otworów obserwacyjnych. W wielu przypadkach, w tym głównie dla nowych składowisk, sieć obserwacyjna składa się jedynie z trzech piezometrów dla jednego monitorowanego poziomu wodonośnego, tj. z minimalnej liczby punktów przewidzianej we wzmiarkowanym rozporządzeniu. Często prawidłowe usytuowanie piezometrów w stosunku do składowiska oraz systemu przepływu wód podziemnych jest problematyczne a ich reprezentatywność wątpliwa. Minimalna liczba trzech otworów obserwacyjnych może być wystarczająca tylko w wyjątkowych przypadkach, np. przy składowiskach bez uszczelnienia podłoża, zlokalizowanych w obszarze o prostych warunkach hydrogeologicznych, porowym charakterze ośrodka oraz w strefach drenażu wód podziemnych. Wytyczne amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (EPA) wskazują na konieczność lokalizowania co najmniej trzech otworów obserwacyjnych na odpływie wód podziemnych z rejonu składowiska (US EPA, 1986).

W nawiązaniu do problematyki zakresu badań i związanych z tym kosztów funkcjonowania monitoringu należałoby się zastanowić nad sensownością przeprowadzania w ramach monitoringu składowiska dla fazy poeksploatacyjnej (przez 30 lat po zamknięciu składowiska) codziennych pomiarów wysokości opadów atmosferycznych. Wydaje się absolutnie zbędne wykonywanie tych pomiarów dla składowisk zrehabilitowanych i izolowanych od góry, dla których nie jest prowadzony monitoring odcieków. Dodatkowym argumentem przemawiającym za odstąpieniem od pomiarów opadów jest generalny brak interpretacji tych wyników lub choćby komentarza w raportach z badań monitoringowych realizowanych dla składowisk odpadów komunalnych.

Kwestią dyskusyjną jest też ustanawianie sztywnych wymogów dotyczących częstotliwości badań opróbowań wód

podziemnych. Wydaje się, iż wprowadzenie wymogu czterokrotnego opróbowania wód podziemnych dla fazy eksploatacyjnej nie zawsze jest merytorycznie uzasadnione i nie gwarantuje wiarygodności czasowej pobranych prób. W zależności od sytuacji lokalnej (głębokość położenia zwierciadła wody, rzeczywista prędkość przepływu) i zakresu obserwowanych zmian jakości wód w pierwszym roku obserwacji częstotliwość ta mogłaby być zarówno zwiększona (przy dużych zmianach i krótkim czasie przepływu wód), jak i zmniejszona (przy minimalnych zmianach lub ich praktycznym braku oraz długich czasach przepływu wód).

Generalnie właściciele składowisk lub ich operatorzy traktują monitoring jako zło konieczne, które powinno być zrealizowane przy najmniejszych kosztach. W takiej sytuacji im mniej punktów opróbowań i mniejszy zakres badań tym taniej, a im tańszy wykonawca tym lepiej. Analiza niektórych wyników badań wskazuje, iż bardzo wątpliwe jest ich rzetelne wykonywanie, a czasami wręcz nasuwa się retoryczne pytanie czy te badania były rzeczywiście przeprowadzone.

Z punktu widzenia zaprojektowania i funkcjonowania efektywnego i racjonalnego monitoringu wód podziemnych dla składowisk odpadów komunalnych istotny jest etap wydawania decyzji o pozwoleniu na jego budowę i decyzji zatwierdzającej instrukcję eksploatacji składowiska lub pozwolenie zintegrowane. Na tych etapach niezmiernie ważna jest kompetencja organu zatwierdzającego (marszałek województwa lub starosta). Z kolei kluczowa dla optymalizacji i rzetelności prowadzonych w Polsce badań monitoringowych jest ich systematyczna i kompetentna kontrola w terenie (WIOŚ) oraz merytoryczna a nie tylko formalna weryfikacja raportów (WIOŚ), które w wielu przypadkach są wręcz żenujące.

PROBLEM UZYSKANIA REPREZENTATYWNYCH I WIARYGODNYCH WYNIKÓW BADAŃ

Jednym z trzech głównych zadań monitoringu lokalnego jakości wód podziemnych jest określenie stopnia i zakresu zagrożenia dla tych wód z danego ogniska zanieczyszczeń (*offensive detection monitoring*) (Witkowski, 1993). Zadanie to może być w pełni wykonane jedynie wówczas, gdy otrzymane wyniki badań są reprezentatywne dla monitorowanego systemu wodonośnego oraz wiarygodne. Otrzymanie takich wyników jest jednak niezmiernie trudne z uwagi na liczne błędy pojawiające się w całym procesie monitoringu: od niewłaściwej lokalizacji piezometru i jego konstrukcji, przez błędy w opróbowaniu i badaniach polowych aż do błędów na etapie transportu prób, ich obróbki w laboratorium i wykonywania samego pomiaru analitycznego (Nielsen red., 1991; Witczak, Adamczyk, 1994; Szczepańska, Kmiecik, 1998; Kazimierski i Sadurski, red., 1999). W niniejszym artykule Autor chciałby zwrócić uwagę na niektóre istotne problemy z uzyskaniem reprezentatywnych i wiarygodnych wyników badań monitoringowych realizowanych

dla składowisk odpadów komunalnych i związanych z etapem projektowania systemu monitoringu i jego późniejszego funkcjonowania oraz badaniami polowymi i opróbowaniem.

Szczególnie ważną kwestią jest właściwa **lokalizacja piezometrów**, która wymaga dobrego rozpoznania pola hydrodynamicznego. Niestety w praktyce, na etapie projektowania sieci obserwacyjnej, rozpoznanie to jest najczęściej niewielkie, ponieważ bazuje na danych archiwalnych oraz dostępnych mapach hydrogeologicznych na ogół w niewielkiej skali (np. 1:50 000) i sprowadza się do wykonania mniej lub bardziej wiarygodnej mapy hydroizohips. Często dopiero po wykonaniu sieci piezometrów uzyskuje się w miarę precyzyjny obraz pola hydrodynamicznego i wynikające z niego informacje o rzeczywistym usytuowaniu poszczególnych piezometrów w systemie przepływu wody i w relacji do monitorowanego obiektu. Zgodnie z ogólnie przyjętymi zasadami właściwa lokalizacja punktów sieci obserwacyjnej już na etapie projektu powinna być poprzedzona odpo-

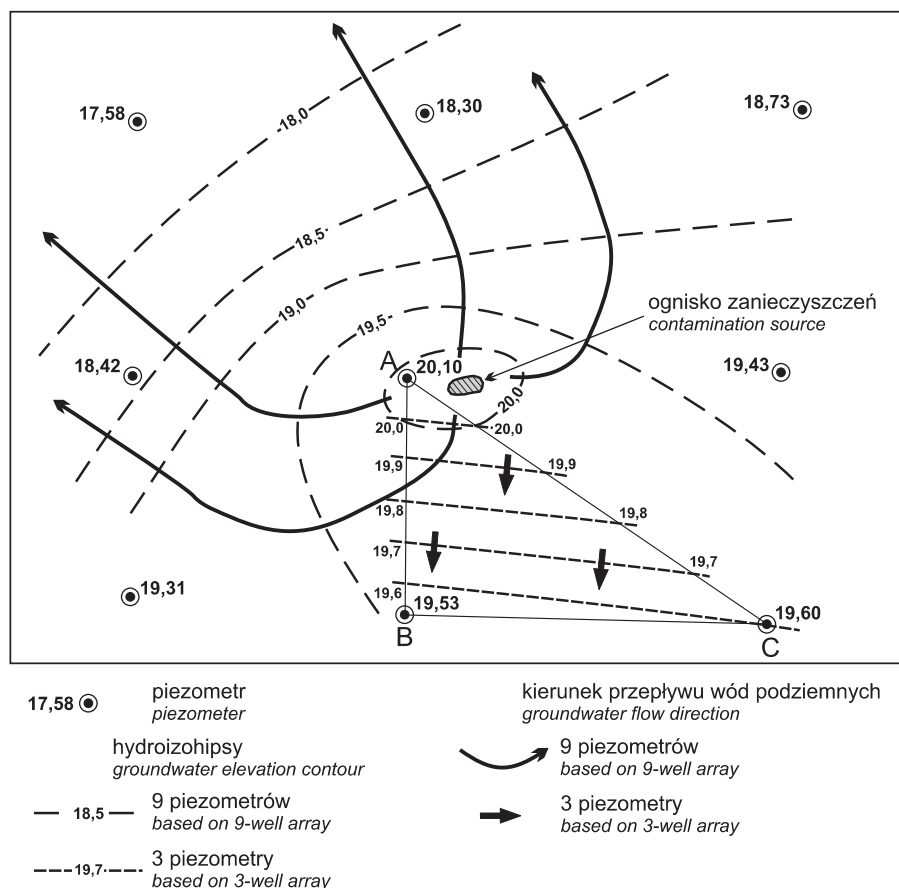


Fig. 1. Ocena kierunków przepływu wód podziemnych na podstawie trzech i dziewięciu piezometrów (wg Dalton i in., 2006)

Estimation of groundwater flow directions with three- and nine well array (according to Dalton *et al.*, 1991)

wiednim rozpoznaniem systemu krążenia wód podziemnych. Po wykonaniu piezometrów powinno się jedynie przeprowadzić weryfikację przyjętego modelu systemu krążenia i w razie potrzeb odpowiednią korektę zaprojektowanej sieci obserwacyjnej.

Z powyższych rozważań wynika, iż pierwszym i podstawowym warunkiem właściwego i reprezentatywnego usytuowania piezometrów jest **wiarygodna mapa hydroizohips**. Wykonana mapa hydroizohips może być obciążona wieloma błędami wynikającymi zarówno z niedostatecznej ilości danych, jak i ich małej precyzji i problematycznej wiarygodności. Wykonanie wiarygodnej mapy hydroizohips szczególnie w przypadkach skomplikowanych systemów krążenia wód w utworach szczelinowych lub szczelinowo-krasowych wymaga dodatkowo dobrej znajomości struktury masywu i związanego z tym wykonania wielu badań wspomagających (np. badania znacznikowe, geofizyczne). Prosta interpretacja wyników pomiarów zwierciadła wody w niewielkiej ilości punktów obserwacyjnych może prowadzić do istotnych błędów we właściwej ocenie systemu krążenia wód podziemnych (fig. 1). Nawet dla względnie prostych warunków hydrogeologicznych, szczególnie w przypadkach, gdy mamy do czynienia z bardzo małymi gradientami hydraulicznymi, brak precyzyjnych danych może prowadzić do

istotnych błędów interpretacyjnych i niewłaściwego umiejscowienia piezometrów.

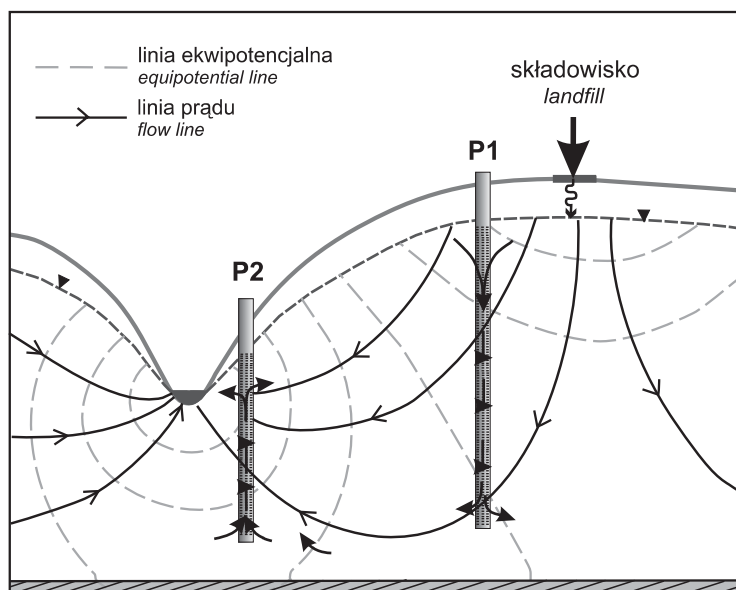
Podstawowym warunkiem uzyskania dobrej mapy hydroizohips jest jednak nie tylko dokładny i jednoczasowy pomiar położenia zwierciadła wody, ale i **precyzyjna niwelacja punktów opróbowania**. Przeprowadzona ostatnio weryfikacja rzędnych piezometrów wokół składowisk odpadów komunalnych w Tychach wskazuje na istotne, dochodzące do -56 cm, różnice pomiędzy aktualnymi rzędnymi a rzędnymi zawartymi w kartach otworów. W sytuacji, gdy różnice pomiędzy rzędnymi zwierciadła wód podziemnych w monitorowanych piezometrach w rejonie wspomnianego składowiska (dla jednorazowych pomiarów) wynoszą jedynie ok. 70 cm, tak duże błędy w niwelacji mogą w istotny sposób wypaczyć właściwą interpretację układu hydrodynamicznego. W celu wyeliminowania takich błędów należy się zastanowić nad ewentualnym formalnym wymogiem okresowej kontroli rzędnych kryz piezometrów. Posiadanie precyzyjnych rzędnych zwierciadła wody w zróżnicowanych głębokościowo piezometrach gniazdowych jest także niezbędne do prawidłowego określenia gradientów pionowego przepływu wód podziemnych oraz usytuowania tych piezometrów w strefie zasilania lub drenażu.

Fig. 2. Schematyczny przekrój typowego systemu wód podziemnych ilustrujący efekt pionowego przepływu wód w otworach o długich filtrach (wg Foster, Gomes, 1989)

W P1 dominuje przepływ w dół – głębsze poziomy nie opróbowane.
W P2 dominuje przepływ w górę – płytsze poziomy nie opróbowane

Schematic cross-section of typical groundwater system to illustrate the effect of vertical flow in long-screen monitoring wells (according to Foster, Gomes, 1989)

In P1 downward flow predominates, deeper horizons not sampled.
In P2 upward flow predominates, shallower horizons not sampled



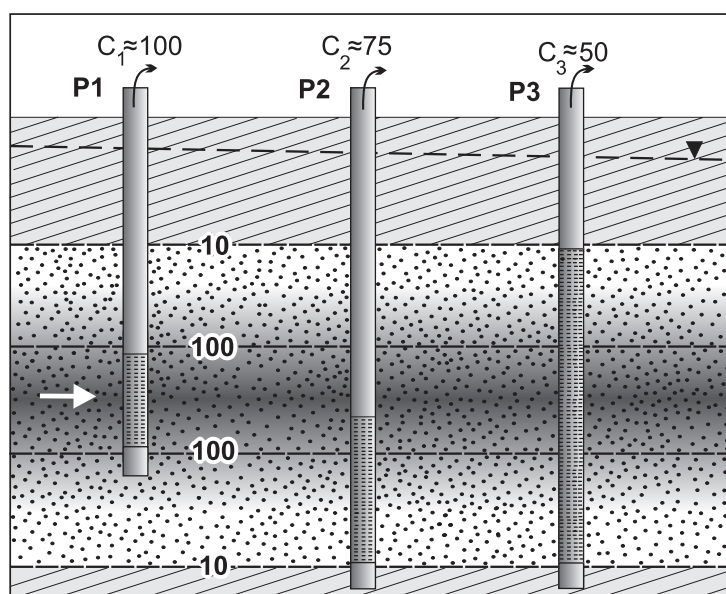
Reprezentatywność punktu obserwacyjnego w dużej mierze zależy od jego usytuowania w systemie przepływu (fig. 2). Zlokalizowanie piezometrów z długimi filtrami, w strefach zasilania i drenażu o dużych gradientach pionowych, może powodować istotne przepływy pionowe wewnątrz otworów a w konsekwencji ograniczoną reprezentatywność takich punktów obserwacyjnych (fig. 2).

Reprezentatywność punktów obserwacyjnych uwarunkowana jest także właściwą konstrukcją samego piezometru, w tym głębokością oraz długością i umiejscowieniem części czynnej filtra. W warunkach określonego pola hydrogeochemicznego i pionowej jego zmienności długość filtra i jego usytuowanie może mieć bardzo duże znaczenie i przyczynić się do otrzymania zdecydowanie różnych wyników (fig. 3).

Otrzymanie reprezentatywnej próby wody dla badanego poziomu wodonośnego może także zależeć od stanu tech-

nicznego piezometru. Przyczyny i przykłady złego stanu technicznego piezometrów zostały szczegółowo omówione przez Marciniaka (2002). Autor chciałby jednak zwrócić uwagę na szczególnie naganny błąd popełniany przy wykonywaniu piezometrów, tj. łączenie przez obsypkę żwirową różnych warstw wodonośnych (fig. 4A) i umożliwienie zarówno w kolumnie filtrowej, jak i poza nią, przepływów pionowych a w konsekwencji przemieszczanie się zanieczyszczeń z jednej do drugiej warstwy wodonośnej. Właściwym rozwiązaniem w takich sytuacjach powinno być wykonanie piezometrów gniazdowych umożliwiających także wiarygodną ocenę gradientu pionowego i określenie ich usytuowania w systemie przepływu (strefa zasilania, strefa lateralnego przepływu czy drenażu) (fig. 4B).

Przy projektowaniu sieci monitoringu bez dostatecznej znajomości systemu przepływu wód (Błaszyk i Górski, 1996)



- 10--- izolinie stężeń składnika "x" [mg/l]
concentration of component "x" [mg/l]
- C_1, C_2, C_3 stężenia składnika "x" w próbach pobranych z piezometrów P1, P2, P3 [mg/l]
concentration of component "x" in samples taken from observation wells P1, P2, P3 [mg/l]
- ➔ kierunek przepływu wód podziemnych
groundwater flow direction

Fig. 3. Wpływ długości i usytuowania filtra na wynik badań jakości wód podziemnych (uproszczony schemat dla strefy lateralnego przepływu)

Influence of the screen length and location on results of groundwater quality investigation (simplified scheme for lateral flow zone)

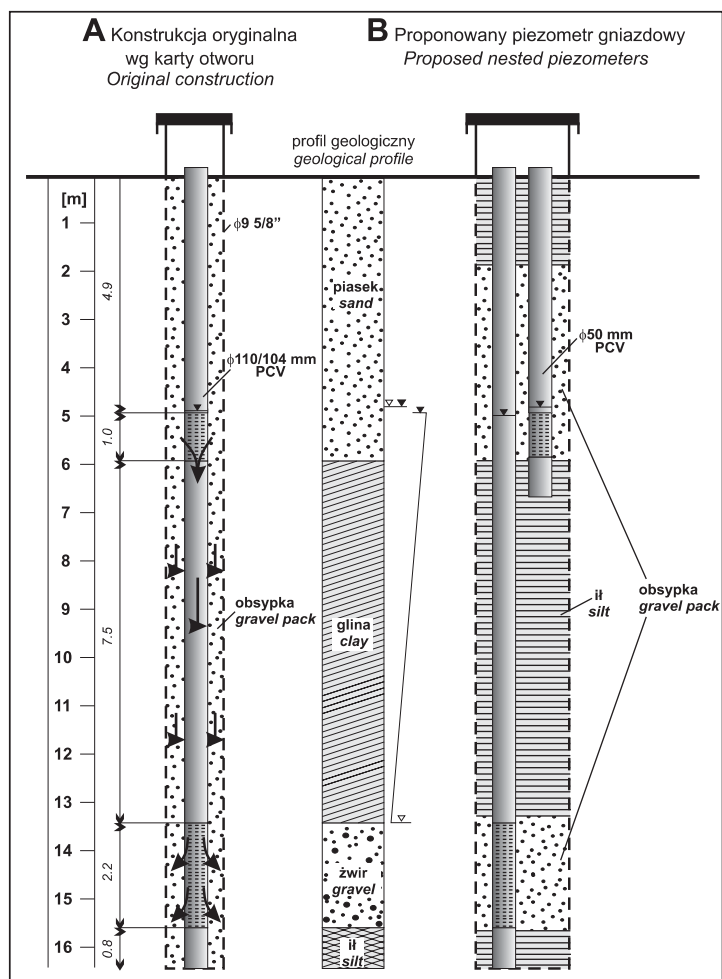


Fig. 4. Przykład nieprawidłowej konstrukcji pojedynczego piezometru i propozycja bardziej optymalnej konstrukcji piezometru gniazdowego

An example of bad original construction of a single piezometer and proposed optimal construction of nested piezometers

musimy zadać sobie jedno zasadnicze pytanie czy zaprojektowany monitoring jest obiektywny i reprezentatywny, pozwalający na ocenę zasięgu i skali zanieczyszczenia wód podziemnych (rozbudowany i droższy), czy też jest to system tzw. optymistyczny i nie-representatywny (ograniczony i tańszy) (fig. 5). Jak już wspomniano najczęściej właściciel lub operator składowiska zainteresowany jest spełnianą wymogi formalne minimalistyczną, a tym samym najtańszą opcją o problematycznej reprezentatywności (fig. 5).

W kontekście dyskusji nad liczbą piezometrów przy składowiskach odpadów warto nadmienić, iż dla składowisk posiadających uszczelnienie podłoża organizowanie sieci obserwacyjnej składającej się jedynie z dwóch piezometrów usytuowanych na odpływie wód podziemnych jest bardzo problematyczne. W przypadku tego typu składowisk ewentualne przecieki zanieczyszczeń mają najczęściej ograniczony zasięg przestrzenny, wynikający np. z punkowego rozszczelnienia podłoża (fig. 6B), a efektywny monitoring wód podziemnych przy pomocy tak małej liczby piezometrów i z zastosowaniem tradycyjnej metody opróbowania (krótkotrwałe pompowanie) jest mało prawdopodobny. W takim przypadku należy albo zwiększyć liczbę piezometrów, albo wydłużyć czas i zwiększyć wydajność pompowania doprowadzając do wytworzenia odpowiedniej wielkości lejów depresji (fig. 6B1–B2) obejmujących swym zasięgiem całe przedpole składowiska, co umożliwi przechwycenie nawet wąskiego strumienia migrujących od składowiska zanieczyszczeń (Ertel i Schollenberger, red., 2008).

Dla otrzymania reprezentatywnych wyników badań składu chemicznego wód podziemnych nie bez znaczenia jest także zastosowana technologia opróbowania. Zgodnie z podstawową zasadą w monitoringu jakości wód podziemnych powinno się zastosować taką metodykę opróbowania by pobrana próba wody reprezentowała rzeczywisty skład opróbowanej warstwy wodonośnej (Witczak i Adamczyk, 1994). Przy

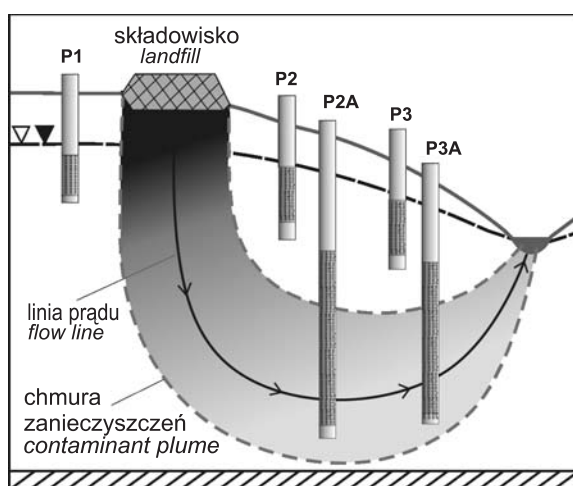


Fig. 5. Liczba i konstrukcja piezometrów a reprezentatywność sieci obserwacyjnej

Monitoring optymistyczny (tania wersja) – 3 piezometry (P1, P2 i P3). Monitoring obiektywny (droższa wersja) – 5 piezometrów (P1, P2, P2A, P3, P3A).

Numbers and construction of piezometers and representative monitoring network

An optimistic monitoring (cheap version) – 3 piezometers (P1, P2 i P3). An objective monitoring (more expensive version) – 5 piezometers (P1, P2, P2A, P3, P3A)

przestrzeganiu ogólnie przyjętych zasad prowadzenia monitoringu wprowadzenie w życie tej zasady jest stosunkowo łatwe przy mało zmiennym polu hydrogeochemicznym. W takim przypadku przy zastosowaniu określonych reguł można praktycznie zagwarantować reprezentatywność przestrzenną próbki pobranej z konkretnego piezometru, z danego przedziału głębokości i w określonym czasie. Jednak przy realizacji monitoringu lokalnego stwierdzonych ognisk zanieczyszczeń z uwagi na dużą zmienność zarówno przestrzenną, jak i czasową strumieni masy w warstwach wodonośnych zadanie to staje się znacznie bardziej skomplikowane. Otrzymany wynik badań będzie uzależniony od szeregu czynników zarówno natury geologicznej i hydrogeologicznej, warunkujących zmienność przestrzenną i czasową chmury zanieczyszczeń (niejednorodność warstwy wodonośnej oraz ich własności filtracyjnych i sorpcyjnych, układ pola hydrodynamicznego, historia dozowania ładunku), jak i tech-

nicznej (konstrukcja i rozmieszczenie piezometrów w stosunku do składowiska oraz możliwej chmury zanieczyszczeń, metodyka poboru prób).

W przypadkach funkcjonujących już monitoringów (w konkretnych warunkach przyrodniczych i technicznych) o reprezentatywności i wiarygodności otrzymanych wyników w dużej mierze decyduje **zespół badawczy i stosowana metodyka opróbowania**. Zgodnie z ogólnie przyjętą w Polsce metodyką pobór prób wody z piezometrów powinien być poprzedzony jego przepompowaniem i usunięciem podwójnej objętości wody w piezometrze (Witczak i Adamczyk, 1994). Jednak pytanie czy w każdym przypadku jest to konieczne i ile objętości powinno być usunięte wydaje się nadal aktualne (Herzog i in., 1991). Wyniki przeprowadzonych przez Autora w 2008 roku w rejonie składowiska odpadów komunalnych w Tychach badań zmienności przewodności elektrolitycznej (PEW) wody w czasie jej wypompo-

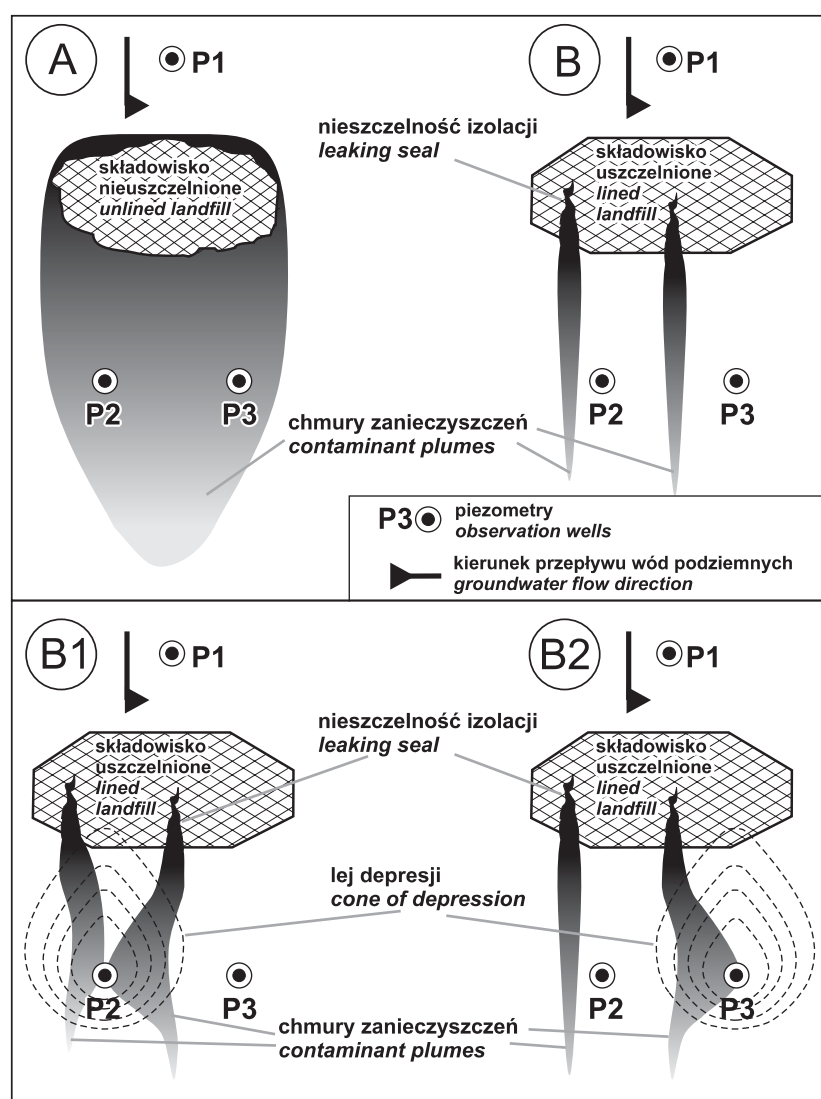


Fig. 6. Możliwość efektywnego monitorowania wód podziemnych przez ograniczoną liczbę piezometrów w rejonach składowisk bez uszczelnienia i z uszczelnieniem podłoża

Possibility of effective groundwater monitoring by limited number of piezometers in the areas of unlined and lined landfills

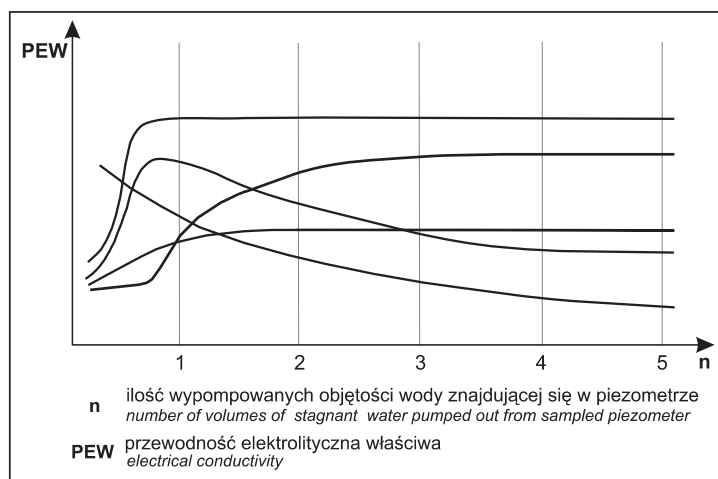


Fig 7. Schematyczne wykresy zmienności przewodności elektrolitycznej (PEW) wody w czasie jej wypompowywania z piezometrów

Schematic graphs of groundwater electrical conductivity changes during piezometers pumping

wywania z piezometrów wskazują, iż stabilizacja tego wskaźnika może nastąpić po wypompowaniu od jednej do kilku (nawet siedmiu) objętości wody znajdującej się w piezometrze (Witkowski i in., 2008). Stwierdzono stosunkowo duże zróżnicowanie przebiegu i zakresu zmian czasowych PEW wody w trakcie jej pompowania. W sposób schematyczny charakterystyczny przebieg tych zmian przedstawiono na figurze 7. Najczęściej w czasie pompowania notowano wzrost przewodności, a zakres obserwowanych zmian w poszczególnych piezometrach, od rozpoczęcia pompowania do stabilizacji, wahał się od kilkudziesięciu do ponad 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Przebieg tych zmian uzależniony jest zarówno od usytuowania punktu w układzie krążenia wód oraz w stosunku do chmury zanieczyszczeń (centrum chmury lub jej peryferie,

zarówno w poziomie jak i w pionie), konstrukcji piezometru oraz niejednorodności ujętego poziomu wodonośnego, także od wielkości wytworzonej w trakcie pompowania depresji, jak i od głębokości zapuszczenia pompy. Warunkiem niezbędnym dla otrzymania porównywalnych prób w różnych seriach badań tego samego piezometru jest stosowanie za każdym razem dokładnie tej samej metodyki, w tym tego samego czasu i wydatku pompowania oraz głębokości zanurzenia pompy. Kontroli wymaga także powstająca w trakcie pompowania wielkość depresji, która warunkuje wielkość obszaru spływu wód do pompowanego piezometru umożliwiając, bądź nie, przechwycenie zróżnicowanej przestrzennie chmury zanieczyszczeń (Ertel i Schollenberger, red., 2008).

INTERPRETACJA WYNIKÓW

Warunkiem posiadania reprezentatywnych i wiarygodnych danych jest nie tylko rygorystyczne przestrzeganie odpowiednich zasad na każdym etapie realizacji prac monitoringowych, lecz także statystyczna kontrola jakości tych da-

nych, ich weryfikacja i eliminacja ewentualnych błędów (Szczepańska i Kmiecik, 1998, 2005). Dodatkowym warunkiem otrzymania dobrych i porównywalnych wyników jest też stałość zespołów wykonujących badania terenowe, jak

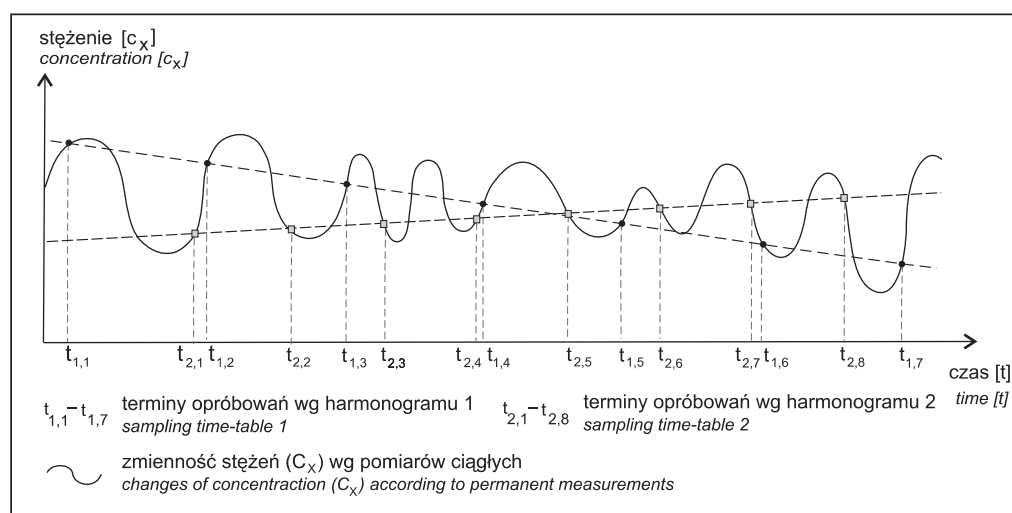


Fig. 8. Możliwość stwierdzenia fikcyjnych trendów zmian jakości wód podziemnych w opróbowanym piezometrze przy zmiennym w czasie dozowaniu zanieczyszczeń do wód podziemnych

Possibility of estimation of fictitious trends in groundwater quality in sampled single piezometer with variable and continuous loading of contaminants to groundwater

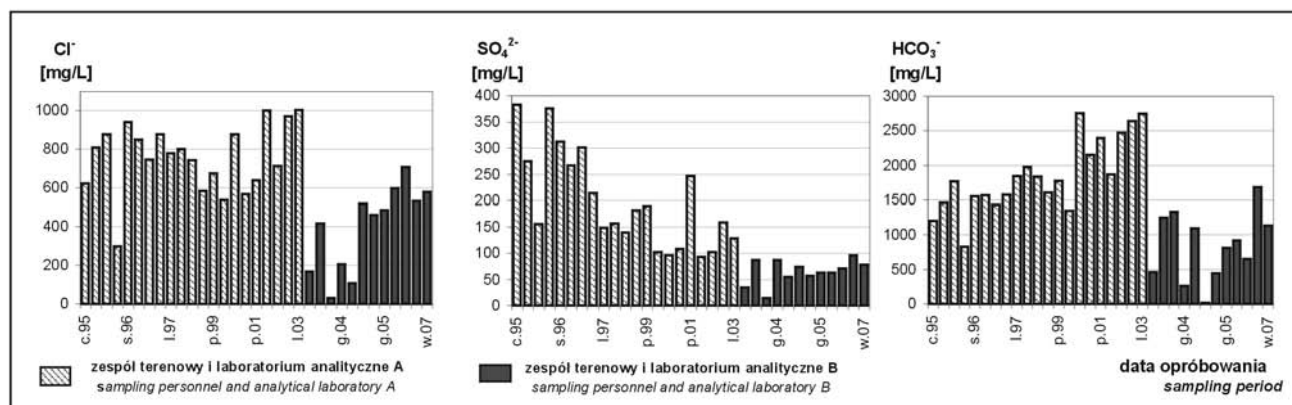


Fig. 9. Zmienność wielkości wybranych wskaźników zanieczyszczeń w wodach podziemnych w pojedynczym piezometrze a zmiana zespołów pobierających próby i zmiana laboratorium analitycznego

Changes of selected components concentration in groundwater in single piezometer sampled by different personnel and analysed by different laboratories

i laboratoryjne. Jakakolwiek interpretacja wyników badań monitoringowych ma tylko wtedy sens, gdy otrzymane wyniki są wiarygodne i oczywiście reprezentatywne. Oprócz stosunkowo szeroko dyskutowanej reprezentatywności przestrzennej pobranych prób jest także istotna ich reprezentatywność czasowa. Z kwestią reprezentatywności czasowej związana jest późniejsza wiarygodność interpretacji zmienności czasowej i oceny trendów zmian. Z reprezentatywnością czasową pobranych prób ściśle wiąże się częstotliwość opróbowań, która powinna nawiązywać zarówno do naturalnych okresowych wahań składu chemicznego wód, jak również do historii dozowania ładunku zanieczyszczeń (impulsowe, stałe lub zmienne w czasie). W przypadkach okresowych, często dużych zmian jakości wód podziemnych będących wynikiem zmiennego w czasie dozowania ładunku zanieczyszczeń do warstwy wodonośnej z nieuszczelnione-

go składowiska odpadów, częstotliwość badań, a nawet czas rozpoczęcia cyklu opróbowań może mieć duży wpływ na reprezentatywność czasową pobranych prób i otrzymane, często fikcyjne, trendy zmian czasowych (fig. 8).

Jak już wspomniano wiarygodność otrzymanych wyników i ich zmienność może być także uzależniona od stałości zespołów badawczych. Niestety w praktyce wymóg ten rzadko jest możliwy do spełnienia, gdyż przetargi na realizację monitoringu składowisk najczęściej przeprowadzane są corocznie i zwycięża najtańsza, niekoniecznie najlepsza pod względem profesjonalnym, oferta. Dla zilustrowania tej kwestii na figurze 9 przedstawiono przykłady oryginalnych zmian czasowych wybranych wskaźników zanieczyszczeń w piezometrze opróbowanym przez różne zespoły terenowe i oznaczanych przez różne laboratoria.

PODSUMOWANIE

W podsumowaniu problematyki monitoringu wód podziemnych dla składowisk odpadów komunalnych w Polsce należy stwierdzić, iż realizacja tych badań w Polsce budzi wiele wątpliwości i zastrzeżeń. Reprezentatywność i wiarygodność wyników, uzyskiwanych często dużym nakładem środków, jest co najmniej problematyczna. Nawet najlepsza interpretacja niewiarygodnych wyników jest sama w sobie niewiarygodna.

Zgodnie z oczekiwaniami interpretacja wyników badań monitoringowych powinna być kluczem do:

- zgodnej z rzeczywistością oceny aktualnego zasięgu i stopnia negatywnego oddziaływania składowiska na wody podziemne,
- oceny stanu chemicznego monitorowanych wód oraz zmian ich jakości zarówno w układzie przestrzennym, jak i czasowym,

- sformułowania wiarygodnej prognozy dotyczącej rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń oraz przewidywanego czasu ewentualnego samooczyszczenia się monitorowanego środowiska wód podziemnych,

- ewentualnego zastosowania optymalnych rozwiązań zapobiegającym dalszemu pogarszaniu się jakości badanych wód podziemnych.

Realizacji tych celów bez wiarygodnych danych wyjściowych jest niemożliwa. Jak można sformułować prognozę i podjąć odpowiednie działania zmierzające do rzeczywistej i efektywnej ochrony wód podziemnych, opierając się często na zupełnie niewiarygodnych danych wyjściowych? Jak możemy w Polsce doprowadzić do wymaganego przez Unię dobrego stanu wód podziemnych, gdy w wielu rejonach stan ten w rzeczywistości jest nieznanym? W tym kontekście nie jest truizmem stwierdzenie, że brak danych jest lepszy od

złych danych. Brak danych lub ich niedostateczna ilość wymusza podjęcie racjonalnych działań prowadzących do ich otrzymania lub rozszerzenia, natomiast posiadanie niewiarygodnych danych jest często podstawą do podejmowania nieracjonalnych, nieefektywnych i często kosztownych decyzji. Dlatego też działanie na rzecz uwiarygodnienia wyników badań wód podziemnych realizowanych w Polsce w ramach licznych monitoringów składowisk odpadów komunalnych powinno być zadaniem priorytetowym. Obowiązujące od

2002 roku Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów (Dz. U. Nr 220, poz. 1858) i jego wprowadzanie w życie wymaga krytycznej analizy. Niezbędna jest też bardziej aktywna merytoryczna kontrola zarówno na etapie projektowania sieci obserwacyjnych, jak również w trakcie późniejszej realizacji badań i interpretacji ich wyników.

LITERATURA

- BŁASZYK T., GÓRSKI J., 1996 – Odpady a problemy zagrożenia i ochrony wód podziemnych. PIOŚ, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- DALTON M.G., HUNTSMAN B.E., BRADBURY K., 2006 – Acquisition and Interpretation of Water-Level Data. *W: Practical handbook of environmental site characterization and ground-water monitoring* (G. Nielsen, ed.). Taylor & Francis, Boca Raton, USA.
- ERTEL T., SCHOLLENBERGER U. (red.), 2008 – Handbook for integral groundwater investigation. *MAGIC Management of Groundwater at Industrially Contaminated Areas*. Pol. Geol. Inst., Warszawa.
- FOSTER S., GOMES D.C., 1989 – Groundwater quality monitoring: an appraisal of practices and costs. Unpublished report. Arch. British Geological Survey, Wallingford, UK.
- GUS, 2008 – Ochrona Środowiska 2008. Informacje i opracowania statystyczne, Warszawa.
- HERZOG B., PENNINO J., NIELSEN G., 1991 – Groundwater-sampling. *W: Practical handbook of ground-water monitoring* (ed. G. Nielsen). Lewis Publ., Chelsea, USA.
- KAZIMIERSKI B., SADURSKI A. (red.), 1999 – Monitoring osłonowy ujęć wód podziemnych. Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- MARCINIAK M., 2002 – Metoda oceny stanu technicznego piezometrów na potrzeby monitoringu wód podziemnych. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- NIELSEN D.M. (red.), 1991 – Practical handbook of ground-water monitoring. Lewis Publ., Chelsea, USA.
- ROZPORZĄDZENIE MŚ, 2002 – Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2002 r. w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów. Dz. U. 2002/220, poz. 1858.
- SZCZEPAŃSKA J., KMIECIK E., 1998 – Statystyczna kontrola jakości danych w monitoringu wód podziemnych. AGH, Kraków.
- SZCZEPAŃSKA J., KMIECIK E., 2005 – Ocena stanu chemicznego wód podziemnych w oparciu o wyniki badań monitoringowych. AGH, Kraków.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1986 – RCRA Ground-water monitoring technical enforcement guidance documents. Office of Waste Programs Enforcement and Office of Solid Waste and Emergency Response, OSWER-9950.1.
- WITCZAK S., ADAMCZYK A., 1994 – Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania. Tom I. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- WITKOWSKI A., 1993 – Problemy z monitoringiem wód podziemnych. *W: Problemy wykorzystania wód podziemnych w gospodarce komunalnej. Materiały na X sympozjum naukowo-techniczne na temat „Biologia i monitoring wód podziemnych, Częstochowa*.
- WITKOWSKI A.J. i inni, 2008 – Monitoring jakości wód podziemnych dla fazy poeksploatacyjnej składowiska odpadów komunalnych w Tychach–Urbanowicach. Niepublikowany raport. Arch. Intergeo Sp. z o.o. Sosnowiec.

SUMMARY

Groundwater quality monitoring for numerous municipal landfills in Poland – performed as per current guidelines (Dz. U. 2002, Nr 220, poz. 1858) – is controversial and its reliability is questionable. There are few reasons behind this situation: guidelines themselves, their interpretation and implementation, general lack of essential inspections of monitoring program realization as well as lack of final report control.

Critical points of the mentioned guidelines in question are: obligatory measurements of the precipitation (daily for 30 years after landfill closure), systematic obligatory investi-

gations of the sum of the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and strict obligation of sampling frequency (four times per year for active landfills or twice a year for abandoned ones).

Detection monitoring should be focused on gaining representative and reliable data reflecting real impact of monitored landfill on groundwater. Particular attention has to be paid to problems of spatial and time representativeness of samples related to the number of piezometers, their location and construction as well as to applied methodology, range of investigations and finally to data interpretation. Prior to se-

lecting the number, location and construction of piezometers, conceptual hydrogeologic model for the site and groundwater flow net (horizontal and vertical) has to be constructed. At later stages, based on monitoring data, the number and placement of observation wells should be verified and corrected if necessary.

The main reasons behind non-representative monitoring networks are: poor knowledge about site's hydrogeology, lack of precise data about vertical gradients, improper construction of piezometers and not taking contaminant heterogeneity into consideration. Reliability of monitoring data depends on many factors: geological and hydrogeological (aquifer's heterogeneity and anisotropy, sorption properties, flow net) as well as technical ones (construction, number of

observation wells and their location in relation to the landfill and contaminant plume, sampling method and proper realization of the whole monitoring program). Data reliability also depends on contaminant source characteristic (type of contaminants, loading history). In order to get reliable and comparable monitoring data for different sampling period, exactly the same sampling method should be applied, including the same purging time, rate and sampling depth.

Time representativeness of the samples is strictly related to sampling frequency, which should be dependent on natural periodical changes of groundwater composition as well as on the history of the contaminant loading (impulse, constant or changing in time).