

Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska nr 53, 2011: 258–271
(Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ. 53, 2011)
Scientific Review – Engineering and Environmental Sciences No 53, 2011: 258–271
(Sci. Rev. Eng. Env. Sci. 53, 2011)

Katarzyna PAWLUK

Katedra Geoinżynierii SGGW w Warszawie
Department of Geotechnical Engineering WULS – SGGW

Konstrukcje inżynierskie wspomagające procesy oczyszczania środowiska gruntowo-wodnego Engineering structures in groundwater remediation

Słowa kluczowe: ochrona środowiska, samooczyszczanie, konstrukcje inżynierskie, reaktywne bariery przepuszczalne

Keywords: environmental protection, natural attenuation, engineering structures, permeable reactive barriers

Wprowadzenie

Ocena oddziaływania na środowisko naturalne istniejących i projektowanych inwestycji, które mogą negatywnie w sposób znaczący wpływać na nie, m.in. ze względu na charakter, rozmiar lub lokalizację, oraz zasada zrównoważonego rozwoju wymagają, aby uwzględnić nie tylko aktualny stan środowiska, ale i procesy, które obecnie lub w przyszłości mogą powodować przeobrażenie antroposfery. W celu prognozy negatywnych skutków oddziaływania inwestycji na środowisko gruntowo-wodne, niezwykle istotna jest identyfikacja w ich podłożu naturalnych (geologicznych) barier izolacyjnych, a także sztucznych

barier w postaci różnych konstrukcji inżynierskich oraz modelowanie i analiza ich wrażliwości na zanieczyszczenia (Drażowski 2004, MRR/H/16/3/05/09, Falkowska 2009).

Aktualnie oczyszczanie środowiska gruntowo-wodnego obejmuje wykonanie wstępnej analizy i oceny ryzyka zdrowotnego i/lub środowiskowego, a następnie zastosowanie metod wspomagających naturalne procesy samooczyszczania oraz metod oczyszczania intensywnego (Malina 2007). W niniejszym artykule przedstawiono podstawowe procesy samooczyszczania oraz konstrukcje inżynierskie wspomagające te procesy w środowisku gruntowo-wodnym.

Procesy samooczyszczania środowiska gruntowo-wodnego

Podczas migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym dochodzi do przemian związanych z samo-

oczyszczaniem, czyli zgodnie z definicją USEPA, fizycznymi, chemicznymi i/lub biochemicznymi procesami, które prowadzą do zmniejszania toksyczności, ruchliwości, masy, objętości lub stężeń zanieczyszczeń (USEPA 1999, Malina 2007). Procesy, które powodują te korzystne dla jakości środowiska zmiany, to: adwekcja, dyfuzja, dyspersja, sorpcja, wymiana jonowa i rozpad fizyczny, chemiczny i/lub biologiczny (Słownik hydrogeologiczny 2002). Wzory do modelowania adwekcji, dyfuzji i dyspersji zestawiono w tabeli 1. We wzorach tych użyto następujących oznaczeń: J_{adv} – strumień adwekcyjny w przestrzeni ośrodka gruntowo-wodnego; $J_{adv}^* = C \cdot U$ [$M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$]; J_{adv}^* – strumień adwekcyjny w przestrzeni porowej [$M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$]; J_{dyf} – strumień dyfuzyjny [$M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$]; J_{dyf}^* – dyfuzyjny strumień masy w wodzie porowej [$M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$]; C – stężenie substancji rozpuszczonej w wodzie [$M \cdot L^{-3}$]; D^M – współczynnik dyfuzji [$L \cdot T^{-1}$]; D – współczynnik dyfuzji w swobodnej przestrzeni medium [$L \cdot T^{-1}$]; D^* – efektywny współczynnik dyfuzji

w ośrodku porowatym: $D^* = \frac{1}{\tau} D$ [$L \cdot T^{-1}$]; D^* – współczynnik dyspersji całkowitej [$L^2 \cdot T^{-1}$]; n_e – porowatość efektywna (aktywna) [-]; u – prędkość wody w przestrzeni porowej [$L \cdot T^{-1}$]; t – czas [T]; x – współrzędna [L]; τ – współczynnik krętości uwzględniający wydłużoną odległość oddziaływania gradientu ciśnienia i przepływu [-]; u – prędkość wody w przestrzeni porowej [$L \cdot T^{-1}$]; F_j – równanie kinetyki j -tej reakcji [$M \cdot L^{-3} \cdot T^{-1}$]; W_r – dodatkowe źródła i/lub upusty [$M \cdot L^{-3} \cdot T^{-1}$] (jednostki we wzorach oznaczono symbolami: L – długość, M – masa, T – czas).

Adwekcja definiowana jest jako transport unoszonych przez wodę zanieczyszczeń zgodnie z kierunkiem przepływu wód podziemnych. Prędkość transportu „chmury zanieczyszczeń” o stałym stężeniu równa się średniej prędkości przepływu wody podziemnej w ośrodku porowatym (Okońska 2006, Janosz-Rajtaczak i in. 2002).

TABELA 1. Zestawienie wzorów opisujących procesy samooczyszczania
TABLE 1. List of formulas describing natural attenuation

Proces samooczyszczania / Natural attenuation	Wzór empiryczny / Equation
Adwekcja	$J_{adv} = n_e \cdot J_{adv}^*$
Strumień dyfuzji (I prawo Ficka)	$J_{dyf} = -D^M \cdot \frac{\partial C}{\partial x}$
Dyfuzja molekularna (II prawo Ficka)	$\frac{\partial C}{\partial t} = D^M \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$
Dyfuzja (zmodyfikowane prawo Ficka)	$J_{dyf}^* = -D^* \cdot \text{grad}(C)$
Dyspersja hydrodynamiczna	$\frac{\partial C}{\partial t} = \text{div}[D \cdot \text{grad}C] - \text{div}u \bar{C}$
Dyspersja	$\frac{\partial C}{\partial t} = \text{div}[D \cdot \text{grad}C] - \text{div}[uC] + \sum_j F_j + \sum_r W_r$

Dyfuzja jest zjawiskiem, polegającym na bezwładnym ruchu cząstek zanieczyszczeń w mieszaninie lub cieczy, spowodowanym gradientem stężenia, temperatury lub ciśnienia. Strumień dyfuzyjny dla mieszaniny dwuskładnikowej, będącej w spoczynku, opisuje I prawo Ficka (Janosz-Ratajczak i in. 2002, Malina 2007). Dyfuzja molekularna w środowisku wód podziemnych określana jest mianem dyfuzji adwekcyjnej. Proces ten polega na ustalaniu równowagi rozkładu stężenia substancji w czasie; opisuje go II prawo Ficka (Okońska 2006, Falkowski i Złotoszewska-Niedziałek 2009). Natomiast strumień dyfuzji w ujęciu makroskopowym w ośrodku porowatym opisuje zmodyfikowane prawo Ficka, wyrażone wzorem przedstawionym w tabeli 1 (Malina 1993, 1998).

Dyspersja to zespół efektów wynikających ze zjawisk fizycznych (zróżnicowanie prędkości w kanałkach porowych) oraz fizykochemicznych (dyfuzja molekularna; reakcje między substancjami w roztworze, w substancji rozpuszczonej/unoszonej; reakcje między substancją a szkieletem gruntowym), które prowadzą do zmiany w czasie i przestrzeni stężenia substancji w wodzie podziemnej (Malina 1993, 1998, Janosz-Ratajczak i in. 2002, Okońska 2006). Rozprzestrzenianie frontu zanieczyszczeń przemieszczających się w ośrodku porowatym, spowodowane zróżnicowaną prędkością w kanałkach porowych, to dyspersja hydrodynamiczna, która składa się z dyspersji mechanicznej i dyfuzji molekularnej (Macioszczyk 1987, Malina 1993, 1998, Okońska 2006).

W opisie migracji zanieczyszczeń z uwzględnieniem wpływu reakcji na

zmianę stężenia substancji równanie wyrażające dyspersję hydrodynamiczną należy uzupełnić dwoma członami reprezentującymi kinetykę reakcji (szybkość zmian stężenia wywołanego reakcją) i wpływ źródeł i upustów wpływających na zmianę stężenia substancji – tabela 1 (Okońska 2006, Falkowski i Złotoszewska-Niedziałek 2009).

Procesy sorpcyjne, występujące powszechnie w wodach podziemnych i mające znaczący wpływ na kształtowanie ich chemizmu, odgrywają kluczową rolę przy opóźnianiu migracji zanieczyszczeń. Sorpcja zachodzi na granicy fazy stałej i fazy ciekłej, zmieniając równocześnie chemizm i właściwości fizycznych wód podziemnych, jak również skład chemiczny skał. Ogólnym mianem sorpcji określane są następujące procesy: adsorpcja, desorpcja i wymiana jonowa (Okońska 2006).

Procesy wymiany jonowej, zwane też adsorpcją wymienną, zachodzą w wyniku oddziaływań fazy ciekłej (woda) na fazę stałą (szkielet mineralny gruntu). Zjawiska te są związane z procesami sorpcji fizycznej. Podlegają prawu działania mas oraz w większości są odwracalne. Mechanizm wymiany jonowej polega na pochłonięciu przez szkielet gruntowy określonej ilości jonów z wody, z jednoczesnym przejściem do roztworu równoważnej ilości innych jonów (Janosz-Ratajczak i in. 2002, Okońska 2006).

Podczas migracji substancji w wodach podziemnych mogą zachodzić również procesy rozpadu związków pod wpływem czynników fizykochemicznych lub w wyniku działalności mikroorganizmów. Biodegradacja, czyli biochemiczny rozkład związków organicznych na prostsze składniki (czasem

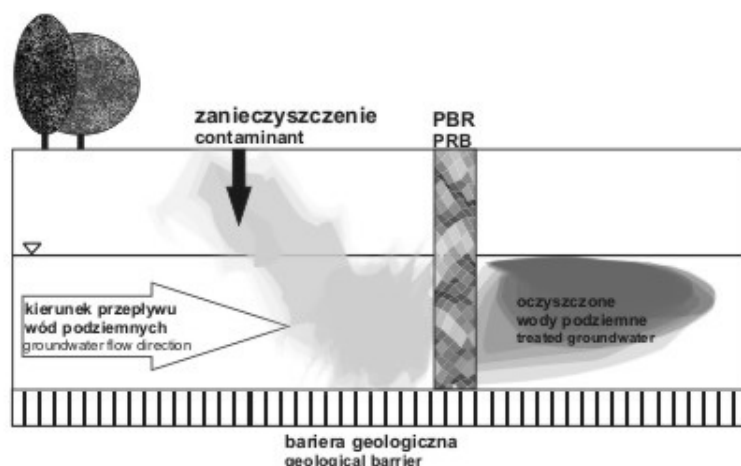
nawet do form mineralnych) stanowi podstawowy proces samooczyszczania się środowiska gruntowo-wodnego. Rozkład substancji zanieczyszczającej zachodzi w wyniku działalności mikroorganizmów, które katalizują szereg procesów oksydoredukcyjnych dzięki obniżaniu energii aktywacji – wytwarzanie odpowiednich enzymów (Malina 1993, Okońska 2006). Procesy biodegradacji przebiegają bardziej intensywnie i pełniej w warunkach tlenowych niż bez dostępu tlenu (Malina 2007).

Przepuszczalne bariery reaktywne

Istnieje wiele metod ograniczania zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym. W zależności od rodzaju, zasięgu oraz miejsca występowania zanieczyszczenia ograniczenie rozprzestrzeniania się substancji zanieczyszczającej osiąga się przez zastosowanie konstrukcji inżynierskich, do których należą bariery ochronne (nieprzepuszczalne) oraz

przepuszczalne bariery reaktywne (PBR) – Malina (2007).

Na początku lat dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku w Kanadzie i Stanach Zjednoczonych do usuwania zanieczyszczeń ze środowiska gruntowo-wodnego zaczęto stosować technologię przepuszczalnych barier reaktywnych (PBR). Zarówno w Ameryce, jak i w krajach Unii Europejskiej, w tym w Polsce, w dalszym ciągu trwają intensywne prace nad rozwojem tej technologii z wykorzystaniem procesów samooczyszczania (Powell i in. 1998, Gavaskar i in. 2000, Roehl i in. 2001, Suponik 2004, Burt i in. 2005, Navarro i in. 2006, Fronczyk 2006, Fronczyk i in. 2009). Zgodnie z definicją podaną przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (EPA-PBR), przepuszczalne bariery reaktywne stanowią strefę podłoża z materiałem reaktywnym, w której podczas przepływu wód gruntowych dochodzi do przechwycenia zanieczyszczeń lub redukcji ich stężeń do wartości akceptowalnych – rysunek 1 (Powell i in. 1998). Technologia PBR w porównaniu

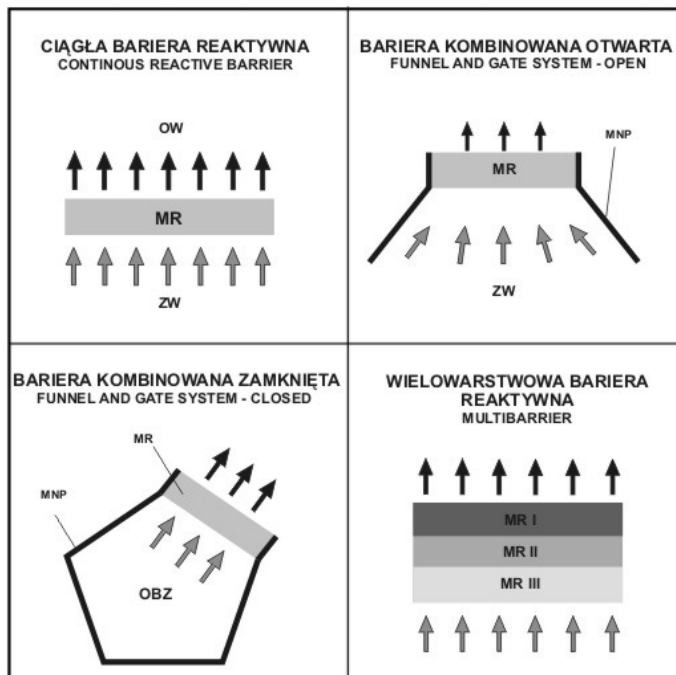


RYSUNEK 1. Schemat koncepcyjny przepuszczalnej bariery reaktywnej PBR
 FIGURE 1. Conceptual schema of permeable reactive barrier PRB

z innymi metodami oczyszczania środowiska gruntowo-wodnego charakteryzuje się wieloma zaletami, do których przede wszystkim należy zaliczyć możliwość unieruchomienia zanieczyszczeń lub ich rozkład w warunkach *in situ*, bez konieczności odpompowania wód na powierzchnię terenu. Ponadto zastosowanie tej metody nie wymaga dodatkowych nakładów energii, ponieważ wykorzystuje się naturalny przepływ wód gruntowych przez strefę oczyszczania (Suponik 2008).

W praktyce stosuje się następujące systemy technologii PBR: ciągłe, kombinowane otwarte (system „lejkowy”) i zamknięte oraz multibariery (wielowarstwowe bariery reaktywne) – rysunek 2.

Najprostszym systemem jest ciągła bariera reaktywna, która w całości wypełniona jest materiałem reaktywnym; stosowana jest na terenach o homogenicznym i dobrze przepuszczalnym podłożu, gdzie zanieczyszczenia sięgają dużych głębokości. Bariera kombinowana otwarta składa się z nieprzepuszczalnych ścianek szczelnych (stalowych lub prefabrykowanych) bądź też ścian szczelinowych z zawieszoną samotwardniejącą, stanowiących strefę kierunkową, których zadaniem jest skierowanie strumienia zanieczyszczeń do jednej lub wielu stref oczyszczania z materiału reaktywnego. Ponadto bariery kombinowane mogą być zamknięte, w przypadku gdy występują w postaci bariery nieprzepuszczalnych otaczających źródło zanieczyszczenia (Gavaskar i in.



RYSUNEK 2. Podstawowe systemy przepuszczalnych barier reaktywnych PBR
 FIGURE 2. Basic systems of permeable reactive barriers PRB

2000, Fronczyk 2008). Systemy kombinowane zalecane są przy bardzo wysokich kosztach materiałów reaktywnych, gdyż wymagają mniejszych ilości materiałów wypełniających barierę (Fronczyk 2008).

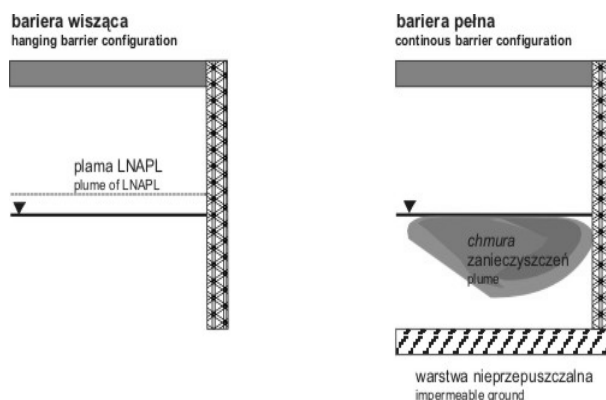
Prawidłowo zaprojektowane i wykonane bariery ciągle nie stanowią bariery hydraulicznej dla płynących wód gruntowych, w przeciwieństwie do barier kombinowanych. W przypadku tych drugich opór hydrauliczny systemu można zmniejszyć, stosując większą liczbę „bramek” (miejsc z materiałem reaktywnym). Zarówno w przypadku systemu ciągłego, jak i kombinowanego długość bariery powinna być większa niż szerokość plamy zanieczyszczeń, a sama bariera powinna być prostopadła do kierunku przepływu wód podziemnych (Malina 2007, Fronczyk 2008).

System wielowarstwowych barier reaktywnych (multibarier) został opracowany na początku wieku przez naukowców z Belgii (Dries i in. 2004). Zgodnie z definicją podaną przez belgijską organizację Vision on Technology (VITO), multibariera stanowi system pasywny z naturalnym przepływem wody przez

barierę, który ma zastosowanie w przypadku wód podziemnych zanieczyszczonych mieszaniną różnych substancji. Multibariera składa się z trzech warstw materiałów reaktywnych: bariery sorpcyjnej, biobarier oraz bariery z żelaza zerowartościowego. W działaniu tego systemu można wyróżnić następujące procesy (Dries i in. 2004, Malina 2007):

- biodegradację zanieczyszczeń organicznych (np. węglowodory monoaromatyczne, perchloroetylen, trichloroetylen, azotany),
- sorpcję (np. metale ciężkie, cyjanki, frakcje organiczne),
- wytrącanie (np. metale ciężkie, radionuklidy),
- transformację chemiczną (np. redukcja Cr^{6+} w obecności Fe^0).

Konstrukcja barier zależy również od właściwości i lokalizacji plamy zanieczyszczeń w podłożu gruntowo-wodnym. Bariery wiszące oraz pełne (rys. 3) służą kolejno do zatrzymywania lekkiej cieczy organicznej (LNAPL), unoszącej się na powierzchni zwierciadła wód gruntowych, oraz ciężkich cieczy organicznych (DNAPL) – Russel (1996). W przypad-



RYSUNEK 3. Schemat bariery wiszącej i pełnej
FIGURE 3. Scheme of “hanging” and continuous barrier

ku występowania zanieczyszczeń cięższych od wody bariera powinna obejmować całą miąższość warstwy, natomiast drugi typ barier może być zastosowany w przypadku dokładnego rozpoznania warunków hydrogeologicznych i zachowania się zanieczyszczeń w środowisku (Malina 2007, Fronczyk 2008).

Podczas przepływu zanieczyszczonych wód przez barierę w zależności od zastosowanego materiału reaktywnego dochodzi do szeregu procesów, które powinny przebiegać w warunkach pozwalających na długotrwałą i efektywną pracę obiektu. Czynnikiem, które mają duży wpływ na wybór optymalnego materiału, są (Gavaskar i in. 2000, Fronczyk 2008):

- aktywność, materiał aktywny powinien być w stanie usunąć zanieczyszczenia w określonym czasie,
- zdolność filtracyjna, przepuszczalność hydrauliczna materiału reaktywnego, zależna głównie od uziarnienia i wskaźnika porowatości, powinna być większa bądź równa przepuszczalności hydraulicznej gruntów otaczających barierę,
- stabilność, materiał aktywny powinien zachować swoją aktywność oraz przepuszczalność hydrauliczną przez wymagany czas,
- brak negatywnego oddziaływania na środowisko, produkty uboczne tworzone podczas procesów oczyszczania nie powinny być szkodliwe dla środowiska przyrodniczego,
- dostępność i koszty, materiał aktywny powinien być łatwo dostępny w dużej ilości i w niskiej cenie.

Dobór odpowiedniego materiału reaktywnego do wypełnienia bariery zależy jednak przede wszystkim od substancji zanieczyszczającej. Zarówno zanieczyszczenia organiczne, jak i nieorganiczne oraz ich mieszaniny ulegają procesom fizykochemicznym, chemicznym i biologicznym, takim jak (Suponik 2004):

- procesy redox (utleniania i redukcji), w których wyniku może nastąpić chemiczna dehalogenacja, czyli oddzielanie od związku chemicznego atomów chloru oraz wytrącanie toksycznych kationów metali,
- procesy wytrącania związane z regulacją pH,
- adsorpcja zanieczyszczeń na powierzchni cząstek materiału reaktywnego,
- biodegradacja.

W tabeli 2 zestawiono substancje zanieczyszczające oraz materiały aktywne, które na podstawie dotychczasowych prac badawczych zostały uznane za możliwe do zastosowania we wskazanych przypadkach.

Projekt przepuszczalnej bariery reaktywnej wymaga szczegółowego rozpoznania i analizy warunków geologicznych i hydrogeologicznych w terenie oraz składu chemicznego zanieczyszczeń. Przeprowadzenie szczegółowych badań terenowych, laboratoryjnych i numerycznych umożliwi instalację PBR, zapewniającą właściwe oczyszczenie środowiska gruntowo-wodnego (Malina 2007, Fronczyk 2008).

TABELA 2. Materiały w przepuszczalnych barierach reaktywnych (Fronczyk 2008, Suponik 2008)

TABLE 2. Materials in permeable reactive barriers

Zanieczyszczenia Contamination		Materiał reaktywny Reactive material	Rodzaj procesu Process
Związki nieorganiczne Inorganic compounds	molibden (Mo), uran (U), technet (Tc), cez (Cs)	węgiel aktywny	adsorpcja lub wymiana jonowa
	molibden (Mo), rtęć (Hg), uran (U), arsen (As), fosfor (P), selen (Se), miedź (Cu)	żelazo zerowartościowe	
	molibden (Mo), uran (U), glin (Al), bar (Ba), kadm (Cd), mangan (Mn), rtęć (Hg), nikiel (Ni)	magnetyt	
	molibden (Mo), uran (U), chrom (Cr VI), arsen (As), ołów (Pb), siarczany	torf, lignit, węgiel	
	glin (Al), bar (Br), kadm (Cd), mangan (Mn), rtęć (Hg), nikiel (Ni), uran (U), stront-90 (Sr), arsen (As), chrom (CrVI), ołów (Pb), selen (Se)	zeolit	
	molibden (Mo), uran (U)	wapno, popiół lotny	wytrącanie
	molibden (Mo), uran (U), arsen (As), kadm (Cd), selen (Se), siarczany	kamień wapienny	
arsen (As), mangan (Mn), molibden (Mo), selen (Se), uran (U), technet (Tc), glin (Al), bar (Ba), kadm (Cd), rtęć (Hg), nikiel (Ni), chrom (CrVI), stront (Sr), sole kwasu siarkowego (VI)	metale granulowane		
Związki organiczne Organic compounds	cVOC	żelazo zerowartościowe	rozkład
	paliwa płynne zawierające węglowodory	ORC ^o	
	TCE, DCE, cVOC, PCB, VC, PCE, TCA, chlorofenol, CT, TCM, DCM, TCP, DCA, CHCl ₃	metale granulowane	
	TCE	zeolit, węgiel aktywny, glina	adsorpcja
	BTEX, fenole, VOC, PAH	węgiel aktywny	

Objaśnienia / Explanations:

BTEX – benzen, toluen, etylobenzen, ksylen / benzene, toluene, ethylbenzene, xylene

CT – czterochlorek węgla / carbon tetrachloride

DCA – dichloroetan / dichloroethane

DCE – dichloroeten / dichloroethane

DCM – dichlorometan / dichloromethane

ORC[®] – component uwalniający tlen / oxygen-releasing component

PCB – polichlorowane bifenyle / polychlorinated biphenyls

PCE – czterochloroeten / tetrachloroethene

PAH – wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne / polycyclic aromatic hydrocarbons

TCA – trichloroetan / trichloroethane

TCE – trichloroetylen / trichloroethylene

TCM – trichlorometan, chloroform / trichloroethane

TCP – trichloropropan / trichloropropane

VC – chlorek winylu / vinyl chloride

VOC – lotne związki organiczne / volatile organic compounds

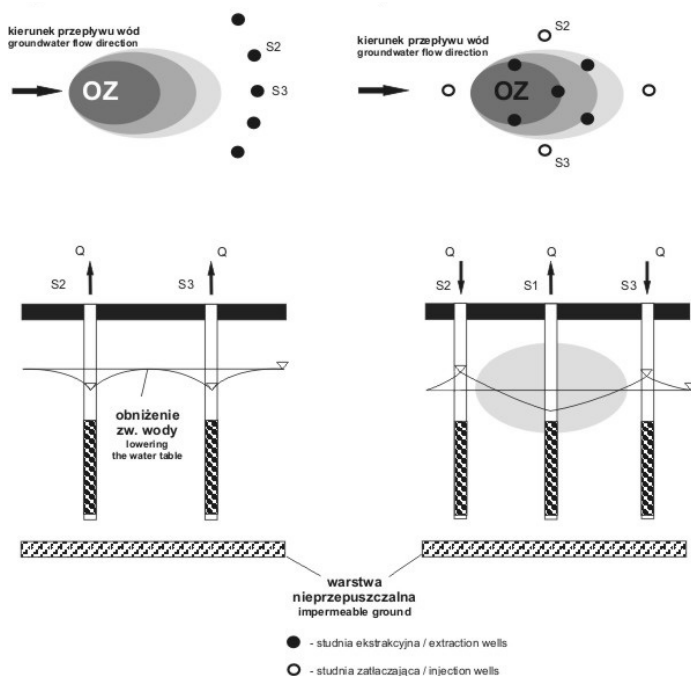
cVOC – lotne chlorowane związki organiczne / volatile chlorinated organic compounds

Barierhydrauliczne

W celu ograniczenia migracji plamy zanieczyszczeń w środowisku można zastosować również bariery hydrauliczne, stanowiące system studni pionowych, bądź drenaży lub rowy opaskowe. Podczas pompowania wody wytwarzana jest depresja, co umożliwia kontrolę hydrauliczną rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w wodzie, jak również może bezpośrednio powodować oczyszczanie się środowiska gruntowo-wodnego poprzez zastosowanie metody „pompuj i oczyszczaj” (Van Haar i Van Roekel 1993, Testa 1991). Ograniczenie

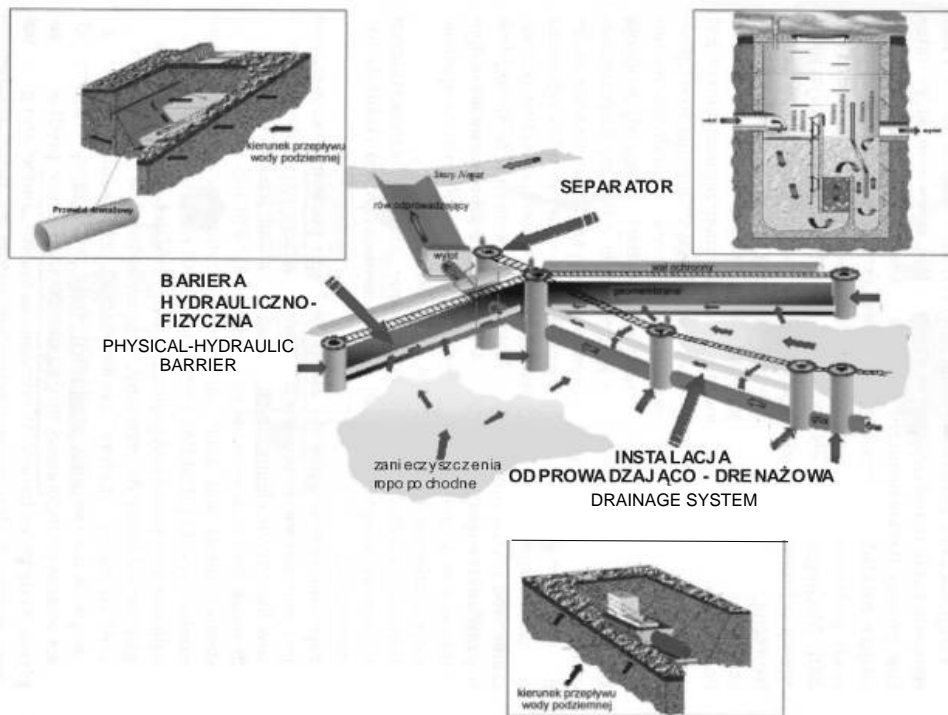
rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń polega na obniżaniu zwierciadła wody podziemnej w sposób uniemożliwiający migrację zanieczyszczeń poza monitorowany obszar. Na rysunku 4 zostały przedstawione schematy barier hydraulicznych: bariery studni oraz układu z wykorzystaniem studni ekstrakcyjnych i zatłaczających w układzie umożliwiającym ograniczenie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń (Malina 2007, Fronczyk 2008).

System barier fizycznych i hydraulicznych umożliwia jednocześnie ograniczenie migracji zanieczyszczeń oraz kontrolę warunków hydrogeologicznych



RYSUNEK 4. Schemat bariery hydraulicznej: a – bariera studni, b – układ z wykorzystaniem studni ekstrakcyjnych i zatłaczających; OZ – ognisko zanieczyszczenia, S – numer studni, Q – wydatek pompowania/zatłaczania

FIGURE 4. Scheme of hydraulic barrier: a – barrier wells, b – system of extraction and injection wells; OZ – contamination source, S – number of wells, Q – discharge of pumping/injection



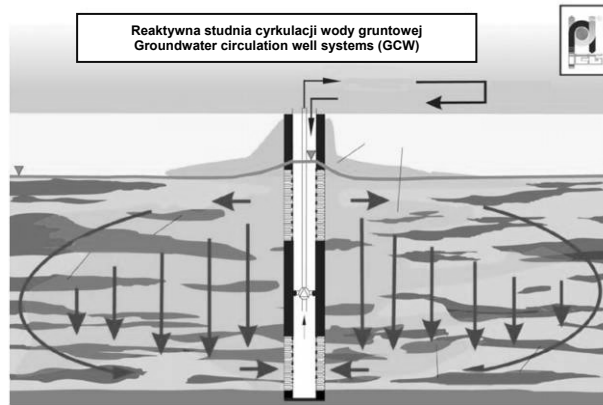
RYSUNEK 5. Schemat bariery hydrauliczno-fizycznej (Woźniak 2006)
 FIGURE 5. Scheme of physical-hydraulic barrier

w rejonie bariery, jak również oczyszczanie środowiska z zanieczyszczeń przy zastosowaniu systemu „pomp i oczyszczaj” (Woźniak 2003, Malina 2007). Na rysunku 5 został przedstawiony schemat bariery hydrauliczno-fizycznej.

Reaktywna studnia cyrkulacji wody gruntowej

Reaktywna studnia cyrkulacji wody gruntowej (Groundwater circulation well systems – GCW) jest innowacyjną metodą opracowaną przez niemiecką firmę IEG Industrie-Engineering Technologie GmbH, łączącą technologię ba-

rier hydraulicznych z przepuszczalnymi barierami reaktywnymi (rys. 6). Zgodnie z danymi producenta, technologia studni reaktywnej znacznie wspomaga zdolność połączenia systemu dynamicznego przepływu hydraulicznego (GCW) z różnymi obszarami uzdatniania w warunkach beztlenowych. Największą różnicą między technologią GCW a typową PBR jest to, że zanieczyszczenia wraz z wodą gruntową są przemieszczane do studni cyrkulacji wody gruntowej (GCW) z przepływem pionowym, co znacznie przyspiesza proces oczyszczania. Studnia reaktywna składa się z systemu reaktorów, w których znajdują się materiały reaktywne (głównie węgiel



RYSUNEK 6. Reaktywna studnia cyrkulacji wody gruntowej (www.ieg-technology.com)
 FIGURE 6. Groundwater circulation well systems (GCW)

aktywny i Fe^0). Reaktory mogą być instalowane wewnątrz studni, w przestrzeni pierścieniowej między osłoną studni i większą średnicą zewnętrznej obudowy, w naczyniu reakcyjnym nad powierzchnią lub pod powierzchnią gruntu, w systemach drenażowych lub w peryferyjnych punktach iniekcyjnych (materiały informacyjne firmy IEG Technologie GmbH, www.ieg-technology.com).

Studnie napowietrzające i biostymulujące

W przypadku środowiska gruntowo-wodnego zanieczyszczonego substancjami organicznymi podatnymi na biodegradację możliwe jest zastosowanie barier w postaci systemu studni napowietrzających w celu zwiększenia tempa biodegradacji samoistnej (Alvarez i Illman 2006, Malina 2007). Wentylacja podłoża gruntowo-wodnego polega na zatłaczaniu powietrza do warstw gruntu, w tym warstw wodonośnych,

w celu zwiększenie zawartości tlenu i wspomaganie procesów biodegradacji (Malina 2007). W praktyce stosuje się również biowentylację gruntu, która polega na dostarczaniu tlenu w celu wspomaganie biodegradacji aerobowej w strefie aeracji oraz części strefy saturacji, bezpośrednio pod zwierciadłem wody. Podczas stosowania tej metody proces oczyszczania odbywa się w wyniku desorpcji zanieczyszczeń ze szkieletu gruntowego, następnie rozpuszczenia ich w wodzie i biodegradację (Malina 2007). Biostymulacja może również polegać na bezpośrednim dostarczeniu do zanieczyszczonego środowiska gruntowo-wodnego nutrientów i przyspieszeniu biodegradacji samoistnej zanieczyszczeń. Powszechnie, jako źródło biogenów, stosuje się substancje rozpuszczalne w wodzie, takie jak: sole mineralne (np. KNO_3 , NaNO_3), nawozy nieorganiczne oraz substancje stałe wolno oddające azot i fosfor (Malina 2007).

Podsumowanie i wnioski

Przedstawione w niniejszym artykule konstrukcje inżynierskie wskazują na rozwój i szerokie zastosowanie w praktyce metod wspomagania procesów samooczyszczania środowiska gruntowo-wodnego. Dobór odpowiedniej metody wymaga analizy materiałów archiwalnych, dotyczących morfologii i geologii terenu, wyników badań terenowych i laboratoryjnych oraz rozpoznania zanieczyszczenia środowiska gruntowo-wodnego, które zazwyczaj jest efektem nakładania się oddziaływań różnego rodzaju ognisk. Biorąc pod uwagę zalety i ograniczenia przedstawionych metod, można stwierdzić, że jednym z najskuteczniejszych rozwiązań jest połączenie technologii barier hydraulicznych wraz z przepuszczalnymi barierami reaktywnymi lub wykorzystanie najbardziej innowacyjnych metod, jakimi są: system wielowarstwowych barier reaktywnych oraz system reaktywnych studni cyrkulacji wody GCW, które są dedykowane oczyszczaniu mieszanin zanieczyszczeń.

Literatura

- ALVAREZ P.J.J., ILLMAN W. 2006: Bioremediation and natural attenuation. John Wiley and Sons Inc., Hoboken, NJ.
- BOUWER i in. 1998: Coping with groundwater contamination. *Ground Water* 60 (8): 1415–1427.
- BURT T.A., LI Z., BOWMAN R.S. 2005: Evaluation of granular surfactant-modified/zeolite zero valent iron pellets as a reactive material for perchloroethylene reduction. *Journal of Environmental Engineering* 131, 6: 934–942.
- DRĄGOWSKI A. 2004: Znaczenie badań geologiczno-inżynierskich w ocenach oddziaływania na środowisko. *Przegląd Geologiczny* 2: 138–140.
- DRIES J. i in. 2004: Multibarrier, a Technology Concept for the in situ Remediation of Mixed Groundwater Pollution. Proc. Seventh in Situ and On – Site Bioremediation Symposium (Orlando, FL, June 2003). Battelle Press, Columbus.
- FALKOWSKA E. 2009: Geomorfologiczne uwarunkowania występowania naturalnych geologicznych barier izolacyjnych na wybranych obszarach Polski Środkowej, Wydaw. Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- FALKOWSKI T., ZŁOTOSZEWSKA-NIEDZIALEK H. 2009: Zarys geologii. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- FRONCZYK J. 2006: Przepuszczalne bariery reaktywne – właściwości materiału aktywnego. *Prz. Nauk. Inż. i Kszt. Środ.* 33: 85–94.
- FRONCZYK J. 2008: Wykorzystanie mieszanek zeolitowo-piaskowych w przepuszczalnych barierach reaktywnych w rejonie składowisk odpadów. Rozprawa doktorska. SGGW, Warszawa.
- FRONCZYK J., BĄKOWSKI J., GARBULEWSKI K. 2009: Charakterystyki wytrzymałościowe zeolitu i mieszanek zeolitowo-piaskowych w przepuszczalnych barierach reaktywnych. *Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ.* 1 (47): 3–12.
- GAVASKAR A. i in. 2000: Design guidance for application of permeable reactive barriers for groundwater remediation. Battelle.
- HAAR van de A.J., van ROEKEL G. 1993: HCH contamination in the Pyrenees. A case study. In: Integrated Soil and Sediment Research: A basic for Proper Protection. Ed. H.J.P. Eijsackers, T. Hamers. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam: 641–644.
- JANOSZ-RATAJCZAK M. i in. 2002: Wybrane procesy jednostkowe w inżynierii środowiska. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
- KLECZKOWSKI A.S., RÓŻKOWSKI A. 1997: Słownik hydrogeologiczny. Wydaw. TRIO, Warszawa.

- MACIOSZCZYK A. 1987: Hydrogeochemia. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- MALINA G. 1993: Mikroorganizmy i ich rola jako wskaźnika zmian w środowisku wodno-gruntowym. Mat. Konferencji „Biologia wód podziemnych”, Częstochowa: 18–26.
- MALINA G. 1998: Wielofazowa migracja zanieczyszczeń ropopochodnych w strefie aeracji i saturacji. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 1 (1): 85–105.
- MALINA G. 2007: Likwidacja zagrożenia środowiska gruntowo-wodnego na terenach zanieczyszczonych. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
- Materiały informacyjne firmy IEG Technologie GmbH (www.ieg-technology.com).
- MERCER J.E., WADDELL R.K. 1992: Contaminant transport in groundwater. In: *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill, New York.
- MRR/H/16/3/05/09 Narodowe Strategiczne Ramy Odniesienia 2007–2013. Wytyczne w zakresie postępowania w sprawie oceny oddziaływania na środowisko dla przedsięwzięć współfinansowanych z krajowych lub regionalnych programów operacyjnych. Minister Rozwoju Regionalnego, Warszawa.
- NAVARRO A., CHIMENOS J.M., MUNTANER D., FERNANDEZ A.I. 2006: Permeable reactive barriers for removal of heavy metals: lab-scale experiments with low-grade magnesium oxide. *Ground Water Monitoring & Remediation* 26, 4: 142–152.
- OKOŃSKA M. 2006: Identyfikacja parametrów migracji zanieczyszczeń w porowatym ośrodku hydrogeologicznym metodą modelowania eksperymentu kolumnowego. *Geologos Monographiae* 3. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- POWELL R. i in. 1998: Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation. EPA/600/R-98/125, Washington DC 20460.
- ROEHL K.E., HUTTENLOCH P., CZURDA K. 2001: Permeable sorption barriers for in-situ remediation of polluted groundwater – reactive materials and reaction mechanisms. In: *Green 3, The Exploitation of Natural Resources and the Consequences*. Thomas Telford Publishing, London: 466–473.
- RUSSELL T.F. 1996: Modeling of multiphase, multicomponent transport in the subsurface. *Rev. Geophys. July, Suppl.*: 1035–1047.
- Słownik hydrogeologiczny 2002. Red. J. Dogwałło i inni. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- SUPONIK T. 2004: Optymalizacja parametrów bariery remediacyjnej dla zanieczyszczonych wód gruntowych obszaru składowisk odpadów. Praca doktorska. Wydział Górnicztwa i Geologii, Politechnika Śląska, Gliwice.
- SUPONIK A. 2008: Remediacja wód gruntowych za pomocą technologii PRB. Materiały dydaktyczne Politechniki Śląskiej (www.dydaktyka.polsl.pl).
- TESTA S.M. 1991: Restoration of petroleum contaminated aquifers. Lewis Pub., Inc., Boca Raton.
- USEPA 1994: Selection of Control Technologies for Remediation of Soil Contaminated with As, Cd, Cr, Hg and Pb. US EPA, Office of Emergency and Response, Cincinnati.
- USEPA 1999: OSWER Directive: Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites. OSWER Directive 9200.4-17P,-33.4-21-1999. Washington DC, EPA.
- WOŹNIAK R. 2003: Odwodnienie lotniska wojskowego w Królewie Malborskim a zabezpieczenie środowiska gruntowo-wodnego przed migracją zanieczyszczeń ropopochodnych za pomocą bariery hydrauliczno-fizycznej. W: *Mat. Konf. „Mikrozanieczyszczenia w środowisku człowieka”*. Wydaw. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa: 603–609.

Summary

Engineering structures in groundwater remediation. In this review paper the characteristics of the engineering structures which support remediation of groundwater are presented. The structures have been divided into two groups – impermeable barriers, e.g. physical and hydraulic barriers, and permeable barriers e.g., different types

of permeable reactive barriers and groundwater circulation well systems. The structures from second group were more widely described due to their application flexibility and adaptation to insitu conditions.

Author's address:

Katarzyna Pawluk
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Geoinżynierii
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
Poland
e-mail: katarzyna_pawluk@sggw.pl

