

WYKORZYSTANIE METOD HYDROGEOCHEMICZNYCH I GEOFIZYCZNYCH DO OCENY WPŁYWU SKŁADOWISK ODPADÓW GÓRNICZYCH NA ŚRODOWISKO WODNE

APPLICATION OF HYDROGEOCHEMICAL AND GEOPHYSICAL METHODS IN ASSESSMENT OF THE INFLUENCE OF COAL-MINING WASTE DUMPS ON HYDROGEOLOGICAL ENVIRONMENT

ROBERT ZDECHLIK¹, TOMISŁAW GOŁĘBIOWSKI¹, SYLWIA TOMECKA-SUCHOŃ¹, BOGDAN ŻOGAŁA²

Abstrakt. Górnictwo węgla kamiennego generuje znaczne ilości odpadów, stanowiących poważny problem dla środowiska, zwłaszcza dla wód podziemnych. Długookresowe oddziaływanie składowisk odpadów górniczych na środowisko wodno-gruntowe wynika głównie ze składu chemicznego odpadów i produktów ich transformacji. Do oceny wpływu odcieków ze składowisk górniczych na wody podziemne wykorzystywane są metody hydrogeochemiczne. Wyniki badań hydrogeochemicznych porównano z wynikami wykonanych w tym samym czasie badań geofizycznych. Badania geofizyczne przeprowadzono z wykorzystaniem metod: georadarowej, profilowania elektromagnetycznego i obrazowania elektrooporowego. Profile pomiarowe wyznaczono na podstawie wyników pomiarów hydrogeologicznych, opierając się na mapach rozkładu przewodności elektrolitycznej właściwej. Poszczególne metody badawcze stanowią wzajemne uzupełnienie, pozwalając na kompleksową ocenę rozkładu zanieczyszczeń w wodach podziemnych, spowodowanych deponowaniem odpadów górnictwa węgla kamiennego na składowiskach.

Słowa kluczowe: metody hydrogeochemiczne, techniki geofizyczne, zanieczyszczenia chemiczne, składowiska odpadów górniczych.

Abstract. Coal-mining is a source of the bulk amount of mine waste, which bring about complex environmental problems, particularly related to groundwater contamination. Long-term potential pollution of mining waste to the aquatic environment results mainly from the chemical composition of coal mining waste and their transformation products. Hydrogeochemical methods were used to assess the impact of the leachate from coal mining waste dumps on contaminant distribution in groundwater. The results of hydrogeochemical observation were compared with geophysical investigation obtained at the same time. The geophysical research were carried out using georadar method, electromagnetic profiling and resistivity imaging technique. The measurement profiles were designed on the basis of hydrogeological information, especially using maps of distribution of electrolytic conductivity. Both hydrogeochemical and geophysical methods complement each other and allow for comprehensive assessment of groundwater contamination.

Key words: hydrogeochemical methods, geophysical techniques, chemical contamination, coal-mining waste dumps.

WSTĘP

W obszarach funkcjonowania przemysłu wydobywczego stan wód zarówno ilościowy, jak i jakościowy ulega znacznemu przekształceniu. Procesem towarzyszącym wydobywaniu surowców mineralnych jest generowanie odpadów górni-

czych. Odpady z wydobywania i przeróbki węgla kamiennego są odpadami o dużej masie, które z uwagi na swoje właściwości nie są zaliczane do odpadów niebezpiecznych. Natomiast nie są one obojętne dla środowiska, w szczegól-

¹ Akademia Górniczo-Hutnicza im. S. Staszica w Krakowie, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków; e-mail: zdechlik@agh.edu.pl

² Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk o Ziemi, ul. Będzińska 60, 41-200 Sosnowiec

ności dla wód podziemnych, ze względu na ładunki zanieczyszczeń zawarte w odpadach świeżo wytworzonych oraz generowanych w następstwie wietrzeniowych przemian fizykochemicznych na składowisku, a następnie uruchamianych i transportowanych przez strumień wód infiltracyjnych do wód podziemnych. Z tego względu składowiska odpadów górnictwa węglowego stanowią długoterminowe ogniska zanieczyszczenia środowiska wodnego w rejonach ich lokalizacji.

Składowiska stanowią konstrukcje nadpoziomowe, rzadziej podpoziomowe wypełniające zagłębienia terenowe lub wcześniej eksploatowane wyrobiska, najczęściej o przepuszczalnym podłożu, a ich eksploatacja trwa zazwyczaj wiele lat. W tym czasie odpady są wyeksponowane na działanie czynników atmosferycznych. Jeśli nie ma zapewnionej odpowiedniej szczelności podłoża i odprowadzenia odcieków, opady atmosferyczne infiltrują przez warstwę odpadów, wymywając z nich składniki rozpuszczalne (głównie Cl, SO₄ i metale ciężkie) i transportują je poprzez strefę aeracji do wód podziemnych w podłożu składowiska.

Ocenę stanu chemicznego wód w rejonie składowisk sporządza się na podstawie badań prowadzonych w sieci lokalnego monitoringu wód podziemnych i powierzchniowych LMW. Głównym zadaniem monitoringu lokalnego jest rozpoznanie i śledzenie wpływu stwierdzonych lub potencjalnych ognisk zanieczyszczeń na jakość wód, w celu przeciwdziałania ujemnym skutkom ich zanieczyszczenia

(Szczepańska, Kmieć, 2005). Uzyskane wyniki są podstawą oceny zmian stężeń składników zanieczyszczających w poszczególnych punktach monitoringowych w układzie czasowym oraz estymacji rozkładu przestrzennego zanieczyszczeń w otoczeniu składowiska. Są to jednak badania czasochłonne i wymagające znacznych nakładów finansowych na realizację sieci i jej obsługę. Istotnym uzupełnieniem klasycznej metody hydrogeologicznej opartej na monitoringu stanu chemicznego wód, mogą być badania geofizyczne. Co prawda nie pozwalają one na określenie stężeń poszczególnych składników zanieczyszczających, ale umożliwiają ocenę przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń, poprzez skorelowanie ogólnych parametrów nieorganicznych w rejonie składowiska, takich jak przewodność elektrolityczna właściwa γ_{25} i mineralizacja M, z wynikami badań geofizycznych.

Celem zrealizowanych badań było określenie korelacji pomiędzy wynikami pomiarów wykonanych technikami elektrycznymi i elektromagnetycznymi, a stopniem zanieczyszczenia wód podziemnych. Podstawą były badania hydrogeochemiczne (ocena stanu chemicznego wód podziemnych w oparciu o wyniki badań monitoringowych) oraz pomiary geofizyczne (badania georadarowe, konduktometryczne oraz obrazowanie elektrooporowe). Jako poligon badawczy wytypowano składowisko odpadów górnictwa węgla kamiennego „Buków”.

CHARAKTERYSTYKA POLIGONU BADAWCZEGO

Zlokalizowane na terenie powiatu wodzisławskiego (województwo śląskie) składowisko odpadów powęglowych „Buków” usytuowane jest w obrębie terasy nadzalewowej w dolinie Odry, zajmuje powierzchnię około 45 ha, ma charakter podpoziomowo-nadpoziomowy i znajduje się na obszarze wyeksploatowanego wyrobiska poźwirowego. Otoczenie stanowią pola, nieużytki, zabudowania oraz liczne wypełnione wodą wyrobiska po eksploatacji kruszyw. Od strony południowo-zachodniej do zwałowiska przylega wał przeciwpowodziowy Odry, natomiast od strony wschodniej – obwałowania polderu „Buków” (fig. 1). Od 1976 r. na składowisku deponowane były odpady przerobcze z KWK „Anna”, eksploatującej pokłady warstw grup 600 i 700, litologicznie należących do serii paralicznej karbonu GZW (Stefaniak, 2006). Dominują odpady gruboziarniste (93,5%), odpady poflotacyjne <1 mm stanowią 4,7%, natomiast pozostałe – 1,8% (popioły lotne, żużel kotłowy). Zdeponowany na składowisku „Buków” materiał wykazuje niską podatność na zakwaszenie (wskaźnik *Neutralization Potential Ratio* NPR = 2,37). Pod względem petrograficznym odpady cechują się znaczną przewagą (>70%) zwięzłych iłowców, łupki stanowią około 18%, występują również mułowce (9%).

W budowie geologicznej rejonu składowiska biorą udział osady neogenu i czwartorzędu (Kolber, Kruk, 1998). **Neogen** tworzą osady miocenu, wykształcone w postaci iłów z przewarstwieniami frakcji piaszczystej. Strop neogenu wy-

stępuje na głębokościach 4–17 m, lokalnie poniżej 34 m, a jego powierzchnia jest prawie płaska. Osady plejstoceńskie **czwartorzędu**, zalegające bezpośrednio na iłach neogenu, wykształcone w formie żwirów, żwirów gliniastych i pospólek z otoczkami, przykryte są piaskami drobnymi lub średnimi. Grubość kompleksu żwirowo-piaszczystego wynosi 6–11 m. Na osadach plejstoceńskich zalegają czwartorzędowe holocene osady rzeczne, wykształcone w postaci glin pylastych i piaszczystych oraz piasków, mułów i torfów, o miąższości w granicach od 0,5 do 11,5 m.

Pierwszy poziom wodonośny występuje w obrębie plejstoceńskiego kompleksu piaszczysto-żwirowego. Zwierciadło wody ma charakter swobodny, miejscami lekko napięty. Poziom wodonośny przykryty jest glinami piaszczystymi, piaskami ilastymi i mułami, o grubości do 4 m. Na części obszaru osady piaszczyste występują bezpośrednio pod powierzchnią terenu. W rejonie składowiska utwory wodonośne są dobrze przepuszczalne, współczynniki filtracji zmieniają się od 1,47 do $2,23 \cdot 10^{-3}$ m/s (Kolber, Kruk, 1998). Generalnie spływ wód podziemnych następuje w kierunku południowo-zachodnim do Odry, natomiast lokalnie kierunki przepływu ulegają modyfikacjom (na skutek pobierania wody ze żwirowisk).

Obszar badań cechuje się znacznym skomplikowaniem warunków hydrogeologicznych i hydrologicznych, w następstwie budowy polderu „Buków”, pełniącego w okresie

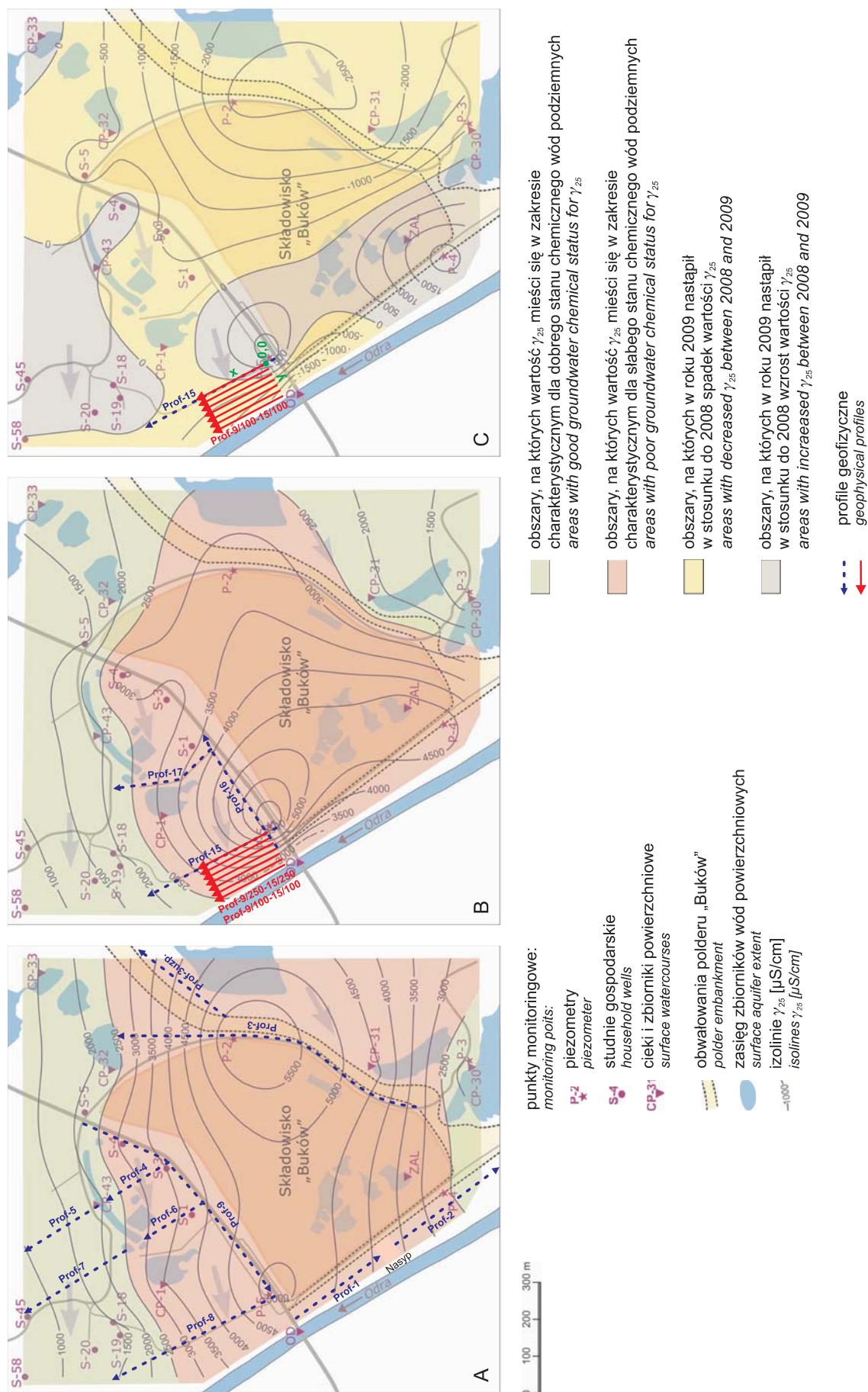


Fig. 1. Rozkład przewodności elektrolitycznej właściwej γ_{25} w wodach podziemnych w rejonie składowiska „Buków”: A – w 2008 r., B – w 2009 r., C – w 2009 r., B – w 2009 r., C – w 2009 r. oraz C – różnica pomiędzy rokiem 2009 a 2008

wezbrań funkcję zbiornika retencyjnego. Polder ma około 830 ha powierzchni, obejmuje składowisko, nieużytki oraz wyrobiska poeksploatacyjne żwiru i może przyjąć około 50 mln m³ wody. Zapory ziemne oraz obwałowania wykonano w części z odpadów powęglowych.

Od 1997 r. na składowisku „Buków” prowadzona jest reeksploracja odpadów w celu odzysku węgla. Ubocznym jej skutkiem są zmiany jakości wód podziemnych w rejonie

składowiska. W procesie odzysku węgla nie produkuje się nowych odpadów, ale na składowisko trafiają w zmienionej formie odpady ponownie przetworzone, będące efektem procesu wzbogacania. Wielokrotna dezintegracja, nawadnianie i napowietrzanie odpadów skutkuje rozkładem zawartych w nich siarczków. Infiltrujące wody opadowe wynoszą składniki zanieczyszczające zawarte w odpadach, prowadząc do pogorszenia stanu chemicznego wód podziemnych.

BADANIA HYDROGEOCHEMICZNE

LOKALNY MONITORING JAKOŚCI WÓD

Funkcjonującą w otoczeniu składowiska „Buków” sieć lokalnego monitoringu jakości wód tworzy 20 punktów kontrolno-pomiarowych (fig. 1): 13 punktów monitoringu wód podziemnych (4 piezometry – P-2, P-3, P-4, P-5; 9 studni gospodarskich – S-1, S-3, S-4, S-5, S-18, S-19, S-20, S-45, S-58), oraz 7 punktów monitoringu wód powierzchniowych (5 zbiorników w wyrobiskach poźwirowych – CP-30, CP-31, CP-32, CP-33, CP-43, profil pomiarowy na Odrze – OD i rozlewisko – CP-1). Zadaniem sieci jest kontrola wpływu na wody podziemne składowiska odpadów „Buków” i prowadzonej reeksploracji odpadów.

Opróbowanie sieci monitoringowej przeprowadzono w latach 2008–2009 ośmiokrotnie, z częstotliwością raz na kwartał. Pobór próbek wody, oznaczenia terenowe i laboratoryjne wykonano zgodnie z wytycznymi zawartymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2002 r. w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów (Dz. U. Nr 220, poz. 1858). Bezpośrednio w terenie oznaczano wskaźniki nietrwałe (przewodność elektrolityczną właściwą γ_{25} i odczyn pH). Badania laboratoryjne składu chemicznego wód przeprowadzono w akredytowanym Laboratorium Hydrogeochemicznym Katedry Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej AGH (certyfikat akredytacji PCA nr AB 1050). W pobranych próbkach wody oznaczano twardość (ogólną, węglanową, niewęglanową) oraz stężenia SiO₂, Na⁺, K⁺, Li⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Ba²⁺, Sr²⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Zn²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃²⁻, CO₃²⁻, PO₄³⁻, BO₃³⁻. Łącznie w latach 2008–2009 pobrano i poddano analizom fizykochemicznym 160 próbek.

OCENA STANU CHEMICZNEGO WÓD PODZIEMNYCH W UKŁADZIE PUNKTOWYM

Ocenę stanu chemicznego wód podziemnych sporządzono zgodnie z zasadami określonymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 roku w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz.U. 2008, Nr 143, poz. 896). Klasyfikacja elementów fizykochemicznych obejmuje pięć klas (od I – wody bardzo dobrej jakości, do V – wody złej jakości). Wody klas I, II i III zaliczane są

do wód podziemnych o dobrym stanie chemicznym, wody IV i V klasy charakteryzują się słabym stanem chemicznym (DK, 2009). W myśl obowiązujących przepisów prawnych (RDW, 2000; DWP, 2006; RMŚ, 2008; DK, 2009), ocenę stanu chemicznego wód podziemnych przeprowadzono w układzie punktowym i obszarowym. Dla punktów monitoringowych dokonano agregacji danych z wykorzystaniem średniej arytmetycznej. Gdy stężenie składnika chemicznego było mniejsze od granicy oznaczalności zastosowanej metody analitycznej ($<DL$), do oceny stanu wód przyjmowano wartość równą $\frac{1}{2}DL$ ($<DL = \frac{1}{2}DL$).

Wody podziemne wokół składowiska „Buków” to wody niezadawalającej jakości (IV klasa), co odpowiada słabemu stanowi chemicznemu (tab. 1). Wody napływające w rejon składowiska i nie podlegające jego bezpośredniemu wpływowi (S-45, S-58), cechują się niskimi wartościami stężeń rozpatrywanych składników, ale o ich klasie decydują podwyższone stężenia potasu. Wody pobrane z punktów leżących w strefie przejściowej (S-5, S-18, S-19 i S-20) wykazują podwyższone stężenia potasu i siarczanów. Natomiast skład fizykochemiczny wód podziemnych z pozostałych punktów (P-2, P-3, P-4, P-5, S-1, S-3, S-4) wskazuje na silne oddziaływanie składowiska. O niskiej klasie jakości wód podziemnych w tych punktach decydują wysokie wartości przewodności γ_{25} , stężeń chlorków, siarczanów, sodu, potasu, wapnia, magnezu, żelaza, manganu oraz fosforanów. W roku 2009, w porównaniu z 2008 r. klasyfikacja jakościowa wód podziemnych nie uległa zmianie.

ZMIENNOŚĆ PRZESTRZENNA SKŁADU FIZYKOCHEMICZNEGO WÓD PODZIEMNYCH

Wyniki badań składu fizykochemicznego wód podziemnych wykorzystano do sporządzenia map rozkładu przestrzennego wybranych wskaźników. Do analizy wytypowano wskaźniki charakterystyczne dla wód podlegających oddziaływaniu składowisk odpadów górnictwa węgla kamiennego: odczyn pH, przewodność elektrolityczną właściwą γ_{25} i mineralizację, a także stężenia jonów Cl⁻ i SO₄²⁻. Dla poszczególnych punktów monitoringowych wyniki z lat 2008 i 2009 zagregowano, opierając się na średniej arytmetycznej. Do korelacji z wynikami uzyskanymi za pomocą metod geo-

Tabela 1

**Ocena stanu chemicznego wód podziemnych w otoczeniu składowiska „Buków” w układzie punktowym.
Dane z lat 2008–2009**

Assessment of groundwater chemical status near „Buków” dump for monitoring points.
Data from years 2008–2009

Nr punktu	2008			2009		
	Klasa jakości	Stan chemiczny	Składniki decydujące	Klasa jakości	Stan chemiczny	Składniki decydujące
P-2	IV	słaby	γ_{25} , Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cl, SO ₄ , HCO ₃ , PO ₄	IV	słaby	γ_{25} , Na, Fe, Mn, SO ₄ , K, Ca, Mg, Cl, PO ₄
P-3	IV	słaby	Fe, Mn, SO ₄ , PO ₄	IV	słaby	Fe, Mn, SO ₄ , PO ₄
P-4	IV	słaby	Na, SO ₄ , γ_{25} , Cl, PO ₄	IV	słaby	γ_{25} , Na, K, Cl, SO ₄ , Ca, Mg, HCO ₃ , PO ₄
P-5	IV	słaby	γ_{25} , Na, Mg, Fe, Mn, Cl, SO ₄ , K, Ca, PO ₄	IV	słaby	γ_{25} , Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cl, SO ₄ , HCO ₃ , PO ₄
S-1	IV	słaby	γ_{25} , Na, Mg, SO ₄ , Ca, Cl	IV	słaby	γ_{25} , Na, SO ₄ , K, Ca, Mg
S-3	IV	słaby	γ_{25} , Na, Mg, SO ₄ , K, Ca, Cl	IV	słaby	SO ₄ , γ_{25} , Na, Ca
S-4	IV	słaby	γ_{25} , Na, K, Zn, SO ₄ , Ca, Mg, Cl	IV	słaby	γ_{25} , Na, K, Ca, Mg, Zn, SO ₄ , HCO ₃
S-5	–	–	–	IV	słaby	K, SO ₄
S-18	IV	słaby	K, SO ₄	IV	słaby	K, SO ₄
S-19	IV	słaby	K, SO ₄	IV	słaby	K, Ca, SO ₄
S-20	IV	słaby	K, pH	IV	słaby	K, SO ₄
S-45	IV	słaby	K, Mn	IV	słaby	K
S-58	IV	słaby	K	IV	słaby	K

fizycznych wybrano przewodność elektrolityczną właściwą γ_{25} [$\mu\text{S}/\text{cm}$]. Jest to parametr najczęściej mierzony w wodach podziemnych, ściśle związany z mineralizacją oraz zawartością składników głównych – jonów Cl^- i SO_4^{2-} .

Do interpolacji rozkładów przestrzennych wykorzystano metodę krigingu. Jest to geostatystyczna metoda oceny średniej wartości badanego parametru w punkcie, oparta na danych pomiarowych i znanej strukturze ich zmienności wyrażonej semiwariogramem (Mucha, 1994; Kania, 2002). W metodzie tej wpływ danych pomiarowych na wynik interpolacji nie zależy jedynie od odległości między szacowanym punktem a punktem o znanej wartości. Konieczne jest określenie, w jaki sposób zmienia się waga danych pomiarowych w zależności od dystansu pomiędzy miejscem poboru próbki (dla którego znana jest rzeczywista wartość pomiarowa), a punktem dla którego dokonywane jest oszacowanie. Na tej podstawie wykonywana jest interpolacja, której dokładność zależy od dokładności wariogramu.

Dla składowiska „Buków” rozkład przestrzenny przewodności elektrolitycznej właściwej γ_{25} (fig. 1) sporządzono na podstawie wartości pomierzonych w próbkach wód pobranych z praktycznie wszystkich punktów pomiarowych. Uwzględniono również wyniki badań z punktów monitoringowych zlokalizowanych na zbiornikach wód powierzchniowych (glinianki, żwirowiska, zalewiska), zakładając dobry kontakt wód powierzchniowych z podziemnymi. Pominęto jedynie wyniki otrzymane dla punktu pomiarowego zlokalizowanego na Odrze, z uwagi na odmienny charakter zmienności cech fizykochemicznych płynących wód rzecz-

nych. Wody podziemne w strumieniu poza zasięgiem oddziaływania składowiska cechują się przewodnością nieprzekraczającą 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podczas gdy w strumieniu w zasięgu oddziaływania składowiska przewodność jest wyraźnie większa (nawet przekraczając 6000 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

TŁO HYDROGEOCHEMICZNE

Tło hydrogeochemiczne oznacza zakres stężeń badanych substancji, charakterystyczny dla rozpatrywanego środowiska, ograniczony dolną i górną granicą, poza którymi występują wartości anomalne (Dowgiałło i in., 2002). Oceny wpływu składowiska „Buków” na jakość wód podziemnych dokonano, porównując wyznaczone metodą probabilistyczną tło hydrogeochemiczne dla wydzielonych strumieni wód napływających i odpływających z rejonu składowiska. Jako granice tła hydrogeochemicznego przyjęto wartości stężeń rozpatrywanych wskaźników odpowiadające prawdopodobieństwu wystąpienia 16% (percentyl 16%) – dolna i 84% (percentyl 84%) – górna granica tła (Szczepańska, Kmiecik, 2005).

Porównanie tła hydrogeochemicznego obydwu strumieni (fig. 2) wskazuje na znaczne oddziaływanie składowiska i prowadzonej reeksploatacji odpadów na jakość wód podziemnych. Odpady zdeponowane na składowisku charakteryzują się wskaźnikiem zbuforowania $\text{NPR} = 2,37$, czyli niską podatnością na zakwaszanie, stąd odczyn pH w wodach napływających (od 6,6 do 7,5) i odpływających (od 6,8 do 7,1) z rejonu składowiska pozostaje na zbliżonym

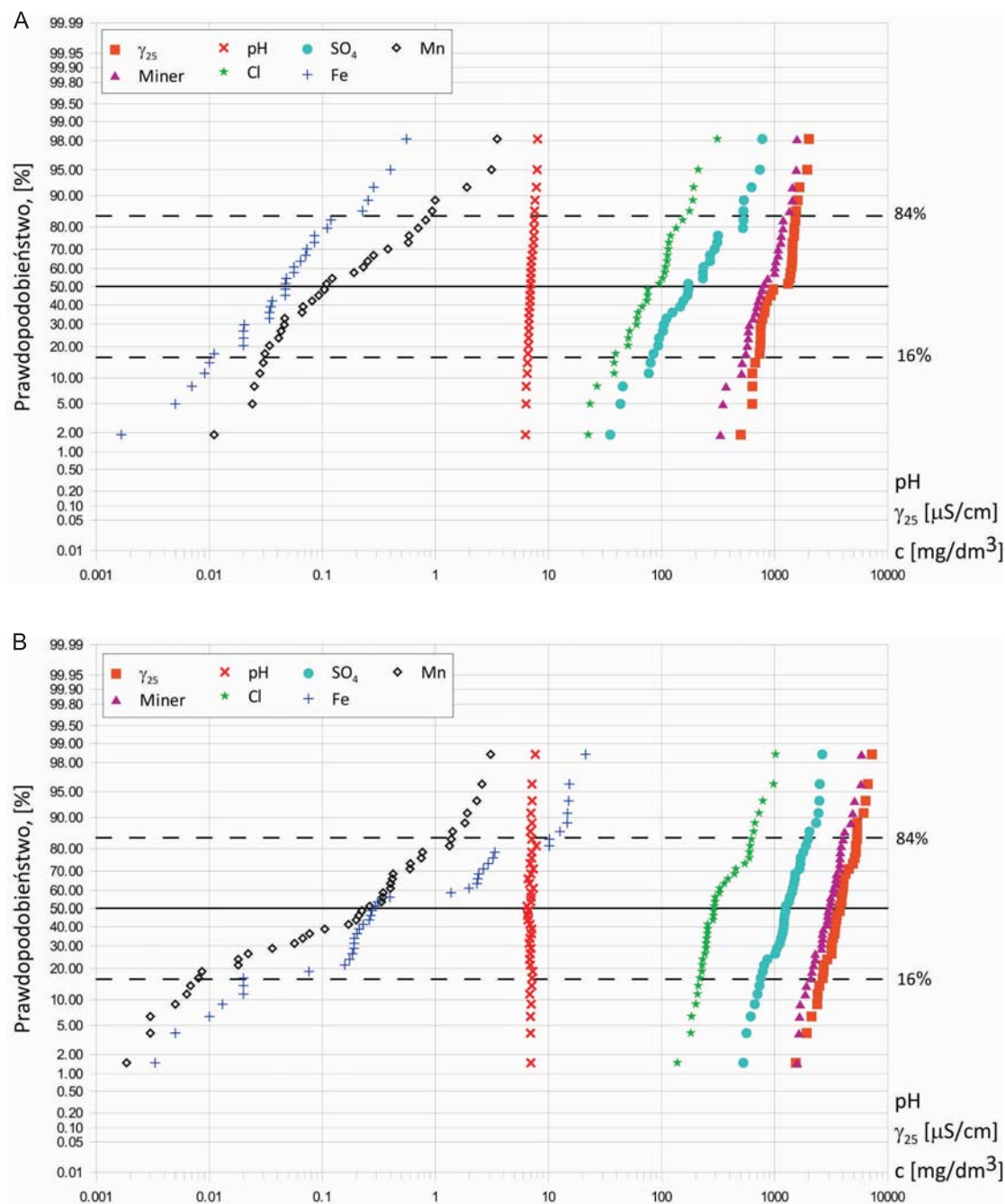


Fig. 2. Tło hydrogeochemiczne głównych wskaźników jakości wód podziemnych w otoczeniu składowiska „Buków”.
Dane z lat 2008–2009 dla strumieni: napływającego (A) i odpływającego (B)

Hydrogeochemical background of main indicators of groundwater quality near “Buków” waste dump.
Data from years 2008–2009 for groundwater inflow (A) and outflow (B)

poziomie. W strumieniu wód napływających zakres tła hydrogeochemicznego przewodności elektrolitycznej właściwej γ_{25} zawiera się w granicach od 734,4 do 1525,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$, w przypadku chlorków graniczne wartości to 39,15 mg/dm^3 i 154,92 mg/dm^3 , natomiast tło hydrogeochemiczne siarczanów mieści się pomiędzy wartościami 84,8 a 529,02 mg/dm^3 . Charakterystyczne są niskie wartości graniczne tła dla żelaza ($0,01 \div 0,12 \text{ mg}/\text{dm}^3$) oraz manganu ($0,03 \div 0,82 \text{ mg}/\text{dm}^3$).

W strumieniu wód odpływających z rejonu składowiska tło hydrogeochemiczne przewodności elektrolitycznej właściwej γ_{25} mieści się w przedziale od 2679,6 do 5331,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, co wskazuje na wyraźny wzrost w stosunku do tła γ_{25} dla wód napływających. Tendencja wzrostowa zaznacza się również w przypadku pozostałych wskaźników: graniczne wartości wyznaczające zakres tła dla chlorków to 220,14 i 619,40 mg/dm^3 , siarczanów 762,95 i 1959,08 mg/dm^3 , żelaza 0,02 i 10,17 mg/dm^3 oraz dla manganu 0,01 i 1,37 mg/dm^3 .

BADANIA GEOFIZYCZNE

PODSTAWY TEORETYCZNE I METODYCZNE ZASTOSOWANYCH TECHNIK POMIAROWYCH

Spośród szerokiej gamy geofizycznych technik pomiarowych, do bezinwazyjnych badań w rejonie składowiska „Buków” wybrano 3 techniki, tzn.:

- refleksyjne profilowanie georadarowe (GPR) – analiza przestrzennego rozkładu wartości energii sygnałów odbitych od zwierciadła wód podziemnych o zmiennej mineralizacji,
- profilowanie elektromagnetyczne (EMP) – ocena przewodności elektrycznej ośrodka porowego nasyconego wodami o różnym stopniu mineralizacji,
- obrazowanie elektrooporowe (RI) – dwuwymiarowe obrazowanie rozkładu oporności elektrycznej ośrodka nasyconego wodami zmineralizowanymi.

Dokładny opis zastosowanych metod geofizycznych można znaleźć w literaturze przedmiotowej, m.in. Stenzel i Szymanko (1973), Reynolds (1997), Telford i in. (2004), Jol (2009).

Na podstawie badań laboratoryjnych (Plewa M., Plewa S., 1992) określono zależność wiążącą stopień mineralizacji wody ze zmianami oporności i przewodności elektrycznej elektrolitów:

$$\rho_{roz.} = \frac{1}{\gamma_{roz.}} = \frac{10}{\sum (C_{ai} V_i f_{ai} + C_{ci} U_i f_{ci})} \quad [1]$$

gdzie:

- $\rho_{roz.}$ [Ωm] – oporność elektrolityczna roztworu,
- $\gamma_{roz.}$ [S/m] – przewodność elektrolityczna właściwa roztworu,
- C_{ai}, C_{ci} [mol] – koncentracje i-tego anionu i i-tego kationu w roztworze,
- V_i, U_i [Ωm·cm²/mol] – mobilność elektrolityczna anionów i kationów,
- f_{ai}, f_{ci} [–] – współczynniki przewodności dla anionów i kationów.

Wzór Archie’go (Plewa M., Plewa S., 1992) wiąże przewodność elektryczną właściwą ośrodka porowego z przewodnością elektrolityczną właściwą medium wypełniającego przestrzeń porową:

$$\sigma_{og} = \frac{1}{\rho_{og}} = a \phi^m s^n \gamma_{roz.} \quad [2]$$

gdzie:

- σ_{og} [S/m] – przewodność elektryczna właściwa ośrodka geologicznego,
- ρ_{og} [Ωm] – oporność elektryczna ośrodka,
- a [–] – współczynnik wysortowania,
- ϕ [%] – porowatość,
- m [–] – współczynnik cementacji,
- n [–] – współczynnik zwilżalności,
- s [%] – współczynnik nasycenia porów przez medium.

Z zależności [2] wynika, że wyznaczana z techniki EMP zmienność σ_{og} , jak również wyznaczana z badań RI zmienność ρ_{og} , będą w dużym stopniu zależne od mineralizacji wody gruntowej [1].

W georadarowej technice refleksyjnej o energii rejestrowanych sygnałów odbitych decyduje przede wszystkim wartość współczynnika odbicia R [–]. Współczynnik ten dla ośrodka geologicznego nasyconego wodami o wysokiej mineralizacji jest funkcją zespolonej przenikalności elektrycznej ϵ^* :

$$R = \frac{\sqrt{\frac{\mu}{\epsilon_1^*}} - \sqrt{\frac{\mu}{\epsilon_2^*}}}{\sqrt{\frac{\mu}{\epsilon_1^*}} + \sqrt{\frac{\mu}{\epsilon_2^*}}} \quad \text{gdzie } \epsilon_i^* = \epsilon_{Re}^* - j\epsilon_{Im} = \epsilon_{Re} - j \frac{\sigma_{og}}{\omega \epsilon_0} \quad [3]$$

gdzie:

- ϵ_i^* [F/m] – zespolona przenikalność elektryczna i-tego ośrodka,
- μ [H/m] – przenikalność magnetyczna ośrodka, przyjmowana w metodzie GPR jako wartość stała, równa wartości dla próżni,
- ϵ_0 – przenikalność elektryczna próżni,
- j – jednostka urojona,
- ω [rad/s] – częstotliwość kołowa.

Z formuł [3] wynika, że wartość R , a więc również wartość energii sygnałów odbitych, jest zależna od przewodności elektrycznej właściwej ośrodka σ_{og} , czyli także od stopnia mineralizacji wody wypełniającej przestrzeń porową, co opisują formuły [1] i [2].

WYNIKI BADAŃ TERENOWYCH I ICH INTERPRETACJA

Badania geofizyczne w rejonie składowiska „Buków” prowadzono w dwóch sesjach pomiarowych.

Sesja I (badania rekonesansowe), rok 2008 – badania wykonano wokół całego składowiska (fig. 1A), celem określenia jakości rejestracji geofizycznych, a w konsekwencji – dla wytypowania rejonu/rejonów dla przeprowadzenia badań szczegółowych. Na tym etapie badań wykonano refleksyjne pomiary georadarowe w układzie 2D na wszystkich profilach (fig. 1A) oraz badania EMP i RI na profilach Prof-3 i Prof-3uzp. Analiza wyników z sesji I pokazała, że rezultaty o najlepszym stosunku sygnał/szum uzyskano dla pomiarów wykonanych na północno-zachodnim przedpolu składowiska, dla profili: Prof-6, Prof-7 i Prof-8 (fig. 1A). Wybrane wyniki badań geofizycznych z sesji I prezentowali Marcak i Tomecka-Suchoń (2009).

Sesja II (badania szczegółowe), rok 2009 – po analizie wyników z sesji I zdecydowano, że badania szczegółowe prowadzone będą w rejonie piezometru P-5 (fig. 1B). Prze-

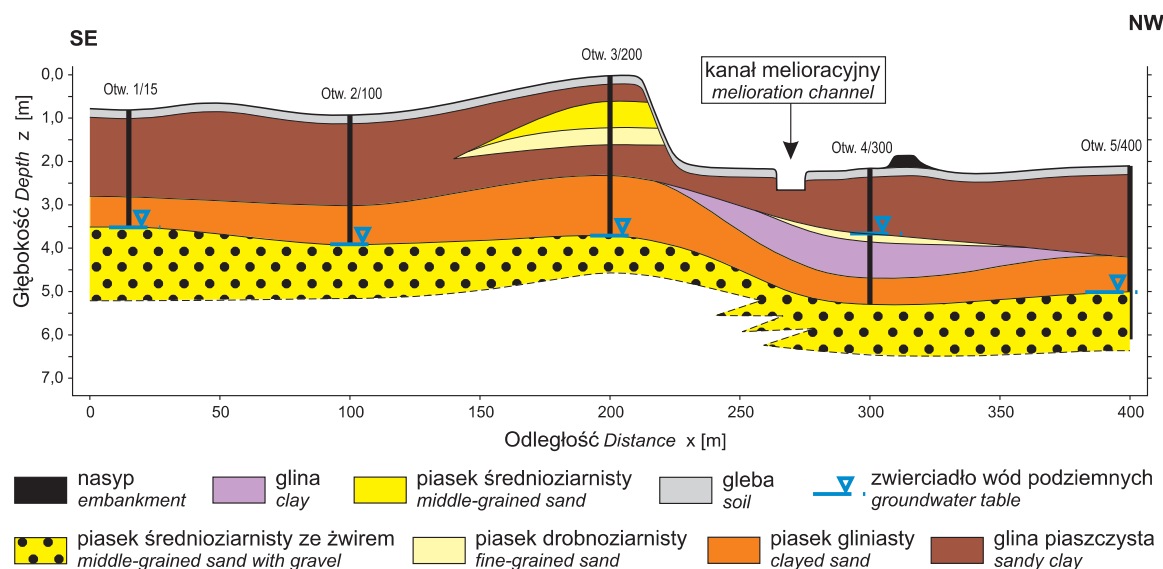


Fig. 3. Przekrój geologiczny wzdłuż profilu Prof-15 (Fig. 1C)

Geological cross-section along profile Prof-15 (Fig. 1C)

prowadzono refleksyjne profilowania GPR w układzie 3D, szwedzką aparaturą ProEx, z użyciem anten o częstotliwościach 100 MHz i 250 MHz (fig. 1B – od Prof-9/100 do Prof-15/100 oraz od Prof-9/250 do Prof-15/250). Wzdłuż profilu Prof-15, Prof-16 i Prof-17 wykonano uzupełniające georadarowe badania prędkościowe oraz refleksyjne w układzie 2D (fig. 1B). Wzdłuż profilu Prof-15 wykonano badania techniką obrazowania elektrooporowego, szwedzką aparaturą LUND Imaging, w układzie Schlumbergera, oraz przeprowadzono profilowania elektromagnetyczne, kanałymijskimi konduktometrami EM34-3XL i EM31-MK2.

Drugą sesję pomiarową na północno-zachodnim przedpolu składowiska „Buków” rozpoczęto od wykonania odwiertów wzdłuż profilu Prof-15 (fig. 1B), co pozwoliło skonstruować przekrój geologiczny, pokazany na figurze 3.

Profile do trójwymiarowych badań GPR zaprojektowano w układzie kartezjańskim (fig. 1B, C), gdzie długości profili w kierunku „x” wynosiły 215 m, a odległości między profilami Δy wynosiły 15 m. Figura 4 przedstawia wyniki badań GPR dla anten 100 MHz, dla których średnia rozdzielczość wynosi około 0,25 m, a maksymalny zasięg głębokościowy w gruntach to około 12 m. Odległość między trasami na profilach przyjęto jako $\Delta x = 0,1$ m. Wyniki zaprezentowano w formie rozkładu energii sygnałów georadarowych (amplitud chwilowych) wyznaczonych z transformaty Hilberta. Celem lepszej wizualizacji anomalii, z rysunku usunięto przypowierzchniowe rejestracje dla fal bezpośrednich (tzn. od $z = 0$ do $z = 1,5$ m).

Analizując rozkład anomalii (fig. 4), łatwo zauważyć zwiększenie energii sygnałów odbitych od pierwszego hory-

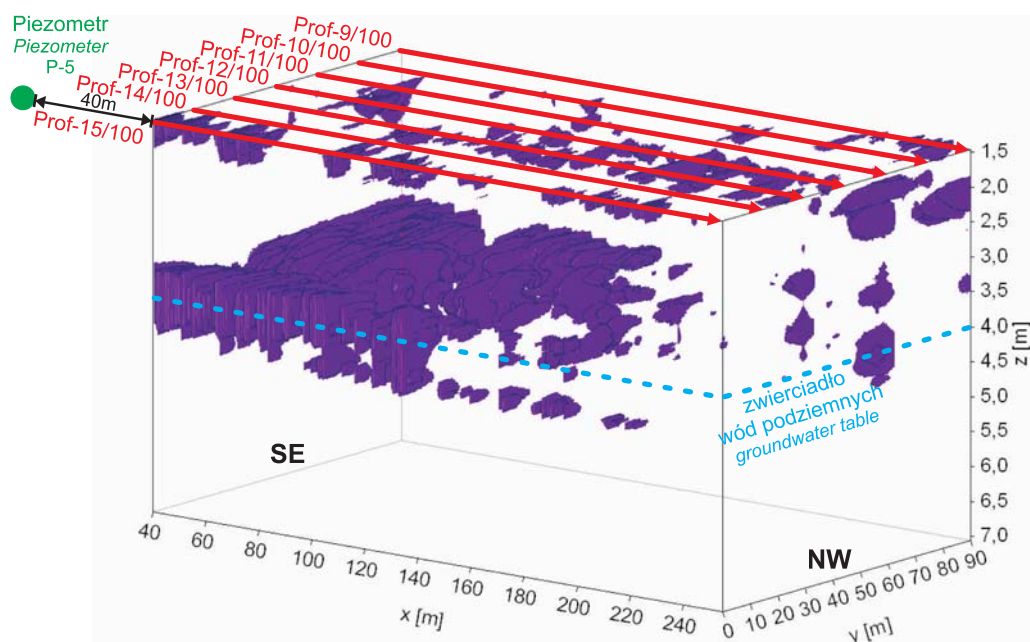


Fig. 4. Trójwymiarowy rozkład energii sygnałów GPR dla anten 100 MHz

3D decay of GPR signals energies for 100 MHz antennae

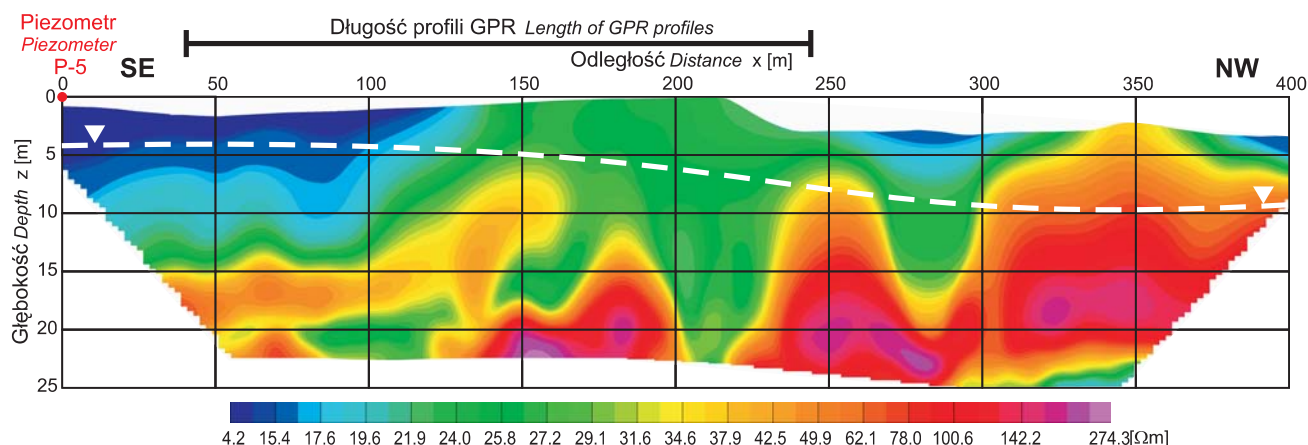


Fig. 5. Wynik interpretacji pomiarów elektrooporowych

Interpretation of the results of resistivity imaging surveys

zontu wodonośnego w początkowych częściach profili pomiarowych, co związane jest z wysoką mineralizacją wód podziemnych w rejonie piezometru P-5. Dyskusję zmian współczynnika odbicia R i w efekcie zmian energii rejestrowanych sygnałów GPR w funkcji mineralizacji wody, przedstawiono w pracach Marcek i Tomecka-Suchoń (2009, 2010).

Wzdłuż profilu Prof-15 (fig. 1B, C) przeprowadzono pomiary metodą obrazowania elektrooporowego (RI), przyjmując 2,5-metrową odległość między elektrodami i prądy odpowiednio: min. 50 mA i max. 200 mA. Na figurze 5 pokazano rozkład 2D oporności rzeczywistej badanego ośrodka geologicznego, uzyskany po zastosowaniu techniki inwersyjnej.

Porównując rezultaty badań georadarowych wzdłuż profilu Prof-15 (fig. 4 – profil Prof-15/100) z wynikami badań elektrooporowych (fig. 5), daje się zauważyć dobra korelacja wyników. Wysokie energie sygnałów GPR odbitych od

silne zmineralizowanych wód pierwszego horyzontu wodonośnego w zakresie odległości od $x = 40$ m do około $x = 120$ – 130 m (fig. 4), korelują się z niskimi opornościami (fig. 5 – kolory granatowe i niebieskie), będącymi efektem znacznego wzrostu przewodności elektrycznej ośrodka gruntowo-wodnego w rejonie piezometru P-5.

Na figurze 6A zaprezentowano wyniki badań z wykorzystaniem konduktometru EM31-MK2, przy pionowej orientacji układu pomiarowego (VD) i odległości między cewkami $s = 3,66$ m. Interpretację pomiarów pokazanych na figurze 6A, z wykorzystaniem techniki inwersji 1D, przedstawiono na figurze 6B. Rezultaty potwierdzają wnioski wynikające z badań GPR i RI – wody o wysokiej mineralizacji migrujące ze składowiska powodują znaczący wzrost przewodności elektrycznej w ośrodku geologicznym, co obserwuje się w pomiarach EMP jako wzrost przewodności σ w początkowej części profilu Prof-15, tj. w rejonie piezometru P-5.

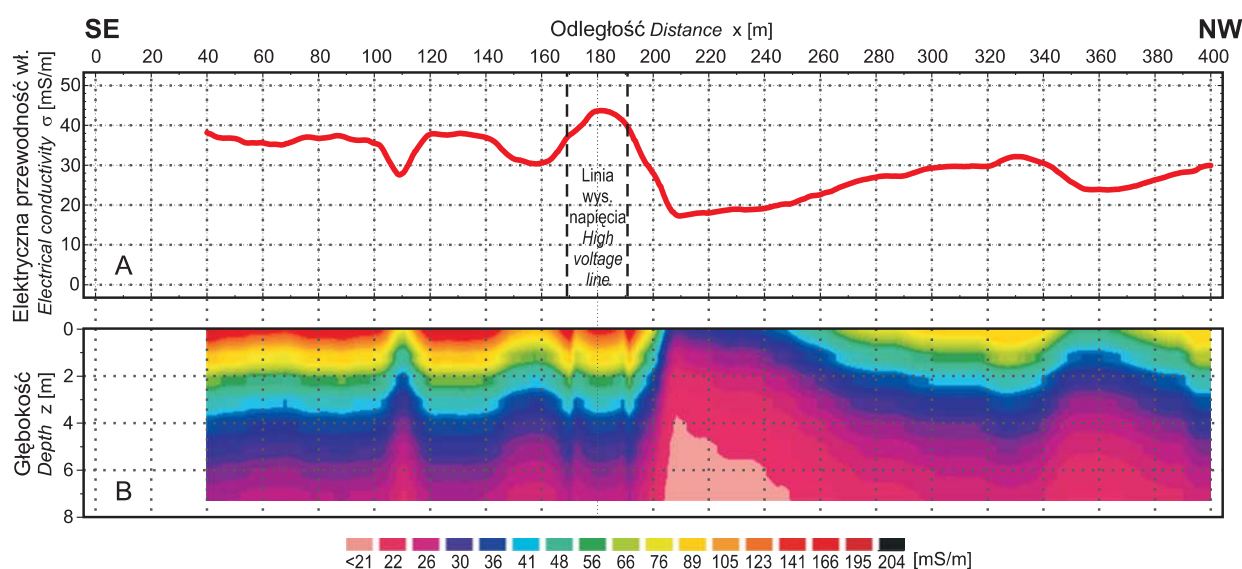


Fig. 6. Wynik profilowania elektromagnetycznego (A) oraz jego interpretacja z wykorzystaniem procedury inwersji 1D (B)

The result of conductivity meter surveys (A) and its interpretation on the basis of 1D inversion (B)

Silny wzrost przewodności elektrycznej w początkowej części profilu Prof-15, w strefie od powierzchni terenu do pierwszego horyzontu wód podziemnych (fig. 6B), związany jest najprawdopodobniej z wysoką strefą wzniosu kapilarnego,

co jest charakterystyczne dla utworów gliniastych (fig. 3). Potwierdza to istnienie strefy niskooporowej w zakresie od $x = 0$ m do $x = 130$ m i $z = 0$ m do ok. $z = 4$ m (fig. 5).

WNIOSKI

Pomiary hydrogeochemiczne są niezbędne do precyzyjnej oceny wpływu składowisk na jakość wód podziemnych i powierzchniowych w ich otoczeniu. Pomiary geofizyczne, które w sposób bezinwazyjny oraz relatywnie szybki i tani pozwalają na ocenę przestrzennego rozkładu anomalii, są ważnym uzupełnieniem standardowych (tzn. punktowych) badań hydrogeologicznych.

Wszystkie zastosowane techniki geofizyczne potwierdziły wyniki badań hydrogeochemicznych. W rejonach otworów, w których stwierdzono wysoką mineralizację wód podziemnych, obserwowano znaczące zmiany w rejestracjach geofizycznych. W metodzie GPR horyzont wód podziemnych o wysokiej mineralizacji cechował się znacznie wyższą refleksyjnością niż wody niskomineralizowane, co w efekcie pozwala na rejestracje sygnałów o wysokich energiach. Rejony spadku oporności elektrycznej wyinterpretowane w metodzie RI, oraz rejony wzrostu przewodności elektrycznej wyznaczone w metodzie EMP, dobrze korelowały się obszarami wzrostu przewodności elektrolitycznej właściwej, wyznaczonymi w efekcie badań hydrogeochemicznych.

Z przedstawionych wyników badań geofizycznych można by wyciągnąć pochopny wniosek, że dla interpolacji in-

formacji pomiędzy otworami badawczymi wystarczy zastosowanie tylko jednej z opisanych technik pomiarowych, ponieważ wszystkie dały pozytywne rezultaty. Ze względu na fakt istnienia niejednorodności i anizotropii w ośrodkach geologicznych, często skomplikowaną budowę geologiczną, jak również znaczącą antropopresję w rejonach silnie zurbanizowanych, tylko zastosowanie odpowiednio dobranego pakietu metod pomiarowych pozwoli na przeprowadzenie jednoznacznej interpretacji i przejście od wyników jakościowych do ilościowych. Integracja technik hydrogeologicznych i geofizycznych pozwala na kompleksową detekcję i monitoring zanieczyszczeń w ośrodku gruntowo-wodnym, przedostających się ze składowisk odpadów górniczych.

Najważniejsze wyniki badań geofizycznych dla składowisk „Buków” i „Dębieńsko” (Gołębiowski i in., 2010), oraz ich korelacje z wynikami badań hydrogeologicznych, zaprezentowano w monografii pod redakcją H. Marcaka, S. Tomeckiej-Suchoń i R. Zdechlika (2011).

Prace finansowane w ramach projektów badawczych Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego: N525-398034 oraz N525-169335.

LITERATURA

- DK, 2009 — Dyrektywa Komisji 2009/90/WE: specyfikacje techniczne w zakresie analizy i monitorowania stanu chemicznego wód.
- DOWGIAŁO J., KLECZKOWSKI A.S., MACIOSZCZYK T., RÓŻKOWSKI A., 2002 — Słownik hydrogeologiczny. Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- DWP, 2006 — Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2006/118/WE z dnia 12 grudnia 2006 r. w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu.
- GOŁĘBIOWSKI T., MARCAK H., TOMECKA-SUCHOŃ S., ZDECHLIK R., ZUBEREK W., ŻOGAŁA B., 2010 — Use of geophysical methods for the assessment of migration of contaminants from the coal-mining waste dumps. Proc. of XXXVIII IAH Congress – Groundwater quality sustainability, 12–17 September 2010, Krakow.
- JOL H.M., 2009 — Ground Penetrating Radar: Theory and Applications. Elsevier Science Ed., UK.
- KANIA J., 2002 — Wpływ likwidacji kopalń odkrywkowych siarki na zmiany stosunków wodnych w ich otoczeniu. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **403**: 5–61.
- KOLBER E., KRUK L., 1998 — Dokumentacja hydrogeologiczna rejonu składowiska odpadów powęglowych KWK „Anna” w Bukowie (niepubl.).
- MARCAK H., TOMECKA-SUCHOŃ S., 2009 — Badania georadarowe dla oceny mineralizacji wody gruntowej. *Kwart. Geologia*, **35**, 2/1: 445–454.
- MARCAK H., TOMECKA-SUCHOŃ S., 2010 — Properties of Georadar Signals Used for an Estimation of the Mineralization of the Soil Waters. *Arch. Mining Sci.*, **55**, 3: 469–486.
- MARCAK H., TOMECKA-SUCHOŃ S., ZDECHLIK R. (red.), 2011 — Geofizyczne i hydrogeologiczne badania zanieczyszczeń środowiska wodno-gruntowego w otoczeniu składowisk odpadów górniczych. Monografia. Oficyna Drukarska – Chmielewski, Warszawa.
- MUCHA J., 1994 — Metody geostatystyczne w dokumentowaniu złóż. AGH, Kraków.
- PLEWA M., PLEWA S., 1992 — Petrofizyka. Wyd. Geol., Warszawa.
- RDW, 2000 — Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady Unii Europejskiej 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r. w sprawie ustanowienia ram działalności Wspólnoty w zakresie polityki wodnej.

- REYNOLDS J.M., 1997 — *An Introduction to Applied and Environmental Geophysics*. John Wiley and Sons Ed., UK.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2002 r. w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów (Dz. U. Nr 220, poz. 1858).
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 roku w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz. U. 2008, Nr 143, poz. 896).
- STENZEL P., SZYMANKO J., 1973 — *Metody geofizyczne w badaniach hydrogeologicznych i geologiczno-inżynierskich*. Wyd. Geol., Warszawa.
- STEFANIAK S., 2006 — *Migracja zanieczyszczeń z warstwy odpadów górnictwa węglowego w środowisku wodno-gruntowym w różnych warunkach deponowania*. Gł. Inst. Gór. w Katowicach, rozprawa doktorska (niepubl.).
- SZCZEPAŃSKA J., KMIĘCIK E., 2005 — *Ocena stanu chemicznego wód podziemnych w oparciu o wyniki badań monitoringowych*. UWND, AGH, Kraków.
- TELFORD W.M., GELDART L.P., SHERIFF R.E., 2004 — *Applied Geophysics*. Press of University of Cambridge, UK.

SUMMARY

The coal-mining waste dumps are a source of contamination of groundwater by various salts and other chemicals that damage the natural ecosystem. Geochemical, georadar, resistivity imaging and electromagnetic measurements were carried out for assessment the changes in mineralization of groundwater polluted by mining wastes. The field test measurements were carried out in the area of mining waste deposit "Buków", where the mineralization has been recognized with hydrogeochemical methods. Both hydrogeochemical and geophysical methods complement each other and allow for comprehensive assessment of groundwater conta-

mination. The comparison of the results of implemented geophysical methods demonstrates their good correlation, i.e.: high energies of reflected GPR signals from intensively polluted water of the first groundwater level were correlated with low resistivity areas distinguished on the basis of resistivity imaging techniques and correlated with high conductivity areas interpreted from electromagnetic profiling. All geophysical results demonstrate high correlation with maps of distribution of electrolytic conductivity, constructed on the basis of hydrogeological measurements.

