

UKD 556.314+556.114:556.38.02:556.535.8:662.613.1.013.8.628.539:551.435.132:622.271.3'362.4(438–13 Dunajec)

Antoni S. KLECZKOWSKI, Andrzej SZCZEPAŃSKI, Stanisław WITCZAK,  
Jadwiga SZCZEPAŃSKA, Andrzej HAŁADUS

## O następstwach składowania popiołów dymnicowych w poźwirowych wyrobiskach na tarasie Dunajca

Przedstawiono charakterystyki składu chemicznego naturalnych wód podziemnych i wód Dunajca oraz źródeł zagrożenia i oceniono wpływ składowania popiołów w wyrobiskach poeksploatacyjnych na jakość wód podziemnych w ich otoczeniu oraz możliwość zmiany jakości wód Dunajca. Substancje rozpuszczalne zawarte w masie składowanych popiołów są ługowane w procesie hydrotransportu i migracji wód osadowych w podłoże osadnika. Wody te uznano za silnie skażone. Drugim źródłem skażeń są wody opadowe infiltrujące przez zdeponowane osady już po zapelnieniu składowiska. Określono je jako umiarkowanie skażone.

### WSTĘP

Przemysł dostarcza różnego rodzaju odpadów stałych oraz ścieków. Dla wód podziemnych groźniejsze jest składowanie stałych odpadów, które są tym niebezpieczniejsze, im łatwiej rozpuszczają się w wodzie i im są bardziej toksyczne (B. Broś, Z. Janiak, 1973). W nieco mniejszym stopniu odpady te zagrażają także wodom powierzchniowym. Jedną z podstawowych grup odpadów przemysłowych są pozostałości po spalaniu, składowanie w postaci żużla i popiołów (H. Byczyński i in., 1979). Odpady paleniskowe są częściowo rozpuszczalne w wodzie, a wody opadowe rozpuszczają 10–20% masy tych odpadów. Infiltrując lub wprost rozpuszczając się w wodach podziemnych mogą one powodować wzrost zawartości jonów  $SO_4$ , Mg, Ca, Fe, fenoli i cyjanków, Mn oraz twardości wód.

Zadanie hydrogeologiczne sprowadza się zatem w pierwszym etapie do rozpoznania budowy geologicznej i warunków hydrogeologicznych rejonu przewidzianego do składowania odpadów, opróbowania wód powierzchniowych i podziemnych, opróbowania skał z podłoża otoczenia składowiska pod względem granulacji i przepuszczalności oraz określenia składu ziarnowego w różnych strefach osadnika i rozpoznania profilu hydrochemicznego składowanego materiału. Na tym tle



wości skażenia wód podziemnych, a drogą zbilansowania ilości wód drenowanych naturalnie lub odprowadzanych systemem drenażowym do wód powierzchniowych ocenić wpływ skażenia także na jakość wód powierzchniowych (A. Drągowski, Z. Glazer, 1981).

Z technicznego punktu widzenia najkorzystniejszą formą składowania znacznych ilości odpadów paleniskowych jest wypełnianie nimi starych wyrobisk poeksploatacyjnych. Zwiększa to jednak możliwość silnego skażenia środowiska wodnego z uwagi na bezpośredni kontakt odpadów z wodami podziemnymi, a jeśli te są drenowane przez rzekę, także i wodami powierzchniowymi.

Klasycznym przykładem takiego właśnie rozwiązania jest realizowana przez elektrociepłownię w Tarnowie koncepcja deponowania popiołów dymnicowych w wyrobiskach poźwirowych Dunajca. Pozwala to z jednej strony na rekultywację terenów międzywala, zniszczonych w trakcie eksploatacji żwiru, z drugiej jednak stanowi potencjalne zagrożenie skażeniem wód podziemnych w otoczeniu składowiska oraz może prowadzić do zmiany jakości wód Dunajca.

### WARUNKI TECHNICZNE SKŁADOWANIA POPIOŁÓW

Popioły dymnicowe z tarnowskiej elektrociepłowni EC II deponowane są obecnie w wyrobiskach poźwirowych na prawym brzegu Dunajca. W latach siedemdziesiątych rozpoczęto zapełnianie wyrobisk poeksploatacyjnych na prawym brzegu Dunajca w sektorze A (pojemność około 150 000 m<sup>3</sup> – zbiornik zapełniony) oraz w sektorze B (pojemność około 760 000 m<sup>3</sup>) – fig. 1. Dalsze składowiska popiołów będą zlokalizowane na lewym brzegu rzeki, w kwaterach I, II, III i IV o łącznej pojemności ponad 2 000 000 m<sup>3</sup>, powierzchni około 0,8 km<sup>2</sup> i średniej głębokości 4 m p.p.t. Komory leżą w odległości 50–60 m od brzegu Dunajca oraz 40–70 m od wałów przeciwpowodziowych (fig. 1). W wyrobiskach wybrano całą miąższość żwirów, osiągając warstwę nieprzepuszczalną i częściowo zasypano ją humusem i gruntami spoiistymi z nadkładu złoża.

Przewiduje się, że w ciągu 7 lat wypełnione zostaną kwatery I i II (eksploatacja kwater III i IV przewidywana jest za 10–15 lat). Popioły będą doprowadzone rurociągami, a zapełnianie rozpocznie się od kwatery I. Poszczególne kwatery będą oddzielone gromblami ziemnymi, których korona położona jest na wysokości 1,0 m ponad poziomem składowania. Od strony zlewni zaprojektowano dren opaskowy z pompownią o wydatku 1000 m<sup>3</sup>/h. Projektowane dane techniczne eksploatacji składowiska przedstawiono w tab. 1.

### WARUNKI GEOLOGICZNE I HYDROGEOLOGICZNE SKŁADOWANIA POPIOŁÓW

Otwory geologiczne dla potrzeb eksploatacji żwirów z międzywala rzeki wskazują, że budowa geologiczna w rejonie istniejących składowisk (A i B), a także projektowanego składowiska Komorów nie jest skomplikowana (fig. 2). Podłoże składowisk stanowią otwory czwartorzędowe i trzeciorzędowe. Otwory czwartorzędowe to typowe osady stożka napływowego rzeki, wykształcone w postaci żwirów, pospółek oraz piasków z przewarstwieniami pylastymi. Warstwa żwirowo-piaszczysta o miąższości 9–12 m leży na nieprzepuszczalnym podłożu miocenijskim. Otwory miocenu wykształcone są w postaci szarych ilów laminowanych pyłami. Warstwa żwirowo-piaszczysta przykryta jest utworami gliniasto-pylastymi o zmiennej miąższości od 1,5 do 3,0 m (T. Sokołowski, 1981).

Tabela 1

## Założenia techniczne eksploatacji składowiska

Poziomy składowiska	Etap I		Etap II	
	kwatery I	kwatery II	kwatery III	kwatery IV
Poziom załadowania	187,0*	186,5	186,2	186,0
Max. poziom piętrzenia wód	187,5	187,0	186,7	186,5
Obecny poziom zwierciadła wody	184,5	184,5	184,5	184,5

\*Rzędna w m n.p.m.

Na rozpatrywanym terenie występuje jeden poziom wodonośny o swobodnym zwierciadle wody. Warstwę wodonośną budują żwiry i piaski podścielone nieprzepuszczalnymi iltami mioceńskimi (fig. 2). Naturalne wody podziemne napływają do rejonu projektowanego składowiska popiołów od zachodu i południowego zachodu zgodnie z układem zwierciadła wód (fig. 1). Wody te są pobierane dla celów gospodarczych ze studni kopanych.

### CHARAKTERYSTYKA CHEMICZNA NATURALNYCH WÓD PODZIEMNYCH I WÓD RZEKI

Charakterystykę naturalnych wód podziemnych oparto na pomiarach przewodnictwa elektrycznego za pomocą solomierza oraz na analizach chemicznych wód pobranych ze studni gospodarskich, w których dokonywano pomiarów zwierciadła wód podziemnych. Zarówno pomiary solomierzem, jak i analizy wykazały, że mamy do czynienia z mozaikowym charakterem zmienności mineralizacji i składu chemicznego wód, bez wyraźnie zaznaczonych stref o podobnym składzie. W tej sytuacji dokonano zbiorczej charakterystyki całości naturalnych wód podziemnych.

Wody podziemne rejonu projektowanego składowiska popiołów dymnicowych w Komorowie mają podwyższoną zawartość substancji rozproszonych. Mineralizacja mieści się w szerokich granicach od około 350 aż do 1690 mg/dm<sup>3</sup> (fig. 3). Jako granicę tła hydrochemicznego wód naturalnych przyjęto mineralizację od 640 do 1270 mg/dm<sup>3</sup> (fig. 3, tab. 2) przy przeciętnej około 940 mg/dm<sup>3</sup>. Są to wody silnie twarde, słabo zasadowe z dominującą zawartością wodorowęglanów i częściowo siarczanów wapnia. Typ chemiczny dla większości wód, według klasyfikacji M.J. Altowskiego, W.M. Szwieca (1956), można określić jako Ca – HCO<sub>3</sub> – SO<sub>4</sub>.

Analizując składniki wód naturalnych pod kątem możliwości występowania zmian pod wpływem przenikania zanieczyszczeń ze składowiska popiołów należy wymienić przede wszystkim jon SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, a także Cl<sup>-</sup>. Zawartość jonu siarczanowego w wodach naturalnych ma rozkład zbliżony do lognormalnego (fig. 3). Najczęściej spotykane koncentracje SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, określające aktualne tło hydrochemiczne tych wód, mieszczą się w przedziale od 85 do 210 mg/dm<sup>3</sup> z przeciętną zawartością około 145 mg/dm<sup>3</sup> (tab. 2). Zawartość jonu chlorkowego ma również rozkład zbliżony do lognormalnego (fig. 3), a jako wartość tła można uznać koncentracje Cl<sup>-</sup> w granicach 22 – 140 mg/dm<sup>3</sup> przy przeciętnej około 58 mg/dm<sup>3</sup> (tab. 2).

Analizy wód pobranych z 25 studni gospodarskich rejonu projektowanego składowiska wykazały zawartość metali ciężkich (Cu + Zn + Pb) od śladów do 0,7 mg/dm<sup>3</sup>. Tylko w nielicznych przypadkach suma metali ciężkich osiąga ponad

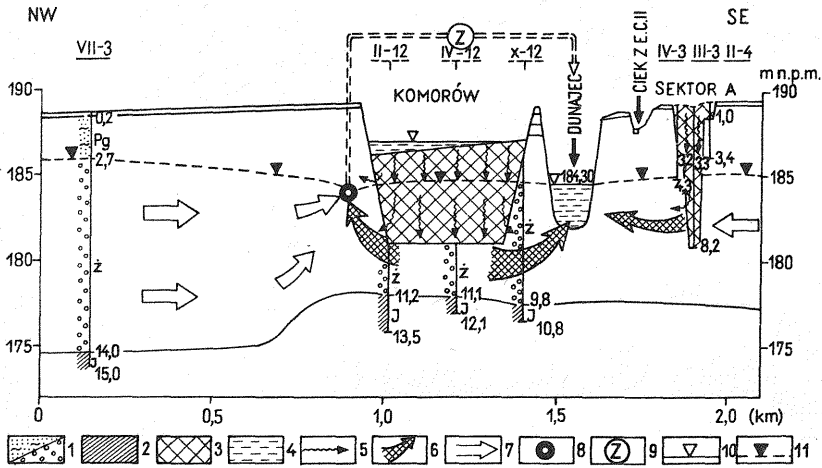


Fig. 2. Przekrój hydrogeologiczny w rejonie projektowanego składowiska popiołów Komorów  
Hydrogeological section through the area of the designed Komorów ash dump

1 – przepuszczalne utwory piaszczysto-żwirowe; 2 – nieprzepuszczalne utwory ilaste; 3 – popioły; 4 – wody nadosadowe i rzeczne; 5 – kierunki ruchu wód nadosadowych i opadowych w masie popiołów; 6 – kierunki migracji wód zanieczyszczonych; 7 – kierunki ruchu naturalnych wód podziemnych; 8 – drenaż opaskowy; 9 – zrzut z drenu poniżej osadnika; 10 – zwierciadło wód powierzchniowych; 11 – zwierciadło wód podziemnych  
1 – permeable sandy-gravel sediments; 2 – impervious clay sediments; 3 – ashes; 4 – surface and river waters; 5 – directions of movement of surface and precipitation waters in ash mass; 6 – directions of migration of polluted water; 7 – directions of flow of natural groundwaters; 8 – band drain; 9 – outflow of water from drain, below the reservoir; 10 – surface water table; 11 – groundwater table

Tabela 2

Wartości tła hydrochemicznego w  $\text{mg}/\text{dm}^3$  w wodach rejonu składowiska popiołów

Pochodzenie wód	Liczba obserwacji	Mineralizacja	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$
Naturalne wody podziemne	57	$\frac{640 - 1270^*}{940^{**}}$	$\frac{85 - 210}{145}$	$\frac{22 - 140}{58}$
Dunajec	59	—	$\frac{22 - 62}{41}$	$\frac{8 - 25}{15}$
Wody porowe popiołów	25	$\frac{850 - 2400}{1250}$	$\frac{540 - 1500}{720}$	$\frac{17 - 90}{35}$

\* – wartości tła hydrochemicznego; \*\* – wartość średnia

$0,5 \text{ mg}/\text{dm}^3$ , co prawdopodobnie łączy się z używaniem ocynkowanych wiader do czerpania wody.

Oceniając użytkowe własności wód należy stwierdzić, że wody naturalne pobierane ze studni kopanych w rejonie projektowanego składowiska zawierają znaczną ilość substancji rozpuszczonych, niejednokrotnie większą niż stanowi obowiązująca norma dla wód pitnych (ponad  $650 \text{ mg}/\text{dm}^3$ ). Również zawartość jonu siarczanowego osiąga wartości zbliżone do dopuszczalnych ( $200 \text{ mg}/\text{dm}^3$ ).

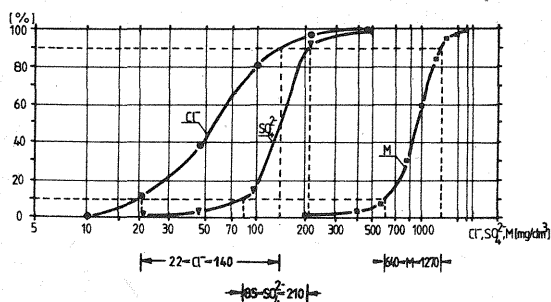


Fig. 3

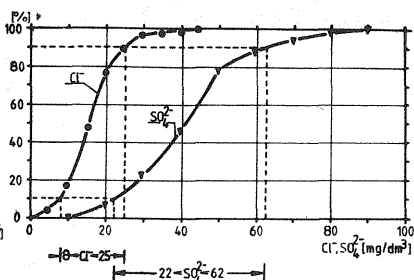


Fig. 4

Fig. 3. Kumulacyjny diagram rozkładu mineralizacji ( $M$ ), siarczanów ( $SO_4^{2-}$ ) i chlorków ( $Cl^-$ ) dla naturalnych wód podziemnych

Cumulative diagram of distribution of mineralization ( $M$ ), sulfates ( $SO_4^{2-}$ ) and chlorides ( $Cl^-$ ) for natural groundwaters

Fig. 4. Kumulacyjny diagram rozkładu siarczanów ( $SO_4^{2-}$ ) i chlorków ( $Cl^-$ ) w wodach Dunajca

Cumulative diagram of distribution of sulfates ( $SO_4^{2-}$ ) and chlorides ( $Cl^-$ ) in Dunajec River waters

W tej sytuacji pogorszenie jakości wód potencjalnie związane z budową składowiska popiołów byłoby zdecydowanie niekorzystne dla użytkowników wody.

Dunajec będzie stanowić główny odbiornik zanieczyszczeń powstałych w wyniku budowy składowiska popiołu w Komorowie (29–32,2 km rzeki). Jakość wód rzecznych określono na podstawie miesięcznych analiz wody pobieranej w latach 1977–1980 w przekroju Zgłobice (38,6 km) powyżej składowiska oraz w przekroju Biskupice (21,8 km) poniżej składowiska. Analizy te powiązano ze stanem rzeki w przypadku Zgłobice według pomiarów wodowskazowych w tym samym przekroju, a w przypadku Biskupic w najbliższym przekroju wodowskazowym Zabno (17,4 km)<sup>1</sup>.

Szczegółowo rozpatrzono dwa charakterystyczne wskaźniki jakości wód: siarczany i chlorki. Wody Dunajca cechują się niską zawartością jonów  $SO_4^{2-}$  (fig. 4), dla których jako tło można przyjąć koncentrację w granicach 22–62 mg/dm<sup>3</sup>, przy przeciętnej 41 mg/dm<sup>3</sup>. Jon  $Cl^-$  występuje w jeszcze mniejszej ilości z zawartością tła w granicach 8–25 mg/dm<sup>3</sup> i przeciętną zawartością 15 mg/dm<sup>3</sup> (fig. 4).

Zarówno ilość  $SO_4^{2-}$ , jak i  $Cl^-$  jest zależna od stanu wody w rzece (fig. 5), przy czym najwyższe wartości występują przy niskich stanach wody. Średnie wartości dla niskich stanów średnich (SNW) w przekroju Zgłobice powyżej składowiska wynoszą:  $SO_4^{2-}$  – 54 mg/dm<sup>3</sup> i  $Cl^-$  – 17 mg/dm<sup>3</sup>, a w przekroju Biskupic poniżej składowiska:  $SO_4^{2-}$  – 64 mg/dm<sup>3</sup> i  $Cl^-$  – 35 mg/dm<sup>3</sup>.

Uzyskane wartości stężeń dla Biskupic przyjęto jako miarodajne przy rozpatrywaniu wpływu składowiska na jakość wód Dunajca.

Pozostałe wskaźniki jakości wód Dunajca, które mogą ulec zmianie pod wpływem wód ze składowisk popiołów nie wykazują tak ścisłej zależności ze stanem wód jak  $Cl^-$  i  $SO_4^{2-}$ , dlatego scharakteryzowano je na podstawie zakresu oraz średniej ich zawartości w wodzie rzecznej (tab. 3). Ogólna koncentracja substancji rozpuszczonych w Dunajcu waha się od 138 do 382 mg/dm<sup>3</sup> (Zgłobice), przy śred-

<sup>1</sup> Analizy wykonała samodzielna Pracownia Badań i Kontroli Środowiska w Tarnowie.

Koncentracje charakterystycznych zanieczyszczeń w wodach rejonu składowiska popiołów

Składnik	Norma dla wód pitnych*	Dopuszczalne stężenia w wodach powierzchniowych**			Zawartość w wodach rejonu składowisk					
		Klasy czystości			Odcieki popiołów EC II w sektorze E (wg J. Fiszera, 1968–1970) 99 analiz	Wody nadosadowe ze składowiska popiołu ECII (wg badań ZA Tarnów, 1978–1981) 42 analizy	Wody nasycone z hydrotransportu (wg badań ZA Tarnów, 16.X.1980) 3 analizy	Wody porowe popiołów ze składowiska w sektorze A (wg badań autorów, 1981) 25 analiz	Wody nadosadowe ze składowisk w sektorze B (wg badań autorów, 1981) 3 analizy	Dunajec przekrój, Biskupice (21,8 km) (1977–1980) 30 analiz
		I	II	III						
pH	6,5–8	6,5–8	6,5–9	6,5–9	$\frac{6,2-9,5^{***}}{7,76^{****}}$	$\frac{7,98-10,6}{9,04}$	$\frac{8,5-8,8}{8,7}$	$\frac{7,5-10}{8,24}$	$\frac{7,0-7,2}{7,1}$	$\frac{6,3-8,2}{7,68}$
Substancje rozpuszczone mg/dm <sup>3</sup>	650	500	1000	1200	–	–	–	$\frac{850-2400}{1250}$	$\frac{415,5-461,8}{445,3}$	$\frac{182-367}{276}$
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/dm <sup>3</sup>	200	150	200	250	$\frac{31,9-423,1}{174}$	$\frac{70-199}{108}$	$\frac{341,5-350,9}{353,1}$	$\frac{540-1500}{720}$	$\frac{221,1-242,1}{228,3}$	$\frac{64}{SNW}$
Cl <sup>-</sup> mg/dm <sup>3</sup>	300	250	300	400	$\frac{17,7-172,5}{240}$	$\frac{12-80}{34}$	$\frac{28,4-29,4}{28,8}$	$\frac{17-90}{35}$	$\frac{21,3-29,0}{24,9}$	$\frac{35}{SNW}$
Fenole lotne mg/dm <sup>3</sup>	zapach chlorofen.	0,005	0,02	0,05	$\frac{\text{śl.}-0,30}{0,023}$	$\frac{0,015-0,18}{-}$	$\frac{0,11-0,18}{0,14}$	–	–	$\frac{\text{n.w.}-0,020}{0,006}$
Cyjanki wolne mg CN/dm <sup>3</sup>	0,01	0,01	0,02	0,05	$\frac{\text{n.w.}-0,08}{0,008}$	$\frac{\text{n.w.}-\text{śl.}}{-}$	$\frac{\text{n.w.}-\text{śl.}}{-}$	–	–	$\frac{\text{n.w.}-0,010}{0,001}$

\* – Rozp. Min. Zdr. i Op. Sp. z 31.05.1977, Dz.U. Nr 18/1977, poz. 72; \*\* – Rozp. R.M. z 29.11.1975, Dz.U. Nr 41/1975, poz. 214; \*\*\* – zakres; \*\*\*\* – średnia; n.w. – nie wykryto; śl. – ślady

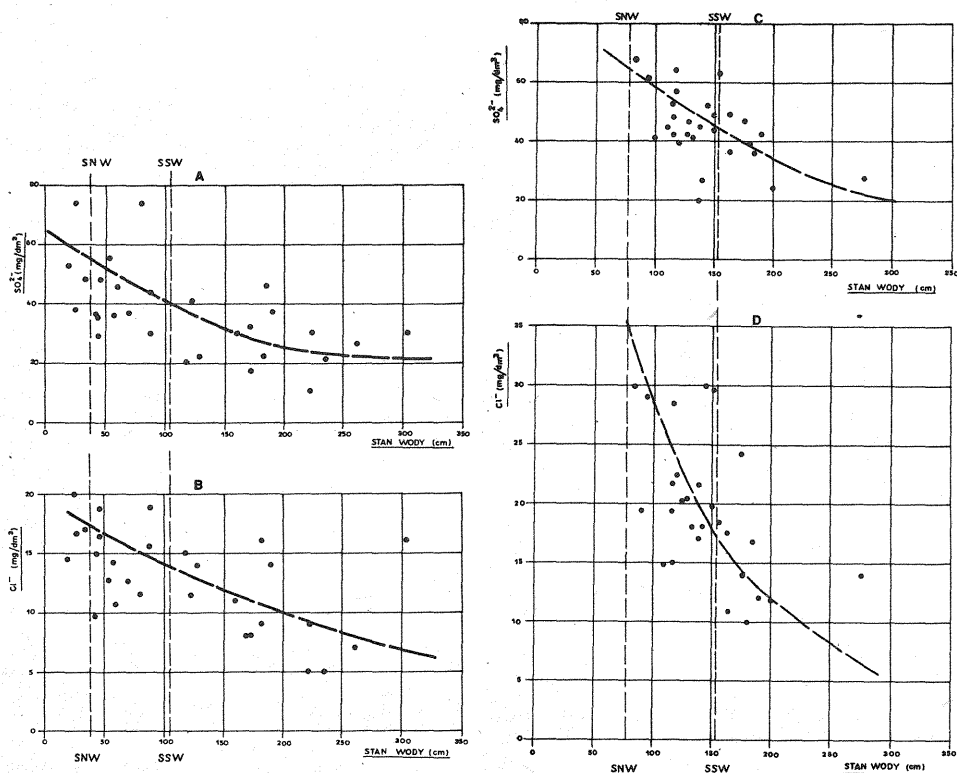


Fig. 5. Zawartość  $\text{SO}_4^{2-}$  i  $\text{Cl}^-$  w wodach Dunajca w zależności od stanu wody  
Content of  $\text{SO}_4^{2-}$  and  $\text{Cl}^-$  in Dunajec River waters in dependence on water level

A i B – stany wody i analizy chemiczne w przekroju Zgłobice (38,6 km); C i D – stany wody dla wodowskazu Żabno (17,4 km), analizy chemiczne w przekroju Biskupice (21,8 km); SNW – niski stan średni wód; SSW – stan średni wód; stany charakterystyczne wód z lat 1971–1975

A and B – water levels and chemical analyses in the Zgłobice section (38.6 km); C and D – water levels recorded at Żabno water gauge (17.4 km) and chemical analyses for the Biskupice section (21.8 km); SNW – low mean water level; SSW – mean water level; characteristic water levels for the years 1971–1975

niej 239 mg/dm<sup>3</sup>, oraz od 182 do 367 mg/dm<sup>3</sup> (Biskupice), gdzie notuje się wzrost średniej zawartości do 276 mg/dm<sup>3</sup>. Wody mają charakter słabozasadowy (tab. 3).

Fenole i cyjanki notowane są tylko sporadycznie w przekroju Zgłobice. Nie stwierdzono tu koncentracji wyższych od 0,005 mg/dm<sup>3</sup>. Poniżej projektowanego składowiska, w przekroju Biskupice częściej zawartości fenoli są podwyższone, maksymalnie do 0,020 mg/dm<sup>3</sup>, co kwalifikuje wody Dunajca do II klasy czystości, chociaż w 1980 r. koncentracja fenoli nie przekraczała 0,005 mg/dm<sup>3</sup>. Cyjanki w tym przekroju sporadycznie pojawiały się w latach 1977–1979 w ilościach do 0,010 mg/dm<sup>3</sup>.

Z 1980 r. brak informacji, gdyż z niewiadomych powodów cyjanki przestały wchodzić w zakres analiz wykonywanych przez kontrolę środowiska.



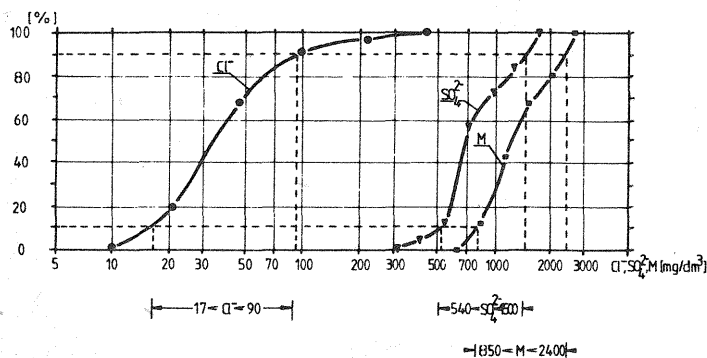


Fig. 6. Kulminacyjny diagram rozkładu mineralizacji ( $M$ ), siarczanów ( $SO_4^{2-}$ ) i chlorków ( $Cl^-$ ) dla wód porowych popiołów

Cumulative diagram of distribution of mineralization ( $M$ ), sulfates ( $SO_4^{2-}$ ) and chlorides ( $Cl^-$ ) for pore waters from ashes

## CHARAKTERYSTYKA HYDROCHEMICZNA ŹRÓDEŁ ZANIECZYSZCZENIA

Skład chemiczny popiołu pochodzącego ze spalania węgla zależy od jego pochodzenia. Dotyczy to szczególnie zawartości substancji rozpuszczalnych, tzn. siarczanów i chlorków. Analiza zużycia paliw w tarnowskiej EC II w latach 1971–1980 wykazała, że nie było stałego dostawcy węgla dla elektrociepłowni. W 1980 r. węgiel pochodził aż z 11 kopalń położonych w różnych strefach Górnośląskiego Zagłębia Węglowego, co uniemożliwiało określenie zawartości siarczków i chlorków. W ocenie składu można się jedynie opierać na istniejących analizach popiołów z tarnowskiej EC II. Obliczona na tej podstawie zasadnicza masa rozpuszczalnych substancji popiołów przechodząca do wód w postaci jonu  $SO_4^{2-}$  wynosi od 0,26 do 1,14% w stosunku do wagi deponowanych popiołów. W analizach brak niestety danych o zawartości chlorków. O ich koncentracji można jedynie wnioskować na podstawie składu wód hydrotransportu (tab. 3). Dane te wskazują, że chlorki występują zazwyczaj w ilościach zbyt małych, aby mogły wywołać istotne zanieczyszczenie środowiska wodnego.

Charakterystykę wód nadosadowych z obiegu hydrotransportu oraz wód porowych przesiąkających przez popioły do podłoża oparto na badaniach własnych (wody nadosadowe i wody porowe popiołów – tab. 3) oraz na wynikach 42 analiz wód nadosadowych z czynnych składowisk popiołów z lat 1978–1981 i 3 analiz wód nasyconych z hydrotransportu z 16 X 1980 r. wykonanych przez Zakłady Azotowe w Tarnowie. Wykorzystano także średniozmiarowe analizy odcieków z popiołów EC II (sektor E) z lat 1968–1970 (99 analiz) według J. Fiszera (1971). Syntetyczne zestawienie wskaźników z tych analiz wraz z obowiązującymi normami dla wód pitnych oraz zanieczyszczeń wód powierzchniowych pokazano w tab. 3.

Szczególną uwagę należy zwrócić na wody porowe popiołów i zmianę ich składu w procesie przesiąkania przez popioły do podłoża (fig. 6). Wody te stanowią bowiem główne źródło zanieczyszczeń wód podziemnych. Niestety niewielkie ilości wyciskanych wód nie pozwoliły na pełną charakterystykę zanieczyszczeń. Niemożliwe było określenie zawartości fenoli i cyjanków. Zawartość tych elementów przyjęto w rozważaniach na poziomie stwierdzonym w wodach hydrotransportu.

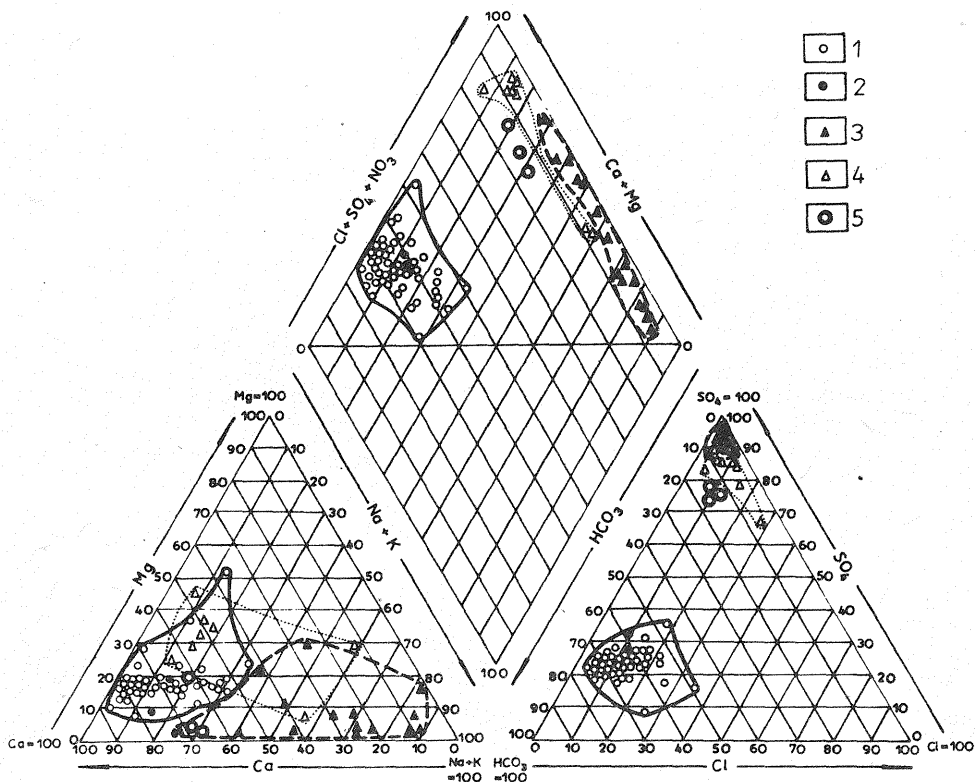
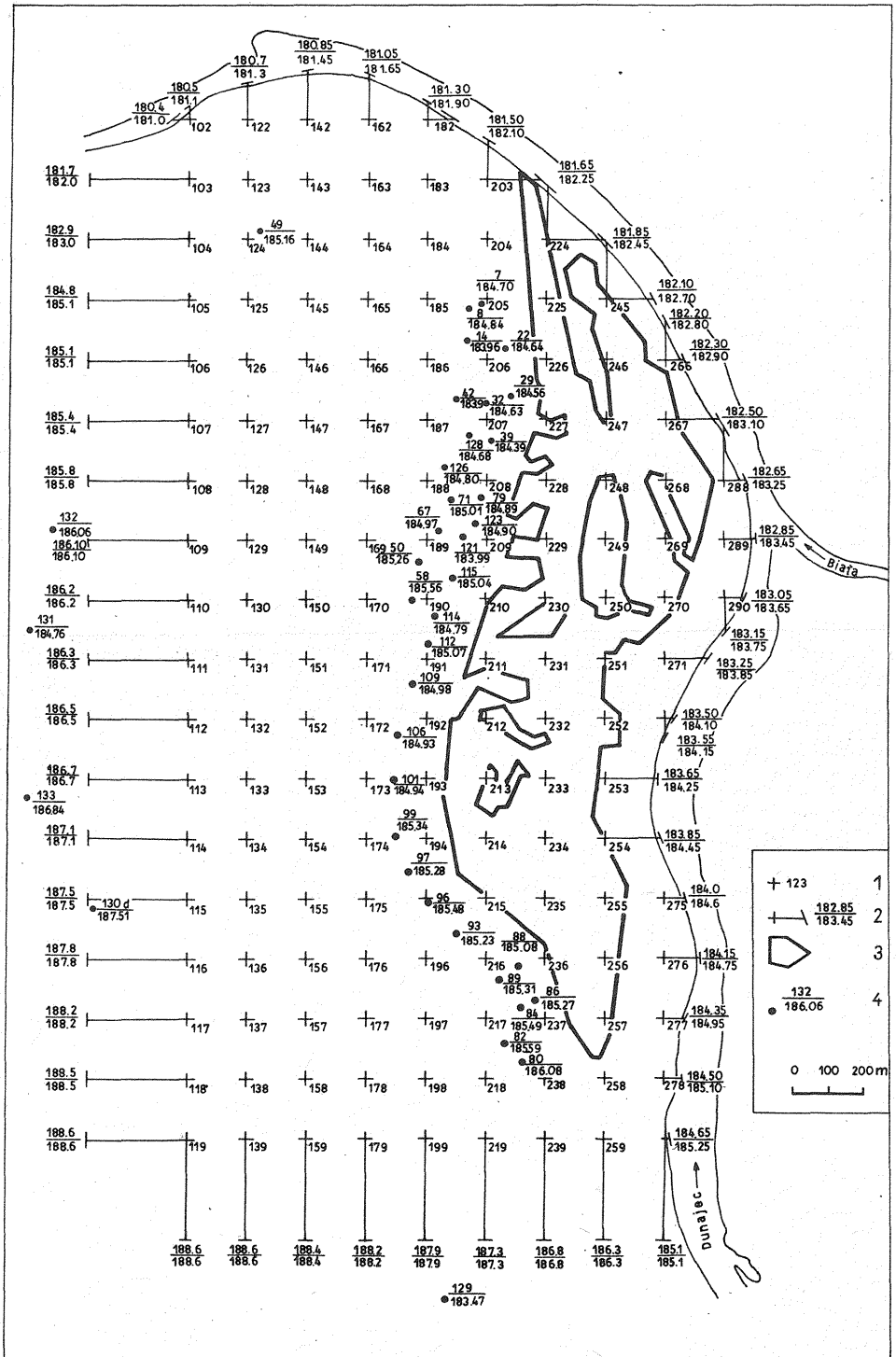


Fig. 7. Diagram składu chemicznego wód w rejonie składowiska popiołów  
Diagram of chemical composition of waters in the area of ash dump

1 – naturalne wody podziemne; 2 – wody powierzchniowe z wyrobisk poeksploatacyjnych; 3 – wody porowe popiołów; 4 – wody porowe gruntów naturalnych; 5 – wody nadosadowe  
1 – natural groundwaters; 2 – surface waters from gravel pits; 3 – pore waters from ashes; 4 – pore waters from natural soils; 5 – surface waters

Wody nadosadowe oraz nasycone wody hydrotransportu mają zazwyczaj odczyn alkaliczny, w skrajnym przypadku silnie alkaliczny. Są to wody typu  $\text{SO}_4 - \text{Ca}$  lub  $\text{SO}_4 - \text{Ca} - \text{Na}$  (fig. 7). Zawartość siarczanów zmienia się w nich od 31,9 do 423,1 mg/dm<sup>3</sup>, chlorków od 12 do 1725 mg/dm<sup>3</sup>, przy czym według analiz z ostatnich lat średnia zawartość  $\text{Cl}^-$  oscyluje wokół 30–35 mg/dm<sup>3</sup>. Stężenie fenoli zmienia się od śladów do 0,3 mg/dm<sup>3</sup>. Cyjanki zostały stwierdzone w starszych analizach w ilościach do 0,8 mg/dm<sup>3</sup> (tab. 3).

Wody nadosadowe przesączając się przez zdeponowane w składowisku popioły nasycają się dodatkowo rozpuszczalnymi składnikami popiołów, a głównie siarczanami sodu. Mineralizacja wód porowych popiołów waha się od 850 do 2400 mg/dm<sup>3</sup>, a zawartość  $\text{SO}_4^{2-}$  od 540 do 1500 mg/dm<sup>3</sup> (fig. 6). Ilość chlorków w wodach porowych popiołów pozostaje w zasadzie niezmienną w stosunku do wartości notowanych w wodach hydrotransportu i kształtuje się średnio na poziomie 35 mg/dm<sup>3</sup>. Świadczy to o wylugowaniu wszystkich chlorków już w trakcie hydrotransportu popiołów. Dominują typy chemiczne wód:  $\text{SO}_4 - \text{Na}$ ,  $\text{SO}_4 - \text{Na} - \text{Ca}$



oraz  $\text{SO}_4 - \text{Ca} - \text{Na}$  (fig. 7). Zawartość sumy metali ciężkich ( $\text{Cu} + \text{Zn} + \text{Pb}$ ) jest mniejsza od  $0,29 \text{ mg/dm}^3$ .

Wody z popiołów przesiakają w podłoże i migrują w gruncie naturalnym rozcieńczając się częściowo wodami podziemnymi i zmieniając skład kationowy, w którym może zmniejszać się procentowy udział sodu, a wzrastać wapnia. Ostatnie zjawisko wywołane jest wymianą jonową z gruntami podłoża.

## WYNIKI PROGNOSTYCZNYCH BADAŃ MODELOWYCH

Na podstawie wyników badań terenowych i dokumentacji geologicznej sporządzono schemat (fig. 8) do obliczeń modelowych realizowanych na analizatorze pola AP-600. Warunki brzegowe i początkowe obliczeń poddane były wielokrotnej weryfikacji. Stany wody w rzece oraz układ hydroizohips w obrębie tarasu ustalono ostatecznie w sposób przedstawiony na fig. 9.

Dla średniego stanu wód Dunajca (fig. 9b) uzyskano drenaż jednostronny wartości  $0,025 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}$ . Ze zbiorników poprzez dno ucieka w podłoże  $4303 \text{ m}^3/\text{d}$  wody, a od strony brzegu dopływa do nich  $3898 \text{ m}^3/\text{d}$  wody. Po obliczeniu oporów przepływu i przyjęciu, że miąższość mułków pokrywających dno zbiorników wynosi  $0,1 \text{ m}$ , ustalono, że współczynnik filtracji tych mułków jest równy  $0,75 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$ .

Przy niskim stanie średnim wody w rzece (fig. 9a) dopływ do Dunajca w modelowanym odcinku biegu wynosi  $0,0385 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}$ . Drenaż ze zbiornika wzrasta do  $7016 \text{ m}^3/\text{d}$  przy równoczesnym zmniejszeniu się dopływu wód podziemnych do  $2717 \text{ m}^3/\text{d}$ . Z obu map hydroizohips (fig. 9a, b) wynika, że wody podziemne są drenowane przez Dunajec i przepływają przez zbiorniki poeksploatacyjne. Oczywiście w modelowaniu uwzględniono zasilanie opadami atmosferycznymi wynoszącymi  $779 \text{ mm/a}$  (średnia z wielolecia).

Na etapie modelowania prognostycznego do zweryfikowanego modelu wprowadzono, w zależności od stanu eksploatacji składowiska, dodatkowy element hydrodynamiczny, jakim są deponowane w zbiornikach popioły. Modelowanie wykonano w czterech wariantach: A, B, C i D odpowiadających etapom eksploatacji składowiska przy niskim stanie średnim Dunajca. Czas załadowania poszczególnych kwater wynosi około 3,5 roku. Przy założonym systemie mokrego składowania tworzą się w osadniku dwie strefy:

- pierwsza w pasie przylegającym do zrzutu, z osadami gruboziarnistymi;
- druga, w której gromadzą się osady drobne.

W rozwiązaniu przyjęto, że szerokość strefy pierwszej w każdej kwaterze wynosi  $120 \text{ m}$ , licząc od grobli. Według badań laboratoryjnych współczynnik filtracji ( $k$ ) utworów dla pierwszej strefy wynosi  $0,313 \text{ m/d}$ , natomiast dla drugiej  $0,072 \text{ m/d}$ . Przez te utwory przesączają się wody atmosferyczne i wody nadosadowe infiltrując w podłoże. Na modelu proces ten symulowano warunkami trzeciego rodzaju (A. Szczepański, 1977). Elementem, który ukierunkowuje przepływ wód infiltrujących z osadnika jest biegnący wzdłuż osadnika dren opaskowy, którego wylot dochodzi do Dunajca (fig. 10, 11).

Fig. 8. Mapa wyników pomiarów zwierciadła wody w studniach wraz z siatką obliczeniową  
Map of results of water level surveys in wells and calculation network

1 – węzeł siatki obliczeniowej i numer węzła; 2 – położenie zwierciadła wody na granicy obszaru; rzędne zwierciadła wody (m n.p.m.): stan SSN/stan SW; 3 – kontur wyrobisk poeksploatacyjnych; 4 – studnie gospodarskie, numer studni/rzędna zwierciadła wód

1 – node of calculation network and its number; 2 – water level at boundary of the area; ordinate of water level (in m a.s.l.): SSN (low mean water level)/SW (mean water level); 3 – contour of abandoned gravel pits; 4 – village wells, well number/water level ordinate

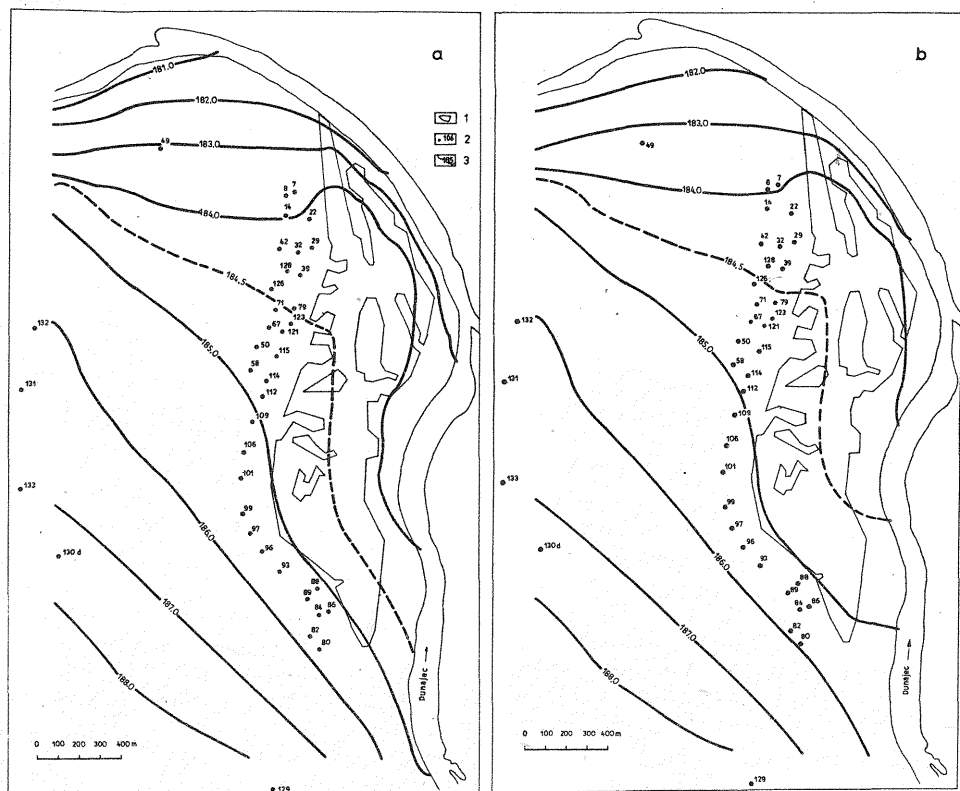


Fig. 9. Mapy początkowego stanu wód podziemnych według badań modelowych: a – dla niskiego stanu średniego (SNW) i b – dla stanu średniego (SW)

Map of initial position of groundwater table as shown by model studies: a – for low mean water level (SNW) and b – for mean water level (SW)

1 – kontur wyrobisk poeksploatacyjnych; 2 – studnie gospodarskie i ich numer; 3 – hydroizohipsy w m n.p.m.  
1 – contour of abandoned gravel pits; 2 – village wells and their numbers; 3 – hydroisohypsies in m a.s.l.

Dren zbiera wody infiltrujące ze zbiornika w podłoże, zabezpieczając studnie gospodarskie przed skażeniami. Łączna jego długość wynosi 9 km, a założone położenie zwierciadła wody zmienia się od 185,35 do 182,40 m n.p.m.

Największe niebezpieczeństwo zanieczyszczenia wód podziemnych migrującymi w podłoże skażonymi wodami ze zbiornika występuje przy niskim stanie średnim wód Dunajca. Przy takim założeniu wykonano obliczenie modelowe w czterech wariantach odpowiadających różnym etapom eksploatacji składowiska popiołów dymnicowych:

– etap A – wypełniona jest kwatera I i infiltruje jedynie woda z opadów atmosferycznych; w kwaterze II zakończone składowanie i rozwija się infiltracja wód osadowych (rzędna zwierciadła 187,0 m n.p.m.); w kwaterach III i IV znajdują się nadal zbiorniki wody naturalnej o rzędnych zwierciadła 184,5 m n.p.m.

– etap B – kwatera I i II wypełnione, zachodzi infiltracja opadów; w kwaterze III zakończone składowanie i infiltrują wody osadowe – rzędna zwierciadła wody nad osadem 186,7 m n.p.m.; w kwaterze IV zbiornik wody naturalnej.

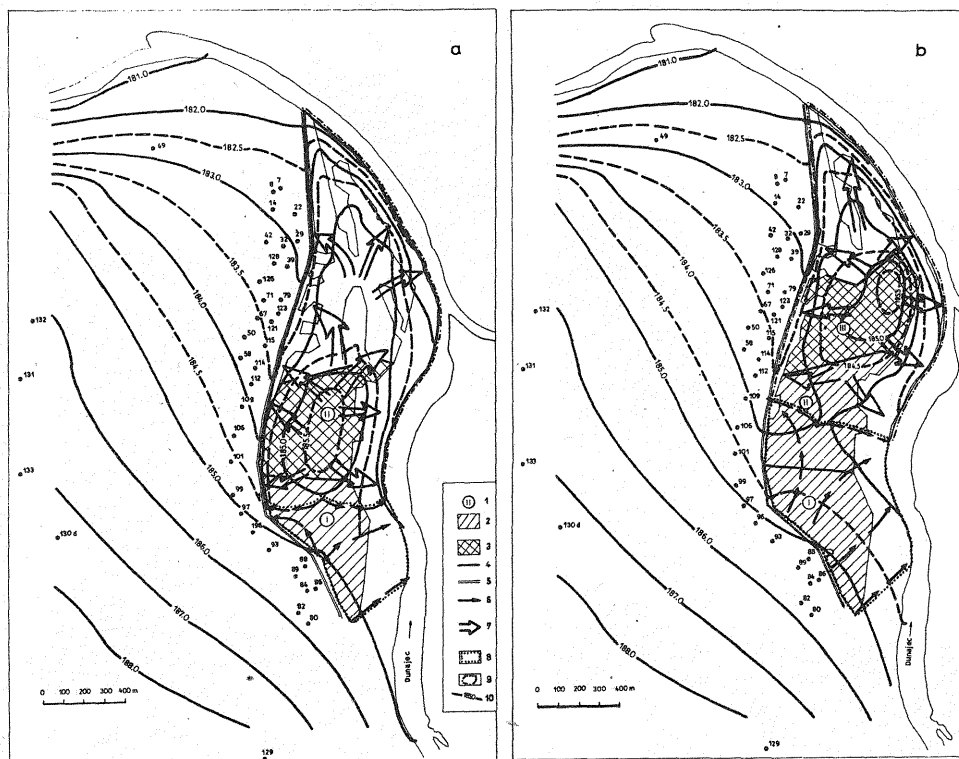


Fig. 10. Mapy zwierciadła wód podziemnych: a – etap A, b – etap B  
 Maps of groundwater table: a – stage A, b – stage B

1 – numer kwatery; kwatery wypełniona osadami z infiltracją umiarkowanie skażonych wód: 2 – opadowych, 3 – osadowych; 4 – przebieg grobli; 5 – dren opaskowy; kierunek przepływu wód podziemnych skażonych: 6 – umiarkowanie, 7 – silnie; obszar zanieczyszczenia wód podziemnych: 8 – umiarkowanego, 9 – silnego; 10 – hydroizohipsy w m n.p.m.

1 – number of block; block infilled with sediments subjected to percolation of moderately polluted waters: 2 – precipitation, 3 – surface waters; 4 – course of dam; 5 – band drain; direction of flow of: 6 – moderately and 7 – strongly polluted groundwaters; groundwaters pollution: 8 – moderate, 9 – high; 10 – hydroisohypses in m a.s.l.

– etap C – kwatera I, II, III wypełnione, infiltrują wody opadów atmosferycznych; w kwaterze IV zakończone składowanie, infiltrują wody osadowe – rzędna zwierciadła wody osadowej 186,5 m n.p.m.

– etap D – wszystkie kwatera wypełnione, trwa jedynie infiltracja opadów atmosferycznych.

Modelowanie wykonano dla ustalonych warunków filtracji zakładając, że dren opaskowy pracuje na całej długości przyjmując wody zarówno ze strony osadnika, jak i spływające z łądu ku rzece.

W rezultacie kolejnych rozwiązań modelowych określano wielkość infiltracji wód osadowych z poszczególnych kwater (tab. 4), obliczono dopływy do drenu opaskowego od strony łądu i zbiornika (tab. 5) oraz wykreślono mapy zwierciadła wód podziemnych (fig. 10, 11).

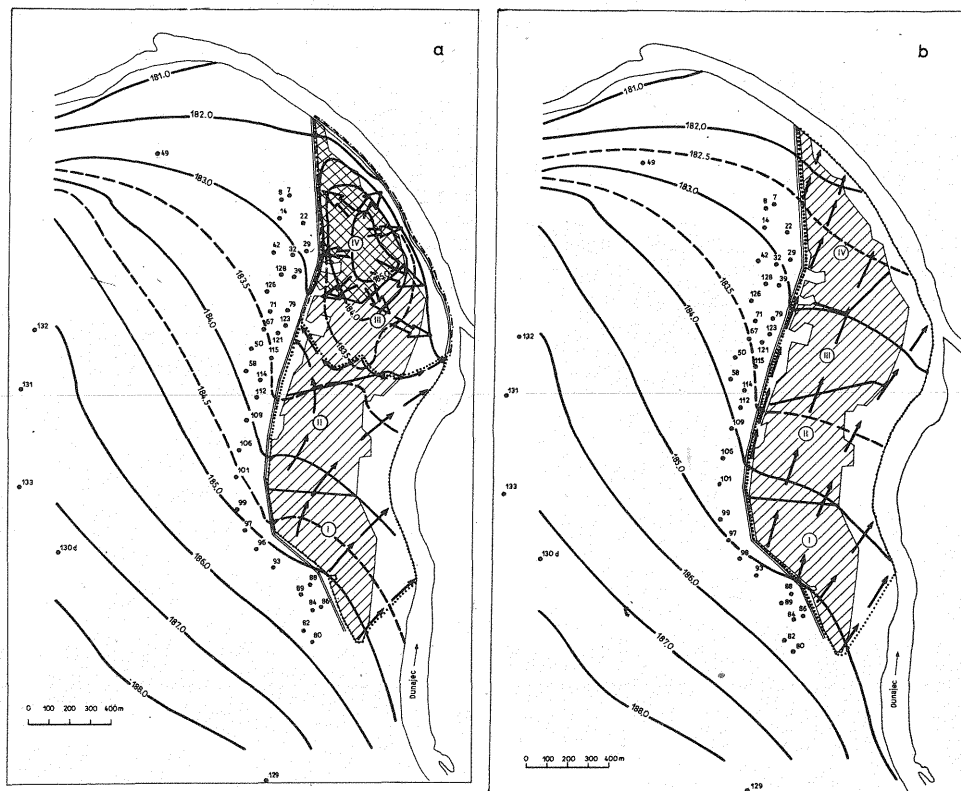


Fig. 11. Mapy zwierciadła wód podziemnych: a – etap C, b – etap D (stan po załadowaniu kwater)  
 Maps of groundwater table: a – stage C, b – stage D (after infilling of individual blocks)

Objaśnienia jak na fig. 10

Explanations as given in Fig. 10

Na mapach przedstawiono układ hydroizohips w rejonie składowiska popiołów z uwzględnieniem wszystkich czynników hydrodynamicznych stymulujących warunki przepływu wód podziemnych: rzeka, zbiorniki wodne, kwatery składowiska oraz dren opaskowy. Układ ten daje podstawę do stworzenia siatek hydrodynamicznych i wykreślenia kierunków przepływu skażonych wód infiltrujących ze składowiska w podłoże. Mapy te stały się podstawą do określenia wpływu składowania popiołów na jakość naturalnych wód podziemnych, a obliczony dopływ zanieczyszczonych wód do drenu opaskowego pozwolił na ocenę wpływu tegoż składowiska na jakość wód Dunajca.

Z porównania map hydroizohips (fig. 10, 11) z mapą zwierciadła początkowego wynika, że w efekcie odwadniającego działania drenu w niektórych studniach gospodarskich nastąpi obniżenie zwierciadła wód od 1 do 1,5 m.

Z siatki hydrodynamicznej zbudowanej po rozwiązaniach analogowych (fig. 10, 11) określono kierunki migracji silnie skażonych wód osadowych oraz umiarkowanie skażonych wód opadowych.

Tabela 4

## Wielkość infiltracji ze składowiska

Etap eksploatacji zbiornika	Kwatera			
	I	II	III	IV
A	—	$\frac{8513,6^*}{98,54^{**}}$	—	—
B	—	—	$\frac{7419,9}{85,88}$	—
C	—	—	—	$\frac{9262,6}{107,2}$

\* — m<sup>3</sup>/d; \*\* — dm<sup>3</sup>/s

Znaczne zróżnicowanie przepuszczalności żwirów podłoża składowiska i popiołów jest przyczyną prawie pionowego przesiąkania i poziomego rozptyłu skażonych wód w warstwie wodonośnej. Rozptyw zanieczyszczeń rozwinię się zgodnie z polem hydrodynamicznym, tzn. ku północy wzdłuż składowiska, do drenu po zachodniej stronie zbiorników oraz ku Dunajcowi.

Zasięg wód zanieczyszczonych w poszczególnych etapach (fig. 10, 11) zależy od szybkości przepływu wód podziemnych (w granicach około 4 m/d przy czynnej kwaterze do 0,5 m/d w miarę oddalania się od niej). Zaprezentowane zasięgi odpowiadają końcowemu momentowi eksploatacji każdej kwatery (po około 3,5 roku każda). Stan przedstawiony na fig. 11 będzie trwał ponad 70 lat.

Głównym odbiornikiem skażonych wód będzie Dunajec, do którego zrzucone będą wody z drenu opaskowego, a część skażeń dopłynie z wodami gruntowymi. Założony w projekcie drenaż powinien uchronić od skażenia studnie gospodarskie na przedpolu składowiska.

Ilość wód zanieczyszczonych przenikających z hydrotransportu w podłoże wyniesie przy piętrzeniu docelowym w kwaterach od 85,88 do 107,24 dm<sup>3</sup>/s (tab. 4). W wyniku modelowania obliczono także dopływy do drenu (tab. 5) oraz do Dunajca wód zanieczyszczonych infiltrujących z czynnych kwater, przesiąkanie opadów w załadowanych kwaterach oraz naturalnych wód podziemnych. Wody Dunajca zasilane będą głównie przez wody silnie skażone z czynnych kwater składowiska (tab. 6). Drenaż będzie odbierał mniej więcej równe ilości wód skażonych i czystych wód gruntowych, co spowoduje rozcieńczenie tych pierwszych około 2,2–2,4 razy (tab. 7). Po całkowitym załadowaniu składowiska proces przenikania zanieczyszczeń do wód podziemnych będzie wynikiem infiltracji wód opadowych. Udział wód tego typu określono na podstawie infiltracji opadów. Według J. Zieschanga (1963) przyjęto, że infiltracja stanowi 20,5% opadów (według W. Wiszniewskiego (1953) opady dla tego rejonu wynoszą 739 mm/a). Przy tych założeniach intensywność infiltracji ( $W$ ) równa się 5 dm<sup>3</sup>/s/km<sup>2</sup> (4,32 m<sup>3</sup>/d/ha), co przy całko-



Tabela 5

## Dopływy do drenu opaskowego

Etap eksploatacji zbiornika	Łączne dopływy do drenu	
	m <sup>3</sup> /d	dm <sup>3</sup> /s
A	13 397,7	155,0
B	11 240,8	130,2
C	8957,0	103,7
D	5067,8	58,7

Tabela 6

## Dopływy podziemne wód skażonych do rzeki

Etap eksploatacji zbiornika	Wielkość dopływu		
	wody silnie skażonej	wody umiarko- wanie skażonej	razem wód skażonych
A	$\frac{7252,6^*}{83,94^{**}}$	$\frac{889,5}{10,30}$	$\frac{8142,1}{94,24}$
B	$\frac{7717,9}{89,33}$	$\frac{1158,9}{13,41}$	$\frac{8876,8}{102,74}$
C	$\frac{5786,2}{66,97}$	$\frac{1384,5}{16,02}$	$\frac{7170,7}{82,99}$
D	—	$\frac{2013,0}{23,30}$	$\frac{2013,0}{23,30}$

\* – w m<sup>3</sup>/d; \*\* – w dm<sup>3</sup>/s

witej powierzchni kwater ( $F$ ) wynoszącej 83,5 ha daje łączną ilość wód skażonych pochodzących z opadów atmosferycznych;

$$Q_i = W \cdot F = 360,7 \text{ m}^3/\text{d} = 4,18 \text{ dm}^3/\text{s}.$$

Wody te rozcieńczają naturalne wody podziemne i płyną generalnie w kierunku Dunajca. Z badań modelowych wynika, że mniejszą część tych rozcieńczonych wód odbierze dren (0,48 dm<sup>3</sup>/s), a większa zaśili Dunajec (23,3 dm<sup>3</sup>/s). Średnie rozcieńczenie wód skażonych przez naturalne wody gruntowe, które będą zasilać Dunajec, wyniesie zatem:

Tabela 7

## Wielkości zrzutu wód skażonych z drenu do rzeki

Etap eksploatacji składowiska	Wielkość dopływu wód do drenu				Stopień rozcieńczenia wód skażonych przez wody podziemne
	wody silnie skażone	wody umiarkowanie skażone	wody naturalne podziemne	razem drenaż	
A	$\frac{5354,6^*}{61,97^{**}}$	$\frac{405,0}{4,69}$	$\frac{7638,2}{88,41}$	$\frac{13\,397,7}{155,07}$	1:2,33
B	$\frac{5323,8}{61,62}$	$\frac{240,3}{2,78}$	$\frac{5776,7}{65,7}$	$\frac{11\,240,8}{130,10}$	1:2,02
C	$\frac{3646,5}{42,2}$	$\frac{105,3}{1,22}$	$\frac{5205,2}{60,25}$	$\frac{8\,957,0}{103,67}$	1:2,39
D	—	$\frac{37,2}{0,43}$	$\frac{5030,6}{58,22}$	$\frac{5\,067,8}{58,65}$	1:1,36

\* – w m<sup>3</sup>/d; \*\* – w dm<sup>3</sup>/s

$$\frac{Q}{Q_i} = \frac{0,48 + 23,2}{4,18} = 5,7$$

gdzie:  $Q$  – łączna ilość naturalnych wód podziemnych spływających do Dunajca i drenu.

Otrzymana wartość oznacza rozcieńczone zanieczyszczenie wód zasilających Dunajec. Ponad 130 razy rozcieńczą się natomiast wody dopływające do drenu, który po zakończeniu eksploatacji powinien nadal odbierać wody, według badań modelowych w ilości 5067,8 m<sup>3</sup>/d (58,65 dm<sup>3</sup>/s) – tab. 7. W przypadku przerwania działania drenu należy się liczyć z możliwością skażenia wód studni gospodarskich położonych na bezpośrednim przedpolu III i IV kwatery (fig. 11b).

## WNIOSKI

Biorąc pod uwagę przebieg rozptywu zanieczyszczeń, wpływ składowiska na jakość wód podziemnych i wód Dunajca można ocenić następująco:

1. Zagrożenie jakości naturalnych wód podziemnych i wód Dunajca stanowią rozpuszczalne substancje ługowane ze składowanego materiału przez wody hydrotransportu (osadowe) w okresie eksploatacji oraz wody opadowe, infiltrujące w załadowane kwatery, po zakończeniu eksploatacji (załadowaniu).

2. Procesy ługowania nie ustępują wraz z zakończeniem eksploatacji zbiornika. Należy oczekiwać, że wysokie koncentracje siarczanów w wodach pochodzących z opadów i przesączających się przez składowany materiał utrzymywać się będą przez ponad 70 lat.

3. Przy założonym systemie eksploatacji składowiska wody skażone będą utrzymywać się w podłożu między Dunajcem a drenem opaskowym.

4. Aby nie dopuścić do skażenia wód gruntowych na przedpolu składowiska istnieje konieczność sprawnie działającego drenu na całej długości. Działanie drenu

spowoduje jednak obniżenie zwierciadła wody w części studni gospodarskich o około 1–1,5 m.

5. Drenujący wody podziemne Dunajec, na długości związanej z rozmiarami składowiska (około 4 km), będzie odbierał (przy SNW) od 89 dm<sup>3</sup>/s (etap B) do 67 dm<sup>3</sup>/s (etap C) wód silnie zanieczyszczonych.

6. Z bezpośredniego zrzutu z drenu opaskowego do rzeki odprowadzanych będzie od 155 dm<sup>3</sup>/s (etap A) do 104 dm<sup>3</sup>/s (etap C) wód częściowo skażonych (rozcieńczonych wodami naturalnymi).

7. Przy średnim niskim stanie wód w Dunajcu ( $Q_{SNW} = 9,22 \text{ m}^3/\text{s}$ ) nastąpi około 60-krotne rozcieńczenie wód skażonych, co spowoduje wzrost koncentracji siarczanów w rzece o 23,5 mg/dm<sup>3</sup>, fenoli o 0,004 mg/dm<sup>3</sup> i cyjanków o 0,001 mg/dm<sup>3</sup>. Takie koncentracje nie spowodują zmiany klasy czystości wód Dunajca.

Z całości przeprowadzonych badań i obliczeń wynika, że:

1. Eksploatacja składowiska popiołów dymnicowych w pożwirowych wyrobiskach spowoduje zanieczyszczenie wód podziemnych w jego podłożu oraz podwyższenie koncentracji niektórych składników w wodach Dunajca.

2. Przy założonym systemie eksploatacji składowiska (cztery niezależnie eksploatowane kwatery i dren opaskowy wzdłuż całej grobli) poziom skażeń naturalnych wód podziemnych nie zagrazi jakości wód w studniach gospodarskich.

3. W wyniku rozcieńczenia wód skażonych dopływających ze zbiornika do Dunajca nie nastąpi istotny wzrost zanieczyszczeń jego wód.

4. Procesy ługowania i migracji zanieczyszczeń nie zakończą się z chwilą załadowania składowiska. Należy zatem utrzymać sprawnie działający dren celem niedopuszczenia do skażenia wód podziemnych w rejonie studni. Około 2200-krotne rozcieńczenie tych wód w Dunajcu czyni je dla wód powierzchniowych niegroźnymi.

5. Ze względu na możliwość występowania uprzywilejowanych dróg filtracji niewykrytych w dotychczasowym rozpoznaniu oraz kolmatowanie się drenu, niezbędne jest prowadzenie kontroli stanu i jakości wód gruntowych w zaprojektowanych piezometrach i wybranych studniach gospodarskich.

Instytut Hydrogeologii  
i Geologii Inżynierskiej  
Akademii Górniczo-Hutniczej  
Kraków, al. Mickiewicza 30  
Nadesłano dnia 8 grudnia 1983 r.

## PIŚMIENNICTWO

BROŚ B., JANIĄK Z. (1973) – Wpływ zbiornika odpadów paleniskowych elektrowni Chechnica na przyległe tereny wodonośne. Składowanie i zagospodarowanie odpadów. Wyd. Geol. Warszawa.

BYCZYŃSKI H., BŁASZYK T., WITCZAK S. (1979) – Zagrożenie i ochrona wód podziemnych przed zanieczyszczeniem. Wyd. Geol. Warszawa.

DRĄGOWSKI A., GLAZER Z. (1981) – Inżyniersko-geologiczne problemy środowiska przyrodniczego przy mokrym składowaniu popiołów. Biul. Geol. Wydz. Geol. UW, 24, p. 217–227.

FISZER J. (1971) – Wykorzystanie istniejących wyrobisk pożwirowych do składowania popiołów i żużla z Elektrociepłowni EC-II. Arch. Inst. Inż. San. Pol. Krak. Kraków.

- SOKOŁOWSKI T. (1981) — Uwagi o terasach doliny Dunajca koło Tarnowa. Roczn. Pol. Tow. Geol., 51, p. 579—594, z. 3/4.
- SZCZEPAŃSKI A. (1977) — Dynamika wód podziemnych. Warszawa.
- WISZNIEWSKI W. (1953) — Atlas opadów atmosferycznych w Polsce 1881—1930 Warszawa.
- ZIESCHANG J. (1963) — Zur Grundwasserklassifikation und zur Analyse des Grundwasserdergebates. Z. Angew. Geol., 3.
- АЛЬТОВСКИ М.Ю., ШВЕЦ В.М. (1956) — К вопросу химического состава подземных вод. Вopr. Гидрогеол. и Инж. Геол., 14.

Антони С. КЛЕЧКОВСКИ, Анджей ЩЕПАНЬСКИ, Станислав ВИТЧАК, Ядвига ЩЕПАНЬСКА, Анджей ХАЛАДУС

## О ПОСЛЕДСТВИЯХ СКЛАДИРОВАНИЯ ЗОЛ В ВЫРАБОТКАХ ГРАВИЯ В ДОЛИНЕ ДУНАЙЦА

### Резюме

Источником загрязнения подземных и поверхностных вод в районе складирования является масса зол (более 2 млн. м<sup>3</sup>), из которой выщелачиваются растворимые вещества (сульфаты и хлориды натрия, кальция и магния, фенолы, тяжелые металлы и цианиды). Выщелачивание протекает двумя этапами: во время переноса материала водой на отстойники и просачивания отстойных вод через осадившуюся золу, а также в процессе инфильтрации атмосферных осадков в основание после закончения складирования (заполнения емкостей).

На рассматриваемой площади имеется один водоносный горизонт в песчано-гравиевых отложениях (фиг. 1). Пределом гидрохимического фона этих вод считается минерализация в границах от 640 до 1270 мг/дм<sup>3</sup> (фиг. 3). Значение гидрохимического фона иона SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> мещится в пределах 85—210 г/дм<sup>3</sup>, а иона Cl<sup>-</sup> от 22 до 140 мг/дм<sup>3</sup> (фиг. 3). Это воды типа Ca—HCO<sub>3</sub>—SO<sub>4</sub>.

Дунаец, являющийся главным бассейном загрязнения, содержит воды, сульфатный фон которых определяется величиной 22—62 мг/дм<sup>3</sup>, иона Cl<sup>-</sup> — 8—25 мг/дм<sup>3</sup> (фиг. 4). Как содержание SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> так и Cl<sup>-</sup> зависит от состояния воды в реке (фиг. 5).

И отстойные и гидротранспортные воды относятся к типу SO<sub>4</sub>—Ca или SO<sub>4</sub>—Ca—Na. Содержание SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> в них изменяется от 31,9 до 423,1 мг/дм<sup>3</sup>, а Cl<sup>-</sup> от 12 до 1725 мг/дм<sup>3</sup> (таб. 3). Они просачиваются через складированную золу, насыщаясь растворимыми компонентами зол, главным образом сульфатами натрия. Минерализация поровых вод зол колеблется от 850 до 1400 мг/дм<sup>3</sup>, а содержание SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> от 540 до 1500 мг/дм<sup>3</sup> (фиг. 6). Содержание хлоридов в сущности не меняется по сравнению с количеством их, отмечаемом в гидротранспортных водах и в среднем составляет 35 мг/дм<sup>3</sup> (таб. 3). Этот факт свидетельствует о полном выщелачивании хлоридов уже в процессе гидропереноса зол. Воды (типа SO<sub>4</sub>—Na и SO<sub>4</sub>—Na—Ca) содержат сверхнормативное количество растворимых веществ и сульфатов, а также количество хлоридов не грозящее загрязнением (фиг. 6). Эти воды будут питать подземные воды в основании складированной золы.

Количественная оценка возможности загрязнения подземных и поверхностных вод загрязненными гидротранспортными водами производилась по результатам аналогового моделирования. Аналоговые исследования позволили составить гидродинамическую сетку, служащую основой для расчетов миграции растворенных веществ.

Было установлено, что в условиях эксплуатации резервуара, представленных на таб. 1, на фиг. 1 и 2 и при естественном начальном положении гидроизогипс (фиг. 8, 9), складирование

мокрых зол в гравиевых выработках существенным образом повлияет на изменение свойств подземных вод.

Препятствием для распространения загрязненных вод на подступах к реке будет служить опоясывающий дренаж вдоль дамбы. Его углубление и естественный уклон в сторону реки позволит перехватить большую часть загрязненных вод и отвести их в Дунаец. Остальные сильно и умеренно загрязненные воды будут перехвачены Дунайцем, дренирующим подземные воды.

В результате исследований и расчетов (таб. 4—7 и фиг. 10, 11) было установлено, что для подземных и поверхностных вод опасны растворенные вещества, выщелачиваемые из складированных зол отстойными и атмосферными (инфильтрационными) водами. Процессы выщелачивания и миграции в основание будут продолжаться от 70 до 300 лет. При проектируемом способе складирования загрязненные воды будут сохраняться в основании на площади, ограниченной течением Дунайца и проектируемой опоясывающей дренажной линией.

Действие дренажа предотвратит распространение загрязненных вод вокруг отстойника, т.е. в направлении к хозяйственным колодцам, но вместе с тем приведет к понижению уровня воды в некоторых из них примерно на 1,0—1,5 м. По дренажу и водоносному пласту в Дунаец будет стекать от 170 до 240  $\text{дм}^3/\text{сек}$  загрязненных вод, что не изменит существенно образом качества речной воды, ввиду сильной разбавленности.

Сохранение проектных условий эксплуатации гравийной выработки позволит уберечь от загрязнения подземные воды в районе колодцев и не изменит класса чистоты речной воды.

Antoni S. KLECZKOWSKI, Andrzej SZCZEPAŃSKI, Stanisław WITCZAK,  
Jadwiga SZCZEPAŃSKA, Andrzej HAŁADUS

### ON EFFECTS OF ASH DUMPING IN GRAVEL PITS IN THE DUNAJEC RIVER TERRACE

#### Summary

Dumped ashes (over 2 million cubic m in volume) are found to be the major source of pollution of natural groundwaters and surface waters in area of the dumps. The pollution is due to leaching of soluble matter (Na, Ca and Mg sulfates and chlorides, phenols, heavy metals and cyanides), proceeding in two stages: in the course of hydrotransport of ash to settling reservoir and percolation of surface water through the ash, and in the process of percolation of precipitation water after the end of dumping in a gravel pit.

In the studied area we have a single aquifer in sandy-gravel sediments (Fig. 2). Mineralization ranging from 640 to 1270  $\text{mg}/\text{dm}^3$  is accepted as the boundary value for hydrochemical background of the waters (Fig. 3). Hydrochemical background values for in  $\text{SO}_4^{2-}$  fall within the interval 85—210  $\text{mg}/\text{dm}^3$ , and for ion  $\text{Cl}^-$  — within the interval 22—140  $\text{mg}/\text{dm}^3$  (Fig. 3). The waters are of the Ca— $\text{HCO}_3$ — $\text{SO}_4$  type.

Waters of the Dunajec River, the major collector of the pollution, display sulfate background ranging from 22 to 62  $\text{mg}/\text{dm}^3$  and that of  $\text{Cl}^-$  — ranging from 8 to 25  $\text{mg}/\text{dm}^3$  (Fig. 4). Concentrations of both  $\text{SO}_4^{2-}$  and  $\text{Cl}^-$  depend on water level in the river (Fig. 5).

Surface waters and those used in hydrotransport are of the  $\text{SO}_4$ —Ca or  $\text{SO}_4$ —Ca—Na type, with concentration of  $\text{SO}_4^{2-}$  varying from 31.9 to 423.1  $\text{mg}/\text{dm}^3$  and  $\text{Cl}^-$  from 12 to 172.5  $\text{mg}/\text{dm}^3$  (Table 3). The waters percolate through ashes dumped in the reservoir, becoming saturated with additional amounts of soluble components, mainly sodium sulfates. Mineralization of pore water

in ashes ranges from 850 to 2400 mg/dm<sup>3</sup> and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> content – from 540 to 1500 mg/dm<sup>3</sup> (Fig. 6). Content of chlorides generally remains the same as recorded in hydrotransport waters (35 mg/dm<sup>3</sup> on the average – see Table 3), which indicates that all the chlorides became leached out already in the course of hydrotransport of ashes. The waters are of the SO<sub>4</sub>-Na and SO<sub>4</sub>-Na-Ca types. The waters, yielding overnormative amounts of dissolved matter, sulfates and, quite unharzardous from the point of view of pollution, chlorides (Fig. 6), will subsequently supply groundwaters occurring beneath the dumps.

Possibilities of pollution of surface and ground waters by polluted hydrotransport ones were quantitatively estimated on the basis of results of analog modelling. The analog studies made possible designing hydrodynamic network and, thus, the basis for estimations of migration of dissolved matter.

The above analyses showed that dumping of wet ashes in abandoned gravel pits under conditions of exploitation of the settling reservoir as given in Figs. 1 and 2 and natural, original pattern of hydroisohypses (Figs. 8, 9), should result in marked changes in quality of groundwaters. The spread of polluted waters into foreland of the reservoir may be stopped by a band drain made along dam. Depth of the drain and a natural slope of the area towards the Dunajec River should allow catching and directing large part of the contaminated waters directly to the river. The remaining strongly to moderately polluted waters would also flow to the river, in result of groundwater drainage.

The studies and calculations (Tables 4-7, and Figs. 10, 11) showed that the hazard of ground and surface water pollution is connected with the presence of dissolved matter, leached from the dumped ashes by surface and precipitation waters. The processes of leaching and migration of the matter to groundwaters should continue for the next 70-300 years. Under conditions of the designed dumping system, the pollution should be confined to an area delineated by the Dunajec River and the above mentioned band drain.

The drain should stop spreading of the pollution into the reservoir foreland, i.e. towards the existing village wells. However, this will be accompanied by a 1.0 to 1.5 m drop of water table in some wells. The inflow of polluted waters to the Dunajec River through the drain and aquifer is estimated at 170-240 dm<sup>3</sup>/s but this should not result in any marked changes in river water chemistry, thanks to high dilution.

When the designed conditions are fulfilled, the exploitation of gravel pit as a dump should not result in pollution of groundwaters in the proximity of village wells nor in change in quality class of water in the river.

