



Politechnika Wrocławska

Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska

W7/I-15/DD/747 /2007

Wrocław, 14.06.2007

Pan

Mgr inż. Robert Zimnicki

Instytut Chemii i Techniki Jądrowej

w Warszawie

ul. Dorodna 16

03-195 Warszawa

Uprzejmie informuję, że decyzją Rady Naukowej Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej z dnia 13 czerwca 2007 roku został otwarty Pana przewód doktorski na temat: *Analiza wpływu eksploatacji kopalni odkrywkowej na jakość wód w jej rejonie*.

Informuję również, że promotorem pracy został Pan prof. dr hab. inż. Andrzej G. Chmielewski.

Z poważaniem

Z-ca DYREKTORA INSTYTUTU
ds. Dydaktyki i Kształcenia Kadry Naukowej

prof. dr hab. inż. Włodzimierz Szczepaniak

Pl. Grunwaldzki 9
50-377 Wrocław

budynek D-2

T: +48 (71) 320 25 85
F: +48 (71) 328 29 80

envirprot@pwr.wroc.pl

Zakres działalności naukowo-badawczej i dydaktycznej:

mikrobiologia, toksykologia, ekologia, fizykochemia wody i powietrza, systemy ochrony wód, gleby i powietrza, gospodarka odpadami, systemy zaopatrzenia w wodę i usuwania ścieków, oceny oddziaływania inwestycji na środowisko, metodologia projektowania i eksploatacji urządzeń ochrony środowiska. Studia podyplomowe w zakresie: technologii wody, ścieków i odpadów oraz ochrony powietrza atmosferycznego.

POLITECHNIKA WROCŁAWSKA
INSTYTUT INŻYNIERII OCHRONY ŚRODOWISKA

Analiza wpływu eksploatacji kopalni odkrywkowej na jakość wód w jej rejonie

Autor: mgr inż. Robert Zimnicki

Promotor: prof. dr hab. inż. Andrzej G. Chmielewski

Wrocław 2008

1 CZĘŚĆ LITERATUROWA

1.1 CEL PRACY

Celem pracy jest ocena wpływu procesów zachodzących podczas eksploatacji kopalni odkrywkowej na jakość wód powierzchniowych i gruntowych przy wykorzystaniu analiz izotopów środowiskowych, analiz chemicznych wód oraz wykorzystaniu metod modelowania matematycznego przepływów wód podziemnych. Ocena wpływu kopalni na zanieczyszczenie wód podziemnych i powierzchniowych oparta została na wynikach następujących badań:

1. Analizie zmienności stężeń głównych rozpuszczalnych składników wód (Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , $\text{Fe}_{\text{ogólne}}$, Mn^{2+} , Sr^{2+}) w trakcie eksploatacji odkrywki, w poszczególnych warstwach wodonośnych i w bezpośrednim otoczeniu obiektów strukturalnych kopalni – wysadu solnego, składowisk popiołów i wkopu eksploatacyjnego.
2. Analizie przebiegu zmienności aktywności właściwej izotopów ^3H , ^{222}Rn w wodach oraz zmiany stosunków izotopowych $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$, $^2\text{H}/^1\text{H}$ w siarczanach i wodzie.
3. Powiązaniu wyników analiz izotopów z procesami zachodzącymi w warstwach wodonośnych – bakteryjnym utlenianiem i redukcją oraz infiltracją i ascencją.
4. Analizie zmian jakości wód powierzchniowych wywołanej zrzutem wód technologicznych.
5. Określeniu parametrów transportu zanieczyszczeń w ośrodku porowatym, w rejonie wysadu solnego, za pomocą modelu matematycznego z wykorzystaniem danych pochodzących z eksperymentów znacznikowych, mających na celu określenie kierunków przepływów wód i kontaktów hydraulicznych.
6. Analizie przebiegu procesów chemicznych zachodzących w warstwach wodonośnych - ługowania składników wysadu solnego przez wody dopływające do zachodniej krawędzi „starej” odkrywki oraz zagrożeń związanych z infiltracją wód zawierających zanieczyszczenia nieorganiczne ze składowisk popiołów.

Praca niniejsza dotyczy analizy zmian jakości wód podziemnych i powierzchniowych w rejonie odkrywki Bełchatów w długim okresie czasu. Szczegółowej ocenie poddano wyniki analiz chemicznych wód z okresu trzech lat hydrologicznych, tj. 2004 ÷ 2006. W związku z tym, że w okresie tym zmieniła się klasyfikacja jakości wód (Rozporządzenie MŚ z dn. 11.12.2004 r.), spowodowało to pewne trudności w dyskusji jakości wód w latach poprzedzających analizowany przedział czasowy. Przedział czasu, w którym prowadzono analizy chemiczne, dobrano na podstawie zmian rozporządzeń, wiążących się z przystąpieniem Polski do unijnego programu ochrony zasobów wodnych. Szczególną uwagę poświęcono analizie zmian stężenia substancji obecnych w wodach podziemnych w rejonie składowiska odpadów paleniskowych Bagno Lubień oraz wysadu solnego Dębina.

Część literaturowa zawiera krótką charakterystykę obecnego stanu wiedzy dotyczącej badanego zagadnienia oraz perspektyw polskiego górnictwa odkrywkowego. Zaprezentowana została również teoria modelowania transportu zanieczyszczeń w wodach podziemnych, co stanowi podstawę eksperymentów znacznikowych wykonanych w rejonie wysadu solnego i opisanych w części eksperymentalnej. W rozdziale tym opisano również metodykę analiz izotopów środowiskowych – trytu, radonu-222, siarki-34 i tlenu-18, wraz z krótką charakterystyką i możliwością zastosowania wyników analiz.

W części doświadczalnej dokonano analizy trendów obserwowanych w zmianach stężeń zanieczyszczeń mineralnych w wodach podziemnych i powierzchniowych w rejonie odkrywki oraz ich wpływu na jakość

(właściwości fizyczne) i czystość (właściwości organoleptyczne i biologiczne) wód. W celu określenia wpływu procesów przebiegających w rejonie wysadu solnego wykonano eksperymenty znacznikowe, mające na celu określenie kierunków przepływów i kontaktów hydraulicznych w tym rejonie. Analiza danych przeprowadzona została w oparciu o przedstawione w części literaturowej modele transportu zanieczyszczeń w warstwach wodonośnych.

Ocenę wpływu eksploatacji odkrywki na wody podziemne dokonano w oparciu o wieloletnie pomiary zawartości jonów chlorkowych, siarczanowych, wodorowęglanowych, sodowych, potasowych, wapniowych, magnezowych w wodach podziemnych oraz w ciekach powierzchniowych (rowach i kanałach) opuszczających rejon odwodnienia odkrywki. Ocena wpływu eksploatacji węgla brunatnego na czystość i jakość wód podziemnych oparta jest na wytycznych Ministerstwa Środowiska oraz wytycznych Unii Europejskiej.

Dodatkowo wykonano pomiary izotopowe stosunków izotopowych siarki $^{34/32}\text{S}$ i tlenu $^{18/16}\text{O}$ w jonach siarczanowych dla oceny wpływu składowisk popiołów na wody podziemne w ich otoczeniu.

W celu określenia wpływu struktury wysadu solnego, łącznie z badaniami izotopowymi, wykonano szereg eksperymentów znacznikowych, mających na celu określenie kierunków przepływu wód podziemnych w jego rejonie oraz prędkości przepływu wód podziemnych w bezpośrednim otoczeniu czapy wysadu solnego.

Badania dotyczyły pięciu ważnych zagadnień:

- oceny wpływu wód odprowadzanych z systemu odwadniania na wody powierzchniowe rzek Widawki, Krasowej, Warty,
- wpływu wewnętrznego zwałowiska popiołów na jakość wód podziemnych,
- wpływu eksploatacji kopalni na jakość wód w ujęciach wody pitnej,
- wpływu mokrego składowiska popiołów Bagno-Lubień na jakość wód podziemnych i wód odprowadzanych z tego rejonu,
- wpływu wysadu solnego Dębina na jakość wód podziemnych

W części końcowej pracy podsumowano wyniki wykonanych badań oraz przeanalizowano wpływ eksploatacji kopalni metodą odkrywkową prowadzoną w KWB „Bełchatów” na zlewnię rzeki Warty. Zaprezentowane w pracy diagramy i mapy ilustrują przebieg procesów fizykochemicznych, zachodzących w wodach podziemnych w tym rejonie w czasie. Zaprezentowane dane mogą posłużyć do uogólnienia opisu wpływu podobnych obiektów inżynierskich na środowisko.

1.1.1 Zakres badań

Załączniki zamieszczone w części praktycznej podają zestawienie, prowadzonych od 1983 r. badań hydrochemicznych i izotopowych wód podziemnych oraz powierzchniowych w rejonach potencjalnego oddziaływania KWB „Bełchatów”. Zakres badań i sposób ich opracowania spełnia zalecenia Głównego Inspektora Ochrony Środowiska w sprawie tworzenia regionalnych oraz lokalnych sieci monitoringu stanu wód podziemnych i powierzchniowych [87]. Najwyższe dopuszczalne lub zalecane wartości wskaźników zanieczyszczeń w wodach i ściekach wprowadzanych do wody na podstawie cytowanych uregulowań prawnych oraz innych norm i zaleceń zestawiono w tabelach 6 i 7.

W części praktycznej praca powstała na podstawie zestawień:

- Cech jakościowych i zmian jakości cieków powierzchniowych w rejonie odkrywki, w tym rz. Widawki, Rakówki, Krasówki i Warty:
 - Rys. 9 – zmiana stężenia chlorków w ciekach powierzchniowych,
 - Rys. 10 – zmiana stężenia siarczanów w ciekach powierzchniowych,

- Tab. 10 – stężenie makroskładników w wodach powierzchniowych,
- Zał. 5 – zestawienie stężeń składników jonowych w wodzie w obszarach największej emisji zanieczyszczeń
- Składu izotopowego wód podziemnych pompowanych ze studni oraz pobranych z otworów obserwacyjnych i kontrolnych w rejonie oddziaływania odkrywki [Zał. 2, Zał. 3, Rys. 13 i Zał. 4].
- Oddziaływania składowiska popiołów Bagno-Lubień na cechy jakościowe wód pompowanych przez studnie w barierach: N, N-1, A-1:
 - Rys. 16 - stężenia jonów chlorkowych w wodach podziemnych w bezpośrednim otoczeniu składowiska 1983–1997;
 - Rys. 17 - stężenia siarczanów w wodach podziemnych w bezpośrednim otoczeniu składowiska 1983–1997;;
 - Rys. 18 - stężenia bromu w wodach podziemnych w bezpośrednim otoczeniu składowiska 1983–1997;;
 - Rys. 19 - stężenia jonów siarczanowych w wodach pobranych ze studni w okresie 1993–2005;
 - Rys. 20 - stężenia chlorków w wodach pobranych ze studni w okresie 1993–2005,
 - Zał. 1 - zestawienie stężeń mikroskładników w wodach pobranych z otworów obserwacyjnych w bezpośrednim otoczeniu składowiska;
- Analiz jakości wody w ujęciach wody pitnej: „Rogowiec”, „Piaski” i „Bewa”, zlokalizowanych w rejonie potencjalnego oddziaływania wewnętrznego zwałowiska popiołów:
 - Zał. 6 – zestawienie składu chemicznego wód pochodzących z ujęć wody pitnej w poszczególnych latach obserwacji.
- Oddziaływania zwałowiska wewnętrznego na jakość wód podziemnych:
- Analiz jakości wód podziemnych odprowadzanych do systemu odwodnienia wysadu solnego „Dębina”:
 - Rys. 22 - zawartość jonów chlorkowych w wodach wprowadzanych do cieków powierzchniowych z systemu odwodnienia wysadu solnego,
 - Rys. 24 - skład jonowy wód podziemnych w poszczególnych latach pracy systemu bariery ochronnej wysadu solnego,
 - Rys. 23 - zawartość jonów siarczanowych w wodach wprowadzanych do cieków powierzchniowych z systemu odwodnienia wysadu solnego.

Przedmiotem badań są wody: powierzchniowe i podziemne pobrane w następujących rejonach kopalni:

- w wodach rzek: Widawki, Rakówki, Krasówki i Warty (lokalizacja punktów pomiarowych podana została na Rys. 7) w latach 1996-2006 wraz z oceną jakości wg obowiązujących przepisów MŚ,
- punktu zrzutu odwadniania bariery ochronnej wysadu solnego Dębina,
- studniach zlokalizowanych w strefie oddziaływania mokrego składowiska popiołów Bagno-Lubień,
- studniach odwodnienia wgłębnego i wybranych otworach obserwacyjnych w rejonie zwałowiska wewnętrznego,

- studniach odwodnienia wgłębnego i wybranych otworach obserwacyjnych w rejonie mokrego składowiska popiołów,
- studniach ujęć wody pitnej.

W przedstawionych zastawieniach analiz chemicznych, przeprowadzonych zarówno dla cieków powierzchniowych, jak i wód podziemnych w rejonach wysadu solnego, nowej odkrywki Szczerców oraz składowisk popiołów, zastosowane zostaną kryteria według rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 11.02.2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych. W pozostałych przypadkach, w okresie do 2004 roku, analizę jakości przeprowadzono na podstawie rozporządzeń obowiązujących w danym roku hydrologicznym.

1.2 WSTĘP

Paliwa kopalne odgrywają ważną rolę w rozwoju cywilizacyjnym człowieka. Najbogatsze zasoby paliw kopalnych stanowi węgiel, a w nim węgiel brunatny. Jest on jednym z najważniejszych surowców, stosowanych do produkcji energii elektrycznej, obok węgla kamiennego. Jego pozyskiwanie możliwe jest za pomocą najtańszej metody eksploatacji – zdejmowania nadkładu i odsłaniania pokładów, przy jednoczesnym obniżaniu położenia zwierciadła wód podziemnych.

Eksploatacja surowców mineralnych metodami odkrywkowymi prowadzi do zmian stosunków wodnych w warstwach wodonośnych. Wszelkie tego typu obiekty, które naruszają naturalny przepływ wód podziemnych, podlegają obserwacji, a szczegółowe wytyczne o jej zakresie określają odpowiednie przepisy. Monitoring obejmuje pomiary poziomu zwierciadła wód podziemnych, prowadzone w rejonie powstałego wokół odkrywki leja depresji oraz pomiary stężeń mikro- i makroskładników w wodzie. Dodatkowe badania obejmują pomiary zawartości pierwiastków promieniotwórczych w wodzie dotyczące stężenia trytu i radonu-222, składników związanych bezpośrednio z infiltracją powierzchniową i ascensją z głębszych warstw wodonośnych.

W przypadku kopalni węgla brunatnego „Bełchatów” i związanego z nią procesu odwadniania wgłębnego oraz występowania w rejonie odkrywki obiektów takich jak składowiska nadkładu i odpadów paleniskowych, wysad solny, kanały odwodnienia powierzchniowego, stwarzających zagrożenie dla czystości wód podziemnych i powierzchniowych, badania jakości (zawartości składników: mikro i makrojonów) i czystości (klarowności, zawiesiny, zawartości flory bakteryjnej) wód kopalnianych stanowią jedno z najważniejszych zadań dla służb zajmujących się eksploatacją kopalni. Zakres badań obejmuje zarówno analizę próbek wody pobranych z poziomów pod i nadwęglowych z rejonu wkopu, rejonów składowisk odpadów paleniskowych i wysadu solnego, jak również prób wody pochodzących z cieków powierzchniowych, do których podawana jest woda pochodząca z systemów odwadniania. W trakcie upływu czasu od momentu rozpoczęcia eksploatacji kopalni następuje zmiana stężenia zanieczyszczeń i pogorszenie jakości wód podziemnych oraz powierzchniowych, co prowadzi do zmiany ich klasyfikacji określonej w odpowiednich normach jakościowych. Biorąc pod uwagę, że wody kopalniane transportowane są zlewnią rzeki Warty w sposób naturalny do Morza Bałtyckiego, problem ich czystości ma znaczenie dla dużych obszarów Europy.

1.3 GÓRNICTWO WĘGLA BRUNATNEGO NA ŚWIECIE

Największy udział w globalnym wydobyciu węgla brunatnego przypada na Niemcy (20%). Kolejnymi potentatami są Rosja, Stany Zjednoczone, Polska, Czechy, Grecja, Turcja, Australia, Chiny, Rumunia, Kanada, Bułgaria, Indie, Tajlandia, Węgry i Hiszpania [59, 60, 61] (Tabela 1).

Problem zanieczyszczenia wód podziemnych w rejonach eksploatacji węgla brunatnych metodami odkrywkowymi dotyczy wszystkich kopalni. W celu zminimalizowania zagrożeń, które pojawiają się w momencie uruchomienia przepływu ascenzyjnego, wertykalnego i infiltracji, przewidziano kilka kluczowych zagadnień odnośnie ochrony wód podziemnych. Pierwszym z nich, które zaprezentowano m.in.: na międzynarodowym sympozjum „Ecology of Post-Mining Landscapes” w 1999 r. w Cottbus [99], był problem biogeochemicznych procesów utleniania pirytu. Procesy te prowadzą do zasalania wód podziemnych jonami siarczanowymi, stąd stanowią wysokie ryzyko dla otoczenia, głównie przez obniżanie pH wód i właściwości korozyjne.

Tabela 1 Wydobycie węgla brunatnego na świecie (stan w 2001 roku)

Kraj	Wydobycie [mln Mg]	Udział w krajowej produkcji energii elektrycznej [%]	Przewidywane zasoby
Niemcy	175	27	43 mld Mg, (200-letni okres eksploatacji)
Rosja	79	7	193 mld Mg.
USA	72	2	40 mld Mg
Grecja	68	69	ok. 4 mld Mg.
Australia	66	27	45 mld Mg
Turcja	64	28	7 mld Mg
Czechy	51	69	3,5 mld Mg
Chiny	45	3	52 mld Mg
Kanada	36	10	14 mld Mg (prowincje Alberta i Saskatchewan)
Jugosławia	35	63	
Rumunia	31	30	3 mld Mg
Bułgaria	26	40	2,5 mld Mg
Indie	24	4	
Tajlandia	19	17	
Węgry	14	25	
Hiszpania	12	10	
Macedonia	8	78	
Razem	885	-	

Drugim tematem podejmowanym na tym sympozjum były zagadnienia reakcji rekombinacji zachodzących pomiędzy składnikami jonowymi wód podziemnych. Reakcje chemiczne pomiędzy składnikami wód są przyczyną sedymentacji, tworzenia się osadów i rozpuszczania innych minerałów, co powoduje zmianę przekroju instalacji transportujących wody technologiczne (w sieci odwodnienia podziemnego i powierzchniowego) oraz zwiększenie oporów przepływu w strefach filtracyjnych pomp odwadniających.

1.4 DZIAŁANIA INŻYNIERSKIE W CZASIE EKSPLOATACJI KOPALNI

W okresie przygotowania do eksploatacji działania inżynierskie polegają w głównej mierze na formowaniu terenu wydobycia węgla i wprowadzeniu na jego powierzchnię urządzeń eksploatacyjnych. W okresie tym przygotowywana jest wierzchnia pokrywa terenu, na której zbudowana zostanie infrastruktura w postaci baz dla urządzeń, sprzętu komunikacyjnego, magazynów, służby utrzymania ruchu, magazynów części zamiennych i technologicznych. Równolegle prowadzone są prace mające na celu usunięcie zewnętrznej warstwy nadkładu. Polegają one na zniwelowaniu terenu, usunięciu roślin i przygotowaniu dróg dojazdowych

oraz osadzeniu ław pod urządzenia transportowe. Zadanie geologów w tym okresie polega na przygotowaniu dokumentacji i planu eksploatacji, a także na zaprojektowaniu i wykonaniu sieci odwiertów, które będą przeznaczone do obserwacji stanu wód podziemnych. Część z nich będzie wykorzystywana jako głębinowe studnie odwodnienia. Jednocześnie budowana jest sieć kanałów odwadniania powierzchniowego doprowadzająca odpompowane wody do pobliskich rzek.

W momencie gdy system pomp spowoduje powstawanie leja depresji i opadanie wód podziemnych do głębokości poniżej pierwszej półki eksploatacyjnej, rozpoczyna się zdejmowanie nadkładu. Wysokość półek uzależniona jest od wielkości maszyn. Pierwsze półki zdejmowane są koparkami nadkładowymi i mają miąższość nieprzekraczającą zasięgu czerpaka koparki, gdyż nadkład zawiera znaczne ilości wtrąceń w postaci glin i kamieni, żwiru bądź łupków. W okresie tym rozpoczyna pracę laboratorium analityczne, analizujące jakość wód ujmowanych systemem odwodnienia wgłębnego. Okres usuwania nadkładu trwa kilka lat, przykładowo okres zdejmowania nadkładu odkrywki Szczerców rozpoczął się w 2000 roku i będzie trwał do 2008 roku. Dodatkowe prace mają na celu zabezpieczenie ścian wyrobiska przed jego osuwaniem oraz rozbudowę sieci transportu taśmowego, a także budowę dróg dojazdowych do wkopu. Prace udostępniania węgla wymagają wytworzenie układu przestrzennego w postaci odwróconego stożka o szerokiej podstawie i wąskim wierzchołku. Zdejmowany nadkład składowany jest w pobliżu odkrywki, gdyż w późniejszym okresie zostanie on przetransportowany do wnętrza wkopu i będzie ewentualnie składowany wraz z popiołem (w zależności, czy okrywka współpracuje z pobliską elektrownią, czy jest tylko producentem kopaliny). Zagrożeniem dla jakości wód powierzchniowych są w tym momencie zanieczyszczenia zawarte w wodach ujmowanych z poziomów nadłożowych, które mogą zawierać znaczne ilości rozpuszczonego radonu-222, będącego produktem rozpadu promieniotwórczego radu-226. Izotop ten jest nieodłącznie związany z węglami brunatnymi, a jego koncentracja jest uzależniona od wieku serii węglowej. Łącznie z obecnością radu-226 stwierdzono występowanie takich pierwiastków jak bar i stront.

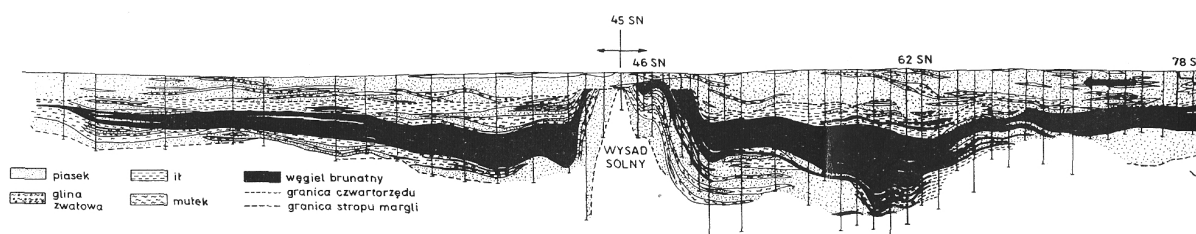
W momencie odsłonięcia serii węglowej do wkopu wprowadza się koparki węglowe i wyłącza z ruchu koparki nadkładowe. Gęstość mineralogiczna węgla i jego twardość są stabilne oraz niższe od podobnych parametrów materiału nadkładu, w związku z tym można zastosować koparkę o dużej średnicy czerpaka przez co zwiększa się miąższość eksploatowanej półki. Powstały do tego momentu lej depresji wód podziemnych ma dość znaczny zasięg, co stwarza konieczność przygotowania dodatkowych otworów obserwacyjnych, często leżących w odległości kilkunastu kilometrów od centrum samej odkrywki. Spowodowane jest to koniecznością badania jakości wód podziemnych, gdyż od tego momentu do studni odwadniających dopływać będą wody pochodzące z połączonych poziomów czwarto- i trzeciorzędowych, zawierających węglany, oraz poziomu mezozoicznego, w którym występują minerały zawierające duże stężenia chlorków.



Rysunek 1 Półkowy postęp zdejmowania nadkładu i eksploatacji węgla w KWB Bełchatów

W miarę eksploatacji zasięg odkrywki zwiększa się. Na spagu odsłoniętej w ten sposób warstwy mezozoicznej rozpoczyna się składowanie zdjętego wcześniej nadkładu. W tym celu na dno odkrywki sprowadza się zwałowarki, a powstające zazwałowanie odkrywki ma postać półek. Ich miąższość jest uzależniona od zasięgu i wysokości ramienia taśmociągu zwałowarki. Jednocześnie składowany jest tu popiół ze spalonego w elektrowni węgla. Ługowane z niego zanieczyszczenia stanowią zagrożenie dla wód podziemnych, gdyż odpad ten zawiera metale ciężkie, wysokie zawartości siarczanów, wzbogacone w procesie redukcji siarki w spalinach oraz jonów towarzyszących: strontu, baru i niklu. W tym celu koniecznym staje się badanie jakości i czystości odcieków oraz utrzymywanie sieci studni odwadniających w otoczeniu składowiska, gdyż studnie te przejmują wody zawierające zanieczyszczenia wyługowanie ze składowiska. W przypadku gdy składowisko nie zostałoby otoczone barierą ochronną studni, zanieczyszczenia te mogłyby - za sprawą dyfuzji i adwekcji - przemieszczać się wraz z wodami podziemnymi na znaczne odległości.

Ostatecznym zabiegiem kończącym pracę odkrywki jest zawodnienie powstałego wkopu bądź zazwałowanie go i odbudowanie poziomu zwierciadła wody do poziomu naturalnego. Proces odpompowywania jest regulowany przez sterowanie pracą i wydajnością pomp, i tak utrzymuje się prace pomp w rejonach, w których obserwowane jest przekroczenie stężeń określonych jonów powyżej norm dopuszczalnych. Do chwili całkowitego zakończenia prac mających na celu odbudowanie poziomu zwierciadła obserwowany jest adwekcyjny przepływ zanieczyszczeń, przechodzący w przepływ czysto dyspersyjny po wyłączeniu ostatniej pompy. Przywrócenie poziomu zwierciadła do stanu poprzedzającego okres eksploatacji zmniejsza tym samym zagrożenie dla jakości wód podziemnych. Następuje wyrównanie gradientu stężeń soli i ograniczenie zasięgu występowania zanieczyszczeń wyłącznie do rejonów składowisk. W tym momencie zanika zagrożenie dla jakości wód powierzchniowych, gdyż nie pracuje już sieć odwodnienia wgłębne. Wody infiltracyjne i wyługowane substancje nie stanowią też żadnego zagrożenia dla ujęć wody pitnej, gdyż ekspandujący obszar leja depresji, a tym samym wyłączanie wielu ujęć komunalnych wymusiły konieczność budowy sieci wodociągowej i kanalizacyjnej w rejonie leja depresji.



Rysunek 2 Przekrój przez odkrywkę Bełchatów

Przekrój wzdłużny przez odkrywkę Bełchatów przedstawiony został na Rys. 2. Po lewej stronie rysunku znajduje się odkrywka Szczerców, po prawej Bełchatów. Prace odwodnieniowe są w tym przypadku utrudnione przez wysad solny Dębina (pośrodku). Konieczność zaprojektowania i utrzymania bariery ochronnej w jego rejonie spowodowała zagrożenie zanieczyszczenia cieków powierzchniowych przez wody kopalniane.

W przypadku odkrywki Bełchatów proces powstawania odkrywki przebiegał następująco [7, 129]:

- W 1960 roku Przedsiębiorstwo Poszukiwań Nafty z Piły wykonując w rejonie Piasków standardowe odwierty, których celem było znalezienie ropy naftowej, odkryło znaczne zasoby węgla brunatnego.
- W latach 1960-1962 wykonano 50 otworów rozpoznawczych, na podstawie których dokonano pierwszego szacunku zasobów węgla brunatnego – w ilości ponad 2 mld ton.
- W 1964 roku, po wykonaniu kolejnych otworów geologicznych, opracowana została kompleksowa dokumentacja geologiczna, którą w 1965 roku zatwierdził Prezes Centralnego Urzędu Geologii.
- W latach 1963-1972 trwał proces opracowywania koncepcji i projektu eksploatacji węgla brunatnego ze złoża „Bełchatów”. Łącznie opracowano i przeanalizowano 42 warianty eksploatacji. Ostatecznie do realizacji przyjęty został projekt Poltegoru, który zakładał udostępnienie Pola „Bełchatów”, z lokalizacją wyrobiska udostępniającego we wschodniej części złoża i zastosowaniu do urabiania nadkładu wysokowydajnych koparek firmy Krupp.
- Efektem tych działań była Uchwała Prezydium Rządu nr 31 z 20 października 1972 roku o rozpoczęciu prac przygotowawczych do budowy Kombinatu Paliwowo-Energetycznego Bełchatów. Od tej chwili prace przygotowawcze, a następnie budowa KWB Bełchatów nabrały odpowiedniego tempa.
- 15 czerwca 1973 r. - Minister Górnictwa i Energetyki zatwierdził Założenia Techniczno-Ekonomiczne (ZTE) budowy Kopalni i Elektrowni „Bełchatów”.
- 1 kwietnia 1974 r. - rozpoczęła się w miejscowości Piaski budowa placu montażowego maszyn podstawowych (koparek i zwałowarek).
- 17 stycznia 1975 roku Rada Ministrów podjęła Uchwałę nr 14/75 w sprawie budowy Zagłębia Górniczno-Energetycznego Bełchatów. W tym samym dniu Minister Górnictwa i Energetyki Zarządzeniem nr 3 powołał „Przedsiębiorstwo Państwowe - Kopalnia Węgla Brunatnego „Bełchatów” w budowie”. Od tego dnia kopalnia rozpoczęła działalność jako samodzielny podmiot gospodarczy.
- Kierownictwo kopalni realizowało przyjęty wg ZTE harmonogram budowy kopalni:
 - 1 października 1975 r. rozpoczął się proces odwodnienia wgłębnego,
 - 15 października 1975 r. rozpoczęty został montaż pierwszej koparki nadkładowej,
 - 24 stycznia 1976 r. rozpoczęty został montaż pierwszej zwałowarki.

- Równolegle prowadzony był montaż przenośników taśmowych oraz realizowano roboty przygotowawcze związane z budową systemu rowów i kanałów dla odprowadzenia wód kopalnianych oraz budową obiektów zaplecza technicznego.
- Wykonywane były także obiekty systemu odwodnienia wglębnego (studnie, otwory obserwacyjne) oraz obiekty inwestycji towarzyszących (budownictwo mieszkaniowe, socjalne, itp.).
- 6 czerwca 1977 r. o godz. 13.07 uruchomiony został I układ KTZ (koparka-taśmociąg-zwałowarka) i rozpoczęły się „prawdziwe” roboty górnicze, tym samym rozpoczęło się zbieranie i zwałowanie nadkładu.
- Następne lata upłynęły na montażu kolejnych maszyn podstawowych i przenośników taśmowych dla układu technologicznego kopalni.
- 19 listopada 1980 roku koparka SRs 2000 wydobyła pierwszy węgiel ze złoża „Bełchatów”.
- Dostawy węgla do Elektrowni Bełchatów w sposób ciągły rozpoczęły się dopiero w grudniu 1981 roku, tj. w momencie uruchomienia pierwszego bloku energetycznego.

Z przedstawionego zestawienia widać wyraźnie, że na uruchomienie nowej kopalni potrzeba co najmniej 15 lat.

W przypadku planowanej budowy odkrywki „Legnica” [132] zakłada się 16-letni cykl budowy kopalni i elektrowni, w tym:

- prace studyjne, projektowe, uzgodnienia, montaż finansowania inwestycji - 5 lat,
- roboty przygotowawcze (zajęcia terenu, prace odwodnieniowe, budowa maszyn) - 4 lata,
- budowa wkopu udostępniającego - 7 lat.,
- docelowe wydobywanie kopalni osiągnąć ma w trzynastym roku od rozpoczęcia budowy wkopu udostępniającego.

Jeżeli węgiel znajduje się blisko powierzchni ziemi, tak jak w wielu miejscach - np. w Australii czy w Stanach Zjednoczonych, wydobywa się go metodą odkrywkową. Metoda ta stosowana jest również przy eksploatacji złóż węgla brunatnego we wschodniej Europie. W Wielkiej Brytanii kopalnie odkrywkowe mają średnio 33 metry głębokości. W najgłębszej tego typu kopalni w Niemczech eksploatuje się węgiel na głębokości 325 metrów.

1.5 WPŁYW KOPALNI NA STAN WÓD GRUNTOWYCH I POWIERZCHNIOWYCH

Główne zagrożenia ze strony kopalnictwa odkrywkowego związane są z usuwaniem znacznych objętości wody podczas wykonywania prac mających na celu udostępnienie kopalni. W tabeli 2 podano ilość wypompowanej wody w największych polskich kopalniach odkrywkowych (według stanu w 2003 roku) [59, 60, 61, 216].

Tabela 2 Ilość wydobytego węgla, zdjętego nadkładu i wypompowanej wody (od momentu uruchomienia eksploatacji)

Kopalnia	Węgiel	Nadkład	Ilość wody wypompowanej	Średni wskaźnik zawodnienia
	[mln Mg]	[mln m ³]	[mln m ³]	[m ³ /Mg]
Adamów	159,4	1066,9	2595,2	16,28
Bełchatów	684,2	2928,1	599,2	8,76
Konin	493,6	2544,7	3963,7	8,03
Turów	792,8	1723,0	1016,3	1,28
Łącznie	2129,8	8262,7	13574,4	6,37

Na podstawie obserwacji stwierdzono, że wydobycie węgla kamiennego w Górnośląskim Zagłębiu Węglowym wymusza odwodnienie piętra karbońskiego na powierzchni około 1750 km², przy czym w bezpośrednim rejonie eksploatacji obniżenie zwierciadła wody wynosi średnio 100 m poniżej stropu utworów karbońskich, a oddziaływanie systemu odwodnienia na system hydrologiczny tej warstwy sięga do głębokości 500 m. Ze względu na bezpośrednie powiązanie hydrologiczne warstw wodonośnych, w piętrze triasowym obniżenie zwierciadła sięga 80 m. Z uwagi na głębokości, na których prowadzone są prace wydobywcze, powierzchnia odwodnienia poziomu czwartorzędowego jest kilkakrotnie niższa i wynosi około 490 km². Sumaryczna [17] objętość odwadnianego środowiska wodno-skalnego wynosi więc około 100 km³, przy zasięgu oddziaływania odwodnienia wynoszącym 800 km³ górotworu. O zmianach hydrochemizmu wód podziemnych w rejonie górnośląskim wzmiankują także Rózkowski [2005] [150] i inni autorzy [123, 140, 152]. W przypadku eksploatacji węgla metodami odkrywkowymi, jaka prowadzona jest m.in. w rejonie Bełchatowa, obszar oddziaływania jest znacznie mniejszy, ze względu na głębokość, na jakiej ulokowana jest seria węglowa. Złoża Bełchatów i Szczerców charakteryzują się miąższością węgla wynoszącą około 55 m, który ulokowany jest średnio 130 m pod nadkładem, na który składają się utwory mułowców, żwirków i piaszczaków. Podłoże stanowią szczelinowo-krasowe utwory poziomu mezozoicznego. Do roku 2000 eksploatację połączoną z procesem odwadniania prowadzono wyłącznie na Polu Eksploatacyjnym „Bełchatów”, którego długość określono na 13 km, przy szerokości 1,5÷2 km. Od roku 2000 uruchomiono drugie pole eksploatacji „Szczerców”, a prace na nim wykonywane związane są wyłącznie z wykonaniem wkopu eksploatacyjnego (XII.2006), odsłonięciem serii węglowej oraz utrzymaniem poziomu zwierciadła poniżej spagu pokładu węgla. W celu utrzymania odpowiednich warunków podczas prac, w tym kompaktacji terenu, leja depresji, zapobieżenia dopływom przez silnie erozyjne warstwy podwęglowe, wykonano sieć studni odwadniających. Lokalizacja studni zapobiega dopływom wód z kierunków południowego i północnego (do krawędzi odkrywki) oraz z kierunku zachodniego (z rejonu wysadu solnego). W grudniu 2006 dopływ z kierunku zachodniego kontrolowany był przez barierę ochronną wysadu solnego. Kolektory studni we wkopie eksploatacyjnym zafiltrowane są poniżej poziomu węglowego – na głębokościach około 350 m ppt (sukcesywnie, w miarę obniżania głębokości półek, kolektory te są skracane od góry), bariera południowa i północna sięga natomiast głębokości 250 m ppt. W 1985 r. (w szczytowym okresie eksploatacji) wydatek odwodnienia sięgał 420÷450 m³/min, lej depresji obejmował poziom czwartorzędowy i trzeciorzędowy o obszarze około 500 km² (zgodnie z definicją leja depresyjnego, tzn. do punktu o różnicy 1 m pomiędzy położeniem zwierciadła swobodnego pierwszego piętra wodonośnego a głębokością leja depresji).

Podobne zagrożenie destruktywnego wpływu na środowisko wód podziemnych mają także inne rodzaje eksploatacji, w tym wydobycie siarki, eksploatacja rud cynku i ołowiu czy soli kamiennej. W przypadku procesu eksploatacyjnego siarki metodą ciśnieniową powstaje stożek depresji spowodowany zatłaczaniem wody (o temperaturze 140°C i ciśnieniu 1 MPa). W 1987 r. w rejonie kopalni „Grzybów” stwierdzono, że obszar podwyższonego ciśnienia wód w warstwie trzeciorzędowej wynosił 110 km², a w rejonie oddziaływania kopalni „Jeziórko” – 65 km² [143].

Pozostałością eksploatacji rud cynku i ołowiu w niecce bytomskiej jest szczypanie 4 km³ górotworu, ucieczka wody z koryt rzecznych i kompaktacja terenu. Wydobycie na terenie niecki olkuskiej spowodowało przekształcenie obiegu wód podziemnych w strefie kontaktu pomiędzy kruszczonośnym triasem a jurą i nadległym czwartorzędem. Lej depresji kopalń miedzi w Legnicko-Głogowskim Zagłębiu Przemysłowym ma obszar 700 km² i obejmuje serię węglanową cechsztynu oraz nadległe utwory trzeciorzędowej serii węglowej. W tym przypadku poziom czwartorzędowy chroniony jest przed drenażem przez warstwę ilów. Zagrożeniem w

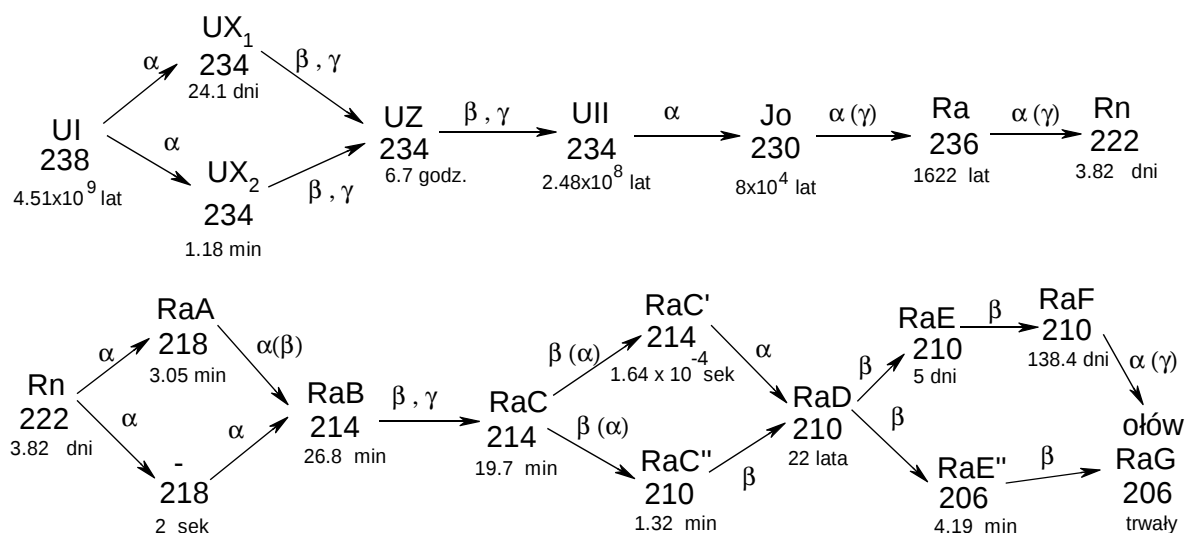
tym przypadku jest osiadanie terenu, powodujące pozorne podniesienie poziomu zwierciadła wód warstwy czwartorzędowej.

Złoża soli kamiennej mają zazwyczaj naturalną izolację w postaci utworów ilasto-gipsowych, zapobiegającą intruzjom wód podziemnych do złoża solnego. W rejonie Baryczy oraz w rejonie Łężykowie koło Bochni, wskutek braku zabezpieczeń stropu ługowanych utworów, nastąpił proces, którego efektem są nieckie osiadania i niekontrolowane zapadliska wypełnione wodą (niecka koło Baryczy wykorzystywana jest jako składowisko odpadów dla Krakowa). Efektem ubocznym zakończenia eksploatacji jest zaciskanie kawern powstałych w wyniku ługowania i pompowania solanek oraz wyciskania z nich solanek ku powierzchni terenu.

Obecnie w Polsce węgiel brunatny wydobywany jest w pięciu zagłębiach węglowych: Turów, Sieniawa, Konin, Adamów i Bełchatów. Perspektywicznie planowane jest udostępnienie złoża Legnica. Dodatkowo planowano wydobyć węgiel brunatny z zasobów ułożonych w rejonie Poznania. Prace te jednak nie zostały rozpoczęte, gdyż wykonana w latach siedemdziesiątych ekspertyza dotycząca skutków eksploatacji węgla z tamtejszego obszaru przewidywała wysokie zagrożenie dla wód podziemnych i powierzchniowych wokół odkrywk. Za wstrzymaniem prac przygotowawczych i projektowych przemawiał również postulat, że eksploatacja ta wpłynie na czystość i jakość wód, które zasilają sieć wodociągową miasta Poznań [112].

Obok leja depresji, zmiany mineralizacji wód, dopływu wód z innych rejonów, infiltracji zanieczyszczeń z powierzchni, dopływu ascenzyjnego wód o znacznym zasoleniu i temperaturze [55], największymi naturalnymi zagrożeniami dla wód podziemnych są wysady solne, złoża minerałów rozpuszczalnych w wodzie (hallit), kwasu węglowego w klimacie humidowym (kalcytu) oraz minerały zawierające substancje adioaktywne (m.in.: rad-226). Czapa wysadu solnego jest wydajnym źródłem zasolenia siarczanowego i chlorkowego, a oczyszczanie wód zanieczyszczonych solankami jest dość rzadko stosowane [156]. W Polsce sól pochodząca z systemu odwodnienia kopalń jest neutralizowana poprzez proces odsalania, technologia ta stosowana jest w kopalniach „Dębieńsko”, „Budryk” [36] oraz „Krupiński”. Technologia opiera się na zatłaczaniu solanki do wewnątrz górotworu na głębokość 500 m. W okresie pilotowej pracy instalacji w kopalni „Krupiński” zatłoczono 123 tys. m³ solanek kopalnianych zawierających 3,8 tys. ton soli. W ciągu doby do otworu zatłaczane jest 715 m³ solanki zawierającej 23 tony soli. Lokalizacja otworu dobrana została na podstawie naturalnych właściwości utworów geochemicznych, zawierających największe ładunki soli ze wszystkich kopalni jastrzębskich. Ubocznym efektem uruchomienia instalacji zatłaczającej była kolmatacja kolektora tłoczącego, spowodowana wytrącaniem się siarczków baru. Po zmianie technologii wytrącania siarczków przed wtłaczaniem ich do otworu, instalacja została włączona do procesu technologicznego kopalni. Analogiczne problemy miały miejsce podczas transportu wód rurociągiem „Olza” [121].

Kolejnym zagrożeniem, z którym wiąże się zmiana mineralizacji cieków powierzchniowych lub warstw wodonośnych, jest uruchomienie przepływów między warstwami [221]. Dochodzi do niego poprzez nierównomierne szczyptywanie i zmianę ciśnień w poszczególnych warstwach wodonośnych. W efekcie ciepłe (termiczne o temperaturach 10÷20°C) i zasolone wody poziomu mezozoicznego mogą mieszać się ze słodkimi wodami kenozoiku. Największym zagrożeniem, pochodzącym z poziomów mezozoicznych, mającym bardzo poważne skutki zdrowotne jest radon-222 [134]. Emanacja radonu może przebiegać na dwa sposoby: jako skutek eksploatacji pokładów węgla (odsłonięcia minerałów zawierających rad-226) lub jako skutek naturalnych ruchów tektonicznych. Gaz ten wnosi największy udział do ogólnej dawki promieniowania pochłoniętej przez człowieka [104], a niektóre produkty jego rozpadu mają długi okres połowicznego rozpadu (m.in. β-promieniotwórczy RaD-210 o $t_{1/2} = 22$ lata).



Rysunek 3 Schemat przemian promieniotwórczych w szeregu uranowo-radowym [86]

Dobra rozpuszczalność radonu w wodzie (w postaci trwałego jonu RnO^{2+}) powoduje, że migruje on na znaczne odległości. Z punktu widzenia ochrony środowiska przed skażeniami radioaktywnymi, w kopalniach węgla kamiennego jego stężenie jest monitorowane w sposób ciągły (w wodach i w powietrzu) [16]. Jest on również niebezpieczny dla ludzi niezwiązanych z dziedziną kopalnictwa surowców naturalnych, gdyż gromadzi się w dolnych częściach budynków, przez co może dostawać się do organizmu drogą oddechową [53, 160, 57, 103]. Pomiary stężenia radonu-222 w sferze cywilnej prowadzone były przez AM w Białymstoku. Wykazały one, że problem radioaktywności geogennej (związanej z budową geologiczną) dotyczy w znacznej mierze obszarów województwa podlaskiego, a powodem jego emanacji jest sieć spękań górotworu. W warunkach naturalnych spękania są wypełnione wodą pod znacznym ciśnieniem, zapobiegającym migracji radonu ku górze. W przypadku eksploatacji kopalni powstają drogi migracji, której siłą napędową jest różnica ciśnień, wywołana różnicą temperatur pomiędzy wodą w pierwszym poziomie a wodą poziomu mezozoicznego.

Jednym z zagrożeń antropogenicznych, wnoszącym znaczne ilości substancji i jonów niepożądanych w wodach podziemnych, są składowiska odpadów komunalnych i odpadów paleniskowych (popiołów) [34,144]. W okolicach składowisk popiołów i gipsów pochodzących z mokrego odsiarczania spalin stwierdza się ługowanie jonów siarczanowych do wód pierwszego poziomu wodonośnego. Z tego powodu pierwszym i najważniejszym sposobem ograniczenia emisji zanieczyszczeń do wód podziemnych jest uszczelnienie dna składowiska. W przypadku gdy składowisko będzie wykorzystywane przez ograniczony czas, związany z przygotowaniem nowego pola składowania, jak to ma miejsce w KWB „Bełchatów”, rolę ochronną stanowi sieć studni odwadniających wkop eksploatacyjny. W tym przypadku drenaż obniża lej depresji poniżej dna składowiska [199] i utrzymuje go do momentu zawodnienia odkrywki lub przeniesienia składowiska w rejon objęty ochroną. Znaczna ilość składowisk poeksploatacyjnych w Polsce wymaga dodatkowej ochrony w postaci sieci studni odwadniających, otaczających te składowiska. Przykładem jest składowisko odpadów paleniskowych „Bagno-Lubień” na terenie KWB Bełchatów, ograniczone specjalną siecią otworów pompowych. Przypadek ten był kilkakrotnie opisywany przez różnych badaczy [2, 3, 38, 161] i stanowi klasyczny przykład zanieczyszczenia wód podziemnych przez ługowanie popiołów. Obecnie problem dotyczy m.in.: podwyższonych stężeń jonów siarczanowych, strontu, baru, niklu, których obecność stwierdzono w sieci cieków wodnych, gdzie odprowadzane są wody z odwodnienia tego rejonu.

Budowa kopalni odkrywkowej powoduje zawsze ingerencję w środowisko naturalne. Pierwszym elementem środowiska naruszonego przez kopalnię jest zajmowanie terenu. W przypadku projektowanej odkrywki „Legnica”, przewiduje się sukcesywne zajęcie ok. 3 tys. ha terenu, z czego na wkop 700 ha, zwałowisko 1,625 tys. ha, place zagospodarowania 120 ha, przenośniki 100 ha, drogi i koleje 105 ha, inne ok. 350 ha. W pierwszym okresie budowy kopalni likwidacji ulec musiałyby wsie Gogołowice i Radlice. Byłaby to maksymalna wielkość zajmowanego terenu, która w miarę rozwoju kopalni nie będzie się już zwiększać, gdyż nowo zajmowane tereny będą rekompensowane oddawanymi terenami zrekultywowanymi o tej samej powierzchni i podobnych, jeśli nie lepszych, właściwościach użytkowych, jak to jest już w tej chwili praktykowane w innych kopalniach polskich [203, 205].

Drugim elementem środowiska, który zostanie naruszony w trakcie eksploatacji odkrywki, będą wody podziemne. Dla zabezpieczenia eksploatacji niezbędne będzie obniżenie zwierciadła wód podziemnych poniżej dna odkrywki, a więc do głębokości ponad 200 m. Powodować to będzie rozwijanie się na zewnątrz obszaru odwadnianego leja depresji o zasięgu około 5 km od granic eksploatacji. Oznacza to, że ciśnienia wód podziemnych obniżane będą na obszarze około 120 km². Niewielki zasięg leja depresji w porównaniu do wielkości depresji wynika ze stosunkowo niewielkiego udziału (40-50%) utworów przepuszczalnych, które nie tworzą tu rozległych horyzontów o rozprzestrzenieniu regionalnym. W obrębie leja depresji liczyć się należy z zanikiem wody w części istniejących studni płytkich i ze zmniejszeniem wydajności ujęć głębszych. W okresie budowy wkopu będzie trzeba wykonać około 15 ujęć i sieci wodociągowych oraz kolejnych 15 w okresie do końca eksploatacji. Dynamika rozwoju leja depresji w przypadku eksploatacji węgla brunatnego w odkrywce Bełchatów przedstawiona została w [52].

Ponad 40-letnie doświadczenie i najnowsze badania wskazują, że wpływ odwodnienia na środowisko glebowe użytków rolnych zaznacza się tylko tam, gdzie pierwotnie zwierciadło wody występuje płycej niż na głębokości 1 m przy braku izolującej warstwy nieprzepuszczalnej w bezpośrednim podłożu. Przy pierwotnym zwierciadle poniżej 5 m jego obniżenie nie ma już żadnego wpływu na wilgotność gleb, a roślinność korzysta tylko z wód opadowych. Pośród analizowanych miejscowości zwierciadło do głębokości 1 m stwierdzono tylko w 10% przypadków. Można więc w przybliżeniu stwierdzić, że uprawy rolne maksymalnie narażone być mogą na zniżkę plonów na obszarze ok. 10%, czyli 12 km². Powyższe szacunki są całkowicie zgodne z tym, co obserwuje się obecnie w rejonie czynnych kopalń węgla brunatnego. W otoczeniu kopalni w Koninie, Adamowie i Turowie, gdzie warunki litologiczne są wprawdzie nieco korzystniejsze niż w Legnicy (70-80% gruntów spoistych), nie zaobserwowano w ogóle szkód w uprawach mimo ponad 35 lat odwadniania. W otoczeniu kopalni „Bełchatów”, gdzie warunki te są znacznie gorsze niż w rejonie Legnicy (70% gruntów przepuszczalnych), zaobserwowano szkody tylko w użytkach zielonych w dolinach rzecznych i podmokłych obniżeniach terenu; nie zanotowano natomiast strat w użytkach rolnych; pewne symptomy pogorszenia kondycji drzew sygnalizowane są w lasach, lecz nie są one ilościowo uchwytne, a odwodnienie w Bełchatowie trwa od ponad 25 lat.

Zanieczyszczenie powietrza wywołane istnieniem kopalni pochodzić będzie z pylenia ze źródeł nieorganizowanych (zwałowiska, place, składowiska węgla, przenośniki taśmowe, lokalne kotłownie itp.) [218]. Zasięg tego pylenia maksymalnie przy suszy i silnych wiatrach może sięgać do ok. 1 km. Dla tych obszarów utworzone będą strefy ochronne wraz z projektami ich zagospodarowania. Źródłem uciążliwości z tytułu wywoływanego hałasu mogą być przenośniki taśmowe między kopalnią a elektrownią w Jurczu. Jednak obecne doświadczenia uzyskiwane w kopalniach „Turów” i „Bełchatów” pozwolą uciążliwość tę zredukować do akceptowalnego minimum. Drogą do tego będą zmiany konstrukcyjne, strefy ochronne i osłony tłumiące

propagację hałasu. Zanieczyszczenie powietrza przez elektrownię będzie całkowicie wyeliminowane przez budowę instalacji odsiarczania i odazotowania spalin, zgodnie z przyjętymi przez Polskę normami europejskimi.

W okresie eksploatacji kopalni, ze względu na zwiększony przepływ wód podziemnych zachodzą pewne przemiany chemiczne, co powoduje zmiany składu jonowego wód. Procesy te zależne są od genezy utworów wodoprzepuszczalnych oraz warunków przepływu. W złożach solnych, w tym również wysadach solnych, najwcześniejszymi produktami osadzania są siarczany: gips $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, a następnie anhydryt CaSO_4 . Stront i bar wykazują duży stopień geochemicznego pokrewieństwa. W cyklu osadowym podczas ewaporacji wody morskiej następuje wbudowanie strontu w siarczanowe minerały wapnia i powstają przy tym minerały: celestyn SrSO_4 i stroncjanit SrCO_3 . Krystalizujący następnie hallit NaCl jest uboższy w stront. W pobliżu złóż solnych może występować zwiększenie stężenia jonów strontu w roztworze. W skałach wapiennych część strontu zawartego w aragonicie wchodzi do struktury kalcytu, reszta przechodzi do roztworu. Podobnie jest podczas przeobrażania anhydrytu we wtórny gips. Wody wzbogacone w chlorki mają zdolność rozpuszczania rodzimych minerałów strontu, zwłaszcza celestynu SrSO_4 . Efekt ten zachodzi w bogatych w chlorki wodach terenów roponośnych. Procesy wytrącania baru zachodzą łatwiej w środowisku utleniającym. W środowisku skalnym zaś bar zostaje łatwo uruchomiony, ale jego migracja nie jest daleka, gdyż wytrąca się on w postaci trudno rozpuszczalnych siarczanów i węglanów. Najbogatsze w bar (baryt BaSO_4 i witeryt BaCO_3) są skały ilaste (średnio 580 mg/kg baru, piaskowce 300 mg/kg, skały węglanowe 50-190 mg/kg baru. W wodzie morskiej stężenie baru wynosi 0,013 mg/kg, w wodach rzek 0,045 mg/kg. Większość minerałów solnych pozbawiona jest rubidu. W piaskowcach średnie stężenia wynoszą 60 mg/kg, w skałach węglanowych 3-10 mg/kg. Rubid nie jest dobrze transportowany, pomimo swojej dobrej rozpuszczalności. Brom w skałach osadowych - skały ilaste 4-6 mg/kg, piaskowce 1 mg/kg, skały węglanowe 6,2 mg/kg. Wysokie stężenie bromu powoduje wydzielanie się go podczas ewaporacji i powstawanie złóż solnych. Nie tworzy wówczas własnych minerałów, lecz wbudowuje się w sieć krystaliczną chlorków. Ze względu na koncentrowanie się bromu w końcowych frakcjach roztworów solnych obserwuje się podwyższenie jego stężenia w solach potasowych (sylwin, karnalit), podczas gdy hallit jest ok. 10 razy uboższy w brom.

1.6 ROZWÓJ GÓRNICTWA ODKRYWKOWEGO W POLSCE I ZAGROŻENIA DLA ŚRODOWISKA

Przyjmuje się, że w Polsce elektrownie opalane węglem brunatnym posiadają 26% całkowitej mocy powstającej w polskich elektrowniach i wytwarzają średnio 35% krajowej energii elektrycznej. Zasoby węgla brunatnego wskazują, że będzie on pełnił rolę strategicznego surowca w polskiej energetyce przez następne 50 lat.

W Polsce w ponad 150 rozpoznanych złożach węgla brunatnego szacunkowo znajduje się ok. 60 mld ton węgla. Udokumentowane geologiczne zasoby bilansowe wynoszą ok. 14 mld ton, pozabilansowe zaś 4,9 mld ton. Tylko 3,0 mld ton zasobów bilansowych jest obecnie zagospodarowanych, co stanowi ok. 21% całości zasobów (Tabela 3).

Tabela 3 Całkowite geologiczne zasoby węgla brunatnego w Polsce [mln Mg] [59, 60, 61]

	Razem	Bilansowe	Pozabilansowe	Prognostyczne	Poza kryteriami	Teoretyczne
--	-------	-----------	---------------	---------------	-----------------	-------------

Złoże udokumentowane	24575	13984	4879	4208	1504	
Złoże perspektywiczne	58231			51585	6648	
Obszary węglonośne	141690					141690
Razem	224496	13984	4879	55791	8152	141690

Obecnie prowadzi się eksploatację w czterech kopalniach wieloodkrywkowych: „Adamów”, „Bełchatów”, „Konin” i jednoodkrywkowej – „Turów” (Rys. 4, Tabela 4). [59, 60, 61] Piąta działająca odkrywka „Sieniawa” produkuje niewielkie ilości węgla tylko na lokalne potrzeby.

Tabela 4 Rejony złóżowe węgla brunatnego w Polsce

Rejony złóżowe	Złoże
Zachodni	Turów, Mosty, Babina, Gubin, Cybinka, Sieniawa, Słubice-Rzepin
Północno-Zachodni	Trzcianka, Więcbork, Nakło
Legnicki	Legnica, Ścinawa, Ruja
Wielkopolski	Mosina, Krzewino-Czempin, Szmotuły, Gostyń, Góra
Koniński	Pątnów, Adamów, Lubstów, Drzewce, Tomisławice, Mąkoszyn-Grochowska, Morzyczyn, Dęby Szlacheckie, Piaski, Izbica Kujawska
Łódzki	Rogoźno
Bełchatowski	Bełchatów-Szczerców-Kamieński, Złoczew, Gorzkowice-Ręczno, Wieruszów
Radomski	Głowaczów, Wola Owadowska, Owadów

Kopalnia Węgla Brunatnego „Adamów” S.A. eksploatuje węgiel brunatny o małym zasiarczeniu z trzech odkrywek: Adamów, Koźmin, Władysławów. Jej zdolność wydobywcza wynosi 4,5÷5,2 mln ton/rok. Wydobywany węgiel wykorzystuje się w Elektrowni Adamów.

Kopalnia węgla Brunatnego „Bełchatów” S.A. wydobywa ok. 38,5 mln ton węgla rocznie. Węgiel przetwarzany jest na energię w elektrowni o mocy znamionowej 4370 MW. Jest to największa elektrownia w Europie bazująca na węglu brunatnym. Odkrywka Bełchatów zakończy pracę w 2017 roku, z związku z tym rozpoczęto budowę odkrywki Szczerców, która będzie dostarczać węgiel do nowej elektrowni „Bełchatów II” o projektowanej mocy 830 MW.

Kopalnia Węgla Brunatnego „Konin” S.A., o zdolności wydobywczej 15 mln ton rocznie, eksploatuje obecnie trzy odkrywki: Kazimierz Północ (do roku 2011), Józwin II B (do roku 2020) oraz Lubstów (do roku 2009). Węgiel dostarczany jest do elektrowni „Konin” o mocy 538 MW i „Pątnów” o mocy 1200 MW.

Kopalnia Węgla Brunatnego „Turów” S.A. jest najstarszą kopalnią w polskim górnictwie węgla brunatnego. Jej zdolność wydobywcza wynosi ok. 15 mln ton rocznie. Nie jest jednak w pełni wykorzystywana z powodu zmniejszonego zapotrzebowania elektrowni (o mocy 2105 MW) na węgiel.

Wymienione kopalnie rozpoczęły zdejmowanie nadkładu w następujących okresach:

- KWB „Adamów” – nadkład w 1959 roku, węgiel w 1964 roku,
- KWB „Bełchatów” – nadkład w 1977 roku, węgiel w 1980 roku,
- KWB „Konin” – nadkład w 1945 roku, węgiel w 1947 r.,
- KWB „Turów” nadkład w 1947 r., węgiel w 1947 r.



Rysunek 4 Mapa eksploatacji węgla brunatnego w Polsce

Wśród polskich złóż węgla brunatnego za najbardziej wartościowe uznaje się złoża położone w rejonie Legnicy. Charakteryzują się one znaczną zasobnością, przekraczającą dwukrotnie zasobność wszystkich eksploatowanych złóż węgla brunatnego w Polsce. Obecnie teren ten jest bazą wydobywczą złóż miedzi oraz rejonem hutniczym. Przewiduje się, że w przyszłości infrastruktura przemysłowa okolic Legnicy oparta będzie w głównej mierze na działalności kopalni i prowadzić jednocześnie obecnie wykonywaną działalność. Zakładane wydobycie węgla wynosi ok. 30 mln Mg / rok. Zaopatrywana węglem elektrownia mogłaby uzyskać moc rzędu 4000÷4500 MW. Przy założeniu poziomu wydobycia na 60 mln Mg/rok uzyskać można moc 8000÷9000 MW (co eliminuje obecne elektrownie na węgiel brunatny). Przy wariacie wydobycia 30 mln Mg/rok zasoby pozwolą na pracę kopalni przez 90 lat, zaś przy wariacie wydobycia 60 mln Mg/rok - na 50 lat.

Z przedstawionych danych wynika, że problem związany z ochroną wód podziemnych w rejonach kopalni odkrywkowych będzie aktualny do momentu zakończenia prac eksploatacyjnych w ostatniej odkrywce, natomiast problemy wodne związane z zawadnieniem odkrywek będą zadaniem priorytetowym dla służ ochrony przez następne kilkadziesiąt lat (Tabela 5).

Tabela 5 Planowane wydobycie węgla brunatnego w polskich kopalniach odkrywkowych [mln Mg]

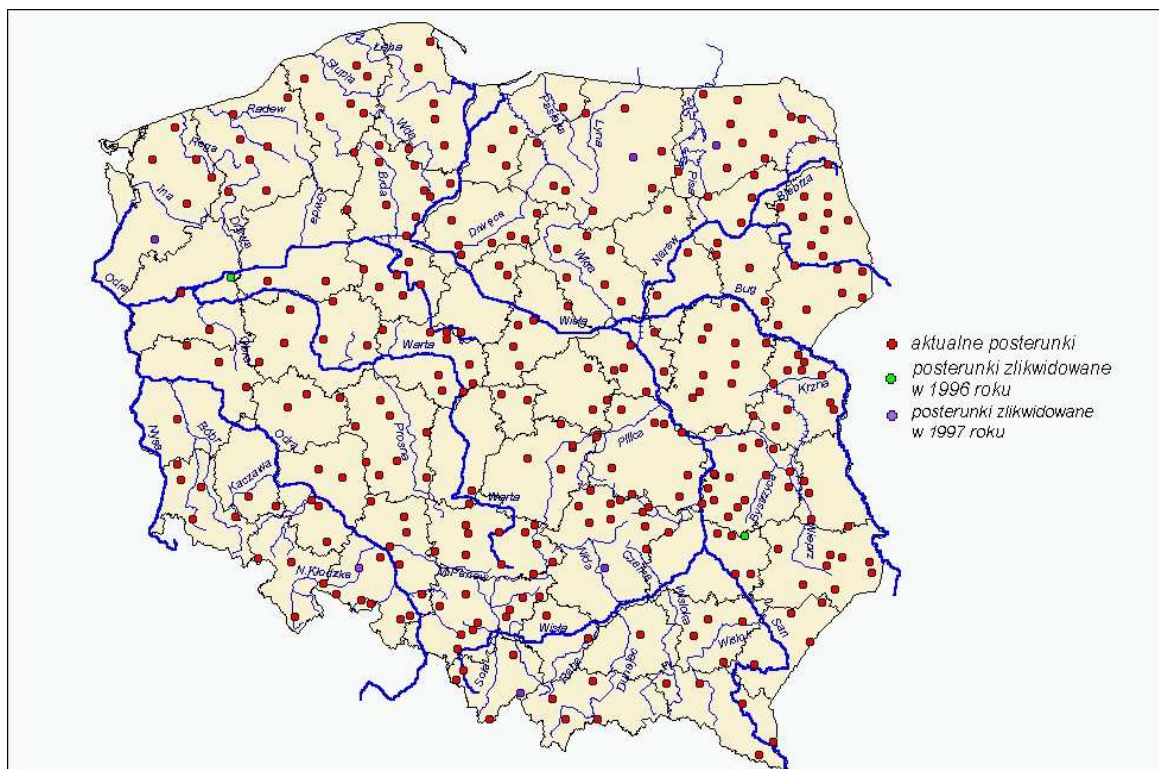
Lata	KWB „Adamów”	KWB „Bełchatów”	KWB „Konin”	KWB „Turów”	KWB * „Legnica”	Razem
2005	4,6	36,0	11,0	12,8		64,4

2006	4,5	36,1	10,4	12,2		63,2
2007	4,5	39,2	10,4	11,8		65,9
2008	4,5	38,7	10,4	12,4		66,0
2020	4,4	36,4	10,4	10,1	3,0	61,3
2025		36,5	10,3	10,9	24,5	57,7
2030		15,0	4,2	10,2	33,3	29,4
2035			3,6	9,5	32,1	13,1
2040			0,6	9,5	60,0	10,1
Po 2040				71,0	60,0	71,0
					60,0	60,0
Razem	87,5	971,6	276,5	452,5		1788,1
Ze złożem Legnica	87,5	971,6	276,5	452,5	2812,7	4600,8
Zakończenie wydobycia	2024 rok	2036 rok	2040 rok	2048 rok		2048 rok

Systemy odwodnienia są powodem regionalnego zaburzenia hydrochemizmu warstw wodonośnych. Efekty pracy drenaży przejawiają się bezpośrednio w postaci opadania zwierciadła wód podziemnych, co powoduje deficyt wody gruntowej, stanowiącej źródło zasilania roślinności. Nadmierna eksploatacja zbiorników wód gruntowych jest jedną z przyczyn degradacji źródeł wody pitnej [8, 9, 10]. W większości wypadków system drenażu narusza warunki naturalnej infiltracji. Niesie to szczególne niebezpieczeństwo dla wód gruntowych, zwłaszcza w rejonach składowisk odpadów komunalnych, dzikich wysypisk, terenów przemysłowych. W rejonach tych może zaistnieć niebezpieczeństwo przedostania się do wód podziemnych substancji biologicznych, trujących, toksyn, metali ciężkich lub składników niebezpiecznych dla zdrowia bądź życia ludzkiego. Zanieczyszczenia te mogą niszczyć również organizmy żywe zamieszkujące litosferę i hydrosferę. Przywracanie poziomu zwierciadła wód gruntowych jest procesem długofalowym. Powrót do stanu równowagi może trwać nawet kilkadziesiąt lat [58, 73, 142]. W przypadku KWB Bełchatów planuje się, że w przypadku zlikwidowania odkrywek w 2020 roku, proces nawadniania zakończy się w 2049 r.

1.7 METODY MONITOROWANIA STOSOWANE PODCZAS EKSPLOATACJI KOPALNI

Problem ochrony wód podziemnych i powierzchniowych jest jednym z zadań priorytetowych służb ochrony środowiska [155]. W Polsce zagadnieniem tym zajmuje się m.in.: Państwowa Służba Hydrogeologiczna powołana przez Państwowy Instytut Geologiczny oraz Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Prace prowadzone przez wspomniane służby mają na celu dokumentowanie stanu hydrologicznego i chemicznego wód podziemnych oraz powierzchniowych oraz przewidywanie ich jakości. W bazie danych znajdują się obecnie informacje o stanie hydrologicznym ujęć wód pitnych oraz złóż kopalin, m.in.: [48]. W bazie danych Stacjonarnej Obserwacji Wód Podziemnych znajdują się dane o stanie rzędnych zwierciadeł wód gruntowych oraz analizy ich składu chemicznego. Uzyskane w ten sposób dane wykorzystywane są przy tworzeniu map chemizmu wód podziemnych Polski, wykonywanych w zespole Polskich Zasobów Geologicznej Kartografii Seryjnej [123]. Wymienione zasoby informacji noszą jednolitą nazwę Bazy Danych Hydrologicznych – HYDRO [6]. Aktualnie sieć obserwacyjna wód podziemnych obejmuje 5 obszarów i składa się ze 123 tys. obiektów (odwiertów, ujęć i źródeł zwykłych wód, wód mineralnych i termalnych) – (stan na listopad 2005 r.). Sieć pomiarowa stacji hydrologicznych w sposób ciągły i automatyczny gromadzi dane o opadzie atmosferycznym oraz podstawowym składzie chemicznym, temperaturze i zwierciadle wody na głębokościach 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 3,0 i 4,0 m. Baza ta składa się z 629 punktów obserwacyjnych. Rozmieszczenie posterunków przedstawia mapa (rysunek 5).



Rysunek 5 Mapa rozmieszczenia posterunków pomiarowych wód podziemnych Sieci Stacjonarnych Obserwacji Wód Podziemnych PIG w Polsce.

Zgodnie z Rozporządzeniami Ministra Zdrowia badania oddziaływania kopalni odkrywkowej na środowisko bazują na oznaczeniach [212]:

- Podstawowego składu fizyko-chemicznego we wszystkich pobranych próbach.
- Oznaczenia zawartości i zapotrzebowania tlenu oraz koncentrację składników eutroficznych.
- Oznaczenia mikroskładu chemicznego, w tym zawartości wszystkich pierwiastków śladowych objętych normami lub zaleceniami jakościowymi MZ i MŚ. Oznaczenia wykonuje się zwyczajowo metodą spektrometrii emisyjnej ze wzbudzeniem plazmowym.
- Oznaczenia środowiskowej zawartości trytu ^3H wyłącznie w próbach wód podziemnych, pobranych z pompowanych studni i otworów obserwacyjnych.
- Oznaczenia stężenia radonu ^{222}Rn i radu ^{226}Ra .
- Oznaczenia całkowitej radioaktywności beta. Wykonuje się je metodą porównawczą z wykorzystaniem cieczowego licznika scyntylacyjnego.
- Badania składu izotopowego siarki $\delta^{34}\text{S}$ i tlenu $\delta^{18}\text{O}$ w jonie siarczanowym. Oznaczenia te wykonuje się z próbek wód:
 - podziemnych, pobranych ze stratygraficznie różnowiekowych poziomów wodonośnych, udostępnionych przez sieć otworów obserwacyjnych zlokalizowanych w rejonie wkopu udostępniającego,
 - powierzchniowych, pobranych w punktach monitorowania na rzekach, rowach i kanałach odprowadzających wody pompowane.

Oznaczenia te mają na celu ciągłą kontrolę czystości wód podziemnych i powierzchniowych [206] w jej rejonie, ze względu na możliwość wprowadzenia do nich zanieczyszczeń, spowodowanych eksploatacją odkrywką. Wprowadzone zanieczyszczenia mogą zmieniać fizyczny (osad, klarowność, przewodność), chemiczny (wzrost zasolenia) lub biologiczny (mikroorganizmy, bakterie) skład wód. Każda zmiana

równowagi we właściwościach fizycznych, chemicznych i biologicznych w wodach podziemnych i powierzchniowych może być przyczyną znacznych strat ekonomicznych (dla przemysłu wykorzystującego te wody) i narazić odbiorców na utratę zdrowia (zanieczyszczenie mikroorganizmami lub metalami ciężkimi). Badania wód na obecność substancji promieniotwórczych pozwalają podjąć odpowiednie działania w celu zminimalizowania potencjalnych skutków skażenia radiologicznego (m.in.: przez produkty promieniotwórczego rozpadu 222-radonu). Wyniki badań jakości wód podziemnych wraz z komentarzem wydawane są w postaci biuletynów informacyjnych Państwowego Instytutu Geologicznego [76 ÷ 80].

Systematyczne badania wody z czynnych studni wody zlokalizowanych w rejonie odkrywki pozwalają ocenić wpływ odwadniania na jakość wód podziemnych i określić ewentualne zmiany jakości wody pitnej oraz gospodarczej uzyskiwanej z tego ujęcia. Badanie wód ze stratygraficznie różnowiekowych poziomów wodonośnych, udostępnianych przez sieć otworów obserwacyjnych zlokalizowanych we wszystkich rejonach pola eksploatacyjnego, mają na celu wczesne sygnalizowanie zagrożeń związanych z ewentualnie stwierdzanymi lokalnymi anomaliami hydrochemicznymi [71]. Wyniki badań izotopowych pozwalają określać genezę niepożądanych zmian składu wód podziemnych i w konsekwencji również wód pompowanych przez studnie odwodnienia wgłębnego.

1.8 PRZEPISY PRAWNE ZWIĄZANE Z OGRANICZANIEM WPŁYWU EKSPLOATACJI KOPALNI NA WODY GRUNTOWE

Wstąpienie Polski do Unii Europejskiej spowodowało, że konieczne stało się dostosowanie krajowych norm jakości wód powierzchniowych oraz podziemnych do standardów unijnych [122, 215]. Szczegółowe wytyczne w tym zakresie reguluje Dyrektywa 2000/60/WE [32] Parlamentu Europejskiego z dnia 23 października 2000 r. w sprawie ustanowienia ram dla działalności Wspólnoty w dziedzinie polityki wodnej.

Dyrektywa ta podaje definicje wód podziemnych i powierzchniowych:

1. Wody powierzchniowe oznaczają wody lądowe za wyjątkiem wód podziemnych; wody przyujściowe i wody przybrzeżne - z wyjątkiem sytuacji, kiedy z uwagi na skład chemiczny obejmuje to również wody terytorialne.
2. Wody podziemne oznaczają wszelkie wody znajdujące się poniżej poziomu gruntu w strefie saturacji i w bezpośrednim kontakcie z gruntem lub podglebiem.
3. Wody śródlądowe oznaczają wszystkie wody stojące lub płynące po powierzchni ziemi i wszelkie wody podziemne, po stronie lądu od linii podziału, od której odmierzana jest szerokość wód terytorialnych [...].
4. Sztuczny zasób wodny oznacza zasób wód powierzchniowych powstały na skutek działalności człowieka.
5. Silnie zmieniony zasób wodny oznacza zasób wód powierzchniowych, którego charakter został znacznie zmieniony na skutek fizycznego oddziaływania człowieka [...].
6. Warstwa wód podziemnych oznacza podpowierzchniową warstwę lub warstwy skał lub innych formacji geologicznych o wystarczającej porowatości i przepuszczalności umożliwiającej albo znaczny przepływ wód podziemnych, albo pobór znaczących ilości wód podziemnych.
7. Warstwa wód podziemnych zawiera określoną objętość wód podziemnych w ramach zbiornika lub zbiorników wód podziemnych [...].
8. Dobry stan wód powierzchniowych oznacza taki stan zasobów wód powierzchniowych, kiedy zarówno ich stan ekologiczny, jak i chemiczny jest określony jako co najmniej dobry.

9. Dobry stan wód podziemnych oznacza taki stan wód podziemnych, kiedy zarówno ich stan ilościowy, jak i chemiczny jest określony jako co najmniej dobry [...].
10. Dobry stan chemiczny wód powierzchniowych oznacza stan chemiczny wymagany dla spełnienia wymogów środowiskowych wód powierzchniowych (ustalone w art. 4 ust. 1 lit. a), to znaczy stan, w którym stężenia zanieczyszczeń nie przekraczają standardów jakości określonych w załączniku IX i w art. 16 ust. 7 oraz w stosownych przepisach prawa UE określających standardy jakości środowiska na poziomie Wspólnoty.
11. Dobry stan chemiczny wód podziemnych oznacza stan chemiczny warstw wód podziemnych spełniający wszystkie warunki ustalone w tabeli 2.3.2 z załącznika V do dyrektywy [...].
12. Substancje niebezpieczne oznaczają substancje lub grupy substancji, które są toksyczne, trwałe i podatne na bioakumulację oraz inne substancje lub grupy substancji, których poziom osiąga stan niepokojący [...].
13. Zanieczyszczenie oznacza jakąkolwiek substancję, zwłaszcza wymienioną w załączniku VIII dyrektywy, mogącą spowodować zanieczyszczenie.
14. Bezpośredni zrzut do wód podziemnych oznacza zrzut zanieczyszczeń do wód podziemnych bez perkolacji przez glebę lub podglebie.
15. Zanieczyszczenie oznacza bezpośrednie lub pośrednie wprowadzenie, na skutek działalności człowieka, substancji lub ciepła do powietrza, wody lub gruntu, co może być szkodliwe dla zdrowia ludzkiego lub jakości ekosystemów wodnych albo lądowych bezpośrednio zależnych od ekosystemów wodnych, czego rezultatem są szkody materialne, lub które ogranicza lub zakłóca urządzenia socjalne albo inne prawnie uzasadnione użytkowanie środowiska [...].
16. Standardy jakości środowiska oznaczają stężenie określonego zanieczyszczenia lub grupy zanieczyszczeń w wodzie, osadach lub środowisku ożywionym, które nie powinno być przekroczone z uwagi na ochronę ludzkiego zdrowia i środowiska.
17. Własności wody przeznaczonej do spożycia przez człowieka są określone w dyrektywie 80/778/EWG zmienionej dyrektywą 98/83/WE.
18. Wartości graniczne emisji oznaczają ogólną emisję, wyrażoną w postaci określonych parametrów, stężenie i/lub poziom emisji, które nie mogą zostać przekroczone podczas określonych, jednostkowego okresu lub jednostkowych okresów czasu. Wartości graniczne emisji mogą być również określone dla pewnych grup, rodzin lub kategorii substancji, zwłaszcza dla określonych w art. 16 dyrektywy.
19. Kontrola zanieczyszczeń oznacza kontrole sprawdzające określony poziom emisji, na przykład granicznej wartości emisji lub też inaczej określonych limitów albo warunków dotyczących efektów, charakteru lub innych cech emisji, lub warunków działania, które oddziałują na emisję [...].
20. Celem niniejszej dyrektywy jest ustanowienie ram dla ochrony wewnętrznych wód powierzchniowych, wód przyujściowych, wód przybrzeżnych oraz wód podziemnych, które będą:
 - A. zapobiegać dalszej degradacji oraz chronić, a także poprawiać stan ekosystemów wodnych i lądowych (w odniesieniu do ich wymagań wodnych), jak również terenów podmokłych bezpośrednio zależnych od ekosystemów wodnych;
 - B. promować zrównoważone użytkowanie wód oparte na długoterminowej ochronie dostępnych zasobów wodnych;

- C. dążyć do zwiększenia ochrony i polepszenia środowiska wodnego między innymi poprzez szczególne środki stopniowej redukcji zrzutów, emisji i strat substancji priorytetowych oraz zaprzestanie lub stopniowe ograniczanie zrzutów, emisji i strat priorytetowych substancji niebezpiecznych;
- D. zapewniać stopniową redukcję zanieczyszczenia wód podziemnych i zapobiegać ich dalszemu zanieczyszczaniu.

W zakresie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniami postanowiono, że:

- I. Państwa Członkowskie wdrożą środki konieczne, aby zapobiec lub ograniczyć dopływ zanieczyszczeń do wód podziemnych i zapobiec pogarszaniu się stanu wszystkich warstw wód podziemnych, zgodnie z ust. 6 i 7, i bez szkody dla ust. 8 tego artykułu oraz z zastrzeżeniem stosowania artykułu 11 ust. 3 lit. j.
- II. Państwa Członkowskie będą chronić, polepszać i rekultywować wszystkie warstwy wód podziemnych, zapewnić równowagę między poborem a zasilaniem wód podziemnych, w celu osiągnięcia dobrego stanu wód podziemnych najpóźniej w 15 lat od daty wejścia w życie tej dyrektywy.
- III. Państwa Członkowskie wdrożą środki konieczne do odwrócenia każdej istotnej i trwałej tendencji wzrostu stężenia każdego zanieczyszczenia będącego efektem działalności ludzkiej, w celu stopniowego redukowania zanieczyszczenia wód podziemnych.

W zakresie monitoringu stanu chemicznego wód podziemnych założono zakres badanych wskaźników czystości i listę najważniejszych zanieczyszczeń. Dla każdej wyznaczonej warstwy wód podziemnych będzie monitorowany następujący zestaw parametrów:

- zawartość tlenu,
- wartość pH,
- przewodność,
- azot azotanowy,
- azot amonowy.

oraz najważniejszych zanieczyszczeń:

- I. Związki chloroorganiczne oraz substancje mogące tworzyć takie związki w środowisku wodnym.
- II. Związki fosforoorganiczne.
- III. Związki canoorganiczne.
- IV. Substancje i preparaty lub produkty ich rozkładu, wobec których udowodniono, że posiadają właściwości rakotwórcze lub mutagenne albo właściwości mogące zakłócać funkcje steroidogenowe, funkcje hormonów dotarczycowych, reprodukcyjne lub inne funkcje endokrynologiczne w środowisku wodnym, lub za pośrednictwem środowiska wodnego.
- V. Trwale węglowodory oraz trwałe i biokumulujące się toksyczne substancje organiczne.
- VI. Cyjanki.
- VII. Metale i ich związki.
- VIII. Arsen i jego związki.

- IX. Biocydy i środki ochrony roślin.
- X. Substancje w zawiesinie.
- XI. Substancje, które przyczyniają się do eutrofizacji (zwłaszcza azotany i fosforany).
- XII. Substancje, które wywierają niekorzystny wpływ na bilans tlenu (i można dokonać ich pomiaru przy użyciu takich wskaźników jak BZT i ChZT, itp.).

Badania czystości i jakości wód podziemnych prowadzone są na podstawie ustaw regulujących maksymalne stężenia składników w wodach. Na ich podstawie naliczane są kary finansowe dla przedsiębiorstw, których działalność powoduje destruktywne oddziaływanie na środowisko. W momencie przystąpienia Polski do Unii Europejskiej przepisami określającymi jakość wód podziemnych i powierzchniowych są:

- I. Ustawa z dn. 18.07.2001 r. Prawo wodne [Dz.U. nr 115 poz. 1229] (*z późniejszymi zmianami*) [131].
- II. Ustawa z dn. 27.04.2001 r. Prawo ochrony środowiska – tekst jednolity [Dz.U. z 2006 r. nr 129 poz. 902] [130].
- III. Rozporządzenie MŚ z dn. 11.02.2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. [Dz.U. nr 32 poz. 284]. (*obowiązywało do dn. 01.01.2005 r*) [147].
- IV. Rozporządzenie MZ z dn. 19.11.2002 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. [Dz.U. nr 203 poz.1718] [149].
- V. Rozporządzenie RM z dn. 20.12.2005 r. w sprawie opłat za szczególne korzystanie ze środowiska. [Dz.U. nr 260 poz. 2176]. (*obowiązywało od dn. 01.01.2006 r*).
- VI. Rozporządzenie MI z dn. 20.07.2002 r. w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych. [Dz.U. nr 129 poz. 1108].
- VII. Rozporządzenie MZ z dn. 29.04.2004 r. w sprawie naturalnych wód mineralnych, naturalnych wód źródłanych i wód stołowych [Dz.U. nr 120, poz. 1256, ze zmianą z dn. 17.12.2004 - Dz. U. nr 276 poz. 2738].
- VIII. Rozporządzenie MŚ z dn. 24.07.2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego [Dz.U. nr 137 poz. 984] [148].
- IX. Obwieszczenie MŚ z dn. 23.09.2005 r. w sprawie wysokości kar za przekroczenie warunków wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi oraz za przekroczenie dopuszczalnego poziomu hałasu na 2006 r. [M.P. z 2005 r poz.782].
- X. Obwieszczenie MŚ z dn. 04.10.2006 r. w sprawie wysokości stawek opłat za korzystanie ze środowiska na 2007 r. [M.P. z 2006 r. poz. 714].
- XI. Obwieszczenie MŚ z dn.13.10.2006 r. w sprawie wysokości kar za przekroczenie warunków wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi oraz za przekroczenie dopuszczalnego poziomu hałasu na 2007 r. [M.P. z 2006 r., poz.734].

Poprzednie rozporządzenia straciły ważność, nie zostały tym samym zacytowane w niniejszej pracy (do 2003 r. podstawę ocen środowiskowych stanowiło rozporządzenie MOŚ ZN i L z 05.11.1991 r. [Dz.U. nr 116

poz. 503]). W przypadku działalności przemysłowej, mającej oddziaływanie na środowisko naturalne, decyzje i pozwolenia na działalność wydawane są przez regionalne samorządy. W przypadku eksploatacji kopalin ze złoża Bełchatów decyzje takie wydaje Wojewoda Łódzki. Zacytowane tu pozwolenia obejmują okres eksploatacji w roku 2006.

- I. Decyzja Wojewody Łódzkiego nr SR.IVA.6811-1/KWB/Wd-1/139/05 z dn. 29.12.2005 r. w sprawie odwadniania Zakładu Górniczego Kopalni Węgla Brunatnego „Bełchatów”.
- II. Decyzja Wojewody Łódzkiego nr SR.IVA.6811-1/KWB/Wd-1/150/02 z dn. 30.12.2002 r. w sprawie odwadniania Odkrywki Bełchatów Kopalni Węgla Brunatnego „Bełchatów”.
- III. Decyzja Wojewody Łódzkiego nr SR.IVA.6811-1/KWB/Wd-1/86/02 z dn. 29.04.2005 r. w sprawie zmiany pozwolenia na szczególne korzystanie z wód. (dot. poz. 51a).

Wartości stężeń poszczególnych składników w wodach podziemnych podano w tabeli Zał. N-1. Załącznik zawiera zestawienie maksymalnych wartości stężeń wskaźników fizycznych i tlenowych - m.in.: odczynu, substancji rozpuszczonych, twardości; wskaźników biogennych (różnej postaci azotu) oraz wskaźników zasolenia: m.in.: chlorków, siarczanów, sodu, wapnia. W załączniku Zał. N-2 podano dopuszczalne stężenia pierwiastków śladowych uznawanych za toksyczne - m.in.: arsenu, berylu, kadmu, wanadu; pierwiastków niepożądanych w nadmiernych ilościach: boru, miedzi, cynku, baru oraz radioaktywności beta w:

- wodzie do picia.
- wodach podziemnych I, II i III klasy czystości.
- wodach powierzchniowych I, II i III klasy czystości.
- ściekach.

Podziału dokonano na podstawie rozporządzenia Min. Zdrowia z dn. 19.11.2002 r. (Dz.U. nr 203 poz.1718) oraz jego uaktualnień; rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 (Dz.U. nr 32 poz. 284) i rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 8 lipca 2004 r. (Dz.U. nr 168 poz. 1763).

Z dniem 01.01.2005 r. utraciło moc rozporządzenie MŚ w sprawie klasyfikacji dla oceny stanu wód powierzchniowych i podziemnych, w 2006 r. nie został wydany żaden nowy akt normatywny w powyższej sprawie. Istniejąca od dwóch lat luka prawna uniemożliwia dokonanie obiektywnej i opartej o jednolite kryteria oceny jakości badanych w latach 2005 i 2006 wód powierzchniowych. **W pracy przyjęto, że analiza dokonana dla 2006 r. bazuje na poprzednim (t.j. z 2004 r.) rozporządzeniu Ministra Zdrowia.**

1.9 METODY MODELOWANIA I OPISU TRANSPORTU ZANIECZYSZCZEŃ W WODACH PODZIEMNYCH

Migrację znacznika (zanieczyszczenia) w niejednorodnej (porowatej) warstwie wodonośnej, przy założeniu schematu sorpcyjno (1,5) - konwencyjno (2) - dyspersyjno (3) – dyfuzyjnego (4), z uwzględnieniem znacznika radioaktywnego (5) oraz uproszczeniu przepływu trójwymiarowego do dwuwymiarowego, można opisać za pomocą zależności [88]:

$$\begin{aligned}
R_{af} \frac{\partial C_f}{\partial t} + v \frac{\partial C_f}{\partial x} - D \frac{\partial^2 C_f}{\partial x^2} - \frac{n_p D_p}{b} \frac{\partial C_p}{\partial y} \bigg|_{y=b} + \lambda R_{af} C_f &= 0 & \text{dla } 0 \leq y \leq b \\
\frac{\partial C_p}{\partial t} - \frac{D_p}{R_{ap}} \frac{\partial^2 C_p}{\partial y^2} + \lambda C_p &= 0 & \text{dla } b \leq y \leq L/2
\end{aligned} \tag{1.9.1}$$

gdzie:

C_f – stężenie substancji (znacznika) w fazie wodnej (jako stosunek stężenia znacznika w fazie wodnej do objętości fazy wodnej),

C_p – stężenie substancji (znacznika) w utworach porowatych (jako stosunek stężenia znacznika w fazie stałej do objętości fazy stałej),

v – średnia prędkość przepływu wody w szczelinach,

x – współrzędna oznaczająca kierunek przepływu,

y – współrzędna poprzeczna do kierunku przepływu (x),

D – współczynnik dyspersji zanieczyszczenia w szczelinach,

D_p – współczynnik dyfuzji molekularnej w utworach porowatych (matrycy),

b – miąższość (wysokość) warstwy przepływu,

t – zmienna czasu,

n_p – porowatość ośrodka wodonośnego (matrycy),

L – średnie rozmieszczenie szczelin,

λ – okres połowicznego rozpadu,

R_{af} – współczynnik opóźnienia adsorpcji równowagowej na ściankach matrycy (złoża),

R_{ap} – współczynnik opóźnienia desorpcji znacznika ze ścianek matrycy (złoża) do fazy wodnej,

$$R_{ap} = 1 + \frac{(1 - n_p) \rho k_3}{n_p}$$

ρ – gęstość matrycy (złoża wodonośnego),

k_3 – współczynnik dystrybucji równowagowej izotermy adsorpcji wyrażony jako stosunek objętości zaadsorbowanego znacznika do masy matrycy (złoża),

Badanie migracji substancji w określonej próbce gleby, bada się najczęściej w eksperymencie kolumnowym. Polega on na wprowadzeniu znacznika (barwnego, izotopowego lub biologicznego) do wejścia kolumny wypełnionej medium o znanej porowatości i przewodności hydraulicznej oraz zarejestrowaniu krzywej opisującej funkcję zmiany stężenia znacznika w czasie, na wyjściu kolumny. W procesie migracji znacznika podczas eksperymentu kolumnowego dyspersja hydrodynamiczna ma znaczenie dominujące, natomiast dyfuzję molekularną można pominąć.

Dla uzyskania jednoznacznego rozwiązania równania należy uwzględnić następujące warunki brzegowe:

$$\begin{aligned}
C(0, t) &= C_{we} = \text{const.} \\
\text{(warunek początkowy)} \quad C(x, 0) &= 0
\end{aligned} \tag{1.9.2}$$

gdzie: C_{we} – funkcja zmian w czasie stężenia znacznika na wejściu do kolumny.

Warunki graniczne (brzegowe) dla opisanego w równaniu 1.9.1 transportu masy w warstwach wodonośnych, przyjmuje się jako zbiór zależności przestrzennych i czasowych:

$$\left\{ \begin{array}{l} C_f(x,0) = 0 \\ C_f(0,t) = M/Q \cdot \delta(t) \\ C_f(\infty,t) = 0 \\ C_p(y,x,0) = 0 \\ \left. \frac{\partial C_p}{\partial y} \right|_{y=L/2} = 0 \end{array} \right. \quad 1.9.3$$

gdzie:

M – masa znacznika (zanieczyszczenia),

Q – przepływ objętościowy wody,

$\delta(t)$ – funkcja Diraca.

Uwzględniając inne warunki brzegowe (ciągły lub impulsowy dopływ zanieczyszczenia, pominięcie dyspersji i retardacji zanieczyszczenia) funkcja rozkładu stężenia zanieczyszczenia w przestrzeni i czasie przyjmuje jedną z form opisanych równaniami od 1.9.10 do 1.9.18.

Wyznaczenie współczynnika retardacji zwiększa dokładność obliczeń. W przypadku obliczeń czasu przepływu i rozkładu stężeń zanieczyszczeń nie adsorbujących się w utworach wodonośnych, współczynnik ten jest pomijany. Jego znaczenie wzrasta podczas symulacji przepływu związków ulegających adsorpcji (znaczników nieidealnych – innych niż jony chlorkowe i siarczanowe oraz znaczniki barwne i niektóre radioizotopy). Programy do wyznaczania parametrów i wizualizacji dróg przepływu zanieczyszczeń w wodach podziemnych, takie jak Processing Modflow, FeFlow, Visual Modflow, Groundwater Modelling System, posiadają wbudowaną funkcję obliczającą wartość współczynnika retardacji na podstawie zadeklarowanych zmiennych (rodzaju adsorpcji i współczynników adsorpcji związków, dla których przeprowadza się obliczenia). W programie Processing Modflow, stała retardacji wyznaczana jest na podstawie następującej zależności:

$$R = 1 + \frac{1-n}{n} \chi(C) \quad 1.9.4$$

gdzie:

n – porowatość utworów wodonośnych,

$\chi(C)$ - opisana jest jako:

Według izotermy Freundlicha: $\chi(C) = b_1(C)^{b_2-1}$,

Według izotermy Langmura: $\chi(C) = \frac{k_1}{1 + k_2 C}$,

b_1, b_2, k_1, k_2 - współczynniki podziału (pomiędzy fazą stałą i ciekłą),

C - stężenie adsorbowanego jonu.

W przypadku gdy $R=1$, dany jon transportowany jest jako znacznik idealny i nie ulega adsorpcji czy też wymianie jonowej.

W celu dokładnego opisanie oddziaływań pomiędzy poszczególnymi fazami i szkieletem ośrodka należy uwzględnić udział fazy gazowej i wody stagnacyjnej w ośrodku. W układach rzeczywistych, w których następuje przepływ wody, a warstwy wodonośne są ograniczone (zwierciadło wody jest zawsze poniżej stropu warstwy, czyli warstwy są w stanie wodonasycenia), czynniki te można pominąć. Opis oddziaływań ogranicza się wówczas do podania zależności pomiędzy zanieczyszczoną wodą a szkieletem ośrodka, uwzględniając adsorpcję lub wymianę jonową: $C_s = f(C)$.

W warunkach rzeczywistych dąży się do uproszczenia opisu transportu jonów. Dostępne modele obliczeniowe (FeFlow, Modflow) bazują na założeniu, że równowaga między fazą ciekłą i stałą ustala się według izoterm adsorpcji: liniowej, Langmura i Freundlicha. Najprostszy przypadek uwzględnia natychmiastowe osiągnięcie stanu równowagi (izoterma liniowa):

$$C_s = a \cdot C \quad 1.9.5$$

gdzie:

C_s - stężenie jonu w matrycy [na jednostkę masy matrycy],

C - stężenie jonu w wodzie [na jednostkę objętości roztworu].

MT3DMS oznacza program obliczeniowy typu Modular 3-Dimensional Transport Model with Multi-Species Structure of Accomodating Add-on Reaction Packages (Model 3-Wymiarowego Przepływu z Transportem Masy z uwzględnieniem Reakcji Chemicznych). Transport badanego składnika w ośrodku uwzględniający adwekcję, dyspersję, dyfuzję oraz reakcje chemiczne modelować można z wykorzystaniem oprogramowania MT3DMS. Ogólne równanie transportu wbudowane w programy ma postać:

$$\frac{\partial(\theta \chi C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial \chi C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i \chi C) + q_s \chi C + \sum R_n \quad 1.9.6$$

gdzie:

θ – porowatość ośrodka,

$\chi(C)$ – stężenie zadsorbowanego jonu w szkielecie ośrodka (złożu wodonośnym),

t – zmienna czasu,

x_i – zmienna przestrzenna $i=1,2,3,\dots$,

x_j – zmienna przestrzenna $j=1,2,3,\dots$,

D_{ij} – współczynnik dyfuzji pomiędzy komórkami i / j ,

v_i – prędkość przepływu cieczy w punkcie i ,

q – przepływ objętościowy,

$\sum R_n$ – składowa uwzględniająca reakcje chemiczne.

Człon opisujący adwekcję w równaniu przepływu oznacza przepływ zanieczyszczenia z taką samą prędkością jak prędkość przepływu wody, z pominięciem dyspersji i dyfuzji. Wielkość adwekcji podaje się, uwzględniając liczbę Pecleta, zdefiniowaną jako:

$$Pe = \frac{vL}{D} \quad 1.9.7$$

gdzie:

v - prędkość przepływu,

L - odległość od punktu dozowania,

D - współczynnik dyspersji.

W zagadnieniach, w których adwekcja ma wielkość dominującą, liczba Pecleta osiąga duże wartości liczbowe, przy przepływach czysto adwekcyjnych może mieć wartość dążącą do nieskończoności. Znaczną wadą modeli opisujących adwekcję jest dyspersja numeryczna, objawiająca się w postaci oscylacji krzywej zmian stężenia, oraz brak identyczności pomiędzy krzywą wyznaczoną doświadczalnie a uzyskaną na drodze obliczeniowej. Jedną z metod eliminacji dyspersji numerycznej jest zastosowanie metody charakterystyk. W metodzie tej wykorzystuje się tylko część rosnącą krzywej zmian stężenia znacznika względem czasu. Optymalizacja polega na wyznaczeniu liczby Pecleta (lub współczynnika dyspersji), wprowadzając do równania transportu masy parametr dyspersji (lub liczbe Pecleta), tak, aby uzyskać najwyższą możliwą wartość współczynnika korelacji pomiędzy krzywą doświadczalną i krzywą wyznaczoną na podstawie modelu. Procedura ta nazywana jest optymalizacją modelu. Wyznaczenie parametrów modelu z fragmentu krzywej stężenia znacznika, uzyskanej doświadczalnie, wykorzystuje metodę najmniejszych kwadratów [90].

Dyspersja jest najczęstszą przyczyną rozplywu chmury zanieczyszczeń. Przepływ adwekcyjny zachodzi w kierunku przepływu, wzdłuż linii prądu, natomiast dyspersja ma charakter trójwymiarowy. Najczęściej obserwowanym przypadkiem jest dyspersja wzdłużna w kierunku przepływu. W warunkach polowych dyspersja powoduje rozplyw zanieczyszczeń w kierunku przepływu transportowanego zanieczyszczenia oraz w kierunkach. W większości przypadków do wyznaczania średniego czasu przebywania oraz generowania rozkładów stężenia w czasie i przestrzeni współczynnik dyspersji poprzecznej może być pominięty. Upraszczają to tworzenie modeli, ale co najważniejsze, to założenie jest w pełni słuszne w przypadku przepływu radialnego skierowanego do strefy zafiltrowania studni (w tym przypadku odzysk znacznika w studni będzie zbliżony do 100%, niezależnie od dyspersji poprzecznej) przy znacznej porowatości ośrodka (piasków lub układów szczelinowych). Założenie polegające na pominięciu zjawiska dyspersji poprzecznej wewnątrz obszaru spływu do studni było wykorzystane z powodzeniem przy tworzeniu prognozy oddziaływania osadnika Gilów na wody podziemne w jego bezpośrednim otoczeniu [89]. Moduły obliczeniowe MT3DMS, MT3D wykorzystują tensory dyspersji przedstawione w postaci macierzy:

$$\begin{aligned}
 D_{xx} &= \alpha_L \frac{v_x^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_y^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_z^2}{|v|} + D^* & D_{xy} &= D_{yx} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v_x v_y}{|v|} \\
 D_{yy} &= \alpha_L \frac{v_y^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_x^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_z^2}{|v|} + D^* & D_{xz} &= D_{zx} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v_x v_z}{|v|} \\
 D_{zz} &= \alpha_L \frac{v_z^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_x^2}{|v|} + \alpha_T \frac{v_y^2}{|v|} + D^* & D_{yz} &= D_{zy} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v_y v_z}{|v|}
 \end{aligned} \tag{1.9.8}$$

gdzie:

D_{xx}, D_{yy}, D_{zz} – składowe tensora dyspersji w kierunkach głównych,

$D_{xy}, D_{xz}, D_{yz}, D_{zx}, D_{zy}$ – składowe tensora dyspersji w kierunkach pobocznych,

α_L – współczynnik dyspersji wzdłużnej,

α_T – współczynnik dyspersji poprzecznej,

D^* - współczynnik dyfuzji molekularnej,

v_x, v_y, v_z – składowe prędkości przepływu cieczy,

$|v| = \sqrt{v_x^2 + v_y^2 + v_z^2}$ - średnia prędkość przepływu cieczy.

Zależności stosowane w obliczeniach przepływów, pomiędzy źródłem a punktem obserwacji, pozwalają na obliczenie zmian stężenia zanieczyszczenia w funkcji czasu (delta Diraca [222]) i przyjmują różne postaci, w zależności od warunków granicznych przyływu i wprowadzania zanieczyszczenia do warst wodonośnych. Są one podstawowymi modelami przepływu dyspersyjnego, stosowanymi do wyznaczania parametrów przepływu w oparciu o dane pochodzące z eksperymentów terenowych. Używane są w przypadku przepływów jedno- i dwuwymiarowych (w kierunku wzdłużnym i poprzecznym do kierunku przepływu wody). Ich modyfikacja w porównaniu z równaniem 2.5.1 polega na założeniu, że analizowany układ wodonośny jest homogeniczny, konwekcja zanieczyszczenia odbywa się w kierunku przepływu wody bez adsorpcji i dyfuzji. W zależności od rodzaju dozowania, a więc warunków brzegowych, rozwiązanie równania dyfuzyjnego może mieć następującą postać:

A. Postać ogólna:

$$n[\alpha_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \alpha_T (\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}) - v \frac{\partial C}{\partial x}] = n \frac{\partial C}{\partial t} + (1-n) \rho \left(\frac{\partial C_s}{\partial t} \right) \quad 1.9.9$$

gdzie:

C - stężenie znacznika w wodzie,

C_s - stężenie znacznika w fazie stałej (porowatej matrycy) wyrażonej jako masa znacznika na jednostkę masy matrycy,

v - średnia prędkość przepływu wody,

α_L – współczynnik dyspersji wzdłużnej,

α_T – współczynnik dyspersji poprzecznej,

t - czas,

x - odległość od punktu dozowania mierzona wzdłuż linii prądu,

y – współrzędna poprzeczna do kierunku przepływu,

ρ - gęstość matrycy (ośrodka wodonośnego),

n - efektywna porowatość ośrodka.

B. Dozowanie impulsowe (krótkotrwałe) opisane tzw. Delta Diraca $\delta(t)$ $C(0,t) = \frac{M}{Q} \delta(t)$ i warunkiem

brzegowym:

$$\begin{aligned}
C(\infty, t) &= 0 \\
C(x, 0) &= 0 \\
C_s(x, 0) &= 0
\end{aligned}$$

$$C(t) = \frac{M}{Q} \frac{x}{(4\pi\alpha_L vt^3 / R)^{1/2}} \exp\left[-\frac{(x - vt / R)^2}{4\alpha_L vt / R}\right] \quad 1.9.10$$

średni czas przebywania znacznika pomiędzy otworem dozowniczym a obserwacyjnym wynosi:

$$t_t = \int_0^\infty tC(t) dt / \int_0^\infty C(t) dt \quad 1.9.11$$

odzysk znacznika można natomiast wyznaczyć z zależności:

$$R = \frac{1}{M} \int_0^\infty Q(t) \cdot C(t) \cdot dt \quad 1.9.12$$

gdzie:

α_L – współczynnik dyspersji wzdłużnej,

v – prędkość przepływu wody [$m \cdot s^{-1}$],

x – zmienna położenia (w kierunku przepływu) [m],

M - masa wprowadzonego do układu znacznika [g],

Q – wydatek objętościowy przepływu wody przez złożę porowate [$m^3 \cdot s^{-1}$],

t – czas [s],

$C(t)$ – zmiana stężenia znacznika w czasie.

C. Dozowanie znacznika w postaci impulsu o kształcie prostokątnym, z warunkami brzegowymi:

$$C(0, t) = C_0 \quad dla \quad t \leq t_{puls}$$

$$C(0, t) = 0 \quad dla \quad t > t_{puls}$$

gdzie:

C_0 jest stałym stężeniem znacznika wprowadzanego do kolumny przez okres czasu t_{puls} .

$$\begin{aligned}
C(t) &= C_0 \int_0^t g(\tau) d\tau \quad dla \quad t \leq t_{puls} \\
C(t) &= C_0 \int_{t-t_{puls}}^t g(\tau) d\tau \quad dla \quad t > t_{puls}
\end{aligned} \quad 1.9.13$$

D. Dozowanie ciągle o stałym stężeniu znacznika C_0 dla warunków: $C(0, t) = C_0$

$$C(t) = C_0 \int_0^t g(\tau) d\tau \quad 1.9.14$$

gdzie:

$g(\tau)$ – funkcja znormalizowana podana przez Klotza [65] jako:

$$g(\tau) = \frac{\exp \left[-\frac{(1-\tau/T)^2}{4P_D \tau/T} \right]}{\tau \sqrt{4\pi P_D \tau/T}} \quad 1.9.15$$

$$P_D - \text{stała dyspersji } P_D = \frac{D_L}{vX} = \frac{\alpha_L}{X},$$

$$T - \text{średni czas przepływu znacznika: } T = R t_0,$$

τ - zmienna czasu,

$$t_0 - \text{czas przepływu wody: } t_0 = \frac{X}{v},$$

X – odległość pomiędzy punktem wprowadzenia zanieczyszczenia a punktem obserwacji,

$$|v| = \sqrt{v_x^2 + v_y^2 + v_z^2} - \text{średnia prędkość przepływu cieczy.}$$

Oprócz zależności podanych powyżej istnieją inne modele opisujące przepływ dyspersyjny zanieczyszczeń w ośrodku porowatym. Jednak ze względu na ich skomplikowanie nie znalazły dotychczas zastosowania praktycznego (Model dyspersji w ośrodku porowatym PFDM (Parallel Fissure Dispersion Model – Model Dyspersyjny Transportu Masy z Przepływem Wielowarstwowym w Utworach Porowatych oraz model PFPFM – (Parallel Fissure Piston Flow Model - Model Dyspersyjny Transportu Masy z Tłokowym Przepływem Wielowarstwowym w Utworach Porowatych), opracowane przez Małoszewskiego (1994) [88]).

Parametrami modeli matematycznych przy wybranym modelu przepływu (wzory 1.9.10, 1.9.13 i 1.9.14) pozostają, niezależnie od rodzaju dozowania, średni czas przepływu znacznika **T** oraz stała dyspersji **P_D**.

Optymalizacja modeli polega na dopasowaniu krzywej teoretycznej, uzyskanej z podanych równań do uzyskanej eksperymentalnie, przy zastosowaniu iteracyjnej metody najmniejszych kwadratów (LSQM) i pominięciu wyższych członów [91]. Parametry modelu (**T** i **P_D**) zostają znalezione automatycznie, a jakość dopasowania (**ME**) jest policzona według wzorów podanych przez Hornbergera:

$$ME = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (C_f^i - C_{obs}^i)^2}{\sum_{i=1}^N (C_f^i - C_{mean})^2} \quad 1.9.19$$

$$\text{z } C_{mean} \text{ wyrażonym poprzez } C_{mean} = \sum_{i=1}^N C_{obs}^i / N$$

gdzie:

- C_f^i oraz C_{obs}^i są policzonymi oraz zmierzonymi stężeniami znacznika na wypływie z kolumny ($x=L$) w chwili czasu t_i ,
- N jest ilością punktów doświadczalnych,
- $ME=1$ oznacza idealne dopasowanie modelu.

W przypadku dozowania znacznika w postaci impulsu prostokątnego lub w sposób ciągły (1.9.13 i 1.9.14) dopasowanie krzywych teoretycznych odbywa się manualnie. Parametry modelu (T i P_D) zostają znalezione poprzez zastosowanie tzw. metody „Trial-End-Error”. Poprzez zmianę wartości parametrów (T i P_D) wyszukuje się optymalne dopasowanie, dobierając najlepszą wartość parametru ME (1.9.19).

Rozważając zagadnienia przemian chemicznych, omówić należy te, które można symulować za pomocą ogólnodostępnego oprogramowania. Moduł MT3DMS umożliwia obliczenia transportu masy znacznika radioaktywnego, uwzględniono w nim sorpcję liniową i nieliniową oraz biodegradację. W przypadku sorpcji zachodzącej pomiędzy jonami (lub zanieczyszczeniami) transportowanymi w wodzie i ośrodkiem (matrycą) wodonośnym proces ten opisywany jest za pomocą izoterm adsorpcji. Najprostsza adsorpcja i wiążąca się z nią wymiana jonowa jest prostym modelem opisanym zależnością:

$$C_s = a \cdot C \quad 1.9.5$$

gdzie:

a – współczynnik dystrybucji,

C – stężenie zanieczyszczenia (składnika).

Współczynnik retardacji dany jest natomiast zależnością:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{n} a \quad 1.9.21$$

ρ_b – gęstość utworów porowatych (wodonośnych),

n – porowatość utworów wodonośnych.

W opisach adsorpcji nieliniowej Freundlicha pojawiają się zmienne dobierane empirycznie, jak następuje:

$$C_s = K_f C^a$$

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{n} a K_f C^{a-1} \quad 1.9.22$$

gdzie:

K_f – stała Freundlicha,

a – wykładnik potęgowy w równaniu Freundlicha,

ρ_b – gęstość utworów porowatych (wodonośnych),

C – stężenie zanieczyszczenia (składnika).

W symulacji adwekcyjnego transportu masy MT3DMS używana jest Metoda Charakterystyk. W zależności od wybranego wariantu i dokładności symulacji może zostać użyte równanie zwykłe:

$$C_m^{n*} = \frac{1}{NP_m} \sum_{p=1}^{NP_m} C_p^n \quad \text{gdy } NP_m > 0 \quad 1.9.23$$

gdzie:

NP_m – liczba cząsteczek wewnątrz komórki obliczeniowej m ,

C_p – stężenie cząsteczki o numerze p w kroku czasowym n .

lub zmodyfikowane bazujące na prawie Eulera i Runge-Kutta, bądź też oparte o założenia Eulera:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{R\theta} \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \bar{v}_i \frac{\partial C}{\partial x_i} - \frac{q_s}{R\theta} (C - C_s) - \frac{\lambda_1}{R} C - \frac{\lambda_2}{R} \frac{\rho_b}{\theta} \bar{C} \quad 1.9.24$$

i Lagrange'a:

$$\frac{DC}{Dt} = \frac{1}{R\theta} \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{q_s}{R\theta} (C - C_s) - \frac{\lambda_1}{R} C - \frac{\lambda_2}{R} \frac{\rho_b}{\theta} \bar{C} \quad 1.9.25$$

gdzie:

$\bar{v} = v_i / R$ - opóźnienie prędkości cząsteczki zanieczyszczenia,

$DC/Dt = \partial C/\partial t + \bar{v}_i \partial C/\partial x_i$ - zmiana stężenia zanieczyszczenia na linii przepływu,

pozostałe oznaczenia jak we wzorach 1.9.1 i 1.9.6

Możliwe jest również użycie trzeciego wariantu, metody różnic skończonych z określoną liczbą Couranta, nieuwzględniającego retardacji zanieczyszczenia. Przedstawione równania zostały szczegółowo omówione przez Konikowa [1996] [68], Russella [1983] [154] i Neumanna [1981] [98]. Zalecane jest stosowanie następującego toku postępowania podczas obliczeń:

- Metoda Implicit Finite-Difference (upstream method) opisująca adwekcję stosowana jest tylko i wyłącznie z metodą Implicit Finite-Difference opisującą reakcje chemiczne.
- Metoda Explicit Finite-Difference w równaniu adwekcji stosowana jest wyłącznie z metodą Explicit Finite-Difference w module reakcji chemicznych.
- Metoda Particle-tracking, bazująca na metodach Eulera-Lagranga (Metodzie Charakterystyk i jej modyfikacjach [37]), w adwekcji stosowana jest wyłącznie z metodą Explicit Finite-Difference w module reakcji chemicznych.

Woda będąca nośnikiem transportującym wyługowane bądź rozpuszczone zanieczyszczenia zawiera w swojej strukturze naturalny izotop promieniotwórczy – tryt. Może zostać również zanieczyszczona rozpuszczonym w niej gazem radonem-222, bądź inną sztucznie wprowadzoną substancją. W latach 80-tych stosowane były znaczniki przepływu bazujące na promieniotwórczym jonie bromkowym ^{77}Br , ^{82}Br lub jodowym ^{126}I . Wyznaczenie parametrów hydraulicznych badanych utworów porowatych, możliwe było wyłącznie po uwzględnieniu straty znacznika, wywołanej rozpadem radioaktywnym. Stąd stała rozpadu promieniotwórczego uwzględniana jest w każdym modelu dyspersji i programie symulacyjnym. Rozpad znacznika promieniotwórczego opisany jest stałą rozpadu promieniotwórczego: $\lambda = \ln(2)/t_{1/2}$. W dalszych

etapach rozprawy użyte zostaną opisane w tym rozdziale modele izoterm adsorpcji i rozpadu izotopu promieniotwórczego. Wbudowane są one w program Processing Modflow i moduł obliczeniowy MT3DMS.

Zastosowanie opisanych modeli zależne jest od ustalenia warunków brzegowych. Zastosowanie delty Diraca do wyznaczenia parametrów dyspersji i czasu przebywania znacznika wymusza uproszczenie rozwiązania do warunków dozowania punktowego. Zastosowanie metody różnic skończonych, a tym samym symulatorów przepływu, pozwala na analizę sytuacji najbardziej zbliżonych do przypadków rzeczywistych. Korzystając z interfejsu graficznego, możliwe staje się zadeklarowanie warunków brzegowych na obiektach graficznych symbolizujących źródła zanieczyszczeń bądź liniach oznaczających granice odkrywki. W bardziej skomplikowanych sytuacjach warunkami brzegowymi opisać można stałą w czasie wysokość hydrauliczną oraz wydatki pompowania (iniekcyjnego i odwodnienia).

Warunki brzegowe Dirichleta opisują stężenie znacznika, w tym przypadku zanieczyszczenia, w zadanym obszarze bądź na linii oznaczającej granice obiektu: $C(x, y, z, t) = c(x, y, z, t)$ na $\Gamma_1, t \geq 0$. Oznacza to zadawanie początkowego stężenia zanieczyszczenia na danym obiekcie przestrzennym. Zanieczyszczenie to będzie ulegać rozproszeniu i będzie transportowane zgodnie z podanymi parametrami transportu masy.

Warunki Neumanna: $\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} = f_j(x, y, z, t)$ na $\Gamma_2, t \geq 0$ określają przyrost stężenia

zanieczyszczenia poza linią ograniczającą. Wartość zerowa oznacza, że dana komórka obliczeniowa nie bierze udziału w symulacji transportu masy. Element ten (jako prostopadłościan lub punkt węzłowy) będzie traktowany jako przeszkoda.

Kombinacja obu rodzajów warunków brzegowych nazywana jest warunkami Cauchy'ego:

$\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} - q_i C = g_j(x, y, z, t)$ na $\Gamma_3, t \geq 0$. W tym przypadku możliwe jest zadeklarowanie danej

komórki nieuczestniczącej w transporcie jako źródła masy. Na przykład komórką taką może być metalowa obudowa rurociągu, w którym nastąpił wyciek lub betonowe dno skorodowanego osadnika. Dobór poszczególnych wariantów warunków brzegowych wyznaczanego modelu omówiony został w części doświadczalnej.

W celu najwierniejszego odwzorowania stanu rzeczywistego podczas symulacji, konieczne jest zadeklarowanie czasu symulacji. W układach bez skalowania przestrzennego i czasowego, w których deklaruje się rzeczywiste wartości parametrów hydraulicznych, używa się także rzeczywistego czasu odwzorowania transportu masy. Symulator wyznacza poszczególne wartości stężenia tylko dla czasu, określanego jako krok symulacji. Stąd konieczne jest rozróżnienie poszczególnych przedziałów czasowych. W przypadku modelowania bez użycia skali czas symulacji odpowiadający okresowi jednego roku hydrologicznego podzielony jest na okresy (stress period) o długości 365 dni. W każdym z okresów zawarte jest 12 podokresów (time step), określających miesiące symulacji. Końcowy podział dokonuje się, podając 30 dniową wartość kroku symulacji (transport step), zawartą w podokresie (miesiącu). Uproszczenia te pozwalają zachować jednakową wielkość macierzy, na których dokonywane są obliczenia, bez konieczności wprowadzania poprawek w trakcie symulacji przepływu.

Pozostałe parametry hydrauliczne (porowatość ośrodka, przepuszczalność hydrauliczna) dobiera się empirycznie, podając ich uśrednioną wartość dla danej warstwy przepływu, a następnie sprawdzając

poprawność symulacji. Dane zmieniane są do momentu, gdy uzyska się jak najlepszą zbieżność modelu z danymi uzyskanymi z eksperymentów terenowych. Zbieżność tę określa się, porównując krzywą stężenia danego składnika uzyskaną doświadczalnie z krzywą uzyskaną z modelu.

1.10 ZASTOSOWANIE METOD IZOTOPÓW ŚRODOWISKOWYCH W BADANIU MIGRACJI ZANIECZYSZCZEŃ DO WÓD

1.10.1 Frakcjonowanie izotopów

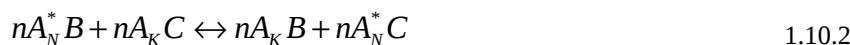
W procesie frakcjonowania izotopów odgrywają rolę procesy:

- Fizyczne: parowanie, kondensacja, krystalizacja, sublimacja, rozpuszczanie, dyfuzja,
- Reakcje chemiczne,
- Procesy biologiczne: fotosynteza, przemiany bakteryjne.

Frakcjonowanie izotopów jest procesem, w którym zachodzi wymiana izotopowa, typu: $A^*B + AC \leftrightarrow AB + A^*C$. Stosunek względnych stężeń izotopów pierwiastka A w obu cząsteczkach AC i AB, uczestniczących w wymianie, nazywana jest współczynnikiem podziału:

$$\alpha = \frac{\left(\frac{A^*}{A}\right)_{AC}}{\left(\frac{A^*}{A}\right)_{AB}} \quad 1.10.1$$

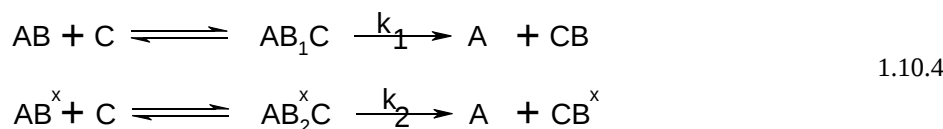
W układzie izotermicznym, w stanie równowagi izotopowej współczynnik wymiany ma wartość stałą i nosi nazwę stałej równowagi [21, 200]:



Wartość stałej równowagi wynosi:

$$K = \frac{[A_KB]^n [A_N^*C]^n}{[A_N^*B]^n [A_KC]^n} \quad 1.10.3$$

Kinetyczny efekt izotopowy zachodzi w przypadku, gdy frakcjonowaniu izotopowemu ulegają cząsteczki o tej samej budowie chemicznej, ale zawierające izotopy o różnych masach. Efekt kinetyczny jest wynikiem różnych prędkości reakcji chemicznych i powstających przy tym cząsteczek przejściowych. Jednokierunkowa reakcja chemiczna opisana jest równaniami:



Współczynniki prędkości reakcji zapisać można w postaci:

$$k_1 = \frac{d[CB]/dt}{[AB][C]}, \quad k_2 = \frac{d[CB^*]/dt}{[AB^*][C]} \quad 1.10.5$$

Jeśli produkty reakcji A i CB są natychmiast usuwane, a wartości prędkości reakcji k_1 i k_2 różne, w cząsteczkach AB i CB występują różne stężenia molowe izotopu lekkiego i ciężkiego. Współczynnik podziału izotopowego przyjmuje wtedy postać:

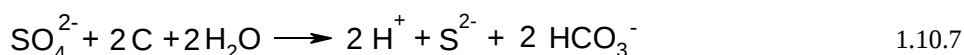
$$\alpha = \frac{k_1}{k_2}$$

1.10.2 Siarka i tlen

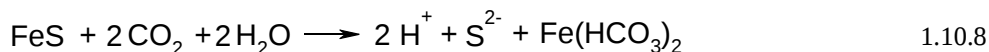
Siarka uczestniczy w obiegu materii na Ziemi w procesach geologicznych i biologicznych [30]. Związki tego pierwiastka podlegają przy tym reakcjom redukcji i utleniania. Ogół zachodzących przemian, wynikający z obiegu siarki w przyrodzie, przedstawia schemat:



Redukcja przebiega w organizmach żywych, wbudowujących siarkę w połączenia białkowe, oraz pod działaniem bakterii anaerobowych. Wzbogacają one siarkę siarczanową w izotop ^{34}S , a siarkę wolną i siarkę siarczkową w izotop ^{32}S . Za pomocą oznaczeń składu izotopowego siarki w jonie siarczanowym można oznaczyć jej pochodzenie [201]. Przyjmuje się, że wartość $\delta^{34}\text{S}$ rośnie 3-krotnie bardziej niż $\delta^{18}\text{O}$. Zjawisko to dosyć często zachodzi w środowisku wód podziemnych w obecności jonów żelaza. W bezpośrednim otoczeniu filtrów otworów wiertniczych jony siarczkowe i żelazawe wiążą się w trudno rozpuszczalne siarczki żelaza (FeS lub FeS_2). Przebieg reakcji w obecności węgla organicznego, występującego w lignitach, jest następujący:



W przypadku niewielkich stężeń siarczanów, redukcja siarczanowa może zachodzić w pasywnej strefie wymiany wód, w wyniku reakcji utleniania minerałów siarczkowych pod wpływem dwutlenku węgla:

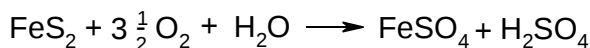
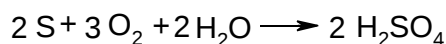


Źródłem CO₂ jest w tym przypadku rozkład minerałów węglanowych [41, 42], a cząsteczki wody mogą pochodzić również z infiltracji.

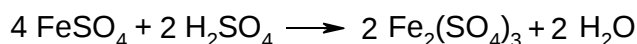
Dla wód podziemnych wartość $\delta^{18}\text{O}$ wynosi $-10,5\text{‰}$, natomiast tlen zawarty w powietrzu atmosferycznym ma $\delta^{18}\text{O} = +23,5\text{‰}$, z lokalnymi wahaniami [50, 51]. W przypadkach, w których na podstawie badań stwierdzono skład izotopowy tlenu w jonie siarczanowym rozpuszczonym w wodach podziemnych o wartości $\delta^{18}\text{O} < 5,5\text{‰}$, ich geneza związana jest z tworzeniem jonu siarczanowego bez dostępu tlenu atmosferycznego. Jony siarczanowe powstające w wyniku rozpuszczania w wodzie dwutlenku siarki ze spalania w powietrzu siarki organicznej zawartej w węglu brunatnym mają wartość $\delta^{18}\text{O} \approx 6,74\text{‰}$ (stwierdzoną w siarczanach wody nadosadowej na mokrym składowisku popiołów „Bagno-Lubień”). Skład izotopowy siarczanów związanych z ługowaniem minerałów zawartych w skałach osadowych wynosi z reguły: $\delta^{18}\text{O} > +12\text{‰}$, a $\delta^{34}\text{S} > +10\text{‰}$. Proste rozpuszczanie minerałów złożowych zawierających sole siarczanowe np. gipsu i anhydrytu nie powoduje zmian składu izotopowego siarczanów rozpuszczonych w wodzie [162]. Siarczany czapy gipsowej wysadu solnego Dębina oraz wody pozostające z nią w kontakcie mają identyczny skład izotopowy: $\delta^{18}\text{O} = (12,55 \div 13,03)\text{‰}$ i $\delta^{34}\text{S} = (12,42 \div 12,87)\text{‰}$.

Procesy bakteryjnego utleniania siarczków do siarczanów, zachodzące w wodach podziemnych, mają istotny wpływ na znaczny wzrost mineralizacji typu Ca-SO₄. Proces chemicznego utleniania siarczków pod wpływem tlenu atmosferycznego zachodzi wolno, a jego wydajność jest mała. W dobrze natlenionym środowisku skalnym strefy aeracji bakterie siarkowe z grupy *Thiobacillus* [28] spełniają inicjującą rolę w

procesie podziemnego utleniania minerałów siarczkowych i wymywania utworzonych siarczanów. Podziemne utlenianie minerałów siarczkowych z udziałem bakterii przebiega wg reakcji [86, 94]:



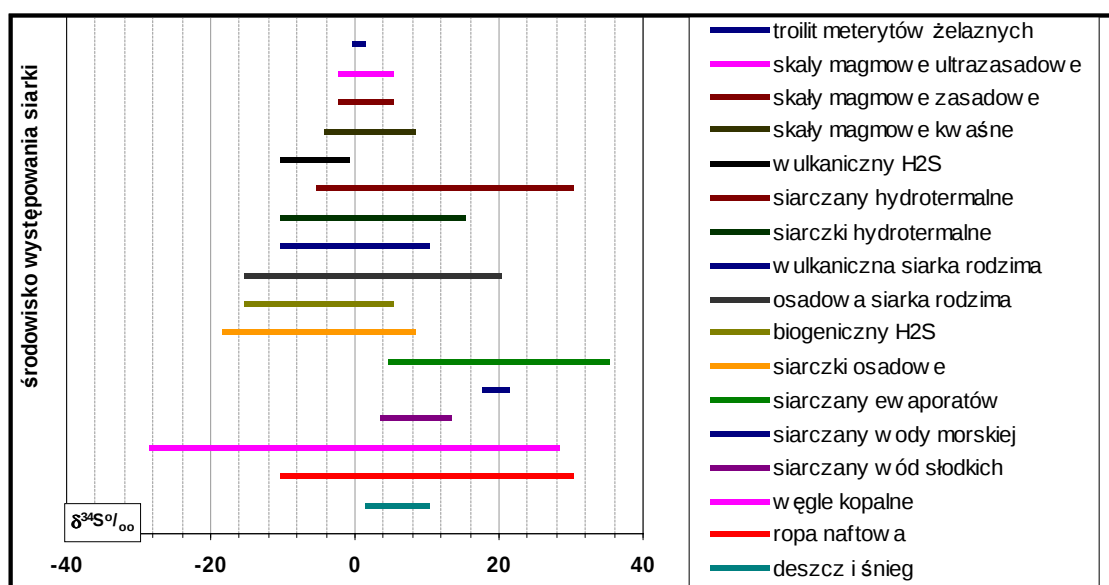
1.10.9



Proces utleniania pirytu, przebiegający według podanych równań, prowadzi do wyraźnego obniżenia odczynu wody nawet do ok. pH = 3.

Zawartość ^{34}S w opadzie atmosferycznym (jonach siarczanowych) wynosi od +2 do +10‰, siarki w wodach podziemnych kontaktujących się z ewaporatami od +15 do +40‰, siarczanów gruntowych w zakresie -22,06 ÷ +63,9‰, a zawartość ^{34}S w wodach powierzchniowych jest podobna do stężenia ^{34}S w opadach.

Siarczany powstałe z utleniania związków siarki charakteryzują się $\delta^{34}S$ podobną do tych związków. Jeżeli substratem były siarczki, delta może być ujemna. Utlenianie w wodzie wprowadza do siarczanów lekki izotop tlenu. Na powierzchni i w wodach zawierających gazowy tlen część tlenu pochodzi z wody ($\delta^{18}O$ mała), a część z powietrza ($\delta = +23,5‰$). W wyniku tych procesów powstają siarczany zawierające tlen o dodatniej delta równej kilka promili. Jeżeli utlenianie zachodzi bez dostępu powietrza, siarczany wzbogacają się w tlen o ujemnych wartościach delta (kilka promili).



Rysunek 6 Koncentracje izotopu ^{34}S w różnych formach siarki [29]

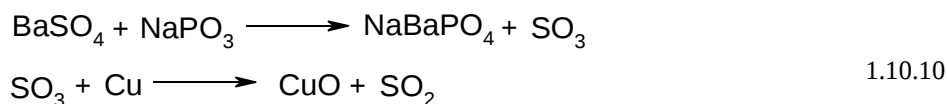
Stężenie izotopu tlenu ^{18}O zawarty w wodach opadu atmosferycznego zawiera się w granicach od +9 (zimną) do +20 (latem), w siarczanach wód powierzchniowych ok. +2 do +8‰, a w siarczanach utlenionych z siarki bez dostępu powietrza - minus kilka promili.

Próbki wody pobrane z otworów wiertniczych lub z kolektorów odpływowych pomp, w celu analizy stężenia ^{18}O i ^{34}S , zakwasza się HCl dla utrwalenia próbki. Kolejnym etapem jest strącanie siarczanów do $BaSO_4$ przez dodatek $BaCl_2$ w ilości stechiometrycznej. Powstały osad dekantuje się i przemywa do momentu całkowitego wypłukania chlorków z osadu.

Próbkę przeznaczoną do analizy stężenia ^{18}O przeprowadza się w gazowy CO_2 w linii próżniowej poprzez stapianie próbki z grafitem. Pierwszą czynnością jest przygotowanie naważki grafitu. Po

odpowietrzeniu linii próżniowej dostarcza się do układu ciepło konieczne do przeprowadzenia reakcji. Rozdzielania produktów dokonuje się poprzez wymrażanie tlenku i dwutlenku węgla (w celu przesunięcia równowagi reakcji) w środowisku ciekłego azotu. Ostatnim etapem jest utlenianie CO do CO₂ w łuku elektrycznym i odbieranie powstałego produktu. Dwutlenek węgla poddaje się rozdzielaniu na: C¹⁶O₂, C¹⁸O₂ i C¹⁶O¹⁸O w źródle jonów spektrometru masowego (C¹⁷O¹⁸O, C¹⁶O¹⁷O nie są mierzone), i mierzy stosunki masowe, wobec CO₂ będącego wzorcem [5]. Wynik podaje się w postaci stosunku izotopowego δ¹⁸O odniesionego do wzorca VSMOW (Wiedeńskiego Standardu Wody Oceanicznej) [21].

Analiza mająca na celu oznaczenia stężenia ³⁴S polega na utlenianiu siarki zawartej w próbce do SO₂ poprzez termiczną reakcję z NaPO₃, a następnie redukcję SO₃ do SO₂ na miedzianej siatce z dodatkiem CuO.



Preparatykę prowadzi się na linii próżniowej po jej uprzednim odpowietrzeniu. Zebrany w temperaturze wrzenia ciekłego azotu SO₂ poddawany jest analizie spektrometrycznej wobec wzorca SO₂. Analizowane są masy: ³²S¹⁶O₂, ³⁴S¹⁶O₂ oraz ³²S¹⁶O¹⁸O o najsilniejszych wiązkach jonowych opuszczających źródło jonów [21]. Wynik podawany jest jako porównanie do wzorca CDT (meteorytu z Kanionu Diabło).

1.10.3 Tryt

Tryt jest najlepszym wskaźnikiem służącym do oznaczania czasu przepływu wód podziemnych, gdyż w przypadku przepływu w warstwach podziemnych (bez reakcji wymiany izotopowej), na podstawie zależności opisującej rozpad promieniotwórczy, wykazać można pochodzenie i wiek wody [72, 169]. Aktualna wartość aktywności trytu w wodzie opadowej wynosi ok. 22 TU (22 atomy trytu na 10¹⁸ atomów wodoru) [136]. W 1961 roku, za sprawą eksperymentów z bronią jądrową, aktywność trytu w wodach opadowych wynosiła 75 TU, natomiast maksimum aktywności stwierdzono w 1963 roku (3000 TU). Pod wpływem radioaktywnego zanieczyszczenia wód opadowych zanieczyszczone zostały wody podziemne. W 1974 roku w wodach przypowierzchniowych Wielkopolski do głębokości ok. 50 m ppt stężenie trytu wynosiło 170 TU. Obecnie, ze względu na dosyć krótki czas połowicznego rozpadu, w wodach podziemnych w rejonie O/Szczerców stwierdzono stężenia trytu nieprzekraczające 7 TU. Wartość ta jest efektem szczypania wód przypowierzchniowych zawierających znaczne zawartości trytu w pierwszym etapie odwadniania oraz dopływem do sieci pomp wód „starowiekowych”. Pomiary stężenia trytu przeprowadza się dwuetapowo. Etap pierwszy polega na wzbogaceniu próbek za pomocą elektrolizy [105, 106]. W tym celu do oczyszczonej wstępnie próbki wodnej dodawany jest nadlenek sodowy, a następnie przeprowadza się elektrolizę. Parametry procesu wzbogacania wody w tryt wyznaczono tak, aby uzyskać największą wydajność. Po około 100 godzinach elektrolizy przebiegającej w temperaturze rzędu 5°C próbka oczyszczana jest poprzez destylację. Z początkowej objętości 500 ml uzyskuje się około 50 ml wzbogaconego roztworu. Stopień wzbogacenia danej serii elektrolitycznej oblicza się na podstawie stężenia trytu w próbce wody o znanej aktywności, przed i po procesie wzbogacania. Końcowym etapem pomiaru aktywności jest pomiar licznikiem ciekłoscyntylacyjnym. Polega on na rejestrowaniu ilości rozpadów promieniotwórczych w określonym czasie. Pośrednikiem umożliwiającym konwersję emisji elektronów β na fotony światła jest żel scyntylacyjny, dodawany do próbki wzbogaconej wody. Żelem sprzedawanym handlowo i kompatybilnym z zakresem pomiarowym licznika oraz dającym wysoką sprawność pomiaru jest Ultima-Gold firmy Perkin Elmer. Przed każdym pomiarem konieczne

jest wygaszenie fluorescencji próbek oraz kalibracja licznika. Standardowo w komorze pomiarowej umieszcza się jedną próbkę trytu o znanej aktywności, według której normalizowane są wyniki pomiaru. Technika pomiaru opiera się na zliczeniu impulsów świetlnych (fotonów) docierających do fotoczułej katody fotopowielacza. Zakłócenia, którymi są różne czynniki zewnętrzne, eliminowane są według prostej zasady. Impuls świetlny, wzbudzony przez emisję β w obecności scyntylatora, dociera do dwóch fotopowielaczy, pomiędzy którymi umieszczono próbkę. Jeśli impuls zostanie wzmocniony i da odpowiedź w postaci prądu przez tylko jeden fotopowielacz, zostaje on odcięty przez układ antykoincydencyjny. Układ ten posiada dyskryminator dostrojony do średniej energii emisji cząstek beta, równej 5,69 keV, który eliminuje impulsy nisko i wysokoenergetyczne, przekraczające energię 17,9 keV oraz cząstki pochodzące z zewnątrz licznika. Impulsy pochodzące od zewnętrznych źródeł promieniowania (promieniowanie kosmiczne i ze źródeł naturalnych) nie są przez to zliczane i nie są uwzględniane w pomiarze aktywności. Upraszcza się w ten sposób ekranowanie układu pomiarowego osłonami zewnętrznymi, a tym samym zmniejsza się ciężar systemu. Wyznaczenie aktywności próbki wymaga uwzględnienia wszystkich czynników pośrednich: współczynnika wzbogacenia podczas elektrolizy, porównania ze wzorcem, efektywności licznika, oraz błędów spowodowanych przez mineralizację wód [20].

1.10.4 Radon

Radon jest gazem szlachetnym, powstałym podczas rozpadu radu ^{226}Ra (produktu rozpadu ^{238}U) [134, 135]. Jego obecność w wodach gruntowych oznaczać może pośredni kontakt z minerałami zawierającymi ^{238}U lub jego późniejszy produkt ^{226}Ra , często obecnymi w węglach brunatnych. Część radonu-222, może też pochodzić z procesów zachodzących w jądrze Ziemi (gazów pomagmowych) [115, 107, 110, 113, 114], a jego emanacje nasilają się w miarę aktywności górotworu i jego budowy geologicznej (spękań i szczelin). W strefach rowów tektonicznych w rejonie Poznania obserwowano wzrost ciśnienia złożowego gazu ziemnego w utworach wieku permskiego i powolne uwalnianie gazów: dwutlenku węgla, azotu, radonu-222, siarkowodoru, wodoru. Rów tektoniczny nazwany Rowem Kleszczowa ulokowany jest w rejonie złoża węgla brunatnego Bełchatów, złożo to zawiera również domieszki minerałów radonośnych, stąd w miarę postępu eksploatacji obserwowano wzrost stężenia tego gazu w wodach podziemnych w rejonie eksploatacji.

Radon ma czas połowicznego rozpadu równy 3,82 dnia. Największe zagrożenie niosą produkty jego rozpadu: ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po oraz zaliczane do długożyciowych: ^{210}Pb , ^{210}Bi i ^{210}Po . Obok ^{222}Rn w przyrodzie występują ^{220}Rn (toron) (o 55 sekundowym czasie połowicznego rozpadu) oraz ^{219}Rn (aktynon) (3,92 sekundy). Oddziaływanie radonu na organizm związane jest z jego migracją w postaci trwałego jonu RnO^{2+} , a tym samym kancerogennym oddziaływaniem promieniowania alfa w przypadku wchłonięcia. Organizm wydala połowę pochłoniętego radonu po czasie 10 do 20 minut, zatrzymując około 1% produktów jego rozpadu, stąd szczególnie narażeni na jego działanie są pracownicy dołowi kopalni oraz osoby zamieszkujące tereny zagrożone tektonicznie (województwo podlaskie).

Próbka wody, w której określana będzie aktywność Rn-222, jest oczyszczana od domieszek stałych (zanieczyszczeń pyłowych). Na dno kuwety pomiarowej wprowadza się próbkę wody, nad nią ciekły scyntylator, będący mieszaniną rozpuszczalnika, właściwego scyntylatora i substancji przesuwającej widmo wzbudzonych przez cząstki β błysków świetlnych w stronę częstotliwości pracy fotopowielacza [35]. Najczęściej stosowanym handlowym produktem, kompatybilnym z licznikami serii Wallac i Packard, jest Opti-Fluor O, firmy Perkin Elmer. Przygotowana w ten sposób próbka pomiarowa umieszczana jest w komorze pomiarowej licznika ciekłoscyntylacyjnego. Emanujący ku górze gaz pod wpływem rozpadu

promieniotwórczego emituje dwie cząstki alfa, które wywołują wyemitowanie dwóch fotonów ze scyntylatora. Teoretyczna efektywność pomiaru może dochodzić w tym przypadku do 200%, przy zastosowaniu układu antykoincydencji i dokładnego wygaszenia fluorescencji próbek. Pomiar można przeprowadzać tym samym licznikiem, którego używa się do pomiaru aktywności trytu. Uniwersalność polega na płynnej zmianie okna pomiarowego dla danego typu izotopu, czyli zakresu energetycznego, który dla radonu-222 (maksimum emisji 5,5 MeV) i jego pochodnych wynosi on 150÷1000 keV. Pozostałe czynności pomiarowe są identyczne jak w przypadku pomiaru trytu. Ze względu na wysoką energię emisji cząstek alfa nie ma konieczności wzbogacania próbek. Identyczną procedurę stosuje się przy oznaczaniu naturalnej promieniotwórczości beta, poprzez pomiar aktywności ^{40}K z zastosowaniem scyntylatorów ciekłych.

Inną metodą pomiaru aktywności radonu-222 w wodach podziemnych jest metoda polegająca na wypłukiwaniu powietrzem (desorpcji) radonu z próbki wody do komory powietrznej i wykorzystanie techniki pomiaru stężenia radonu w powietrzu przy użyciu licznika Geigera. [85, 158]. Kolejną stosowaną w praktyce techniką pomiaru radonu-222, wykorzystywaną w monitorowaniu zawartości radonu w powietrzu kopalń węgla kamiennego, jest adsorpcja zanieczyszczeń pyłowych zawartych w powietrzu na filtrze i pomiar aktywności produktów rozpadu radonu-222 za pomocą licznika Geigera Millera. Prace nad urządzeniami i opracowaniem technologii pomiaru radonu-222 w wodzie prowadzone są przez Instytut Chemii i Techniki Jądrowej w Warszawie [85, 220].

2 CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA - BADANIA OPARTE O ANALIZY CHEMICZNE PRÓBEK ŚRODOWISKOWYCH

Poniżej przedstawiono techniki pomiarowe wykorzystywane w Instytucie Chemii i Techniki Jądrowej w Warszawie w dziedzinie ochrony środowiska (wód podziemnych, powierzchniowych i powietrza atmosferycznego). Badania stosunków izotopowych siarki $^{34}/_{32}$ i tlenu $^{18}/_{16}$ w jonie siarczanowym wykonano za pomocą spektrometru mas Delta^{Plus} firmy Finnigan MAT. Linia pomiarowa wyposażona została w analizator elementarny Flash 1112 NCS produkcji Thermo Finnigan. Błędy pomiaru stosunku izotopowego siarki-34 w siarczanach wynoszą $\pm 0,09$ ‰ CDT, dla tlenu-18 wartość błędu wynosi natomiast $\pm 0,07$ ‰ SMOW. Przed pomiarem każdą próbkę poddano preparatyce według schematu:

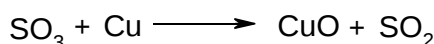
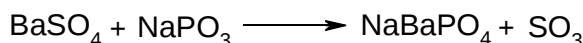
- zakwaszanie próbek (utrwalanie próbek) wody pobrane z otworów wiertniczych lub z kolektorów odpływowych pomp przez dodatek HCl.
- strącanie siarczanów do BaSO₄ przez dodatek BaCl₂ w ilości stechiometrycznej
- sedymentacja osadu.
- dekantacja osadu i przemywanie do momentu całkowitego wypłukania chlorków z osadu.

Preparatyka oznaczania stosunku izotopowego tlenu ^{18}O :

- przeprowadzanie naważki osadu w gazowy CO₂ w linii próżniowej poprzez stapianie z grafitem:
 - i. odpowietrzenie linii próżniowej.
 - ii. dostarczanie ciepła koniecznego do przeprowadzenia reakcji.
 - iii. rozdzielanie produktów (tlenku i ditlenku węgla) poprzez wymrażanie w środowisku ciekłego azotu.
 - iv. utlenianie CO do CO₂ w łuku elektrycznym.
 - v. odbieranie powstałego produktu.
- rozdzielanie ditlenku węgla w źródle jonów spektrometru masowego na składowe: C¹⁶O₂, C¹⁸O₂ i C¹⁶O¹⁸O, (C¹⁷O¹⁸O, C¹⁶O¹⁷O nie są mierzone).
- pomiar stosunków izotopowych, względem gazu wzorcowego CO₂.
- Przedstawienie wyników pomiaru w postaci stosunku izotopowego $\delta^{18}\text{O}$ odniesionego do wzorca VSMOW (Wiedeńskiego Standardu Wody Oceanicznej).

Preparatyka dla oznaczania stosunku izotopowego siarki ^{34}S :

- i. utlenianie siarki zawartej w próbce do SO₂ poprzez termiczną reakcję z NaPO₃ z wykorzystaniem linii próżniowej (po jej uprzednim odpowietrzeniu).
- ii. redukcja SO₃ do SO₂ na miedzianej siatce z dodatkiem CuO.



2.6.10

- iii. odbieranie powstałego produktu.
- ditlenek siarki poddawany jest analizie spektrometrycznej wobec wzorca SO₂.
- analizowane są udziały masowe jonów: $^{32}\text{S}^{16}\text{O}_2$, $^{34}\text{S}^{16}\text{O}_2$ oraz $^{32}\text{S}^{16}\text{O}^{18}\text{O}$.

- wynik podawany jest jako porównanie do wzorca CDT (meteorytu z Kanionu Diabla).

Pomiary stężenia trytu przeprowadza się dwuetapowo.

Etap pierwszy: wzbogacania próbek za pomocą elektrolizy:

- oczyszczanie wstępne próbki (ok. 500 ml) poprzez destylację.
- dodatek nadlenku sodowego.
- elektroliza (około 100 godzin, przy temperaturze około 5°C).
- oczyszczanie poprzez destylację (do 50 ml).

Etap drugi: pomiar aktywności licznikiem ciekłoscyntylacyjnym:

- rejestrowanie ilości rozpadów promieniotwórczych w określonym czasie, przy zastosowaniu żelu scyntylacyjnego (konwertera emisji elektronów β na fotony światła).
- wygaszenie fluorescencji próbek oraz kalibracja licznika.
- Prezentacja wyników po uwzględnieniu współczynnika wzbogacenia elektrolitycznego, efektywności licznika, współczynnika koincydencji, okresu połowicznego rozpadu (od momentu pobrania prób do momentu pomiaru).

Pomiary aktywności radonu-222:

- oczyszczanie próbek wody od domieszek stałych (zanieczyszczeń pyłowych).
- umieszczenie w kuwecie pomiarowej próbki wody, a nad nią ciekłego scyntylatora.
- pomiar aktywności radonu-222 licznikiem ciekłoscyntylacyjnym.
- prezentacja wyników po uwzględnieniu współczynnika wzbogacenia elektrolitycznego, efektywności licznika, współczynnika koincydencji, okresu połowicznego rozpadu (od momentu pobrania prób do momentu pomiaru).

Pomiar aktywności radonu-222 i trytu prowadzono z wykorzystaniem licznika ciekłoscyntylacyjnego „Guardian”, model 1414-003 firmy Wallac-Oy. Błąd oznaczenia w tym pomiarze wynosi $\pm 0,2$ Bq/dm³ dla radonu-222, dla trytu natomiast błąd ten równy jest $\pm 0,5$ TU. Aktywność trytu badano, używając scyntylatora Ultima-Gold™, natomiast aktywność radonu-222 wyznaczono za pomocą scyntylatora Opti-Fluor. Obydwa scyntylatory wyprodukowane zostały przez firmę Perkin-Elmer.

2.1 OPIS BADANEGO OBIEKTU

Złoże węgla brunatnego „Bełchatów” odkryte zostało w 1960 roku. Składa się z trzech pól eksploatacyjnych. Lokalizacja poszczególnych rejonów przedstawiona została na Rys. 7:

- Kamieńsk – wschodnie przedłużenie pola „Bełchatów” (oddzielone uskokiem Widawki) – zaliczone jest do zasobów pozabilansowych (zadecydował niekorzystny wskaźnik Nadkład/Węgiel)
- Bełchatów – (w środkowej części rowu Kleszczowa – zachodnią granicę stanowi wysad solny „Dębina”), rozpoczęcie eksploatacji nastąpiło w 1977 r. Pierwsze tony węgla wydobyto w 1980 r. Zakończenie eksploatacji przewidziane jest na 2019 rok.

- Szczerców – (przedłużenie pola „Bełchatów” w kierunku zachodnim, oddzielone od niego wysadem solnym, zachodnią granicę złoża stanowią naturalne sedymentacyjne wyklinowania pokładów węgla) zdejmowanie nadkładu rozpoczęto w 2002 r., pierwszy węgiel będzie wydobyty w 2008 r [196]. System odwodnienia uruchomiono w 2000 r. Przewidywany termin zakończenia eksploatacji złoża to 2036 r.

2.1.1 Geologia

Strefa rowu Kleszczowa tworzy wąską (3-4 km) i długą (ok. 65 km) strukturę tektoniczną rozciągającą się od Pilicy do Warty [129, 141]. Przeciętna głębokość rowu zawiera się w przedziale od 160 do 250m. Lokalna maksymalna głębokość przy wysadzie solnym Dębina osiąga głębokość 600 m.

Główne zręby rowu powstały prawdopodobnie na granicy paleogenu i neogenu. Nowo powstały rów, aż po dolny miocen wypełniał się osadami klastycznymi, a w późniejszym okresie węglowymi. Na przełomie sarman/baden doszło do zdeformowania osadów oraz rozwoju intensywnych procesów erozyjnych. W pliocenie, w wyniku procesów akumulacji, nastąpiło całkowite wypełnienie rowu utworami ilasto-piaszczystymi. Kolejna faza deformacji zaznaczyła się po ustąpieniu lądolodu lodowacenia południowopolskiego oraz stadiału maksymalnego zlodowacenia środkowopolskiego w postaci izostatycznego wypiętrzenia podłoża. Ruchy w obrębie rowu trwają nadal, świadczą o tym zwiększone miąższości glin warciańskich w strefach uskoku brzeżnych oraz zbiorniki eemskich jezior i współczesne niecki torfowe.

W 1992 r. opracowano litostratygraficzny profil złoża „Bełchatów”:

- W obrębie paleogenu wyróżniono kompleks powęglowy
- W obrębie neogenu wyróżniono:
 - o kompleks węglowy,
 - o kompleks ilasto-węglowy,
 - o kompleks ilasto-piaszczysty,
 - o pleistocen:
 - dolną jednostkę strukturalną,
 - górną jednostkę strukturalną.

Główne kompleksy stratygraficzne złoża Bełchatowskiego to od góry:

- czwartorzęd,
- kompleks ilasto-piaszczysty,
- kompleks ilasto-węglowy,
- kompleks węglowy,
- kompleks podwęglowy,
- podłoże mezozoiczne.

Charakter erozyjny stwierdzono dla:

- spągu czwartorzędu (granicy QTr),
- spągu kompleksu ilasto-piaszczystego,
- spągu kompleksu powęglowego.

2.1.2 Historia eksploatacji

Węgiel brunatny w odkrywce „Bełchatów” zlokalizowany został w 1960 r. [129]. W 1971 r., na podstawie opracowania projektu lokalizacji wyrobiska udostępniającego, zrealizowanego przez wrocławski „Poltegor - projekt” sp. z o.o., zlokalizowano położenie wysadu solnego Dębina, powodującego wypiętrzenie węgla w tym rejonie. W kolejnych latach zaktualizowano założenia techniczno-ekonomiczne i zwiększono zakładaną objętość wyrobiska udostępniającego z 123 mln m³ do 155 mln m³ oraz rozpoczęto budowę zwałowiska zewnętrznego „Kamieńsk”. Do 1993 r. na zwałowisku zewnętrznym zgromadzono ca 1350 mln m³ nadkładu. Powierzchnia podstawy zwałowiska wynosi 1480 ha, wysokość ok. 180m nad powierzchnią terenu i jest najwyższym wzniesieniem w centralnej Polsce.

Budowę zwałowiska wewnętrznego (w odkrywce) rozpoczęto w 1989 r. Pierwsze piętro pierwszego poziomu zbudowano z utworów piaszczystych dobrze przepuszczalnych, które gwarantowały stateczność podstawy zwałowiska. Drugim warunkiem stateczności zwałowiska jest zapewnienie obniżenia zwierciadła wód podziemnych o 1,0m poniżej dna odkrywki w obrębie 200m strefy w głąb zwałowiska (od jego stopy).

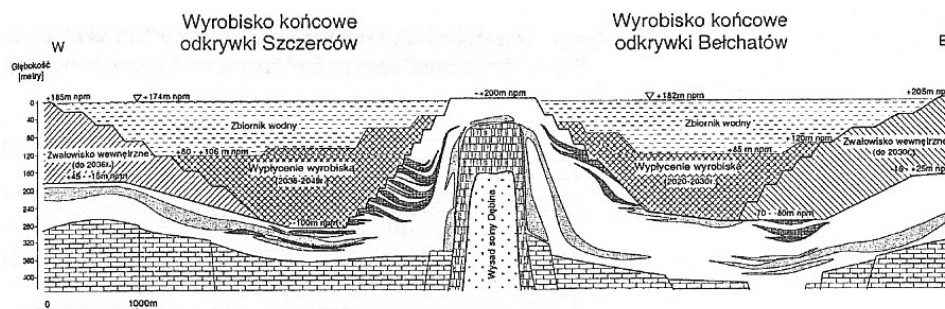
Do końca 2006 r. wydobyto ok. 6,8 mln Mg węgla nie zaliczanego do kategorii przemysłowych, 4,6 mln Mg węgla o kaloryczności ca 1950 kcal/kg oraz 2,2 mln Mg węgla o kaloryczności ca 1890 kcal/kg.

Zagospodarowanie poeksploatacyjne przewiduje, że powstały w efekcie eksploatacji lej zostanie zawodniony. Przewidywana objętość powstałego w ten sposób zbiornika wodnego wynosić ma około 2,6 mld m³, a powierzchnia 36 km² [199].

Eksploatacja złoża węgla brunatnego „Bełchatów” odbywa się metoda odkrywkową. Postęp eksploatacji polegający na rozdzielaniu złóż Bełchatów i Szczerców spowodowany został przez warunki hydrogeologiczne wysadu solnego rozdzielającego oba pola eksploatacyjne.

Postęp roczny eksploatacji wynosi ok. 300 do 500 m. Głębokość odkrywki Bełchatów wynosi obecnie ok. 200 m, przewiduje się osiągnięcie głębokości maksymalnej ok. 280 m ppt. Obszar docelowej odkrywki ma powierzchnię ok. 33,6 km².

Początkowa głębokość odkrywki Szczerców wynosić będzie ok. 170 m ppt i zwiększy się do 300 m ppt w końcowym etapie eksploatacji. Projektowany obszar docelowej odkrywki ma mieć powierzchnię ok. 21 km². Zdejmowanie nadkładu rozpoczęto w 2002 roku, a rozpoczęcie eksploatacji węgla rozpocznie się w 2008 r. Zwałowisko zewnętrzne, obecnie użytkowane, w końcowej fazie eksploatacji pola Szczerców będzie zużytkowane do wypłycenia wyrobiska poeksploatacyjnego. Od 2013 roku planowane jest rozpoczęcie zwałowania wewnętrznego w zachodniej części wyrobiska odkrywkowego. Zagospodarowanie wyrobisk polegać ma na ich wypłceniu, tak, aby ich dna znalazły się powyżej zalegania stropu ciała solnego:



Rysunek 8 Planowane zagospodarowanie wyrobisk końcowych

2.1.3 Wody podziemne

Łączna długość złoża Bełchatów wynosi ok. 38 km, a szerokość 1,5÷2 km. Pokład węgla zalega w rowie tektonicznym Kleszczowa o średniej głębokości ok. 400 m. Pokład węgla brunatnego zalega na głębokości od 130 do 210 m (maksymalnie do 330 m) ppt. W rejonie złoża stwierdzono występowanie utworów cechsztyńskich, jurajskich, kredowych, trzeciorzędowych i czwartorzędowych. Wody podziemne występujące w kompleksie wodonośnym czwartorzędowym, trzeciorzędowym i kredowo-jurajskim tworzą jeden wspólny zespół wodonośny dzięki dobrze rozwiniętym kontaktom hydraulicznym. Na warunki hydrogeologiczne wpływ ma tektonika podłoża mezozoicznego wraz z rozwiniętymi zjawiskami krasowymi w obrębie utworów górnio-jurajskich oraz rynnny erozyjne wypełnione materiałem piaszczysto-żwirowym.

Wody wszystkich kompleksów wodonośnych są podobne pod względem właściwości fizykochemicznych. Charakteryzują się małą mineralizacją (do 300 mg/dm³). Zagrożenie jakości wód wynika ze strony utworów cechsztyńskich reprezentowanych przez wysad solny „Dębina”. Jest on lokalnym wyniesieniem permskiego złoża soli, które stwierdzono na głębokości ok. 2700 m. Struktura wysadu solnego została wyciśnięta do góry, a najmniejsza głębokość jego występowania to 47 m poniżej poziomu terenu.

Do 2049 roku konieczne jest utrzymywanie systemu odwadniania, ze względu na prace przy wypłycaaniu wyrobisk. Wypełnianie wodą wyrobisk końcowych w sposób naturalny przebiegać będzie przez skarpy i dno zbiorników, co spowoduje problemy geotechniczne mogące prowadzić do degradacji skarp zbiorników i cofania się ich w głąb zbocza. Procesy te wynikać będą z utrzymywania się zwierciadła wód podziemnych w zboczach zbiorników powyżej zwierciadła wody w zbiorniku, co prowadzić może do zjawisk suffozyjnych.

W warunkach naturalnych wysad solny Dębina pozostawał w równowadze hydrochemicznej z wodami słodkimi występującymi w jego otoczeniu [15]. Warunkiem bezpiecznego zagospodarowania zbiorników wodnych będzie niedopuszczenie do przekroczenia w obszarze wysadu gradientu hydraulicznego mogącego spowodować proces rozmywania wysadu. Efektem tego mógłby być wzrost zanieczyszczenia wód podziemnych i powierzchniowych, jak również powstawania kawern i osiadania terenu.

Następstwem odwadniania złoża jest powstawanie wokół centrum odwadniania strefy aeracji o znacznej miąższości. Podczas odbudowy zwierciadła wody strefa aeracji jest nawadniana, co prowadzi do wytworzenia nowego, odmiennego pola hydrogeochemicznego. Mogą rozwijać się wówczas procesy geochemiczne, które odzwierciedlają się w składzie chemicznym wód dotąd nisko zmineralizowanych. Skutkiem tych procesów może być przechodzenie do wody niektórych utlenionych wcześniej związków chemicznych. Należy się spodziewać, że w okresie odbudowy zwierciadła wód podziemnych może następować zwiększenie mineralizacji siarczanowej i zwiększenie zawartości żelaza i manganu. Uwolnione jony transportowane przez wody podziemne mogą dotrzeć po pewnym czasie do zbiorników wodnych oraz cieków powierzchniowych. W zależności od warunków hydrogeologicznych składniki mogą ulegać zatężeniu lub magazynowaniu w rozcieńczonej postaci, ewentualnie będą migrować dalej na przedpole zbiorników [158, 213].

Zawadnianie pól poeksploatacyjnych będzie wymagać utrzymywania pracy systemu odwodnienia odkrywki Bełchatów przez 30 lat, a odkrywki Szczerców przez 14 lat. Proces napełniania wodą zbiornika Bełchatowskiego oraz zbiornika szczercowskiego może spowodować zagrożenia dla środowiska wodnego związane z istnieniem wysadu solnego [52, 63, 73, 118].

2.1.4 Sieć odwodnienia powierzchniowego

Punkty badania jakości wód powierzchniowych przedstawiono na Rys. 7. Numeracja punktów monitorowania na ciekach powierzchniowych odniesiona jest do numeracji podanej na Rys. 9, Rys. 10, Tab. 10 i w Zał. 5.

Wody z kolektorów wylotowych urządzeń systemu odwodnienia odprowadzane są grawitacyjnie systemem kanałów do rzeki Widawki, Strugi Aleksandrowskiej, Strugi Żłobnickiej i Krasówki. W rejonie odkrywki Bełchatów część systemu odwodnienia, obejmująca rejon zwałowiska wewnętrznego, zrzuci wody do rzeki Widawki. Centralna i lewa, na wysokości składowiska mokrego, zasila rzekę Rakówkę. Wody z odwodnienia rejonu wysadu solnego transportowane są siecią kanałów do Strugi Aleksandrowskiej i dalej do rzeki Rakówki. Natomiast odwodnienie odkrywki Szczerców zasila rzekę Krasówkę. Rzeki te są zlewnią rzeki Warty. W rejonie O/Bełchatów zlokalizowany jest zbiornik retencyjny Słok, będący źródłem zasilania dla elektrowni. Maksymalna ilość wód pompowanych z systemu odwodnienia odkrywki Bełchatów w połowie lat 80-tych wynosiła ok. 450 m³/min. Przed uruchomieniem we wrześniu 2000 r. systemu odwadniania odkrywki Szczerców dopływ do odkrywki Bełchatów i bariery wysadu solnego Dębina wynosił ok. 360 m³/min. Dla porównania wielkość dopływu wód podziemnych do kopalni Bełchatów (łącznie) w ostatnim dniu hydrologicznym 2004 roku wynosiła ok. 510 m³/min.

Systematyczna obserwacja jakości i czystości wód powierzchniowych w rejonie potencjalnego oddziaływania odkrywki Bełchatów prowadzona jest od 16 lat [206]. W okresie od 1999 do 2005 r. sieć lokalnego monitoringu jakości wód rzeki Widawki i jej dopływów poniżej kopalni tworzyła 21 punktów obserwacyjnych, z tym że ich lokalizacja ulegała niewielkiej modyfikacji – wynikającej z postępu robót górniczych. W sieci obserwacyjnej znalazły się także dwa punkty monitorowania na rzece Warcie. W niniejszej pracy ograniczono się do analiz jakości wód w wybranych punktach. Schemat monitoringu powierzchniowego jest zintegrowany z siecią punktów pomiarów wielkości przepływów wody wykonywanych przez IMiGW Oddział w Poznaniu.

Cechy jakościowe wód kopalnianych odprowadzanych z systemu odwodnienia wgłębnego do wyżej wymienionych naturalnych cieków powierzchniowych w 2006 r. oceniono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dn. 24.07.2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełniać przy wprowadzaniu ścieków do wód. Najwyższe dopuszczalne lub zalecane wartości wskaźników zanieczyszczeń w wodach i ściekach, wprowadzanych do wody na podstawie cytowanych uregulowań prawnych oraz innych norm i zaleceń, zestawiono w tabelach 6 i 7.

2.1.5 Składowisko popiołów Bagno-Lubień

Składowisko Bagno-Lubień zlokalizowane jest w obniżeniu morfologicznym na północ od rowu tektonicznego ze złożem węgla brunatnego Pole Bełchatów. Lokalizacja obiektu względem układu kopalni przedstawiona została na Rys. 7. Obiekt położony jest w północnej części odkrywki. Bariera ochronna studni odwadniających znajduje się w jego południowej części [mapa – Rys. 15], na północnej krawędzi odkrywki. System pomp zrzuci wody do kanału odprowadzającego wody do rzeki Rakówki.

Rów ukształtowany w podłożu mezozoicznym przecina poprzeczną do niego strukturę antykliny Łękińskiej, zbudowaną z utworów górnej jury - wapieni i margli; jury środkowej - mułowców i dolnej - piaskowców, piasków i mułowców. W północnej stronie rowu w rejonie składowiska Bagno-Lubień i jego otoczeniu, na powierzchni mezozoiku nie występuje odsłonięcie utworów jurajskich. Powierzchnia ta jest zróżnicowana morfologicznie poprzez działania tektoniczne oraz erozję trzecio- i czwartorzędową. Lokalnie,

Porównanie podstawowych wskaźników jakości wód w punktach maksymalnej emisji

Załącznik 5

NWD wskaźnika w wodach powierzchniowych dla I/II/III kl.jakości		300/500/ 800				50/100/ 200	25/50/ 100		100/200/ 300	100/150/ 200	0.1/0.3/ 1.0	0.5/1/2	
NWD w ściekach - wodach z odwodnienia zakładów górniczych				800,0	80,00				1000,0	500,0	10,00		
Nr punktu	Punkt poboru	Substancje rozpuszcz.	Twardość ogólna	Stężenie [mg/dm ³]									
		[mg/dm ³]	[mval/dm ³]	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Fe og.	NH ₄ ⁺	Br ⁻
R O K 1996													
34.	Dębina: rów zbiorczy	424,6	5,0	20,2		79,5	12,3	262,4	48,9	39,8	0,69	4,00	
R O K 1997													
34.	Dębina: rów zbiorczy	377,0	4,8	27,2	4,15	74,6	13,1	241,6	49,6	34,9	0,79	0,20	
R O K 1998													
34.	Dębina: rów zbiorczy	398,4	4,9	35,4	2,62	76,8	13,0	235,3	46,0	37,7	0,31	0,35	
R O K 1999													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	504,0	7,5			81,8	41,6	207,5	44,7	69,0			
34.	Dębina: rów zbiorczy	519,5	5,5	38,5	1,38	81,0	18,1	244,1	68,1	53,0	0,60	0,06	0,18
R O K 2000													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	456,0	5,5			88,4		138,8	62,9	110,5		0,15	
34.	Dębina: rów zbiorczy	530,4	5,2	61,1	5,24	78,9		224,7	105,2	48,6	0,31	0,13	0,03
R O K 2001													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	487,5	5,9			102,5	9,7	161,7	68,8	127,0	0,50	0,30	
34	Dębina: rów zbiorczy	551,3	5,2	68,4	2,00	81,2	14,1	254,2	98,1	43,7	0,31	0,13	0,03
R O K 2002													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	580,0	6,7	33,7	1,90	115,0	11,5	150,9	76,8	158,0	0,90	0,17	
34	Dębina: rów zbiorczy	712,0	5,7	125,0	1,75	93,6	12,2	264,2	210,4	69,3	1,47	0,17	0,03
R O K 2003													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	482,3	6,6	23,2	1,60	113,7	10,6	170,6	65,9	144,0	0,82	0,20	
34	Dębina: rów zbiorczy	618,0	5,6	128,8	1,58	86,9	15,1	252,0	198,0	62,4	1,48	0,16	0,05
R O K 2004													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	546,3	7,4	32,6	2,08	128,1	12,6	131,9	95,9	205,5	0,84	0,23	
34	Dębina: rów zbiorczy	1189,0	5,1	364,8	1,83	80,4	13,4	235,5	547,7	70,8	1,41	0,18	0,38
R O K 2005													
11.	Str.Żłobnicka - Rogowiec	566,8		35,9	2,55	145,3	12,1	129,7	100,9	218,3	0,29	0,33	<0,02
34.	Dębina: rów zbiorczy	797,9		203,7	1,65	79,4	15,0	233,4	331,9	44,7	0,22	0,06	0,21
R O K 2006													
11.	kanal Str.Żłobnicka - Rogowiec	620,8		47,0	2,10	134,8	17,3	133,3	106,2	235,0	0,12	0,33	
34.	Dębina: rów zbiorczy	863,0		230,2	2,02	76,3	15,9	251,3	360,3	44,4	0,01	0,17	

NWD wskaźnika w wodach powierzchniowych dla I/II/III kl.jakości		300/500/800				50/100/ 200	25/50/ 100		100/200/ 300	100/150/ 200	0,1/0,3/ 1,0	0,5/1/2	
NWD w ściekach - wodach z odwodnienia zakładów górniczych				800,0	80,00				1000,0	500,0	10,00		
Nr punktu	Punkt poboru	Substancje rozpuszcz.	Twardość ogólna	Stężenie [mg/dm³]									
		[mg/dm³]	[mval/dm³]	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Fe og,	NH ₄ ⁺	Br ⁻
R O K 1996													
1	rz. Widawka - Ruszczyn	370,0	4,5	6,0	1,30	18,2	6,1	180,0	24,8	65,0	0,72	0,30	
2	rz. Widawka - Słok wylot	476,0	6,2	12,1	2,25	108,2	9,7	256,3	22,0	84,5	0,31	0,10	
5	rz. Widawka - Zarzecze	400,0	5,1	13,1	2,40	89,0	8,0	213,6	36,2	65,0	0,47	1,55	
34.	Dębina: rów zbiorczy	424,6	5,0	20,2		79,5	12,3	262,4	48,9	39,8	0,69	4,00	
R O K 1997													
1	rz. Widawka - Ruszczyn	343,0	4,1			74,2	4,0	158,7	23,4	59,0	0,75	0,02	0,23
2	rz. Widawka - Słok wylot	412,0	6,6			103,0	17,2	256,3	22,4	89,0	0,16	0,08	0,36
5	rz. Widawka - Zarzecze	331,0	4,9			80,6	10,4	233,4	31,6	59,0	0,46	1,74	0,25
8	rz. Widawka - Szczerców	366,0	4,5			81,0	5,0	195,3	24,8	44,0	0,39	0,04	
17.	rz. Krasówka - poniżej zbiornika Winek	456,0	5,9			101,0	10,5	286,8	12,1	6,0	0,26	0,20	
34.	Dębina: rów zbiorczy	377,0	4,8	27,2	4,15	74,6	13,1	241,6	49,6	34,9	0,79	0,20	
R O K 1998													
1	rz. Widawka - Ruszczyn	340,7	4,4	7,7	2,17	76,7	6,8	167,6	19,5	56,4	0,30	0,08	0,32
2	rz. Widawka - Słok wylot	400,7	5,3	12,8	2,52	87,4	11,5	221,0	21,0	79,1	0,48	0,06	0,27
3	rz. Widawka - powyżej Strugi Żłobnickiej	352,5	4,7	13,4	2,22	80,1	8,5	173,6	17,7	83,1		0,01	
5	rz. Widawka - Zarzecze	380,0	4,5	15,4	3,00	76,3	8,2	190,0	28,9	64,4	0,49	1,18	0,29
8	rz. Widawka - Szczerców	381,2	4,5	12,7	1,94	74,3	9,0	215,9	22,3	40,8	0,34	0,25	
9	rz. Widawka - powyżej ujścia rz.Krasówki	287,0	4,1	11,5	2,07	67,8	8,6	198,4	16,1	38,2			
10	rz. Widawka - Podgórze (powyżej rz.Warty)	283,5	4,0	10,8	2,37	66,9	7,9	194,7	16,8	38,3			
17.	rz. Krasówka - poniżej zbiornika Winek	234,5	4,1	6,7	1,41	68,6	8,7	241,1	6,5	14,2		0,02	
20	rz. Warta - powyżej (ujścia rz.) Widawki	291,0	3,8	14,4	3,04	66,5	5,8	158,7	24,3	48,5			
21	rz. Warta - poniżej (ujścia rz.) Widawki	287,0	3,9	11,6	2,66	66,4	7,1	181,6	17,8	40,8			
34.	Dębina: rów zbiorczy	398,4	4,9	35,4	2,62	76,8	13,0	235,3	46,0	37,7	0,31	0,35	
R O K 1999													
1	rz. Widawka - Ruszczyn	412,0	4,0	5,8	1,58	60,9	11,7	164,8	24,1	41,0	0,01	0,28	0,21
2	rz. Widawka - Słok wylot	489,0	6,1			94,6	16,8	238,0	29,1	55,0			
3	rz. Widawka - powyżej Strugi Żłobnickiej	430,0	4,9			80,2	10,9	207,5	28,4	45,0			
4	rz. Widawka -Kuźnica Kaszewska	448,0	4,0			67,3	7,8	183,1	36,5	54,0	0,14	0,36	
5	rz. Widawka - Zarzecze	474,0	4,9	9,9	1,63	80,2	10,9	189,2	39,0	47,0	0,05	0,79	0,76
6	rz. Widawka-powyżej St.Aleksandrowskiej	462,0	5,0			75,4	15,1	195,3	33,9	41,0			
7	rz. Widawka-poniżej St. Aleksandrowskiej	436,0	5,0	9,8	1,65	72,1	17,0	201,4	27,3	24,0	0,19	0,45	0,39
8	rz. Widawka - Szczerców	463,0	4,9	9,9	1,61	77,8	12,4	198,4	26,6	36,0	0,55	0,38	0,40
10	rz. Widawka - Podgórze (powyżej rz.Warty)	440,0	5,0	8,3	1,70	72,1	17,0	201,4	24,1	24,0	0,30	0,04	0,31
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	504,0	7,5			81,8	41,6	207,5	44,7	69,0			
17.	rz. Krasówka - poniżej zbiornika Winek	458,0	4,8			77,0	11,7	250,2	12,8	10,0		0,00	
20	rz. Warta - powyżej (ujścia rz.) Widawki	411,0	4,9	7,5	1,97	72,1	15,8	128,4	28,4	37,0	0,21	0,20	0,27
21	rz. Warta - poniżej (ujścia rz.) Widawki	442,0	4,9	7,2	1,80	68,9	17,8	177,0	24,5	33,0	0,12	0,02	0,28
34.	Dębina: rów zbiorczy	519,5	5,5	38,5	1,38	81,0	18,1	244,1	68,1	53,0	0,60	0,06	0,18
R O K 2000													
1	rz. Widawka - Ruszczyn	352,0	4,9	12,3	4,00	76,1		162,2	22,4	44,0	0,31	0,21	0,06
2	rz. Widawka - Słok wylot	364,0	4,8			69,6		199,8	28,7	54,0	0,15	0,44	
3	rz. Widawka - powyżej Strugi Żłobnickiej	387,0	3,8			69,4		185,8	29,2	55,0			
4	rz. Widawka -Kuźnica Kaszewska	423,5	5,0	18,2	3,00	85,2		174,8	37,6	69,5	0,06	0,14	0,07
5	rz. Widawka - Zarzecze	401,3	5,3	18,7	4,00	78,3		186,0	36,9	60,3	0,23	1,48	0,14
6	rz. Widawka-powyżej St.Aleksandrowskiej	367,0	4,2			73,5		169,0	33,7	46,0			
7	rz. Widawka-poniżej St. Aleksandrowskiej	353,5	4,0	19,0	4,00	65,9		191,6	26,2	30,5	0,23	0,37	0,08
8	rz. Widawka - Szczerców	365,8	5,0	13,3	5,00	69,5		196,1	26,4	30,0	0,20	0,82	0,05
9	rz. Widawka - powyżej ujścia rz.Krasówki	342,0	3,8	15,9	5,00	65,7		191,6	24,6	22,0	0,06	0,15	
10	rz. Widawka - Podgórze (powyżej rz.Warty)	340,0	4,0	14,8	4,00	71,5		186,1	23,5	27,0	0,18	0,11	0,04
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	456,0	5,5			88,4		138,8	62,9	110,5		0,15	
17.	rz. Krasówka - poniżej zbiornika Winek	361,5	3,9			65,7		219,4	10,5	14,0		0,08	
20	rz. Warta - powyżej (ujścia rz.) Widawki	348,5	3,7	16,5	6,00	62,5		140,3	27,1	36,0	0,11	0,04	0,05
21	rz. Warta - poniżej (ujścia rz.) Widawki	333,0	2,8	15,3	5,00	66,4		159,9	26,1	29,0	0,16	0,08	0,02
34.	Dębina: rów zbiorczy	530,4	5,2	61,1	5,24	78,9		224,7	105,2	48,6	0,31	0,13	0,03
R O K 2001													
1	rz. Widawka - Ruszczyn	301,0	4,2		3,00	66,6		164,8	21,8	38,5	0,33	0,05	0,02
2	rz. Widawka - Słok wylot	394,0	5,8			80,9		204,4	28,2	55,5	0,20		
3	rz. Widawka - powyżej Strugi Żłobnickiej	399,5	5,2			74,7		219,7	28,0	54,0			
4	rz. Widawka -Kuźnica Kaszewska	411,5	5,0		3,00	77,5		204,4	31,7	65,0	0,16	0,09	
5	rz. Widawka - Zarzecze	342,5	4,6		5,50	68,8		177,0	31,2	43,5	0,18	1,55	0,04
6	rz. Widawka-powyżej St.Aleksandrowskiej	353,0	5,0			63,9		189,2	28,5	42,5			
7	rz. Widawka-poniżej St. Aleksandrowskiej	366,5	5,0		3,00	61,4		210,5	28,0	29,0	0,23	0,39	0,04
8	rz. Widawka - Szczerców	358,3	4,1		4,50	67,4		203,3	26,7	33,0	0,25	2,14	0,03
9	rz. Widawka - powyżej ujścia rz.Krasówki	324,0	5,1		2,00	61,8		189,2	26,1	19,5	0,26	0,31	
10	rz. Widawka - Podgórze (powyżej rz.Warty)	344,0	5,5		2,50	63,4		201,4	26,1	22,0	0,26	0,08	0,03
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	487,5	5,9			102,5	9,7	161,7	68,8	127,0	0,50	0,30	
17	rz. Krasówka - poniżej zbiornika Winek	398,0	5,7			67,7	28,2	256,3	9,1	31,7	0,20	0,10	
20	rz. Warta - powyżej (ujścia rz.) Widawki	298,0	5,1		3,50	57,1		146,5	28,0	47,5	0,16	0,12	0,04
21	rz. Warta - poniżej (ujścia rz.) Widawki	325,5	5,4		3,00	61,3		173,9	25,7	32,0	0,21	0,21	0,02
34	Dębina: rów zbiorczy	551,3	5,2	68,4	2,00	81,2	14,1	254,2	98,1	43,7	0,31	0,13	0,03

NWD wskaźnika w wodach powierzchniowych dla I/II/III kl.jakości		300/500/800				50/100/ 200	25/50/ 100		100/200/ 300	100/150/ 200	0,1/0,3/ 1,0	0,5/1/2	
NWD w ściekach - wodach z odwodnienia zakładów górniczych				800,0	80,00				1000,0	500,0	10,00		
Nr punktu	Punkt poboru	Substancje rozpuszcz.	Twardość ogólna	Stężenie [mg/dm ³]									
				Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Fe og.	NH ₄ ⁺	Br ⁻
		[mg/dm ³]	[mval/dm ³]										
R O K 2002													
1	rz. Widawka - Ruszczyn	316,0	4,7	9,1	2,20	80,0		187,0	18,9	54,5	0,81	0,14	0,37
2	rz. Widawka - Słok wylot	376,0	5,3	21,8	2,53	85,2		217,7	25,6	76,3	0,38	0,07	0,13
3	rz. Widawka - powyżej Strugi Żłobnickiej	381,0	4,9	25,1	2,30	79,0		215,5	28,5	76,8	0,25	0,07	
4	rz. Widawka -Kuźnica Kaszewska	382,5	5,0	25,7	2,47	82,5		211,4	31,4	77,0	0,27	0,08	
5	rz. Widawka - Zarzecze	360,0	4,7	26,4	11,41	80,6		200,8	30,4	72,3	0,47	1,75	0,12
6	rz. Widawka-powyżej St.Aleksandrowskiej	454,8	5,0	22,4	4,15	76,8		203,8	33,1	62,3	0,46	1,18	
7	rz. Widawka-poniżej St. Aleksandrowskiej	369,3	4,7	21,8	3,03	74,3		228,2	31,7	42,5	0,37	0,49	0,04
8	rz. Widawka - Szczerców	367,5	4,8	17,8	3,33	71,5		226,4	31,9	40,5	0,40	0,29	0,04
9	rz. Widawka - powyżej ujścia rz.Krasówki	318,3	4,5	19,2	2,80	67,5		214,6	28,0	36,3	0,47	0,48	
10	rz. Widawka - Podgórze (powyżej rz.Warty)	328,0	3,9		4,00	65,4		219,7	25,5	32,0	0,35	0,18	0,04
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	580,0	6,7	33,7	1,90	115,0	11,5	150,9	76,8	158,0	0,90	0,17	
17	rz. Krasówka - poniżej zbiornika Winek	270,0	4,5	6,3	1,40	70,6	11,4	261,6	9,9	20,7	0,23	0,11	
20	rz. Warta - powyżej (ujścia rz.) Widawki	280,3	3,6		4,67	61,4		160,7	24,3	35,0	0,32	0,03	0,03
21	rz. Warta - poniżej (ujścia rz.) Widawki	297,3	4,0		4,00	65,5		195,3	25,3	30,7	0,36	0,03	0,04
34	Dębina: rów zbiorczy	712,0	5,7	125,0	1,75	93,6	12,2	264,2	210,4	69,3	1,47	0,17	0,03
R O K 2003													
1	rz. Widawka - Ruszczyn	271,5	4,7	6,4	1,87	73,8	6,6	170,4	16,2	55,9	0,59	0,16	0,18
2	rz. Widawka - Słok wylot	378,0	5,1	19,3	2,49	94,5	9,2	226,4	26,4	87,1	0,20	0,10	0,22
3	rz. Widawka - powyżej Strugi Żłobnickiej	365,3	5,1	19,9	2,45	87,0	9,5	220,1	26,8	81,5	0,26	0,07	
4	rz. Widawka -Kuźnica Kaszewska	423,5	5,7	25,2	2,75	94,6	11,8	195,3	44,0	116,5	0,26	0,12	
5	rz. Widawka - Zarzecze	420,6	5,4	24,8	3,64	92,4	9,4	200,4	41,7	96,9	0,57	2,08	0,35
6	rz. Widawka-powyżej St.Aleksandrowskiej	346,5	4,7	21,9	3,38	78,0	9,6	182,6	36,4	78,8	0,63	1,26	0,21
7	rz. Widawka-poniżej St. Aleksandrowskiej	312,5	4,5	21,4	2,35	71,0	11,3	195,9	32,6	60,0	0,39	0,24	0,08
8	rz. Widawka - Szczerców	328,8	4,7	21,4	2,35	77,0	9,7	201,2	36,1	62,8	0,51	0,44	0,07
9	rz. Widawka - powyżej ujścia rz.Krasówki	297,5	4,2	20,5	2,25	67,8	9,4	195,0	31,2	52,5	0,32	0,12	
10	rz. Widawka - Podgórze (powyżej rz.Warty)	259,5	4,1	20,4	1,60	67,8	8,9	210,2	27,3	37,5	0,27	<0,01	0,05
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	482,3	6,6	23,2	1,60	113,7	10,6	170,6	65,9	144,0	0,82	0,20	
17	rz. Krasówka - poniżej zbiornika Winek	271,8	4,7	12,8	1,53	74,0	12,4	271,6	15,2	20,8	0,32	0,10	
20	rz. Warta - powyżej (ujścia rz.) Widawki	242,0	3,5	13,9	2,90	63,8	3,6	154,1	24,5	46,5	0,17	<0,01	0,03
21	rz. Warta - poniżej (ujścia rz.) Widawki	242,0	4,0	17,7	1,90	65,0	9,1	192,8	24,8	35,0	0,26	0,01	0,03
34	Dębina: rów zbiorczy	618,0	5,6	128,8	1,58	86,9	15,1	252,0	198,0	62,4	1,48	0,16	0,05
R O K 2004													
1	rz. Widawka - Ruszczyn (wodowskaz)	298,8	4,5	7,1	3,59	75,9	5,8	173,0	18,1	60,7	0,52	0,19	0,18
2	rz. Widawka Słok wylot	336,6	5,3	7,3	1,95	92,4	8,7	197,0	16,2	89,7	0,20	0,16	0,47
2a	rz. Widawka poniżej wylotu rowu z osadnika "N"	290,0	4,9	8,9	2,03	85,0	7,8	178,4	18,4	79,0	0,28	0,14	
3	rz. Widawka powyżej Strugi Żłobnickiej	330,4	4,5	10,7	2,18	83,8	8,7	181,0	24,3	84,8	0,39	0,12	0,18
4	rz. Widawka Kuźnica Kaszewska	338,0	5,6	12,7	1,85	80,2	19,1	177,0	31,9	108,5	0,23	0,10	
5	rz. Widawka Zarzecze (wodowskaz)	351,0	4,8	20,5	3,53	83,1	8,0	177,0	32,9	88,7	0,51	2,49	0,24
6	rz. Widawka powyżej Strugi Aleksandrowskiej	281,8	3,9	17,9	6,38	66,8	7,1	142,7	31,0	70,8	0,51	0,36	
7	rz. Widawka poniżej Strugi Aleksandrowskiej	400,0	4,6	45,7	2,30	77,4	9,4	223,7	69,5	72,5	0,38	0,17	0,07
8	rz. Widawka Szczerców (wodowskaz)	357,0	4,5	48,8	2,50	71,6	10,7	186,0	74,4	66,8	0,37	0,30	0,06
9	rz. Widawka powyżej Krasówki	392,0	4,3	57,8	2,35	72,6	7,7	196,2	84,0	69,0	0,31	0,21	
10	rz. Widawka Podgórze [wodowskaz)	291,0	4,1	31,8	2,00	60,2	13,6	212,1	44,7	44,0	0,29	0,03	0,03
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec (wodowskaz + limnigraf)	546,3	7,4	32,6	2,08	128,1	12,6	131,9	95,9	205,5	0,84	0,23	
17	rz. Krasówka - poniżej zbiornika Winek	258,8	4,7	6,6	1,43	66,4	17,3	248,4	8,2	32,5	0,31	0,17	
20	rz.Warta powyżej ujścia rz.Widawki	233,5	3,4	14,7	3,20	56,9	6,6	148,0	23,4	49,5	0,19	0,04	0,03
21	rz. Warta poniżej - ujścia rz.Widawki	287,5	4,1	27,5	2,40	63,8	11,4	194,1	39,0	49,0	0,28	0,04	0,04
34	Dębina: rów zbiorczy	1189,0	5,1	364,8	1,83	80,4	13,4	235,5	547,7	70,8	1,41	0,18	0,38
R O K 2005													
			Zawiesina										
			35,0										
1.	rz. Widawka - Ruszczyn (wodowskaz)	241,8	8,0	9,7	2,18	69,6	6,5	166,3	19,7	55,0	0,33	0,28	0,06
2.	rz. Widawka Słok wylot	328,5	3,0	14,9	2,50	91,4	9,8	220,9	21,6	83,3	0,07	0,36	
2a	rz. Widawka poniżej wylotu rowu z osadnika "N"	322,0	13,3	12,2	2,35	89,8	10,0	205,0	20,7	85,5	0,31	0,22	0,20
3.	rz. Widawka powyżej Strugi Żłobnickiej	311,3	4,3	13,1	2,33	87,2	9,2	188,2	21,3	86,4	0,23	0,09	<0,02
5.	rz. Widawka Zarzecze (wodowskaz)	319,5	4,0	22,6	3,78	82,3	9,4	167,5	36,8	85,3	0,18	1,06	<0,02
6.	rz. Widawka powyżej Strugi Aleksandrowskiej	309,5	6,0	22,5	3,33	77,5	8,7	175,9	35,8	79,1	0,21	0,43	<0,02
7.	rz. Widawka poniżej Strugi Aleksandrowskiej	389,5	5,5	44,0	2,80	82,6	12,3	224,3	74,1	72,8	0,02	0,20	
8.	rz. Widawka Szczerców (wodowskaz)	355,5	9,0	43,0	2,95	76,6	8,2	183,4	67,5	64,1	0,20	0,32	<0,02
9.	rz. Widawka powyżej Krasowej	337,5	9,5	40,8	2,75	74,0	9,7	186,1	60,3	64,3	0,04	0,15	
10.	rz. Widawka Podgórze (wodowskaz)	283,5	3,5	27,7	2,15	70,8	7,1	194,4	38,6	40,5	0,04	0,07	
11.	Str.Żłobnicka - Rogowiec	566,8		35,9	2,55	145,3	12,1	129,7	100,9	218,3	0,29	0,33	<0,02
17.	rz. Krasówka - poniżej zbiornika Winek	257,0		9,6	1,53	71,6	13,6	249,7	10,5	31,5	0,16	0,16	0,14
20.	rz.Warta powyżej ujścia rz.Widawki	233,5	6,5	17,3	3,50	63,2	5,0	148,0	24,5	46,3	0,02	0,04	
21.	rz. Warta poniżej - ujścia rz.Widawki	273,5	6,5	25,3	2,65	68,4	7,4	189,5	33,5	41,8	0,02	0,06	
34.	Dębina: rów zbiorczy	797,9		203,7	1,65	79,4	15,0	233,4	331,9	44,7	0,22	0,06	0,21

NWD wskaźnika w wodach powierzchniowych dla I/II/III kl.jakości		300/500/800				50/100/ 200	25/50/ 100		100/200/ 300	100/150/ 200	0,1/0,3/ 1,0	0,5/1/2	
NWD w ściekach - wodach z odwodnienia zakładów górniczych				800,0	80,00				1000,0	500,0	10,00		
Nr punktu	Punkt poboru	Substancje rozpuszcz.	Twardość ogólna	Stężenie [mg/dm³]									
		[mg/dm³]	[mval/dm³]	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Fe og.	NH ₄ ⁺	Br ⁻
R O K 2006													
1	rz. Widawka - Ruszczyn (wodowskaz)	279,0	4,5	10,0	1,80	75,7	7,4	178,0	23,3	65,0	0,14	0,15	0,03
2	rz. Widawka Słok wylot	351,0	3,5	12,2	2,20	84,6	12,9	210,2	18,7	94,7	0,04	0,07	
2a	rz. Widawka poniżej wylotu rowu z osadnika "N"	339,0	3,0	11,2	2,07	92,6	12,1	219,5	17,4	92,8	0,06	0,17	
3.	rz. Widawka powyżej Strugi Żłobnickiej	346,3	6,5	13,1	2,15	83,9	13,4	208,2	20,3	93,4	0,04	0,09	
5.	rz. Widawka Zarzecze (wodowskaz)	397,3	8,0	24,2	3,30	96,1	10,2	185,5	44,0	112,8	0,02	0,10	0,19
6.	rz. Widawka powyżej Str. Aleksandrowskiej	347,0	4,8	21,4	3,80	80,3	10,0	157,4	39,4	91,8	0,12	0,15	
7.	rz. Widawka poniżej Str. Aleksandrowskiej	443,0	7,0	52,8	2,40	84,6	9,0	192,2	90,3	87,4	0,09	0,09	
8.	rz. Widawka Szczerców (wodowskaz)	424,5	5,5	54,6	3,25	75,5	12,0	189,5	88,8	77,1	0,08	0,07	0,10
9.	rz. Widawka powyżej Krasówki	397,0	6,5	50,2	2,20	76,2	10,1	185,5	82,7	69,6	0,11	0,09	
10.	rz. Widawka Podgórze [wodowskaz)	312,0	5,7	31,5	3,50	66,2	11,0	199,5	44,6	50,1	0,03	0,05	0,04
11.	kanał Str.Żłobnicka - Rogowiec	620,8		47,0	2,10	134,8	17,3	133,3	106,2	235,0	0,12	0,33	
17.	rz. Krasowa - poniżej zbiornika Winek	266,3		10,2	1,40	60,7	19,2	254,6	9,0	31,4	0,01	0,10	0,01
20.	rz.Warta powyżej ujścia rz.Widawki	255,0	5,5	17,3	6,10	61,8	5,4	146,8	24,4	49,5	0,03	0,04	
21.	rz. Warta poniżej - ujścia rz.Widawki	281,5	4,0	25,6	5,00	63,4	8,7	168,7	35,0	48,6	0,02	0,04	
34.	Dębina: rów zbiorczy	863,0		230,2	2,02	76,3	15,9	251,3	360,3	44,4	0,01	0,17	

procesy krasowe wpłynęły na ukształtowanie stropu wychodni wapieni jurajskich. Wzdłuż północnej granicy złoża, w jego wschodniej części, a nieco na zachód od granicy złoża w rejonie składowiska przebiega kopalna dolina czwartorzędowa o założeniach neotektonicznych - rynna erozyjna. W jej obszarze wodonośne utwory czwartorzędowe leżą bezpośrednio na podłożu mezozoicznym, a strop podłoża w dnie rynny znajduje się poniżej spągu złoża. W przypadku tym następuje połączenie wód kompleksu czwartorzędowego z wodami szczelinowymi kompleksu mezozoicznego. Dla odwodnienia kopalni na jej przedpolu eksploatuje się bariery studni N i A-1 (Rys. 15), biegnące wzdłuż północnej granicy złoża i krawędzi odkrywki, ujmujące wody kompleksu czwartorzędowego oraz podłoża mezozoicznego z obszaru rynny. Składowisko popiołów zlokalizowane jest po północnej stronie rynny. W bezpośrednim otoczeniu składowiska dominują osady dobrze przepuszczalne, w postaci piasków (75%) o zmiennym uziarnieniu. Utwory słabo przepuszczalne i nieprzepuszczalne tworzą nieciągłe soczewki i przestawienia o zmiennej miąższości. Lokalnie występują również grunty pochodzenia organicznego - namuły i torfy [34].

Popioły i żużle zmieszane z wodą transportowane były w okresie (1983 do 1996) metodą hydrauliczną na składowisko w postaci płynnej pulpy. Popioły te nie nigdy nie były wykorzystane przemysłowo. Średnia zawartość popiołu w węglu brunatnym Bełchatowa wynosi ok. 21%, a całkowita zawartość siarki średnio 1,28%, przy udziale siarki palnej ok. 58% (pozostałość to siarka popiołowa). Podstawowy skład chemiczny popiołów i żużli po spalaniu węgla brunatnego z elektrowni Bełchatów podany jest w tabeli 8:

Tabela 8 Podstawowy skład chemiczny popiołów i żużli po spalaniu węgla brunatnego Bełchatów

Składnik	% wagowy
SiO ₂	36,0 - 62,0
Al ₂ O ₃	11,8 - 15,1
Fe ₂ O ₃	3,8 - 7,1
SO ₃	2,0 - 7,9
MgO	0,2 - 2,7
TiO ₂	ok, 0,7
K ₂ O	0,23
Mn ₃ O ₄	ok, 0,1
P ₂ O ₅	0,05 - 0,2
Na ₂ O	0,03

Pierwiastki akcesoryczne: arsen, bar, chrom, cynk, kadm, miedź, kobalt, nikiel, ołów i stront występują w niewielkich ilościach, w zakresie od tysięcznych do setnych % wagowych. Składniki nierozpuszczalne lub bardzo trudno ługowalne stanowią ok. 94 do 97% wagowych masy całkowitej. Z powodu dobrej rozpuszczalności związków wapnia i magnezu woda nadosadowa ma silnie alkaliczny odczyn, w zakresie pH od 11,4 do 12,8. Odczyn ten ogranicza ługowanie (rozpuszczalność) związków metali ciężkich, ich stężenie w odcieku jest niższe od mierzonego w popiołach. Według Wysockiego (1993) [200] oraz Łącznego (1993) [75], stężenia odcieków oraz całkowite masy głównych jonów wyługowanych z żużli i popiołów po spalaniu węgla kamiennych Rybnickiego Okręgu Węglowego w Elektrowni „Łagisza” są następujące:

Tabela 9 Stężenia odcieków oraz całkowite masy głównych jonów wyługowanych z żużli i popiołów po spalaniu węgla kamiennych ROW w Elektrowni „Łagisza”

Jon	stęż.w odcieku [mg/dm³] po 120 godz.		całkowita masa jonu [mg] wyługowana z 7,5-cm warstwy popiołu
	popiół	żużel	pulpa [popiół + woda, 1:10]

sód	200	207	142
potas	74	60	132
wapń	70	600	1723
magnez	0	38	nie oznaczony
siarczany	305	2035	2557
chlorki	170	29	62

Podobne wyniki uzyskano w odniesieniu do zjawisk ługowania popiołów z węgla brunatnego Bełchatów, w oparciu o analizy przeprowadzone przez OBRTG Warszawa [1].

W pobliżu korony wału składowiska, w odległości 100 – 200 m wykonano sieć 12 odwiertów do głębokości 30 m ppt (otworów o nazwie P), rozmieszczonych pomiędzy sobą co 600 – 800 m. W okresie 1983 – 1992 analizie poddano zawartości jonów chlorkowych, siarczanowych, bromkowych, mikroskładników: baru, bromu, cynku, rubidu i strontu [Załącznik 1]. W okresie obserwacji 1993 do 1997 r. zakres analiz rozszerzono dodatkowo o wodorowęglany, wapń, magnez, sód, pH, twardość i zasadowość ogólną oraz mikroskładniki: arsen, kadm, miedź, nikiel i ołów.

Od 1994 r. w rejonie tym prowadzi się oznaczenia sumarycznego stężenia pierwiastków promieniotwórczych beta oraz stosunków izotopowych siarki i tlenu w jonie siarczanowym [Załącznik 2], a od 1996 r. również analizy stężenia trytu [Załącznik 3]. Od 1997 r. na obiekcie tym prowadzono szczegółowe analizy stężenia wodorowęglanów, chlorków, siarczanów, wapnia, magnezu i sodu w wodach podziemnych pobranych ze studni odwodnienia wglębnego.

2.2 WYNIKI BADAŃ I ICH ANALIZA

2.2.1 Monitoring wód odprowadzanych z systemu odwodnienia kopalni oraz wód zlewni rzeki Widawki od przekroju Ruszczyn do ujścia do rzeki Warty

Zmiany stężenia jonów chlorkowych w wodach zrzucanych przez system odwodnienia powierzchniowego odkrywki do cieków powierzchniowych przedstawiono na Rys. 9. Średnie roczne stężenia chlorków w wodzie na wlocie systemu odwodnienia (punkt nr 1 - Ruszczyn) i wylocie (punkt nr 21 na rzece Warcie) nie przekraczają maksymalnej wartości stężenia jonów chlorkowych dla wód powierzchniowych klasyfikowanych w I klasie czystości ($100 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$). Dla pozostałych cieków powierzchniowych pomiędzy wymienionymi punktami stwierdzono przekroczenie norm klasyfikujących wody powierzchniowe do III klasy czystości. Maksymalne stężenie jonów chlorkowych (Załącznik 5), wynoszące w 2004 roku $547,7 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$, stwierdzono w punkcie monitorowania, zlokalizowanym na zrzucie odwodnienia wglębnego wysadu solnego (punkt nr 34). W kolejnych latach stężenia jonów chlorkowych obserwowane w tym punkcie wykazują trend spadkowy. Jest to rezultat uruchomienia nowej bariery ochronnej wysadu solnego w postaci dodatkowych studni odwodnienia tego obszaru. Bariera ta ujmuje wody podziemne na obwodzie czapy wysadu, a lokalizacja studni została tak dobrana, aby stożek depresji wokół filtra pompy (dopływ radialny) obmywał rdzeń wysadu w możliwie najmniejszym stopniu. Zgodnie z założeniem Dupuita, rozwiniętym przez Baera, oraz schematami Jarodzkiego głębokość zafiltrowania oraz wydatek pompowania zostały tak dobrane, aby obniżyć poziom zwierciadła i tym samym zmniejszyć ładunek zasolenia chlorkowego odprowadzanego do cieków powierzchniowych. Parametry hydrauliczne, na podstawie których wrocławskie przedsiębiorstwo „Poltegor - projekt” sp. z o.o. zaprojektowało sieć studni, zostały wyznaczone na podstawie znacznikowych badań kontaktów hydraulicznych i kierunków przepływów wykonanych przez IChTJ Warszawa [124, 125, 126, 127, 163, 164, 171, 176, 177, 181, 182, 183, 184, 186, 188, 189, 191, 192, 195].

Punkt poboru	Data poboru	Stężenie: [µg/dm3]										
		Arsen As	Bar Ba	Brom Br	Chrom Cr	Cynk Zn	Kadm Cd	Miedź Cu	Nikiel Ni	Ołów Pb	Rubid Rb	Stront Sr
P-2I	1993		82,3	13,9	1,2	833,0					0,0	1570,0
P-2I	1994		91,2	14,3	1,5	756,0					0,0	1485,0
P-2I	1996	2,6	116,1	375,3	6,0	1319,2	0,9	5,2	7,4	17,0	8,8	719,0
P-4I	1993		48,2	310,0	0,5	406,0					10,7	1211,0
P-4I	1994		45,8	312,0	0,5	375,0					8,3	1150,0
P-4I	1995	0,8	83,9	277,7	0,3	214,4	0,7	2,6	4,2	43,4	6,8	855,8
P-4I	1996	2,2	182,5	595,7	1,2	29,1	1,8	7,4	12,6	126,1	17,6	2543,6
P-8bisI	1993		111,2	217,0	5,1	2490,0					5,4	372,0
P-8bisI	1994		123,0	221,0	5,8	2190,0					4,8	332,0
P-8bisII	1993		47,1	297,0	0,2	1620,0					0,1	0,0
P-8bisII	1996	0,6	90,0	328,3	2,0	392,1	0,7	2,8	3,8	9,4	5,2	165,0
Basen	1993		539,5	149,5	49,7	23,6					14,2	656,0
Basen	1994		580,0	320,0	81,0	18,0					8,3	1170,0
Basen	1995	17,0	225,4	220,4	19,8	1,6	1,6	5,0	8,4	26,8	14,0	886,4
Basen	1996	15,6	187,8	399,5	27,3	12,6	1,3	5,2	8,6	24,2	12,6	772,9
P-10	1993		29,6	441,0	0,4	550,0					1,9	22,6
P-10	1994		62,3	705,0	2,7	757,0					0,0	42,1
P-10	1995	0,5	58,6	385,0	1,8	520,5	0,5	1,8	2,8	8,2	4,6	87,1
P-10	1996	0,7	65,4	468,5	2,0	845,7	0,6	3,2	4,4	10,2	5,6	85,1
P-12bis	1993		16,1	236,0	0,0	73,3					2,2	130,0
P-12bis	1994		16,6	215,0	0,1	92,2					2,5	161,5
P-12bis	1995	3,8	45,3	277,3	0,2	59,4	0,4	1,2	1,8	5,8	3,4	153,1
P-12bis	1996	7,0	50,6	316,0	0,2	185,9	0,6	2,6	4,2	10,8	5,6	195,2
66/30	1993		13,9	261,0	0,0	21,1					2,4	108,2
66/30	1994		30,3	289,0	2,9	14,1					0,0	131,0
66/30	1995	0,8	102,4	359,3	3,4	13,2	0,7	2,2	4,0	47,4	1,7	244,9
66/30	1996	0,7	66,1	270,3	3,0	146,1	0,6	2,8	4,2	35,6	5,8	102,7
P-32A	1993		73,6	13,2	5,8	4280,0					0,0	3108,0
P-32A	1994		69,8	16,3	6,2	4530,0					0,0	3200,0
P-32A	1995	0,6	81,2	256,8	3,2	1589,0	0,4	2,0	2,4	24,5	17,0	674,1
P-32B	1993		28,3	15,6	5,9	713,0					1,5	105,0
P-32B	1994		32,6	17,2	4,8	521,0					1,4	89,5
P-32B	1996	0,4	51,4	32,6	6,0	2928,8	0,3	3,6	4,4	6,6	3,4	58,6
P-33	1996	0,5	48,7	320,8	2,0	163,2	0,5	2,0	3,0	8,0	4,4	108,8
P-34	1995	0,5	76,8	266,6	3,9	308,8	0,4	1,6	1,2	7,0	4,0	98,1
P-34	1996	0,4	47,0	290,8	2,0	152,6	0,4	1,4	6,1	5,8	3,2	80,1
P-35	1994		57,1	208,0	6,0	107,4					1,9	178,4
P-35	1995	0,7	104,4	219,7	6,6	433,9	0,8	2,4	3,8	11,8	6,2	135,5
PVII/VIII-2-1bis	1997	0,3	53,0	69,6	1,8	9,6	0,3	1,2	1,8	2,8	2,8	203,0

Skład izotopowy siarczanów wód podziemnych

Załącznik 2

Punkt poboru	Data poboru	Stężenie SO ₄ ²⁻	Skład izotopowy siarczanów	
			δ ³⁴ S	δ ¹⁸ O
		[mg/dm ³]	[‰ CDT]	[‰ SMOW]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07
Składowisko popiołów Bagno-Lubień i strefa jego oddziaływania:				
P-2	1983	24,0	3,74	2,38
P-2	1986	47,7	3,80	4,97
P-4	1986	148,3	7,78/4,40	9,22/8,75
P-4	1989	271,4	5,00	8,02
P-4	1994	142,8	3,21	7,39
P-4	1995	155,0	4,28	8,28
P20	1984	22,0	4,47	4,18
P20	1986	27,8	3,38	6,17
P22	1983	240,0	1,59	3,34
P22	1984	254,4	2,73	4,68
P22	1986	52,8	3,51	7,38
Basen	1983	278,4	3,17/6,62	7,50
Basen	1984	398,4		7,56
Basen	1986	786,5	2,92	9,66
Basen	1989	347,3	0,52	9,01
Basen	1994	202,8	1,94	5,93
Basen	1995	207,0	0,65	4,10
P-10	1989	36,6	9,20	9,64
P-12bis	1983	26,4	1,09	0,57
P-12bis	1984	16,8	10,46	7,42
P-12bis	1986	20,0	17,86	11,02
P-12bis	1989	26,2	5,65	7,61
66/30	1989	20,6	6,50	8,70
66/30	1994	137,5	3,86	7,33
66/30	1995	173,0	0,46	4,02
P-33	1989	26,6	3,44	6,11
P-34	1989	15,4	0,90	6,53
P-35	1994	121,0	1,95	6,74
P-35	1995	114,0	2,76	7,56
111N	2002	123,0	-0,64	2,52
115N	1994	31,3	-0,39	2,16
129N	2001	184,0	1,88	6,69
130N	2000	155,0	4,58	8,76
130N	2001	174,0	4,41	8,28

Punkt poboru	Data poboru	Stężenie SO ₄ ²⁻	Skład izotopowy siarczanów	
			δ ³⁴ S	δ ¹⁸ O
		[mg/dm ³]	[‰ CDT]	[‰ SMOW]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07
c.d. Składowisko popiołów Bagno-Lubień i strefa jego oddziaływania:				
131N	1999	59,2	3,86	3,82
131N	2004	123,4	0,98	7,94
136N	1994 r.	3,2	1,92	5,78
151N	1999	47,2	-2,53	-4,91
151N	2000	21,0	-1,25	-3,15
151N	2001	30,0	-3,15	-7,21
156N	2005	56,0	-7,67	1,21
157N	2003	16.0*	-1,09	-9,34
53A-1	2002	76,0	1,43	-0,13
58A-1	1999	155,7	-4,14	-2,27
60A-1	2002	264,0	3,08	7,21
65A-1	2003	225,0	2,57	6,78
98A-1	2003	26,0	-1,04	-8,33
98A-1	2005	48,0	-6,86	0,70
Zwałowisko wewnętrzne i strefa jego oddziaływania:				
1A-1	1996	7,0	-3,65	0,40
1A-1	2000	10,5	-2,48	0,52
1A-1	2003	15,0	-1,43	1,28
2E-2	1996	54,0	-4,02	-2,08
2E-2	2002	10,0	-3,46	-1,12
2E-2	2004	49,0	-8,80	3,62
2Cbis	2002	29,0	-8,53	-0,28
5Nbis	1999	61,5	-5,41	-5,11
5Nbis	2002	20,0	-5,32	-5,17
6Nbis	2001	15,0	-3,17	2,44
6Nbis	2003	13,0	-4,12	-1,89
15A-3	2002	370,0	-0,19	-2,27
34A'	2000	1044,0	-7,91	-4,78
37A	2001	708,0	-4,84	-1,51
29N-1	1996	147,0	-2,80	-2,53
33N	1996	145,0	-7,22	0,68
41N	1996	52,0	-2,44	-0,54
42N	1999	13,6	-2,68	-3,14

Punkt poboru	Data poboru	Stężenie SO ₄ ²⁻	Skład izotopowy siarczanów	
			δ ³⁴ S	δ ¹⁸ O
		[mg/dm ³]	[‰ CDT]	[‰ SMOW]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07
c.d. Zwałowisko wewnętrzne i strefa jego oddziaływania:				
48N	2000	19,7	2,06	0,14
48N	2001	50,0	2,02	0,56
62N	2000	112,5	-6,76	-5,35
62N	2001	83,0	-10,21	-4,34
79N+	2002	132,0	4,87	-5,92
89N	1996	61,0	-9,66	-2,37
89N	1999	100,9	-10,27	-5,66
89N	2002	96,0	-9,99	-5,17
89N	2004	125,0	-13,21	-1,02
93N	1996	47,0	-3,65	-2,05
98Nbis	2001	29,0	-1,19	1,14
98Nbis	2005	58,0	-6,76	4,40
105N	1999	78,0	-2,44	-4,44
105N	2001	171,0	-5,89	-3,75
107N	2004	162,0	-11,62	-1,48
151N	1999	47,2	-2,53	-4,91
14S-1	1996	552,0	3,56	-3,88
18S-bis	1996	462,0	2,50	-3,86
22S-bis	1996	113,0	4,24	-3,96
49S	1999	9,4	-5,76	-2,83
49S	05.2001	47,0	-12,50	-2,43
49S	10.2001	52,0	-13,33	-0,36
49S	05.2003	98,0	-10,12	-1,41
49S	08.2005	123,0	-8,11	-0,53
Pw99	2002	< 10	15,18	13,92
Rejon oddziaływania wysadu solnego Dębina:				
30SD	1994	199,3	10,13	12,01
12SD	1994	214,2	10,61	12,08
20SD	1999		6,69	2,99
35SD	1999		10,57	10,62
4SD	2000	185,5	12,65	14,16
13SD	2000	93,5	10,95	10,57
31SD-1	2000	417,0	14,00	15,78
rdzeń wysadu	1992		12,42	13,03

Skład izotopowy siarczanów wód podziemnych

Załącznik 2

Punkt poboru	Data poboru	Stężenie SO ₄ ²⁻	Skład izotopowy siarczanów	
			δ ³⁴ S	δ ¹⁸ O
		[mg/dm ³]	[‰ CDT]	[‰ SMOW]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07
c.d. Rejon oddziaływania wysadu solnego Dębina:				
PD-9B	1994	1001,3	12,87	12,55
PD-39	1994	1471,1	12,20	12,57
8SD/PD	2000	23,0	26,36	12,61
33SD/PD	2000	116,0	15,70	13,01

Wybrane studnie barier odwodnienia wgłębnego:				
108 H	1994		2,16	-5,69
89 C - 1	2002	33,0	10,71	8,88
90 C	2002	18,0	9,87	8,25
97 C - 1	2004	5,0	-2,15	-0,25
111 D	2004	12,0	12,03	5,14
145 F+	2002	<10	14,85	13,91
141 Kn	2002	196,0	-6,89	-4,82
143 K - 1 n	2003	148,0	-7,05	-4,11
143 K	2003	216,0	-7,88	-3,24
155 K	2003	< 5	-5,44	2,59
155 K	2005	19,0	1,62	1,73
66 G -1	2003	850,0	-15,93	-6,04
86 G - 1	06.2003	290,0	-19,45	-4,68
86 G - 1	05.2004	226,0	-27,30	0,01
99 G	2004	17,0	-6,49	2,21
121 G	2000	12,0	-6,44	-2,45
123 G	2001	< 10	17,43	12,49
128 G	2004	7,0	1,45	4,19
133 G	10.2003	17,0	-6,21	-0,12
133 G	05.2004	8,0	-2,33	-1,87
133 G	08.2005	27,0	-6,7	0,57
49 G - 1	2001	< 10	-1,15	-0,21
53 G - 1+	2004	222,0	-15,09	-5,95

Punkt poboru	Data poboru	Stężenie SO ₄ ²⁻	Skład izotopowy siarczanów	
			δ ³⁴ S	δ ¹⁸ O
		[mg/dm ³]	[‰ CDT]	[‰ SMOW]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07
109 G - 1	2004	10,0	-1,21	5,44
84 S - 1	1999	91,5	-6,68	-5,58
101 S	1994	9,6	-7,04	-0,45
106 S	1999	105,4	-6,10	-8,25
115 S	2001	19,0	-3,78	-6,21
c.d. Wybrane studnie barier odwodnienia wgłębnego:				
126 S	2004	< 5	-3,79	-5,24
121 SN	2006	57,9	0,85	0,95
122 SN	2006	82,0	0,99	1,12
124 S-1N	2006	106,0	-3,01	1,42
128 SN	2006	25,5	-2,12	4,91
129 SN	2006	25,4	-1,95	4,54
KT 100	2003	< 5	16,37	12,43
KT 107	2004	< 5	14,39	12,97
Pp 342	2000	22,0	1,35	-2,38
Pp 360	2002	< 10	17,37	13,83
Pp 342	2000	22,0	1,35	-2,38
PW-395 BIS 1	2006	98,6	-0,97	7,60
PW-409 BIS	2006	0,6	14,94	11,25
PW-409- 1	2006	77,0	10,33	3,55
Pw 413	2002	< 10	14,58	13,10
Pw 420	2002	< 10	14,87	14,19
PW-424- 1	2006	22,0	9,9	3,01
PW-424- 1 BIS	2006	35,5	1,08	9,07
PW-428 BIS	2006	19,5	-0,51	1,04
PVII-6-1 BIS-1	2006	40,5	-3,38	3,17
PVI/VII-2-2BIS	2006	8,8	9,87	7,31
PVI/VII-2-1BIS-1	2006	11,5	9,53	7,24
Pp 339	1999	24,0	1,11	-7,88

Punkt poboru	Data	Wydajność studni	Zawartość trytu	Sumaryczne stęż. subst. promieniotw.	Stężenie	
					Rn-222	Ra-226
		[m3/min]	[TU]	[Bq/dm³]	[Bq/dm³]	[Bq/m³]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07	± 0,07	± 0,07
Rejon wewnętrznego zwałowiska popiołów.						Zał.M-3
Bariera wschodnia						
1A-3	1982		3,0			
1A-3	1993	1,30	8,0			
1A-3	1993	1,30	13,2			
2 C-bis	2002		3,0			
2 C-bis	2003		2,7			
2 E-2	1997	2,00		0,30		
4E-1	1980		24,0			
4E-1	1981		17,0			
4E-1	1981		5,0			
4E-1	1982		9,0			
9E	1981		3,0			
9E	1982		5,0			
10E-bis	1981		2,0			
10E-bis	1982		4,0			
14E-bis	1980		10,0			
14E-bis	1982		14,0			
14 E-bis	1993	1,00	9,8			
14 E-bis	1995	1,50	21,3			
15 A-3	2002		4,6			
15 A-3	2003		4,0			
15E-bis	1982		11,0			
15E-bis	1982		20,0			
16E	1981		21,0			
16E	1981		12,0			
16E	1982		12,0			
23E	1982		20,0			
25E	1980		3,0			
25E	1980		2,0			
25E	1981		6,0			
25E	1982		6,0			
29 E-1	1993	1,20	11,6			
29 E-1	1993	1,20	17,3			
29 E-1	1994	1,00	11,9			
32E	1980		19,0			
32E	1980		22,0			
32E	1981		32,0			
32E	1981		28,0			
32E	1982		34,0			
33 E	1993	0,25	19,2			
33 E	1993	0,20	19,7			
34 A'	2000	3,00	8,1			
37 A	2001		3,8			
Bariera północna						
42 N	1993	0,50	3,5			
42 N	1993	0,30	9,1			
42 N	1994	0,40	10,2			
48 N	2000	0,25	14,6			
48 N	2001	0,30	6,3			
62 N	2000	0,07	24,2			
62 N	2001	0,05	11,5			
79 N+	2002	0,87	9,5			
79 N+	2003	1,88	7,2			
16 N-2	1993	1,50	9,4			
27 N-2	1995	0,50	14,4			
27 N-2	1996	0,20	10,9	0,00		
29 N-1	1993	0,08	14,7			
29 N-1	1993	0,10	23,5			
103 N	2004	0,04	8,1			
105 N	2001	0,10	8,4			
106 N	1994	2,50			2,10	0,00
107 N	2004	0,31	7,3			
111 N	2000	0,25	21,8			

Punkt poboru	Data	Wydajność studni	Zawartość trytu	Sumaryczne stęż. subst. promieniotw.	Stężenie	
					Rn-222	Ra-226
		[m3/min]	[TU]	[Bq/dm³]	[Bq/dm³]	[Bq/m³]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07	± 0,07	± 0,07
c.d. Bariera północna						
PW 99	2002		5,1			
PW 99	2003		4,6			
Pp 342	2000		8,9			
Bariera południowa						
18 S-bis	1993	1,00	11,7			
18 S-bis	1993	1,00	12,3			
18 S-bis	1994	1,50	15,2			
18 S-bis	1995	1,20	8,4			
18 S-bis	1996	1,30	9,3	0,57		
30 S-2	1993	1,50	4,2			
30 S-2	1993	1,70	6,8			
49 S	2000	3,00	14,0			
49 S	2001	3,50	2,0			
49 S	2001	3,50	2,0			
49 S	2005		3,6			
49 G-1	2001		2,1			
66 G-1	2003	0,28	9,8			
86 G-1	2003	0,03	6,8			
86 G-1	2004	0,01	6,1			
Zachodnie przedpole - studnie odwodnienia wgłębnego						Zał.M-5
97 C-1	2004	1,20	1,3			
155 K	2003	0,20	0,6			
155 K	2006	0,20	2,1			
133 G	2003	2,72	1,5			
133 G	2004	2,50	2,6			
PW 413	2002		2,2			
PW 420	2002		2,0			
PW 423	2002		1,7			
Rejon składowiska "Bagno Lubień".						Zał.M-2
Piezometry w bezpośrednim otoczeniu osadnika						
P-2 I	1994			2,95		
P-2 I	1995			1,35		
P-2 I	1996			0,76		
P-4 I	1994			2,74		
P-4 I	1995			0,89		
P-4 I	1996			0,86		
P-4 I	1997			0,00		
P-8bis I	1994			3,46		
P-8bis II	1994			1,23		
P-8bis II	1995			1,31		
P-8bis II	1996			0,76		
P-8bis II	1997			1,59		
P-10 I	1994			1,27		
P-10 I	1995			1,31		
P-10 I	1996			1,96		
P-12bis I	1994			1,85		
P-12bis I	1994			1,50		
P-12bis I	1995			0,73		
P-12bis I	1996			1,27		
P-12bis I	1997			0,06		
66/30	1994			1,96		
66/30	1994			2,05		
66/30	1995			1,43		
66/30	1996			0,67		
P-32 A	1994			2,70		
P-32 A	1995			0,52		
P-32 A	1996			1,77		
P-32 B	1996			0,79		
P-33	1995			0,44		
P-33	1996			0,61		
P-33	1997			0,18		
P-34	1994			1,83		
P-34	1995			1,96		

Punkt poboru	Data	Wydajność studni	Zawartość trytu	Sumaryczne stęż. subst. promieniotw.	Stężenie	
					Rn-222	Ra-226
		[m3/min]	[TU]	[Bq/dm³]	[Bq/dm³]	[Bq/m³]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07	± 0,07	± 0,07
c.d. Piezometry w bezpośrednim otoczeniu osadnika						
P-34	1996			0,80		
P-34	1997			0,74		
P-35	1994			1,81		
P-35	1994			1,80		
P-35	1995			0,75		
P-35	1996			1,33		
P VII/VIII-2-1bis	1997			0,39		
Pw-278 I	1994			1,10		
Pw-279 III	1994			3,20		
Basen nr 1	1994			1,83		
Basen nr 1	1994			3,30		
Woda nadosad.	1995			0,00		
Woda nadosad.	1996			0,00		
Studnie bariery ochronnej						
111 N	2004	0,25	8,1			
115 N	1996	0,30		0,24		
115 N	1997	0,25		0,06		
117 N	1994	0,10		3,03		
117 N	1995	2,10		2,10	2,29	0,00
120 N	1994	3,50		1,89		
120 N	1994	5,00	4,4	1,50		
120 N	1995	5,00		0,00		
120 N	1996	5,00		0,57		
120 N	1997	3,80		0,69		
121 N	1994	5,00			2,10	0,00
121 N	1995	4,80		0,00	2,60	0,00
121 N	1996	4,50		0,00		
123 N	1994	4,00	10,6	2,30		
123 N	1995	3,50		0,00		
123 N	1996	3,50		0,81		
123 N	1997	4,00		0,00		
125 N	1994	4,50		1,68		
125 N	1995	5,00		1,12	2,30	0,00
125 N	1996	3,80		1,44		
126 N	1994	4,00	7,6	2,10		
126 N	1994	4,00			4,40	0,00
127 N	1994	1,50		2,16		
127 N	1995	1,80		1,36	2,00	0,00
127 N	1996	1,80		0,98		
129 N	1997	3,80		0,36		
130 N	1994	2,50			2,30	0,00
130 N	1995	3,80		0,03		
130 N	1996	3,50		0,19		
131 N	1994	3,30		2,73		
131 N	1995	3,00		1,70		
131 N	1996	4,00		0,46		
131 N	2004	4,00	6,0			
132 N	1994	2,60		2,85		
133 N	1994	3,00		2,94		
133 N	1994	3,00	3,4	2,60		
133 N	1994	2,80			1,60	0,00
134 N	1995	3,00		0,06		
134 N	1996	3,00		0,00		
135 N	1994	1,80		3,49		
135 N	1997	3,50		0,00		
136 N	1994	2,90	5,1	1,40		
137 N	1995	2,50	8,7			
138 N	1995	5,50	6,4			
138 N	1995	4,50			2,00	0,00
139 N	1995	2,40		0,92		
139 N	1996	4,30	7,4	0,35		
140 N	1996	3,90	5,5	0,73		
140 N	1997	4,50		0,00		

Punkt poboru	Data	Wydajność studni	Zawartość trytu	Sumaryczne stęż. subst. promieniotw.	Stężenie	
					Rn-222	Ra-226
		[m3/min]	[TU]	[Bq/dm³]	[Bq/dm³]	[Bq/m³]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07	± 0,07	± 0,07
c.d. Studnie bariery ochronnej						
141 N	1996	3,30		0,29		
143 N	1997	4,50		0,00		
143 N	2000	2,10	6,3			
147 N	2000	5,00	8,7			
151 N	2000	4,80	13,4			
151 N	2001	5,00	2,9			
151 N	2003	3,57	3,6			
156 N	2005		2,4			
157 N	2004	0,10	3,1			
145 N	1997	4,50	6,3	0,00		
58 A-1	1995	1,50		0,92		
58 A-1	1996	0,40		0,54		
58 A-1	1997	0,10		0,36		
59 A-1	1995	2,60		0,92		
59 A-1	1996	2,50		0,00		
60 A-1	1997	0,80		0,00		
62 A-1	1994	3,50			1,80	0,00
64 A-1	1997	3,00		0,03		
66 A-1	1993	2,30	8,2			
66 A-1	1994	2,50			1,20	0,00
66 A-1	1995	3,10		0,40		
66 A-1	1996	3,30		0,00		
69 A-1	1994	2,50			2,00	0,00
69 A-1	1995			0,00		
69 A-1	1996	4,00		0,89		
73 A-1	1995	2,50	12,1			
73 A-1	1995	3,00		1,75		
73 A-1	1996	4,30		0,47		
73 A-1	2000	1,80	9,1			
75 A-1	1996	4,00		0,48		
77 A`	1995	0,40	7,5			
77 A`	1995	0,35			1,57	0,00
83 A	1995	2,50			1,80	0,00
85 A	1995	2,80			1,10	0,00
85 A-1	2000	4,00	11,4			
87 A-1	2001	2,50	3,1			
87 A	1994	1,30			2,20	0,00
87 A	1996	2,50	14,8			
89 A-1	2002	3,00	0,4			
89 A-1	2003	0,18	0,3			
94 A	1997	0,45		0,00		
96 A-1	2004	1,20	2,1			
96 A-1	2005		4,8			
100 A	2000	0,30	18,3			
102 A	2001	0,70	3,3			
105 A	2002	0,33	1,4			
108 A	2003	0,02	4,8			
Ujęcia wód pitnych						Zał.M-3
1 A-1	2000	1,20	7,3			
1 A-1	2001	1,00	2,6			
1 A-1	2003	0,98	4,3			
1 A-1	2005		6,8			
2 E-2	2002	0,80	8,6			
2 E-2	2003	0,85	6,3			
2 E-2	2004	1,00	6,9			
5 N-bis	1993	1,50	10,1			
5 N-bis	1994	1,70	7,4			
5 N-bis	1995	1,50	10,7			
5 N-bis	2001	1,00	4,0			
5 N-bis	2003	1,00	2,5			
5 N-bis	2005		5,0			
6 N-bis	1997	1,00		0,39		
6 N-bis	2000	0,80	3,2			

Punkt poboru	Data	Wydajność studni	Zawartość trytu	Sumaryczne stęż. subst. promieniotw.	Stężenie	
					Rn-222	Ra-226
		[m3/min]	[TU]	[Bq/dm³]	[Bq/dm³]	[Bq/m³]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07	± 0,07	± 0,07
c.d. Ujęcia wód pitnych						Zał.M-3
6 N-bis	2001	1,00	6,7			
6 N-bis	2003	1,00	1,5			
6 N-bis	2004	1,00	5,1			
89 N	1996	1,20	19,5			
89 N	2000	1,40	16,2			
89 N	2001	1,40	14,0			
89 N	2002	1,20	12,9			
89 N	2003	1,35	12,1			
89 N	2004	1,40	12,3			
93 N	1996	1,20	16,9			
93 N	2001	1,20	7,7			
93 N	2002	1,03	1,3			
93 N	2003	1,40	5,4			
98 N-bis	1997	1,70		0,00		
98 N-bis	2001	1,30	10,0			
98 N-bis	2003	1,30	6,2			
98 N-bis	2005		5,4			
Wkop studnie odwodnienia wgłębnego						
75 C-1	1995	2,00			2,30	0,00
76 C	1994	2,50			2,40	0,00
77 C-1	1995	2,00	0,5			
79 C	1996	2,00	6,1			
79 C-1	1996	2,00	5,7			
86 C-1	2000	2,50	4,2			
86 C-1	2001	1,10	4,9			
88 C	2000	0,20	15,6			
88 C-1	2002	0,34	4,6			
90 C	2001	1,80	3,6			
90 C-1	2003	0,60	2,5			
91 C-1	2002	1,30	3,8			
93 C	2003	0,30	2,5			
93 C-1	2002	1,16	3,2			
93 C-1	2003	0,89	3,6			
95 C-1	2002	0,80	3,2			
99 C	2004	2,30	2,8			
82 D-1	1994	1,00			2,60	0,00
85 D	1995	2,60			1,90	0,00
86 D	1994	2,00			2,10	0,00
86 D	1995	1,80			2,00	0,00
86 D-1	1995	2,30	4,1			
87 D-1	1996	1,00	11,7			
88 D	1995	2,50	4,6			
88 D	1995	2,50			1,90	0,00
90 D	1996	1,60	3,3			
98 D-1	2000	0,50	18,9			
101 D	2000	1,20	5,2			
101 D -1	2002	0,40	0,1			
102 D	2001	2,20	1,6			
107 D	2002	0,70	1,7			
111 D	2004	1,73	1,9			
98 G-1	1995	0,30	18,4			
96 G-1	1995	0,65			7,20	0,00
96 G-1	1996	0,80			5,49	2,00
101 G	1994	2,50			6,40	0,00
101 G	1995	1,80			5,70	0,00
104 G	1996	0,80			6,00	43,00
104 G-1	1997	2,50	8,5			
105 G	1993	2,50	7,5			
107 G	1994	0,80			10,80	0,00
108 G	1994	1,30	2,1			
108 G	1995	1,60	6,8			
110 G	1996	0,03	5,7			

Punkt poboru	Data	Wydajność studni	Zawartość trytu	Sumaryczne stęż. subst. promieniotw.	Stężenie	
					Rn-222	Ra-226
		[m3/min]	[TU]	[Bq/dm³]	[Bq/dm³]	[Bq/m³]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07	± 0,07	± 0,07
c.d Wkop studnie odwodnienia wgłębnego						
113 G-1	2001	0,21	2,0			
117 G -1	2002	2,00	1,9			
117 G -1n	2003	0,10	7,3			
118 G-1	2004	0,50	2,8			
118 G-1n	2004	0,80	6,2			
121 G	2000	1,90	7,7			
121 Gn	2000	2,50	18,1			
122 Gn	2001	1,42	4,0			
123 G	2001	0,28	3,1			
124 Gn	2002	1,50	2,8			
126 G	2002	0,37	3,3			
128 G	2003	3,46	2,3			
128 Gn	2004	0,53	9,5			
133 G	2003	2,72	1,5			
133 G	2004	2,56	2,1			
133 G	2005		3,2			
84 S-1	2000	0,40	8,0			
85 S	1994	1,20			4,30	0,00
90 S	1994	0,40			2,50	0,00
95 S	1995	0,20			3,80	0,00
97 S	1995	1,80			3,40	2,60
99 S	1995	1,00			5,30	0,00
99 S	1994	1,50			4,00	0,00
99 S	1996	0,45			3,73	0,00
101 S	1993	1,10	18,3			
101 S	1995	0,08	10,3			
110 S	1997	5,50	6,3			
115 S	2001	0,73	2,2			
120 S	2004	4,00	3,7			
124 Sn	2004	0,45	4,1			
126 S	2004	0,07	3,1			
106 F	1995	0,45			1,60	0,00
111 F	1994	2,00			2,90	0,00
112 F	1993	1,20	2,6			
113 F	1995	1,80			1,90	0,00
141 F	2000	0,50	6,9			
145 F+	2002	0,09	1,7			
99 K	1993	1,30	9,2			
99 K	1994	3,50			1,80	0,00
106 K	1995	1,00			4,30	0,00
115 K-1	1997	3,00	4,6			
125 K	2000	1,80	10,3			
127 Kn	2000	0,25	17,4			
127 Kn	2001	0,23	6,2			
135 K	2001	2,80	0,2			
141 Kn	2002	0,15	10,1			
143 K	2003	0,20	7,1			
143 K -1	2004	3,00	4,3			
143 K -1 n	2003	0,08	10,6			
155 K	2003	0,20	0,6			
155 K	2005		2,2			
94 H	2002	1,19	4,1			
108 H	1995	0,25	15,9			
111 H	1994	2,00			3,30	0,00
113 H	1994	2,50	2,6			
113 H	1995	1,70	4,3			
117 H	1996	2,70	4,9			
132 H	2000	0,50	17,4			
147 H	2002	0,20	2,6			
148 H	2003	0,02	6,7			
Wkop kopalni - otwory kontrolne i przelewowo pompowe						
P VII-3 III *	1993		3,8			

Punkt poboru	Data	Wydajność studni	Zawartość trytu	Sumaryczne stęż. subst. promieniotw.	Stężenie	
					Rn-222	Ra-226
		[m3/min]	[TU]	[Bq/dm³]	[Bq/dm³]	[Bq/m³]
Błędy oznaczeń:			± 0,09	± 0,07	± 0,07	± 0,07
c.d. Wkop kopalni - otwory kontrolne i przelewowo pompowe						
Pw-360 II-2	1997		17,2			
P VII-6 I	1993		25,2			
P VII-6 I	1994		29,1			
PVIIbis-2" I-1 *	1993		34,0			
PVIIbis-2" II-1	1993		41,0			
PVIIbis-2 II-2 *	1993		13,4			
PVIIbis-2 II-3 *	1993		7,6			
PVIIbis-3" II-1	1993		17,2			
PVIIbis-3 II-2	1993		17,2			
PVIIbis-3 II-2	1994		15,0			
PVIIbis-3 II-2	1995		16,4			
PVIIbis-3 III	1994		19,5			
PVIIbis-3 III	1995		16,5			
PVIIbis-4 II	1994		7,3			
PVIIbis-4 III	1994		6,5			
PVIIbis-4 III	1995		10,0			
PVIIbis-5" I	1993		19,3			
PVIIbis-5" I	1995		20,8			
PVIIbis-5 III	1993		3,2			
PVIIbis-5 III	1995		24,1			
PVIIbis-5 III	1995		18,2			
PVIIbis-8" I	1994		46,6			
PVIIbis-8" I	1995		31,4			
PVIIbis-8" II-1	1994		46,1			
PVIIbis-8" II-1	1995		25,0			
PVIIbis-8 III	1994		8,7			
PVIIbis-8 III	1995		10,6			
Pp 316	2002		3,4			
Pp 320	2002		5,8			
Pp 333	2003		1,1			
Pp 347	2004		1,1			
Pp 341	2004		3,0			
Pp 348	2004		0,5			
Pp 356	2002		3,9			
Pp 359	2003		3,0			
Pp 360	2002		4,7			
1 RE	2004		1,2			
2 RE	2004		1,6			
PW 373	2002		0,6			
PW 376	2002		1,5			
PW 384	2002		2,4			
PW 404 bis2	2005		1,1			
PW 405	2002		4,2			
PW 416	2005		7,6			
KT 107	2005		0,7			
KT 109 bis	2003		1,0			
KT 100	2003		8,4			
KT 111	2003		2,1			
KT 114	2003		1,7			
KT 117	2003		3,3			
KT 118	2003.		0,6			
KT 122	2005		0,0			
KT 124	2004		3,8			
P VII-4 III	1994		6,0			
P VII-5 I-1	1994		7,1			
P VII-5 I-2	1993		3,0			
Pw-349 II-2	1997		7,9			
Pw-350 III	1997		7,9			
Pw-366 III	1997		6,7			
PVII-5 III	1994		4,0			
PVII-5 III	1995		5,3			
Pw-347 II-2	1997		6,0			

"Średni" czas przebywania wód podziemnych w warstwach wodonośnych					
Punkt badania	Data pobrania wody	Zawartość trytu [TU]	błąd oznacz.	"Wiek" [lata]	błąd (+/-)
rz.Widawka	1980	22,00			
kanał nr 9 - ujście	2006	6,67	0,5	25	4,76
zbiornik Winek - średnio	2006	7,96	0,5	19	4,73
staw Dygudaj	2006	7,74	0,9	20	5,48
P VII-6-1 BIS 1	2006	12,99	0,7	8	1,66
P VI/VII-2-2 BIS	2006	7,48	0,4	21	4,65
P VI/VII-2-1 BIS 1	2006	10,04	0,7	12	3,29
PW-428 BIS	2006	15,34	0,6	6	4,23
PW-424-1 BIS	2006	8,08	0,5	18	4,66
PD-20 (I)	2006	17,80	1,4	1	5,51
Wody z otworów Q ogółem		12,13	4,6	12	9,60
PW-394-1 BIS	2006	3,87	0,4	46	4,09
PW-395 BIS 1	2006	7,01	0,5	23	4,83
PW-408 BIS	2006	4,11	0,4	44	4,42
PW-409-1	2006	5,06	0,5	35	4,53
PW-424-1	2006	8,13	0,4	18	4,45
PD-20 (II)	2006	4,61	0,5	39	4,44
Wody z otworów Tr		5,47	1,6	34	12,02
Średni czas podziemnego przebywania wody (CPPW) obliczono wg modelu dyspersyjnego DM.					
odpowiednio dla próbek typu (CF) lub (CR)					
We wszystkich przypadkach przyjęto: D/v*x = 0.2					

Oznaczenia izotopów niestabilnych w wodach podziemnych w rejonie odkrywki

Załącznik 4

Punkt poboru	Zawart. trytu	Sumaryczne stęż. subst. promieniotw.
	[TU]	[Bq/dm ³]
Błędy oznaczeń:	± 0,09	± 0,07
Rejon wewnętrznego zwałowiska popiołów.		
Zał.M-3		
Bariera wschodnia		
1980	13,3	
1980	13,4	
1981	14,0	
1982	12,5	
1993	14,1	
1994	11,9	
1995	21,3	
2000	8,1	
2001	3,8	
2002	3,8	
2003	3,4	
Bariera północna		
1993	12,0	
1994	10,2	
1995	14,4	
1996	10,9	
2000	17,4	
2001	8,7	
2002	9,5	
2003	5,9	
2004	7,7	

Punkt poboru	Zawart. trytu	Sumaryczne stęż. subst. promieniotw.
	[TU]	[Bq/dm ³]
Błędy oznaczeń:	± 0,09	± 0,07
Bariera południowa		
1993	8,8	
1994	15,2	
1995	8,4	
1996	9,3	
2000	14,0	
2001	2,0	
2003	8,3	
2004	6,1	
Ujęcia wód pitnych		
Zał.M-3		
1993	10,1	
1994	7,4	
1995	10,7	
1996	18,2	
2000	8,9	
2001	7,5	
2002	7,6	
2003	5,5	
2004	8,1	
2005	5,7	

Punkt poboru	Zawart. trytu	Sumaryczne stęż. subst. promieniotw.
	[TU]	[Bq/dm ³]
Błędy oznaczeń:	± 0,09	± 0,07
Zachodnie przedpole - studnie		
Zał.M-5		
2002	2,0	
2003	1,0	
2004	1,9	
2006	2,1	
Rejon składowiska "Bagno Lubień".		
Zał.M-5		
piezometry		
1994		2,10
1995		1,07
1996		1,05
1997		0,49
1994 basen		2,57
studnie		
1993	8,2	
1994	6,2	2,4
1995	8,7	0,8
1996	9,2	0,5
1997	6,3	0,1
2000	11,2	
2001	3,1	
2002	0,9	
2003	2,9	
2004	4,8	

Punkt poboru	Zawart. trytu	Sumaryczne stęż. subst. promieniotw.
	[TU]	[Bq/dm ³]
Błędy oznaczeń:	± 0,09	± 0,07
c.d. studnie		
2005	3,6	
Wkop studnie odwodnienia wglębnego		
1993	9,4	
1994	2,4	
1995	7,0	
1997	6,5	
2000	11,8	
2001	3,1	
2002	3,3	
2003	4,5	
2004	4,0	
2005	2,7	
Wkop kopalni - otwory kontrolne		
1993	16,8	
1994	17,8	
1995	17,8	
1997	9,1	
2002	3,3	
2003	2,6	
2004	1,9	
2005	2,4	

Porównanie podstawowych wskaźników jakości wód w punktach maksymalnej emisji

Załącznik 5

NWD wskaźnika w wodach powierzchniowych dla I/II/III kl.jakości		300/500/ 800				50/100/ 200	25/50/ 100		100/200/ 300	100/150/ 200	0.1/0.3/ 1.0	0.5/1/2	
NWD w ściekach - wodach z odwodnienia zakładów górniczych				800,0	80,00				1000,0	500,0	10,00		
Nr punktu	Punkt poboru	Substancje rozpuszcz.	Twardość ogólna	Stężenie [mg/dm ³]									
		[mg/dm ³]	[mval/dm ³]	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Fe og.	NH ₄ ⁺	Br ⁻
R O K 1996													
34.	Dębina: rów zbiorczy	424,6	5,0	20,2		79,5	12,3	262,4	48,9	39,8	0,69	4,00	
R O K 1997													
34.	Dębina: rów zbiorczy	377,0	4,8	27,2	4,15	74,6	13,1	241,6	49,6	34,9	0,79	0,20	
R O K 1998													
34.	Dębina: rów zbiorczy	398,4	4,9	35,4	2,62	76,8	13,0	235,3	46,0	37,7	0,31	0,35	
R O K 1999													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	504,0	7,5			81,8	41,6	207,5	44,7	69,0			
34.	Dębina: rów zbiorczy	519,5	5,5	38,5	1,38	81,0	18,1	244,1	68,1	53,0	0,60	0,06	0,18
R O K 2000													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	456,0	5,5			88,4		138,8	62,9	110,5		0,15	
34.	Dębina: rów zbiorczy	530,4	5,2	61,1	5,24	78,9		224,7	105,2	48,6	0,31	0,13	0,03
R O K 2001													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	487,5	5,9			102,5	9,7	161,7	68,8	127,0	0,50	0,30	
34	Dębina: rów zbiorczy	551,3	5,2	68,4	2,00	81,2	14,1	254,2	98,1	43,7	0,31	0,13	0,03
R O K 2002													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	580,0	6,7	33,7	1,90	115,0	11,5	150,9	76,8	158,0	0,90	0,17	
34	Dębina: rów zbiorczy	712,0	5,7	125,0	1,75	93,6	12,2	264,2	210,4	69,3	1,47	0,17	0,03
R O K 2003													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	482,3	6,6	23,2	1,60	113,7	10,6	170,6	65,9	144,0	0,82	0,20	
34	Dębina: rów zbiorczy	618,0	5,6	128,8	1,58	86,9	15,1	252,0	198,0	62,4	1,48	0,16	0,05
R O K 2004													
11	Str.Żłobnicka - Rogowiec	546,3	7,4	32,6	2,08	128,1	12,6	131,9	95,9	205,5	0,84	0,23	
34	Dębina: rów zbiorczy	1189,0	5,1	364,8	1,83	80,4	13,4	235,5	547,7	70,8	1,41	0,18	0,38
R O K 2005													
11.	Str.Żłobnicka - Rogowiec	566,8		35,9	2,55	145,3	12,1	129,7	100,9	218,3	0,29	0,33	<0,02
34.	Dębina: rów zbiorczy	797,9		203,7	1,65	79,4	15,0	233,4	331,9	44,7	0,22	0,06	0,21
R O K 2006													
11.	kanal Str.Żłobnicka - Rogowiec	620,8		47,0	2,10	134,8	17,3	133,3	106,2	235,0	0,12	0,33	
34.	Dębina: rów zbiorczy	863,0		230,2	2,02	76,3	15,9	251,3	360,3	44,4	0,01	0,17	

O mineralizacji wód typu Na-Cl świadczy wysokie stężenie jonu sodowego obserwowane w punkcie monitorowania nr 34 w 2004 roku. Czapę wysadu stanowi hallit, stąd w całym okresie obserwacji nie stwierdzono w tym punkcie przekroczenia maksymalnego stężenia siarczanów, co pozwoliło zaklasyfikować wody powierzchniowe do II klasy czystości. Zgodnie z normami maksymalne stężenie jonów sodowych, jakie mogą zawierać ścieki będące wodami z odwodnienia kopalń wynosi 800 mg/dm³. W analizowanym okresie nie stwierdzono przekroczenia norm ze względu na ten wskaźnik, a maksymalne stężenie sodu wynosiło 364,8 mg Na⁺/dm³ w 2004 roku w punkcie zrzutu wód z wysadu solnego, a więc w chwili stwierdzenia maksimum stężenia chlorków.

W miejscu zrzutu wód kopalnianych (punkt nr 11), położonym na kanale odprowadzającym wody z północnej bariery odwadniania wkopu oraz z rejonu składowiska popiołów Bagno-Lubień, stwierdzono wysokie stężenie jonów siarczanowych. Zmiany stężeń siarczanów notowane w tym punkcie pomiarowym w okresie obserwacji przedstawiono na Rys. 10. Jon siarczanowy współwystępuje w tym przypadku z jonem wapniowym, co świadczy o antropogenicznym pochodzeniu siarczanów. Analizy stosunków izotopowych siarki (Rys. 13), przeprowadzone z próbek wód pochodzących ze studni zrzucających wody do tej części systemu odwodnienia, potwierdzają, że jony siarczanowe pochodzą z basenu (i zostały przetransportowane do stref filtracyjnych studni najbliższych barier ochronnych N, N-1 i A), w którym w latach 1983 – 1996 składowano popioły. Odpady te zawierały substancje będące produktami oczyszczania gazów odlotowych z ditlenku siarki metodą wapienną. Metoda analizy stosunków izotopowych pozwala na określenie pochodzenia siarczanów (Derda, Chmielewski) [18, 19, 25]. Skład jonowy wody nadosadowej z tego składowiska podano w tabeli 8. Otwory te zlokalizowane są w odległościach rzędu 100÷200 m od składowiska i stwierdzono w nich obecność składników wylugowanych z popiołów deponowanych w basenie składowiska. W roku 1996 zakończono eksploatację basenów sedymentacyjnych, a nieszczelność składowiska spowodowała, że do 2006 roku w wodach studni bariery ochronnej N i A-1 obserwowano podwyższone stężenia siarczanów i jonów towarzyszących.

Natężenia przepływu wody w ciekach (badania wykonywane przez IMiGW Oddział w Poznaniu) w roku hydrologicznym 2005 wynosiły: całkowity średni zrzut wód kopalnianych odprowadzanych z pola Bełchatów $Q_{sr} = 3,72 \text{ m}^3/\text{s}$; [od 3,47 m³/s w grudniu 2005 r. do 4,11 m³/s w listopadzie 2005 r.]. W 2006 r. średni roczny zrzut z P/Bełchatów był o 0,74 m³/s mniejszy od zrzutu w 2005 r. Zrzut wód kopalnianych z bariery zabezpieczającej wysad solny Dębina w roku hydrologicznym 2006 wynosił średnio $Q_{sr} = 0,59 \text{ m}^3/\text{s}$; [minimalny – 0,35 m³/s w maju, maksymalny – 0,66 m³/s; we wrześniu 2006 r.]. W 2006 r. nastąpił wzrost przepływów ΔQ o 0,12 m³/s w stosunku do natężenia przepływów zaobserwowanego w 2005 r. Razem zrzut wód kopalnianych z P/Bełchatów i wysadu solnego do rzek i odbiorników powierzchniowych w 2006 r. wynosił średnio $Q_{calc} = 4,31 \pm 0,27 \text{ m}^3/\text{s}$.

Tabela 11 Skład chemiczny odcieku z mieszaniny popiołów z wodą deponowanych na mokrym składowisku popiołów

Data poboru	pH	Sucha pozostałość	Twardość ogólna	Zasadowość ogólna	Stężenie : [mg/dm ³]						
		[mg/dm ³]	[mval/dm ³]	[mval/dm ³]	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	Br ⁻
1983						49,9	278,4				339,8

1984						74,1	398,4				190,8
1985						106,7	954,5				872,8
1986						111,6	786,5				479,8
1987						160,0	466,1				439,6
1988						105,6	208,2				94,7
1989						150,9	347,3				52,5
1990						187,5	327,8				68,4
1991						191,4	105,4				127,7
1992						107,5	158,8				141,0
1993	11,6	614,5	12,2	13,7		134,3	152,5	223,3	2,1	10,5	
1994	11,5	933,5	16,3	11,2		115,3	202,8	306,3	11,8	17,8	
1995	11,1	954,0	11,1	1,5		170,9	207,0	193,2	17,2		
1996	11,0	892,0	11,3	2,9	0,0	131,2	325,0	208,4	10,9		
1997	11,3	1237,0	15,2	0,6	0,0	159,5	0,0	272,5	19,5		

W 2006 r. średni przepływ wody rz. Widawki w przekroju Ruszczyn (punkt nr 1 na wejściu systemu odwodnienia Pola Bełchatów) wynosił $0,51 \pm 0,18 \text{ m}^3/\text{s}$ i wahał się w stosunkowo dużym przedziale od $0,33 \text{ m}^3/\text{s}$ (w sierpniu) do $0,83 \text{ m}^3/\text{s}$ (w trzeciej dekadzie kwietnia); pominięto stan wyżówkowy przepływu rzeki w pierwszej dekadzie kwietnia, wynoszący $Q = 2,90 \text{ m}^3/\text{s}$.

System odwodnienia P/Bełchatów w 2006 r. odprowadzał średnio ponad 8-krotnie większą ilość wód kopalnianych w stosunku do naturalnego przepływu wody w rzece Widawce powyżej P/Bełchatów. Po uwzględnieniu zrzutu wody z odwadniania Pola Szczerców stosunek pomiędzy naturalnym przepływem Widawki w przekroju Ruszczyn w kolejnym „suchym” roku 2006, a sumą wydajności ścieków odprowadzanych z odwodnienia obu pól kopalni wynosił średnio ok. 1: 16 (w 2005 r. wynosił ok. 1: 17). Jakość wód w dolnym biegu rzeki Widawki zależna jest w sposób zasadniczy od jakości wód kopalnianych odprowadzanych systemami odwodnienia powierzchniowego z obu pól odkrywki Bełchatów.

Stwierdzony po raz pierwszy w 2002 r. i utrzymujący się w kolejnych latach obserwacji wzrost średniego stężenia chlorków i siarczanów ogółu wód kopalnianych w kanałach i rowach odwadniania głównego odkrywki Bełchatów związany był przyczynowo ze zwiększającą się zawartością jonów Na–Cl w rowach odprowadzających wody pompowane przez barierę ochronną wysadu Dębina oraz dodatkowo jonów Ca–SO₄ w wodach kopalnianych odprowadzanych z rejonu oddziaływania składowiska popiołów Bagno. W latach 2004 – 2006 statystycznie istotny wzrost stężenia jonów Na–Cl w Widawce występował przede wszystkim na odcinku od ujścia rowu Aleksandrowska Struga (od punktu nr 7) do ujścia rzeki Krasowa (Krasówka).

W częściowym okresie obserwacji (2002 – 2006) nie stwierdzono żadnego przypadku przekroczenia dopuszczalnej zawartości normatywnie określonych wskaźników w wodach kopalnianych odprowadzanych z systemu odwodnienia pola Bełchatów. We wszystkich cyklach badań archiwalnych wykonanych w latach 1999–2004 średni skład hydrochemiczny oraz zawartość i zapotrzebowanie tlenu ogółu wód zlewni rzeki Widawki spełniał obowiązujące (odpowiednio do terminu prowadzonych obserwacji) wymagania stawiane wodom powierzchniowym I, ewentualnie II klasy jakości [32, 130, 131, 147, 148, 149].

Zrzut wód kopalnianych do odbiorników powierzchniowych skutkuje wzrostem stężenia jonów: Na–Cl lub Ca–Mg–SO₄, a w konsekwencji całkowitej masy substancji rozpuszczonych. Zawartość pozostałych wskaźników hydrochemicznych oraz zawartość i zapotrzebowanie tlenu w wodach powierzchniowych nie

przekracza norm, a często jest mniejsza od stwierdzonej średnio w wodach Widawki w profilu Ruszczyn (punkt nr 1). W latach 2004 -2005 cechą badanych wód powierzchniowych była podwyższona, ponad dopuszczalną dla I kl. jakości, zawartość: wapnia – Ca^{2+} , żelaza – Fe_{og} , substancji rozpuszczonych oraz biochemicznego BZT_5 i chemicznego ChZT_{Cr} zapotrzebowania tlenu. Średnia roczna zawartość pozostałych wskaźników w wodach zbioru „Widawka i jej dopływy” spełniała wymagania stawiane wodom zaliczanym do I kl. czystości

Oddziaływanie systemu odwodnienia pola Bełchatów na lokalne wody powierzchniowe płynące w ciekach naturalnej sieci hydrograficznej wynika wyłącznie z czynników naturalnych związanych z litologią i geochemią osadów budujących odwadniane poziomy wodonośne. Niewielki wzrost zawartości jonów Na–Cl lub Ca–Mg– SO_4 , zanotowany w sześciu punktach obserwacji cech fizyko–chemicznych wód powierzchniowych, nie powoduje istotnej zmiany czystości wody w rzece Widawce na końcu obszaru monitorowania – profil w m. Podgórze, powyżej ujścia do Warty. W tabeli poniżej zestawiono dane dot. średniej zawartości w/w jonów w badanych w 2006 r. wodach powierzchniowych w porównaniu do cech stanu jakości wody w Wiśle w rejonie Warszawy [23] i naturalnego tła hydrochemicznego w wodach głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) w Polsce [162] (tabela 12).

Tabela 12 Średnie zawartości jonów w badanych w 2006 r. wodach powierzchniowych w porównaniu do cech stanu jakości wody w Wiśle – rej. Warszawy i naturalnego tła hydrochemicznego w wodach głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) w Polsce

Wskaźnik	Widawka i dopływy [g/dm ³]	Wisła – Warszawa [g/dm ³]	GZWP [g/dm ³]
sód – Na^+	34,4	90	1 – 60
chlorki – Cl^-	54,8	175	2 – 60
wapń – Ca^{2+}	83,1	70	2 – 200
magnez – Mg^{2+}	11,7	10 – 20	0,5 – 50
siarczany – SO_4^{2-}	85,2	62 – 88 ¹⁾	5 – 60
subst. rozpuszcz.	389		200 – 500 ²⁾
1) – wg MPWiK Warszawa z września 2005 r.		2) – sucha pozostałość bez zawiesiny.	

W granicach omawianego obszaru lokalnego monitoringu stanu wód powierzchniowych statystycznie podwyższoną zawartość jonów Na–Cl w 2006 r. stwierdzono w wodzie rz. Widawka – w profilach poniżej ujścia Aleksandrowskiej Strugi (punkt nr 7), Szczerców (punkt nr 6) i powyżej ujścia Krasowej (punkt nr 17). Powyższy stan jest konsekwencją odprowadzania rowem Struga Aleksandrowska wód kopalnianych, pompowanych przez studnie bariery ochronnej wysadu „Dębina”. Podwyższoną zawartość jonów Ca–Mg– SO_4 w wodach Widawki stwierdzono w 2006 w profilu Zarzecze (punkt nr 5), co jest konsekwencją zrzutu wód kopalnianych odprowadzanych kanałem Struga Żłobnicka (poniżej punktu nr 11) z rejonu oddziaływania składowiska Bagno-Lubień. Przypadek ten dotyczy wód kopalnianych pompowanych przez kilka studni barier skrajnych (N, S i S–1) ze wschodniej części pola Bełchatów (z rejonu zwałowiska wewnętrznego) oraz otworów przelewowo-pompowych (PP) zlokalizowanych w otoczeniu zwałowiska wewnętrznego. Geneza obserwowanej podwyższonej zawartości jonów Ca–Mg– SO_4 w wodach podziemnych tego rejonu kopalni jest przede wszystkim hydrochemiczną konsekwencją procesu odbudowy zwierciadła wody w zazwałowywanej części wyrobiska.

Odwadnianie odkrywki Bełchatów łącznie z barierą wysadu solnego poprawia jakość wody w Widawce, na odcinku rzeki pomiędzy profilami Ruszczyn (punkt nr 1) i Podgórze (punkt nr 10), powoduje zmniejszenie

stężenia jonów wapnia, manganu, azotu amonowego – NH_4^+ , siarczanów, żelaza ogólnego oraz zmniejsza biochemiczne zapotrzebowanie tlenu BZT_5 . Całkowity zrzut wód kopalnianych z P/Bełchatów (z wysadem Dębina) był w 2006 r. średnio 8-krotnie większy od naturalnego przepływu Widawki w profilu Ruszczyn.

1. Punkt monitorowania Rzeka Widawka – Ruszczyn, powyżej zrzutu wód kopalnianych (punkt nr 1):

W latach 2003 i 2004 ogół wód Widawki powyżej pierwszego zrzutu wody z sieci odwodnienia wglębnego pola Bełchatów spełniał wymagania klasy III – „wody zadawalającej jakości”. W 2005 r. cechy jakości wody w w/w punkcie były zbliżone, a ocena jakości ze względu na podwyższone zapotrzebowanie tlenu (spowodowane podwyższoną zawartością żelaza ogólnego) : biochemiczne BZT_5 i chemiczne oznaczone metodą dwuchromianową $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ nie uległa zmianie. Pozostałe wskaźniki jakości spełniały wymagania stawiane dla wód zaliczanych do klasy I. W 2006 r. nie stwierdzono statystycznie istotnych zmian zawartości głównych i podrzędnych wskaźników chemicznych. W 2006 r. o połowę zmniejszyła się zawartość żelaza Fe_{og} i poprawie uległy wskaźniki określające bio- BZT_5 i chemiczne $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ zapotrzebowanie tlenu. W przekroju Ruszczyn średnia w 2006 r. zawartość zawiesiny wynosiła $4,5 \text{ mg/dm}^3$, a wartość wskaźnika $\text{BZT}_5 = 2,6 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$.

2. Punkt monitorowania Rzeka Widawka (punkt nr 2a):

W 2005 r. ogół wód Widawki w tym przekroju, ze względu na naturalnie podwyższoną zawartość wapnia Ca, zawartość substancji rozpuszczonych i chemiczne zapotrzebowanie tlenu oznaczonego metodą dwuchromianową ChZT_{Cr} , spełniał średnio-roczne wymagania klasy II: „wody powierzchniowe dobrej jakości”. Ze względu na zawartość żelaza woda Widawki w tym punkcie odpowiadała III kl. jakości, bowiem zawartość żelaza Fe_{og} w profilu Widawka – Ruszczyn była na tyle podwyższona, że zrzuty „czystszych” wód kopalnianych z kanału nr 2 i rowu z osadnika nr 1 tylko w niewielkim stopniu niwelowały jego stężenie. W 2006 r. w omawianym punkcie kontroli jakości stwierdzono niewielki (o $5 - 10 \text{ mg/dm}^3$) wzrost zawartości jonów Ca-SO_4 z jednoczesnym obniżeniem zawartości Na-Cl. Istotnie obniżyła się zawartość żelaza Fe_{og} , a w mniejszym stopniu spadła zawartość manganu i jonów amonowych. Pozostałe wskaźniki, a również ogólna ocena jakości wody Widawki poniżej wypływu z osadnika nr 1, nie uległy zmianie.

3. Punkt monitorowania Rzeka Widawka powyżej ujścia kanału Struga Żłobnicka (punkt nr 3):

W latach 2003-2005 ogół wód w rzece Widawce powyżej ujścia Strugi Żłobnickiej, ze względu na zawartość: substancji rozpuszczonych, żelaza Fe_{og} i wapnia Ca^{2+} , spełniał wymagania klasy II – „wody powierzchniowe dobrej jakości”. Pozostałe wskaźniki jakości były zgodne ze stawianymi dla wód zaliczanych do I klasy czystości. Był to kolejny punkt monitorowania zlokalizowany poniżej profilu Ruszczyn, w którym jakość wody w rzece ulegała faktycznej poprawie. W 2006 r. stwierdzono, w stosunku do stanu z 2005 r., wzrost o 35 mg/dm^3 (tj. o ok. 10 %) substancji rozpuszczonych, związany ze stężeniem jonów $\text{Mg-HCO}_3\text{-SO}_4$. Wskaźniki świadczące o zapotrzebowaniu tlenu nie uległy w 2006 r. zmianie, a zmniejszeniu uległa zawartość żelaza Fe_{og} i manganu. Niewielkie wahania zawartości oznaczanych wskaźników świadczą o dobrej ustabilizowanej w czasie jakości wody przepływającej przez w/w profil.

4. Punkt monitorowania Rzeka Widawka – profil Zarzecze (punkt nr 5):

W latach 2003 - 2004 jakość wody Widawki w przekroju Zarzecze spełniała wymagania IV kl. Jakości. W 2005 r., ze względu na chemiczne zapotrzebowanie tlenu oznaczonego metodą dwuchromianową $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ oraz z powodu podwyższonej zawartości jonów amonowych NH_4^+ wody jw. spełniały nominalnie wymagania kl. III, z tym że przekroczenie wartości kryterialnych dla II kl. jakości wynosiło tylko ok. 5 % (mniej niż precyzja oznaczenia). Natomiast średnio-roczne biochemiczne zapotrzebowanie tlenu $\text{BZT}_{(5)}$ w przekroju Zarzecze przekraczało o ok. 25 % nominalny poziom dopuszczalny dla wód II kl. i z tego względu wody te

zalicza się do kl. III – i nazywa wodami powierzchniowymi zadowalającej jakości. Pozostałe wskaźników jakości spełniały wymagania klasy I. W 2006 r. zawartość składników mineralnych w wodach Widawki – profil Zarzecze wzrosła. Stężenie jonów Na-Cl, w porównaniu do stanu z 2005 r., wzrosło wagowo o ok. 16 %, a jonów Ca-SO₄ o ponad 25 %. W konsekwencji masa substancji rozpuszczonych była w 2006 r. o ponad 80 mg/dm³ większa od występującej średnio w 2005 r. Decydujący wpływ na zawartość substancji mineralnych w wodzie Widawki – profil Zarzecze ma zrzut wód kopalnianych odprowadzanych kanałem odwodnienia nr 6 i 5 oraz w niewielkim stopniu zrzut oczyszczonych ścieków z Centralnej Oczyszczalni Ścieków do kanału Struga Żłobnicka. Skład hydrochemiczny wody w Widawce, poniżej Kuźnicy Kaszewskiej ulega przekształceniu przede wszystkim w wyniku oddziaływania (wyłączonego z eksploatacji) składowiska popiołów Bagno-Lubień. Mniejsza niż w latach 2004 -2005, zawartość azotu amonowego NH₄⁺ i biochemiczne zapotrzebowanie tlenu BZT₍₅₎ wskazują, że w 2006 r. w profilu Zarzecze spadła zawartość rozkładalnych zanieczyszczeń organicznych związanych z odprowadzaniem bezpośrednio do rzeki, lub infiltrujących z nieszczelnych szamb, ścieków bytowych. Zawartość w/w wskaźników jakości jest objawem zrzutu zanieczyszczeń antropogenicznych nie-mających żadnego związku z wodami odprowadzanymi przez system odwodnienia włóknistego P/Bełchatów.

5. Punkt monitorowania Rz. Widawka powyżej nowego koryta Strugi Aleksandrowskiej (punkt nr 6):

W latach 2003 - 2004 jakość wody Widawki w omawianym punkcie spełniała wymagania kl. III: „wody powierzchniowe zadowalającej jakości”. W 2005 cechy jakościowe wody uległy poprawie, ale ze względu na naturalnie podwyższoną zawartość wapnia Ca i żelaza Fe_{og} oraz ze względu na chemiczne ChZT_(Cr) i biochemiczne BZT₍₅₎ zapotrzebowanie tlenu wody w punkcie Widawka – powyżej ujścia Strugi Aleksandrowskiej - formalnie można było zaliczyć do kl. II. Pozostałe wskaźniki spełniały w 2005 r. (przez analogię do nieobowiązującego już przepisu) wymagania stawiane wodom zaliczanym do I. kl. czystości. Analogicznie jak w przekroju Zarzecze, wartości wskaźników określających zapotrzebowanie tlenu w Widawce – powyżej ujścia nowego koryta Strugi Aleksandrowskiej nie są związane z jakością wody odprowadzanej przez system odwodnienia włóknistego P/Bełchatów. W 2006 r. wody w omawianym profilu Widawki zawierają większą o 30 mg/dm³ ilość jonów Ca-SO₄ (wzrost o ok. 20 % w stosunku do 2005 r.) i odpowiednio zwiększoną ilość substancji rozpuszczonych. Stwierdzono natomiast wyraźny spadek zawartości żelaza Fe_{og}, jonów amonowych NH₄⁺ i biochemicznego zapotrzebowania tlenu BZT₍₅₎. Skala spadku wskaźników biogennych i zapotrzebowania tlenu przesądza wniosek dot. dalszej poprawy jakości wody w omawianym profilu Widawki.

6. Rzeka Widawka – profil Szczerców (punkt nr 8):

W latach 2004 - 2005 ogół wód w rzece Widawce – przekrój Szczerców ze względu na: podwyższoną zawartość substancji rozpuszczonych, wapnia Ca, żelaza Fe_{og} oraz ze względu na chemiczne ChZT_(Cr) i biochemiczne BZT₍₅₎ zapotrzebowanie tlenu zaliczono do II klasy jakości - „wody powierzchniowe dobrej jakości”. Pozostałe wskaźników jakości spełniały wymagania klasy I. W 2003 r. jakość wód Widawki w Szczercowie była gorsza, spełniały one wówczas nominalnie wymagania kl. III – „wody powierzchniowe zadowalającej jakości”. W 2006 r. wody Widawki w Szczercowie zawierają średnio o 70 mg/dm³ więcej mineralnych substancji rozpuszczonych, w tym o ok. 30 mg/dm³ jonów Na-Cl i ok. 15 mg/dm³ jonów Ca-Mg-SO₄ niż w roku poprzednim. Podobnie jak we wspomnianych powyżej punktach monitorowania, w 2006 r. stwierdzono spadek zawartości żelaza Fe_{og} i jonów amonowych NH₄⁺. W przekroju Szczerców średnia w 2006 r. zawartość zawiesiny wynosiła 5,5 mg/dm³, a wartość wskaźnika BZT₅ = 1,5 mg O₂/dm³.

7. Rzeka Widawka – profil Podgórze (punkt nr 10):

W 2004 r. wody Widawki powyżej ujścia do Warty spełniały prawie wszystkie wymagania stawiane wodom I kl. jakości. Jedynie ze względu na naturalnie podwyższoną (na całym odcinku monitorowania) zawartość wapnia Ca^{2+} i żelaza Fe_{og} wody te spełniały wymagania II kl. W latach 2005 i 2006 zawartość głównych, podrzędnych i biogennych wskaźników jakości nie ulegała statystycznie istotnym zmianom. W lipcu 2006 r. stwierdzono incydentalny wzrost zawartości jonów manganowych Mn^{2+} , a w II półroczu nieznaczny wzrost masy mineralnych składników rozpuszczonych – średnio o 10 % przekroczony poziom dopuszczalnej zawartości w wodach I kl. jakości. Generalnie w całym okresie obserwacji wody Widawki w profilu Podgórze wykazywały stabilną, dobrą jakość. W omawianym punkcie cechy fizyko-chemiczne wody w Widawce były istotnie lepsze niż w profilu Ruszczyn. W przekroju Podgórze średnia w 2006 r. zawartość zawiesiny wynosiła $5,7 \text{ mg/dm}^3$, a wartość wskaźnika $\text{BZT}_5 = 1,6 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$.

8. Punkt monitorowania Kanał Struga Żłobnicka – Rogowiec (punkt nr 11):

W całym okresie monitorowania cechy jakościowe wód odprowadzanych kanałem Strugi Żłobnickiej spełniały wszystkie wymagania normatywne, jakim winny odpowiadać ścieki – wody kopalniane odprowadzane do wód lub do ziemi. W 2005 r. wody Strugi Żłobnickiej - przekrój Rogowiec ze względu na zawartość chlorków Cl^- i żelaza Fe_{og} , spełniały wymagania II kl., stężenie wapnia Ca^{2+} , manganu Mn^{2+} i zawartość substancji rozpuszczonych odpowiadało wymaganiom kl. III, a stężenie siarczanów SO_4^{2-} klasyfikowało wody do IV kl. jakości (nieznacznie odbiegając od wymagań III kl.). Pozostałe wskaźników jakości spełniały wymagania kl. I jakości wód powierzchniowych. W 2006 r. ilość rozpuszczonych substancji wzrosła średnio o ok. 60 mg/dm^3 (tj. o ok. 10%), w tym o ok. 15 mg/dm^3 zawartość jonów Na-Cl i o 25 mg/dm^3 zawartość jonów Ca-Mg-SO_4 . W stosunku do stanu z 2005 r. o 50 % zmalała zawartość żelaza Fe_{og} , a w mniejszym stopniu spadło chemiczne $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ i biochemiczne $\text{BZT}_{(5)}$ zapotrzebowanie tlenu. Stwierdzone w 2006 r. wahania zawartości oznaczanych wskaźników hydrochemicznych i tlenowych w wodach kanału Struga Żłobnicka nie powodowały zmiany w ocenie ich jakości w stosunku do stanu w roku ubiegłym.

9. Rzeka Krasowa poniżej zbiornika Winek (punkt nr 17)

W latach 2004 - 2005 r., ze względu na naturalnie podwyższone zawartości wapnia Ca^{2+} i żelaza Fe_{og} , wody kopalniane odprowadzane do zbiornika retencyjno-osadowego „Winek” i dalej wybetonowanym i zabezpieczonym korytem rzeki Krasowa spełniały wymagania, jakie winny posiadać wody powierzchniowe II klasy jakości. W 2006 r. całkowita zawartość substancji rozpuszczonych w omawianym profilu monitorowania była identyczna jak w latach ubiegłych; analogiczne stwierdzenie dotyczy również głównych składników jonowych wody. W 2006 r. nastąpił istotny spadek zawartości żelaza Fe_{og} . Pozostałe wskaźniki biogenne oraz zawartość i zapotrzebowanie tlenu w 2006 r. nie uległy zmianie. W 2006 r. średnia zawartość zawiesiny w wodach Krasowej poniżej zbiornika „Winek” wynosiła $5,3 \text{ mg/dm}^3$, a w wodach kopalnianych odprowadzanych do zbiornika odpowiednio $9,8 \text{ mg/dm}^3$. Potwierdza to sedymentacyjny charakter omawianego zbiornika.

Wg danych IMiGW w 2006 r. przez zbiornik „Winek” odprowadzanych było średnio ok. $1,17 \text{ m}^3/\text{s}$ (ok. 33%) wód kopalnianych z odwadniania pola Bełchatów – były to wody o bardzo dobrej jakości. W miarę postępu robót górniczych na zachód systematycznie wzrasta ilość wód kopalnianych odprowadzanych do zbiornika „Winek”. Jakościowo dobre cechy chemiczne, oceniane wg kryteriów stosowanych do 2004 r. do oceny stanu wód powierzchniowych, stanowią gwarancję poprawnych parametrów jakości wody w całej zlewni rz. Widawki poniżej KWB „Bełchatów”.

W 2004 r. średnią jakość wód rzeki Widawki i jej dopływów oraz odprowadzalników zrzucających wody kopalniane bezpośrednio do Widawki oceniono na podstawie chemicznego zapotrzebowania tlenu oznaczonego metodą nadmanganianową $\text{ChZT}_{(\text{Mn})}$ lub dwuchromianową $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ oraz ze względu na pięciodobowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu $\text{BZT}_{(5)}$. Według tych kryteriów, wody te spełniały wymagania II klasy jakości. Ze względu na podwyższoną zawartość substancji rozpuszczonych oraz wapnia Ca^{2+} i amoniaku NH_4^+ , wody rzeki Widawki spełniały średnio również wymagania klasy II. Średnia zawartość żelaza Fe_{og} w 2004 r. w wodach spełniała wymagania III kl. Pozostałe wskaźniki jakości spełniały wymagania klasy I. W latach 2003 i 2004 ogół wód w rzece Widawce i jej dopływach spełniał wymagania klasy II – „wody powierzchniowe dobrej jakości”.

W 2005 r. średnia jakość wód rzeki Widawki i jej dopływów nie uległa zmianie, a ze względu na $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ oraz $\text{BZT}_{(5)}$ wody te spełniały wymagania II klasy jakości. Ze względu na podwyższoną zawartość substancji rozpuszczonych oraz wapnia Ca, wody rzeki Widawki w 2005 r. spełniały średnio wymagania klasy II. W 2005 r. średnia zawartość żelaza Fe_{og} w wodach zlewni Widawki była dwukrotnie niższa od stwierdzonej w punkcie Widawka – Ruszczyn (punkt nr 1 – wejście do systemu odwodnienia odkrywki Bełchatów), z tym że również z tego względu jakość wody spełnia warunki II kl. Zawartości pozostałych wskaźników jakości spełniały wymagania klasy I. W latach 2004 - 2005 ogół wód w rzece Widawce i jej dopływach spełniał wymagania klasy II – „wody powierzchniowe dobrej jakości”.

W 2006 r. średnio-roczne cechy fizyko-chemiczne wód zbioru „rzeka Widawka i jej dopływy”, w porównaniu do stanu z 2004 i 2005 r., nie uległy statystycznie istotnej zmianie. Średnia zawartość rozpuszczalnych substancji mineralnych wzrosła o $25 \pm 5 \text{ mg/dm}^3$ (o ok. 7 %), w tym, o 12 mg/dm^3 stężenie jonów Na-Cl. W 2006 r. nastąpił dalszy spadek zawartości żelaza Fe_{og} i jonów amonowych NH_4^+ . Poprawie uległy wskaźniki świadczące o biochemicznym BZT_5 i chemicznym ChZT_{Cr} zapotrzebowaniu tlenu. W badanych w 2006 r. wodach powierzchniowych zmniejszeniu uległa średnia zawartość akcesorycznych metali śladowych: cynku, chromu, glinu, kadmu, miedzi, niklu i ołowiu.

Na podstawie wieloletnich obserwacji oraz analizy z trzech ostatnich lat hydrologicznych stwierdzić można, że system odwodnienia wgłębnego pola Bełchatów powoduje jedynie bardzo nieznaczne, ale systematyczne, podwyższenie średniej zawartości jonów Na-Cl w wodach rzeki Widawki. Pozostałe chemiczne wskaźniki jakości pozostają na poziomie niezmiennym lub ulegają obniżeniu, a zatem odwadnianie odkrywki Bełchatów faktycznie poprawia jakość wody w rzece poniżej kopalni. W 2006 r. klasa jakości wody we wszystkich wymienionych punktach monitorowania nie uległaby pogorszeniu, gdyby jako podstawę oceny stosować kryteria nieaktualnego rozporządzenia MŚ z 2004 r.

Wody podziemne pompowane przez systemy odwodnienia wgłębnego odkrywki Bełchatów, a następnie odprowadzane przez system kanałów i rowów, należy traktować jako ścieki - wody kopalniane z odwodnienia zakładu górniczego, wprowadzane do śródlądowych wód płynących w rzekach Widawka, Krasówka oraz kanału Struga Żłobnicka. Rzeki i kanał Struga Żłobnicka traktowane są jako odbiorniki wód kopalnianych.

Zgodnie z obowiązującym stanem formalno-prawnym dopuszczalna zawartość wybranych wskaźników zanieczyszczeń w wodach kopalnianych wynosi: $\text{BZT}_5 = 25 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$; zawiesina ogólna = 35 mg/dm^3 ; chlorki = 1000 mg/dm^3 ; siarczany = 500 mg/dm^3 .

Na podstawie wyników badań wykonanych w latach 2004 - 2006 stwierdzono, że wody kopalniane odprowadzane z odwadniania pola Bełchatów spełniają wszystkie wymagania rozporządzenia w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi.

W żadnym punkcie monitorowania wód kopalnianych pochodzących z odwadniania pola Bełchatów nie stwierdzono przypadku przekroczenia dopuszczalnej zawartości normatywnie określonych wskaźników makro- i mikroskładników chemicznych oraz zapotrzebowania tlenu.

W rozporządzeniu MŚ w sprawie warunków dot. wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi [Rozporządzenie MŚ z dn. 24.07.2006 r.] określono m.in. nieprzekraczalną zawartość anionów: chlorki – 1000 mg Cl⁻/dm³ i siarczany – 500 mg SO₄²⁻/dm³ w wodach kopalnianych pochodzące z odwadniania zakładów górniczych. W okresie od 1999 do 2006 r. badań jakości wód kopalnianych na obszarze KWB „Bełchatów” w żadnym punkcie ich odprowadzania do naturalnych cieków powierzchniowych ani w żadnym cyklu oznaczeń chwilowych nie stwierdzono przypadku przekroczenia dopuszczalnego stężenia jonów chlorkowych lub siarczanowych.

W 2003 r. stężenie jonów chlorkowych na całej długości monitorowania wód rzeki Widawki zmieniało się w bardzo wąskim przedziale od 16 do 27 mg Cl⁻/dm³, osiągając wartość maksymalną: 44 mg Cl⁻/dm³ poniżej zrzutu Strugi Żłobnickiej.

W 2004 r. rozkład mineralizacji chlorkowej w wodach pompowanych uległ istotnej zmianie – główny ładunek jonów chlorkowych wprowadzanych do Widawki występował poniżej punktu zrzutu ścieków z wybetonowanego koryta Aleksandrowskiej Strugi (punkt nr 7). W 2004 r. stężenie chlorków w Widawce poniżej zrzutu wody ze Strugi Aleksandrowskiej wzrastało ponad dwukrotnie w stosunku do stanu w profilu zlokalizowanym bezpośrednio powyżej. Dopiero po przejściu wód odprowadzanych z odwadniania P/Szczerców stężenia jonów chlorkowych w 2004 r. malały do 45 mg Cl⁻/dm³. We wszystkich badanych profilach wody rz. Widawki, ze względu na stężenie chlorków zachowywały I klasę jakości.

W 2005 r. w wodach Widawki od Ruszczyna (punkt nr 1) do profilu powyżej ujścia Strugi Żłobnickiej (punkt nr 3) stężenie jonów Cl⁻ wahało się na poziomie ok. 20 mg Cl⁻/dm³, w dwóch kolejnych profilach (punkty nr 4 i 5) wzrastało do ok. 35 mg Cl⁻/dm³ i podobnie jak w 2004 r., osiągało wartość maksymalną ok. 80 mg Cl⁻/dm³ w punkcie Widawka – powyżej ujścia Krasówki (punkt nr 9). Poniżej zrzutu ścieków z odkrywki Szczerców (punkt nr VI) zawartość jonów chlorkowych malała do ok. 40 mg Cl⁻/dm³, tj. poniżej średniej z roku ubiegłego.

W 2006 r. zmiany zawartości chlorków w Widawce miały przebieg prawie identyczny jak w roku poprzednim. Stężenie ok. 20 mg Cl⁻/dm³ występowało do punktu powyżej zrzutu wody kanałem Strugi Żłobnickiej (punkt nr 3). Lokalne maksimum zawartości chlorków – 75 mg Cl⁻/dm³ występowało poniżej zrzutu wód kopalnianych (w tym wód z odwadniania wysadu Dębina) rowem Struga Aleksandrowska (punkt nr 7). W trzech położonych niżej punktach monitorowania zawartość chlorków sukcesywnie malała, do poziomu ok. 38 mg Cl⁻/dm³ w profilu Podgórze (punkt nr 10 - powyżej ujścia do Warty).

W 2001 r. stężenie jonów siarczanowych w wodach Widawki – profil Ruszczyn (punkt nr 1) wynosiło 38 mg SO₄²⁻/dm³. W roku 2002 r., zwłaszcza w okresie wyżowego natężenia przepływu, zawartość jonów SO₄²⁻ gwałtownie wzrosła, a średnio-roczne stężenie osiągnęło 55 mg SO₄²⁻/dm³ i utrzymywało się na podobnym poziomie również w 2003 r. W 2004 r. stężenie tego anionu w przekroju Ruszczyn wzrosło średnio o 5 mg/dm³, z tym że największy wzrost stężenia do ok. 85 mg SO₄²⁻/dm³ stwierdzono jednokrotnie - tylko w XII.2004 r. W 2005 i 2006 r. nastąpił powrót do stanu obserwowanego w latach 2002 i 2003 – a średnie stężenie jonów siarczanowych ustabilizowało się i utrzymuje na stabilnym poziomie 55 mg SO₄²⁻/dm³.

W 2004 r. zawartość siarczanów w Widawce C_{SO₄} > 60 mg SO₄²⁻/dm³ - występującą średnio w profilu Ruszczyn (punkt nr 1) - stwierdzono średnio na całym odcinku monitorowania (do profilu Widawka - powyżej ujścia Krasowej – punkt nr9).

W 2005 r. przebieg zmian stężenia jonów siarczanowych w wodach Widawki był prawie identyczny, z tym że linia odwzorowująca wahania zawartości SO_4^{2-} w kolejnych punktach monitorowania uległa przesunięciu w stronę wartości niższych, na wlocie obszaru obserwacji stężenie jonów siarczanowych spadło do $55 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$.

W 2006 r. średnio-roczone stężenie siarczanów w profilu Ruszczyn (punkt nr 1) ponownie wzrosło do $65 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ – ekstremalnie w XI.2006 r. do $80 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Występowanie najwyższych stężeń w ostatnich miesiącach roku jest symptomatyczną regułą. W kolejnych dwóch profilach obserwacyjnych na Widawce: Słok (punkt nr 2) i powyżej kanału Struga Żłobnicka (punkt nr 3) zawartość siarczanów utrzymywała się na poziomie ok. $93 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, a poniżej w profilu Zarzecze po raz kolejny wzrosła do $113 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$.

Największy wzrost stężenia siarczanów występuje od lat w tym samym profilu Widawki – poniżej zrzutu wód kopalnianych kanałem Struga Żłobnicka (punkt nr 4). W latach 2003 2004 i ponownie w 2006 r. był to jedyny punkt w profilu rzeki, w którym klasa jakości wody, ze względu na przekroczenie kryterialnego stężenia jonów SO_4^{2-} , uległa zmianie z I na II. Stan ten odzwierciedla trwałą i wyraźniejszą tendencję wpływu mokrego składowiska popiołów Bagno-Lubień na wody pompowane przez studnie barier N i A-1. W 2005 i 2006 r., zgodnie z pozwoleniem wodno-prawnym Wojewody Łódzkiego, nie prowadzono obserwacji wody Widawki poniżej zrzutu kanału Strugi Żłobnickiej (punkt nr 4). Uwzględniając, że w 2006 r. stężenie siarczanów w kanałach odprowadzających wody z rejonu składowiska Bagno-Lubień wynosiło $C_{\text{SO}_4} > 240 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, a w punkcie kanał Struga Żłobnicka – Rogowiec (punkt nr 11): $235 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, nie ma żadnej wątpliwości, że źródłem omawianej anomalii są wody pompowane przez studnie dwóch północnych barier odwodnienia wglębnego.

W 2004 r. stwierdzono wzrost średniej wartości wskaźników zasolenia wody w rz. Widawce od profilu Ruszczyn (punkt nr 1) do przekroju zlokalizowanego powyżej ujścia rzeki Krasowej (punkt nr 9). W 2004 r. średnie wartości gradientów wskaźników zasolenia wody w Widawce od Ruszczyna do punktu powyżej ujścia Krasówki wynosiły:

$$\Delta \text{Cl}^- = 66 \text{ mg}/\text{dm}^3 ; \Delta \text{Na}^+ = 51 \text{ mg}/\text{dm}^3 ; \Delta \text{SO}_4^{2-} = 8 \text{ mg}/\text{dm}^3.$$

Natomiast średni wzrost stężeń w/w składników jonowych w Widawce i jej dopływach w okresie 2003 – 2004 wynosił odpowiednio:

$$\Delta \text{Cl}^- = 13,3 \text{ mg}/\text{dm}^3 ; \Delta \text{Na}^+ = 7,4 \text{ mg}/\text{dm}^3 ; \Delta \text{SO}_4^{2-} = 7,6 \text{ mg}/\text{dm}^3.$$

Średnio-roczy wzrost stężenia jonów sodowych i chlorkowych Na-Cl wody Widawki i jej dopływów był niewielki, istotną była natomiast tendencja polegająca na ponownym, w porównaniu do 2003 r., wzroście stężenia jonów Na-Cl w wodach powierzchniowych Widawki i zbioru reprezentującym jej pierwotnie naturalne dopływy.

W 2005 r. suma zawartości głównych anionów w wodach Widawki wynosiła odpowiednio:

- profil Ruszczyn (punkt nr 1): $20 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3 + 55 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3 = 75 \text{ mg } \Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$.
- profil poniżej nowego koryta Aleksandrowskiej Strugi (punkt nr 7): $75 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3 + 73 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3 = 148 \text{ mg } \Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$. W profilu Widawki, poniżej zrzutu wód kopalnianych z odwadniania wysadu Dębina, stężenie jonów przyjmuje wartości maksymalne.
- profil powyżej ujścia Krasowej (punkt nr 9): $60 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3 + 63 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3 = 123 \text{ mg } \Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$.
- profil Podgórze (punkt nr 10): $39 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3 + 41 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3 = 80 \text{ mg } \Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$.

W 2005 r., w stosunku do lat poprzednich, zmalały wartości stężeń jonów powodujących zasolenie wody w Widawce od Ruszczyna do punktu powyżej ujścia Krasówki. Różnice te wynosiły:

$$\Delta \text{Cl}^- = 40 \text{ mg/dm}^3 ; \Delta \text{Na}^+ = 31 \text{ mg/dm}^3 ; \Delta \text{SO}_4^{2-} = 8 \text{ mg/dm}^3.$$

Natomiast średni wzrost stężenia wymienionych jonów w obrębie zbioru: Widawka i jej dopływy w okresie 2004 – 2005 wynosił:

$$\Delta \text{Cl}^- = 2,8 \text{ mg/dm}^3 ; \Delta \text{Na}^+ = 2,8 \text{ mg/dm}^3 ; \Delta \text{SO}_4^{2-} = -2,4 \text{ mg/dm}^3.$$

W 2006 r. na podstawie analogicznego rozumowania stwierdza się, że suma zawartości głównych anionów w wodach Widawki wynosiła:

- profil Ruszczyn: $18 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3 + 61 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3 = 79 \text{ mg } \Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$.
- profil poniżej nowego koryta Aleksandrowskiej Strugi (punkt nr 7): $90 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3 + 87 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3 = 177 \text{ mg } \Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$.
- profil powyżej ujścia Krasowej: $83 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3 + 70 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3 = 153 \text{ mg } \Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$.
- profil Podgórze: $45 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3 + 50 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3 = 95 \text{ mg } \Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$.

W 2006 r. średnia jakość wody w Widawce i jej dopływach, w stosunku do stanu z 2005 r. uległa bardzo nieznacznej zmianie. Oddziaływanie pola Bełchatów na wody Widawki określić można w następujący sposób: system odwodnienia P/Bełchatów w 2006 r. powodował podwyższenie zawartości jonów Na-Cl w wodach Widawki od Ruszczyna do Podgórza średnio o ok: 43 mg NaCl/dm^3 i jednocześnie spadek stężenia siarczanów o $15 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Zmiany te nie powodują pogorszenia cech jakości wody w rzece. W 2004 r. na całym odcinku monitorowania woda w Widawce (ze względu na zawartość głównych anionów) spełniała wymagania I kl. jakości. W latach 2005 i 2006 nie wystąpiła statystycznie istotna zmiana wymienionych wskaźników, a zatem również jakość wody w rzece nie uległa zmianie.

Na Rys. 9 i 10 przedstawiono przebieg zmiany średnio-rocznego stężenia jonów Cl^- (Rys. 9) i SO_4^{2-} (Rys. 10) w Widawce od przekroju Ruszczyn do ujścia do rzeki Warty – porównawczo w latach $1996 \div 2006$ – wraz z dopływami z odkrywki Szczerców i rzeki Krasowej, pozwalające na ocenę wpływu wód kopalnianych odprowadzanych z systemu odwodnienia obu pól BOT KWB „Bełchatów” na wody rzeki Widawki.

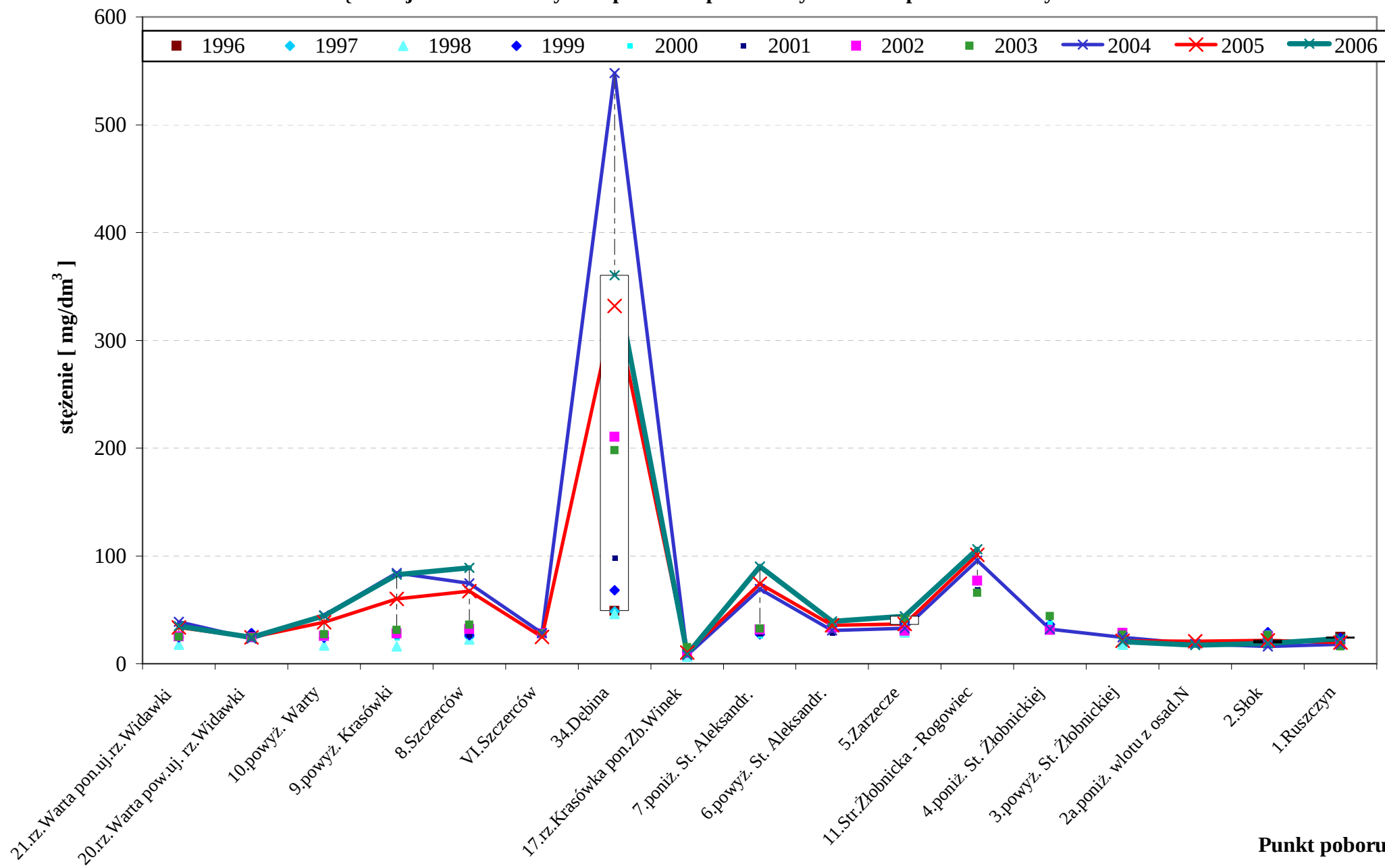
Do końca 2004 r. normatywna zawartość głównych anionów w wodach powierzchniowych II klasy wynosiła: Cl^- - 200 mg/dm^3 i SO_4^{2-} – 150 mg/dm^3 . W 2006 r. na podstawie wykonanych badań stwierdzono, że w wyniku oddziaływania wód pompowanych przez system odwodnienia pola Bełchatów nieznaczne przekroczenie wymienionych wartości występowało w 2 punktach monitorowania:

- (punkt nr 11) wody kopalniane odprowadzane do Widawki: kanałem Struga Żłobnicka,
- (punkt nr 2a) oraz rowem z osadnika odprowadzającego wody do rzeki Widawki, ze względu na podwyższoną zawartość jonów siarczanowych SO_4^{2-} (w równowadze z jonami wapnia Ca), a w konsekwencji podwyższoną ilość substancji rozpuszczonych.

Wg analogicznego kryterium przekroczenie stężeń kryterialnych w 2006 r. stwierdzono w punktach monitorowania:

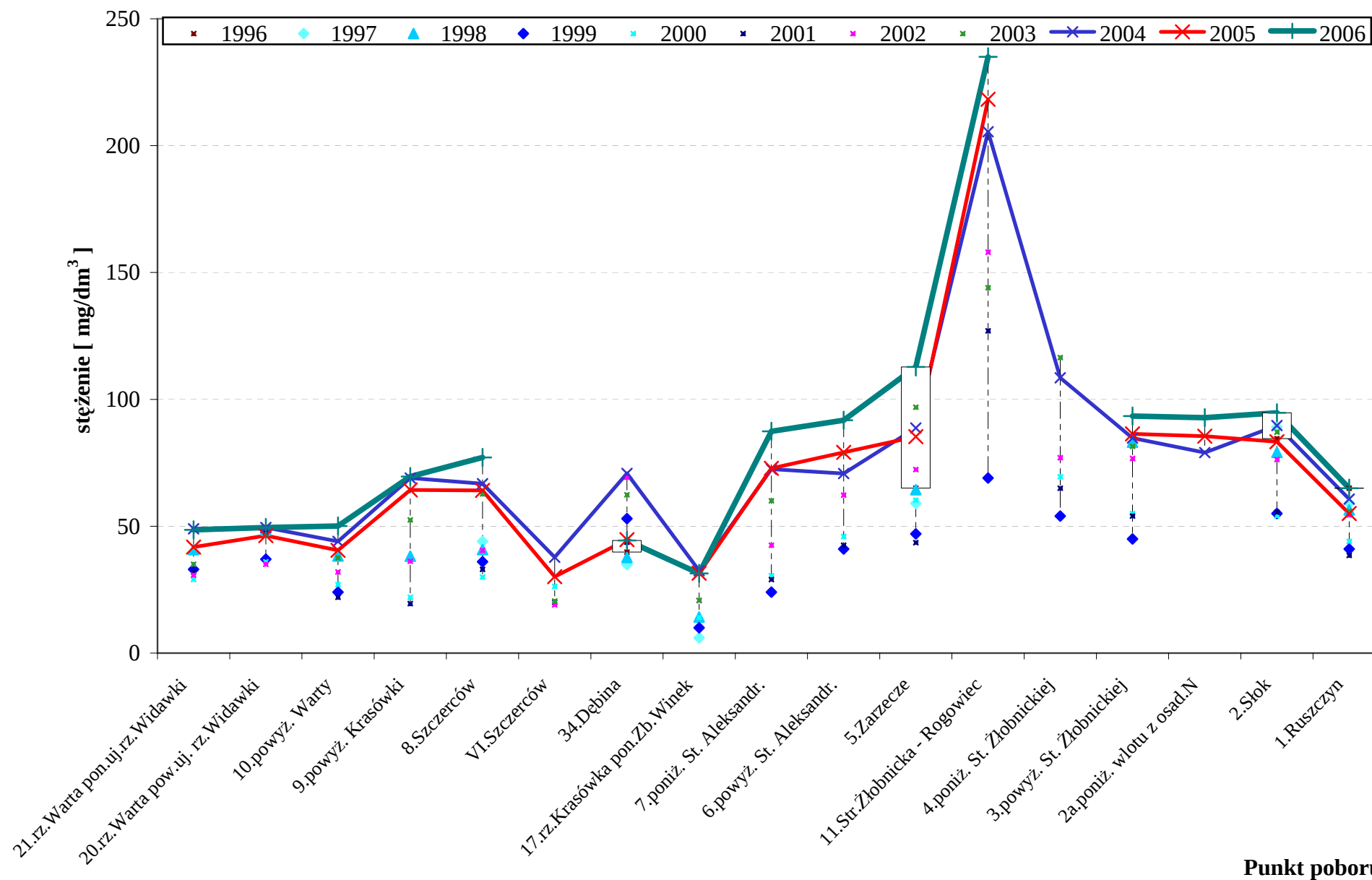
- (punkt nr 11) wody kopalniane odprowadzane kanałem Struga Żłobnicka w Rogowcu,
- oraz kanałami odwodnienia z rejonu składowiska Bagno-Lubień, ze względu na przekroczenie kryterialnego stężenia jonów siarczanowych SO_4^{2-} (a konsekwentnie również wapniowych Ca^{2+} i zawartość mineralnych substancji rozpuszczonych).
- wody kopalniane we wszystkich punktach obserwacji na rowach wysadu Dębina, zrzucających wody do rowu Struga Aleksandrowska (do punktu nr 7), ze względu na wyraźnie podwyższone stężenie jonów chlorkowych Cl^- i w konsekwencji ilość substancji rozpuszczonych.

Stężenia jonów chlorkowych w punktach pomiarowych cieków powierzchniowych



Punkt poboru

Stężenia jonów siarczanowych w punktach pomiarowych cieków powierzchniowych



Punkt poboru

Poza systemem naturalnych cieków powierzchniowych, mających hydrograficzny związek z systemem odwadniania odkrywki Bełchatów, pozostaje rz. Rakówka monitorowana w m. Rząsawa. W okresie wieloletnich obserwacji, w tym również w 2006 r. Rakówka, ze względu na bardzo dużą zawartość azotu amonowego NH_4^+ oraz przekroczenie wskaźników dotyczących zawartości innych składników i zapotrzebowania tlenu, prowadziła wody o niezadawalającej jakości.

W 2006 r. średnia, roczna zawartość badanych cech fizyko-chemicznych oraz zawartość i zapotrzebowanie tlenu w wodach rzeki Widawki oraz jej dopływów poniżej P/Bełchatów spełnia wymagania stawiane (do 01.01.2005 r.) wodom powierzchniowym II klasy jakości.

W 2004 r., porównawczo do stanu w latach 2002 - 2003, nie występowały istotne różnice w średniej zawartości oznaczanych mikroskładników. W 2004 r. wystąpił spadek średniej (dla całego zbioru punktów monitorowania) stężeń: miedzi Cu^{2+} , kadmu Cd^{2+} i ołowiu Pb^{2+} . Sytuacja taka jest naturalną konsekwencją faktu, że wody odprowadzane przez kanały i rowy sieci odwodnienia powierzchniowego nie zawierają żadnych zanieczyszczeń antropogenicznych, natomiast stężenie mikroelementów w wodach pompowanych jest naturalnie niskie - odpowiada klarkom wagowym toksycznych mikroskładników w skałach do granicy głębokości podziemnego odwadniania [86].

W 2004 r. średnia zawartość mikroskładników w rowach odprowadzających wody z wysadu Dębina była nieznacznie wyższa od obserwowanej w wodach rzecznych (w granicach oddziaływania pola Bełchatów). Taki stan jest logiczną konsekwencją lepszej rozpuszczalności wielu minerałów w wodnych roztworach chlorku sodowego NaCl.

Wahania i lokalne anomalie zawartości mikroskładników chemicznych nie miały wpływu na generalną ocenę stopnia czystości wód powierzchniowych na obszarze oddziaływania odkrywki Bełchatów. W 2004 r. w żadnym z punktów monitorowania jakości wody w rzekach i ściekach odprowadzanych przez system odwodnienia powierzchniowego z rejonu pola Bełchatów objętych obserwacją nie stwierdzono przypadku, aby stężenie mikroskładników chemicznych przekraczało zawartość dopuszczalną dla wód powierzchniowych I klasy jakości.

Wykonane w 2005 r. badanie mikroskładników w wodach i ściekach dostosowano ściśle zakresem i czułością metod oznaczania do wymagań określonych w rozporządzeniu MŚ z dn. 19.11.2002 r. Porównywanie danych z 2004 r. do wyników z 2005 r. jest utrudnione ze względu na zmianę poziomu klasyfikacji jakości wód. Wynik wykonanych w 2005 r. oznaczeń zawartości normowanych mikroskładników chemicznych nie zmienia tej korzystnej oceny jakości wód powierzchniowych i kopalnianych, wystawionej w latach poprzednich.

Wykonane w 2006 r. oznaczenia zawartości mikroskładników w wodach powierzchniowych i wodach kopalnianych stwierdzają, że średnia i lokalna zawartość wszystkich oznaczanych mikroskładników w badanych wodach jest wielokrotnie (od 20 do ponad 200-krotnie) mniejsza od dopuszczalnej w wodach kopalnianych. W wodach powierzchniowych rzeki Widawki stężenie pierwiastków toksycznych i niepożądanych w nadmiernej ilości utrzymywało się na bardzo niskim poziomie - najczęściej w przedziale od 0,01 do 2,0 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Wody kopalniane zawierały nieznacznie podwyższoną ilość pierwiastków akcesorycznych z grupy wapniowców: strontu (maksymalnie ok. 0,9 mg/dm^3 w kanale nr 2) i baru (najwięcej ok. 76 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ w kanale odprowadzającym z osadnika nr 3) oraz (wrażliwego na odczyn pH wody) glinu Al.

Lokalnie, w wodach kanału odprowadzającego wody z południowego rejonu składowiska popiołów, stwierdzono podwyższoną do ok. 60 $\mu\text{g Ni}^{2+}/\text{dm}^3$ zawartość niklu. Powyższe potwierdza obserwację z 2005 r. występującą w wodach tego kanału, do którego zrzucane są wody o zwiększonych stężeniach Ni^{2+} ze studni 49

S, 53 G-1 i 55 G-1. Wody podziemne w rejonie wymienionych studni – wyłącznie w przypadku nieznacznie obniżonego odczynu pH – w dalszym ciągu wymywają ze skał po południowej krawędzi rowu Kleszczowa (lub z osadów deponowanych na zwałowisku wewnętrznym) zwiększoną ilość soli niklu rozpuszczalnych w wodzie.

Naturalną sieć hydrograficzną rzeki Widawki poniżej odkrywki „Bełchatów” stanowiła rzeka Widawka i jej lewobrzeżne, pierwotnie naturalne, a obecnie odprowadzające wyłącznie wody kopalniane dopływy: kanał Struga Żłobnicka i rów Struga Aleksandrowska oraz rz. Krasowa. Prawobrzeżny dopływ Widawki – rz. Rakówka - nie wnosi zanieczyszczeń mających związek z odwadnianiem pola Bełchatów. Wody kopalniane z odwodnienia Pola Bełchatów odprowadzane są systemem rowów i kanałów sieci odwodnienia powierzchniowego do wszystkich wymienionych cieków powierzchniowych. Aktualnie jedynie rz. Widawka zachowała charakter naturalnego, lewostronnego dopływu rz. Warty. Natomiast Strugi: Żłobnicka i Aleksandrowska, a fragmentami również Krasowa stanowią faktycznie końcowe odcinki wybetonowanych kanałów, którymi odprowadzane są wody kopalniane z odwodnienia pola Bełchatów (a w przypadku Krasowej również z pola Szczerców) do Widawki. Sieć hydrologiczną zrzutu wód kopalnianych z odwadniania pola Bełchatów do wymienionych cieków powierzchniowych przedstawiono na Rys. 7.

Do przedstawionych na mapie grup cieków powierzchniowych zaliczono, zgodnie z podziałem stosowanym przez IMiGW w 2006 r. oraz wg logicznej kolejności odprowadzania wód kopalnianych, następujące dopływy:

- **Widawka:** kanał odwodnienia z rejonu wewnętrznego składowiska popiołów. Średnio-roczny zrzut wód kopalnianych do grupy Widawka – poniżej zbiornika Słok wynosił w 2006 r. $Q_{ZW} = 0,60 \text{ m}^3/\text{s}$;
- **Kanał Struga Żłobnicka:** kanały odwodnienia z rejonu składowiska popiołów Bagno-Lubień - pomiar natężenia przepływu w przekroju „Kuźnica”; $Q_{ZL} = 0,83 \text{ m}^3/\text{s}$;
- **rów Struga Aleksandrowska:** północny kanał odwodnienia z zachodniej części odkrywki i wysadu solnego Dębina - przepływ: $Q_{SA} = 1,45 \text{ m}^3/\text{s}$;
- **Krasowa:** południowy kanał odwodnienia z zachodniej części odkrywki – w 2006 r. pomiar natężenia przepływu wynosił $Q_{ZK} = 1,43 \text{ m}^3/\text{s}$.

Stężenie jonów chlorkowych i siarczanowych w wyżej wymienionych punktach ustalono na podstawie oznaczeń wykonanych w 2006 r. – wartości średnie ze wszystkich cykli monitorowania. Całkowity nadmiarowy ładunek obu głównych anionów zrzuconych przez system odwodnienia Pola Bełchatów do rz. Widawki wynosił łącznie w 2006 r. ok.: 58,9 ton/dobę $\Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$; - w 2005 r.: 50,0 ton/dobę.

Średnie, ważone nadmiarowe stężenie jonów chlorkowych w wodach kopalnianych z odwadniania P/Bełchatów wynosiło odpowiednio:

$75,7 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ i $82,5 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$,
w 2005 r.: $67,7 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ i $48,8 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$,

Po uwzględnieniu stanu początkowego Widawka - profil Ruszczyn (punkt nr 1 – wejście do układu odwodnienia pola Bełchatów), w 2006 r.:

$70,1 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ i $80,6 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$.

Ostatnie z wymienionych wartości stężeń dotyczą stanu w wodach Widawki, poniżej wszystkich zrzutów z pola Bełchatów, bez uwzględniania zrzutu z pola Szczerców.

W latach 2005 i 2006 największy zrzut wód kopalnianych z odkrywki Bełchatów realizowany był do rzeki Krasowa (Krasówka). Jednocześnie wody kopalniane odprowadzane w 2005 i 2006 r. południowym kanałem z zachodniej części odkrywki były na tyle „czyste”, że nie wносиły żadnego nadmiarowego ładunku omawianych anionów.

Natężenie zrzutów do poszczególnych odbieralników było bardzo równomierne:

- 33,2 % całkowitej objętości przejmowały: rzeka Widawka na odcinku od ujścia kanału odbierającego wody z rejonu wewnętrznego składowiska popiołów do profilu Kuźnica Kaszewska – poniżej kanału Struga Żłobnicka (punkt nr 4),
- 33,6 % całkowitej objętości przepływów przyjmował rów Struga Aleksandrowska (do punktu nr 7),
- 33,2 % odbiera rzeka Krasowa.

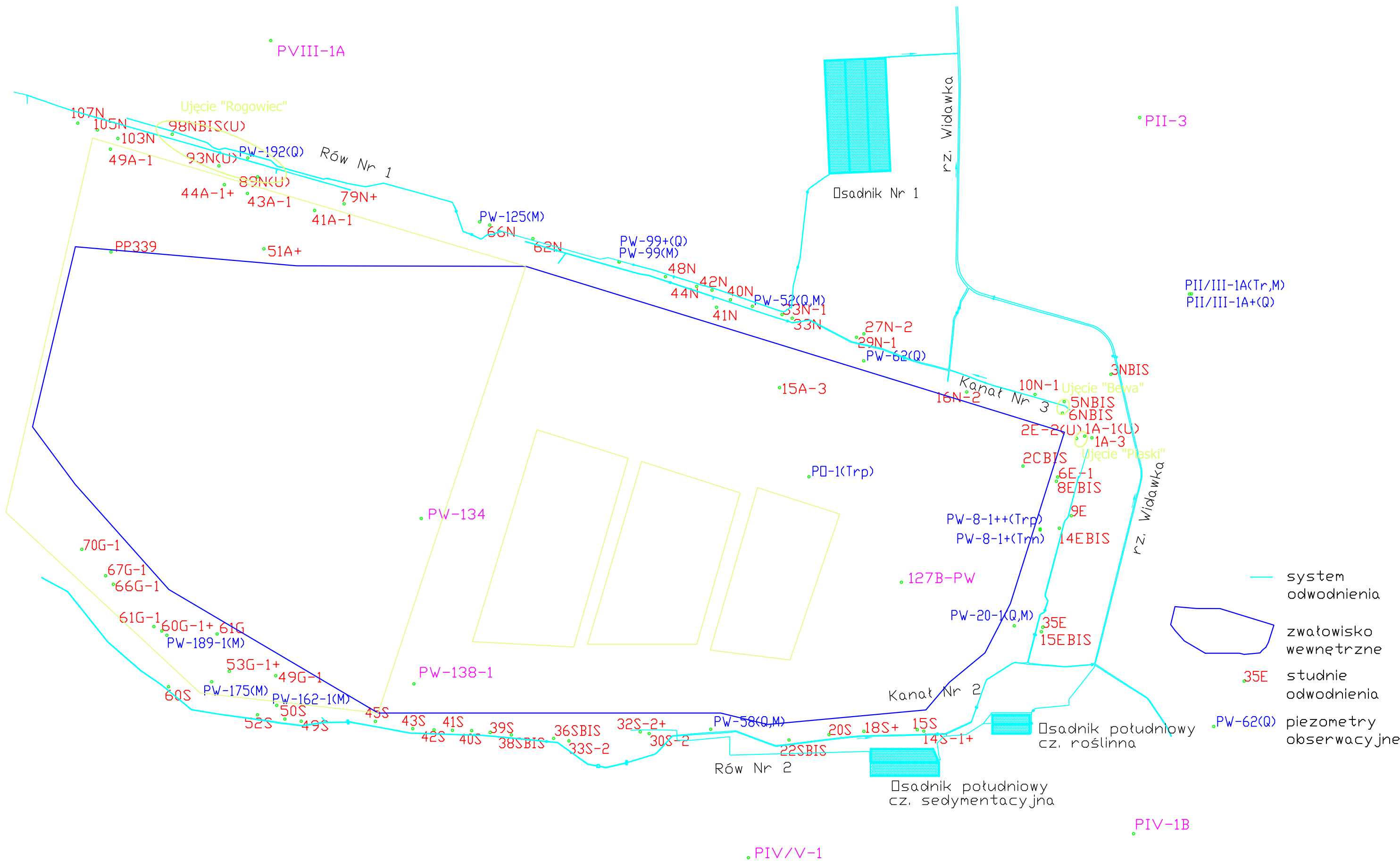
Największy ładunek jonów Cl^- zrzucany jest do rowu Struga Aleksandrowska, a jonów SO_4^{2-} do kanału Struga Żłobnicka. Powyższe jest konsekwencją, w pierwszym przypadku – odwadniania wysadu solnego, a w drugim – oddziaływania składowiska popiołów Bagno-Lubień. W 2005 i 2006 r. odwadnianie pozostałych rejonów odkrywki Bełchatów nie miało praktycznie żadnego negatywnego wpływu na cechy jakościowe wody w Widawce poniżej kopalni.

2.2.2 Zmiany składu hydrochemicznego i skład izotopowy wód podziemnych w rejonie wewnętrznego zwałowiska popiołów.

Lokalizację studni oraz otworów obserwacyjnych w otoczeniu i strefie bezpośredniego oddziaływania zwałowiska wewnętrznego na wody podziemne przedstawiono na Rys. 12. W strefie oddziaływania zwałowiska wewnętrznego zlokalizowane są również studnie ujęć wody do picia: „Rogowiec” (98N-Bis, 93N, 89N) i „Piaski” (1A-1, 2E-2) oraz studnie butelkowanej wody stołowej z ujęcia „Bewa” (6N-Bis, 5N-Bis). Zwałowisko zlokalizowane jest w rejonie, w którym przywracane jest naturalne położenie zwierciadła wody podziemnej. Proces ten jest kontrolowany poprzez sterowanie wydajnością pomp, w miarę postępu prac studnie są wyłączane, a granica leja depresji przesuwana jest w stronę wkopu. Sieć odwodnienia w tym rejonie działała do momentu rozpoczęcia składowania nadkładu i popiołów w tym rejonie (1989 r.). Po 1989 roku wyłączono część studni, a pozostałe, które pracują, służą do kontrolowania poziomu zwierciadła wód podziemnych w tym rejonie. Eksploatacja zwałowiska oznacza początek procesu przywracania stanu naturalnego z okresu przed eksploatacją, a więc zazwałowanie wkopu i przywracanie stanu zwierciadła.. Wszelkie analizy jakości wód prowadzone w tym okresie stanowią dokumentację hydrochemicznych procesów po eksploatacyjnych zachodzących w wodach podziemnych. Praca pomp odwadniających w tym okresie nie powoduje obniżania się poziomu zwierciadła, co oznacza, że prędkość objętościowa dopływu do odkrywki maleje, a tym samym maleje prawdopodobieństwo transportu zanieczyszczeń z rejonu leja depresji do cieków powierzchniowych (poprzez system kanałów i rowów odwodnienia powierzchniowego). Od początku kontrolowanej odbudowy zwierciadła wód podziemnych zaobserwowano, że cechą wyróżniającą wody podziemne, pompowane w najwcześniejszej fazie wzniosu zwierciadła, jest m.in. stosunkowo duża zawartość jonów siarczanowych [43, 83]. Efekt ten obserwowany był w studniach południowej bariery, w których wodach w 2003 i 2004 r. stężenie siarczanów przekraczało lokalnie wartość $1500 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, a w 2004 r. w studni 96 G-1 wzrosła do $2100 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Wyniki badania składu izotopowego siarczanów i stężenia aktywności trytu świadczyły, że w rejonie „pośredniego oddziaływania zwałowiska wewnętrznego” występuje zespół zjawisk hydrochemicznych, polegających na ługowaniu przez wody podziemne popiołów

Lokalizacja punktów analiz w rejonie zwałowiska wewnętrznego

Rysunek 12



zdeponowanych na składowisku. Analogiczne zjawiska zaobserwowano w latach 1996 – 1999 w zlikwidowanych już studniach barier E oraz we wschodniej części barier N i S.

W początkowym okresie użytkowania składowiska, w 1986 roku, ustalono, że wody zrzucane do cieków powierzchniowych z południowej bariery studni odwodnienia charakteryzują się następującym stanem hydrochemicznym:

1. odczyn pH - 7,1 - 8,1.
2. sucha pozostałość – 885 mg/dm³ (38G-2), 985 mg/dm³ (42S), 57 mg/dm³ (PIV/V-1), 192 mg/dm³ (PVI-1), według norm jakości obowiązujących w 1986 roku, wartości normatywne przekroczone zostały w wodach studni 38S-bis, 40S, 42S, 38G-2.
3. przewodnictwo właściwe – od 0,112 mS/cm (PIV/V-1), do 1,65 mS/cm (42S); [dla przewodnictwa 0,45 mS/cm i suchej pozostałości 360 mg/dm³, stwierdzono liniową zależność przewodnictwa właściwego od stężenia chlorków].
4. twardość ogólna - wody miękkie i średnio twarde (wraz ze wzrostem stężenia chlorków, malała twardość, a rosła zawartość Na⁺, kosztem Ca²⁺ i Mg²⁺).
5. chlorki - średnio 15 mg/dm³.
6. profil hydrochemiczny dla studni bariery S - wspólna geneza mineralizacji chlorkowej i bromowej, w kolejnych latach stwierdzono wzrost stężeń jonów chlorkowych i bromkowych.
7. siarczany - 4,5 do 52,8 mg/dm³ (analizy Ba²⁺ i ²³⁸U potwierdzają, że w miarę wzrostu stężenia jonów chlorkowych postępowała metamorfizacja wód oraz zwiększał się redukcyjny charakter środowiska wodonośnego).

Od 1993 r. na całym obszarze wewnętrznego zwałowania popiołów postępuje kontrolowana odbudowa zwierciadła wód podziemnych. Obserwowane poprzez sieć piezometrów położenie zwierciadła wód podziemnych we wschodniej części P/Bełchatów w okresie 2003 – 2006 było następujące:

- w południowo – wschodnim narożu wkopu P/Bełchatów: na rzędnej: +175 m npm w okresie 2003 - 2005 r., a w 2006 r. na rzędnej: +176 m.
- w rejonie północno – wschodniego naroża wkopu (otwór 10 N-1), w otoczeniu ujęć „Bewa” i „Piaski” zwierciadło podniosło się o ok. 3 m w 2004 r., w 2005 r. o dalsze 5 m, a w 2006 r. zwierciadło wzniosło się, podobnie jak w narożu SE, o ok. 1,0 m – (w otworze 10 N-1 i w rejonie ujęcia „Piaski” w 2006 r. występowało średnio na rzędnej: +116,8 ± 0,5 m npm).
- w 2005 r., podobnie jak w roku 2006, stosunkowo największy przyrost rzędnych zwierciadła wody nastąpił wzdłuż południowej granicy rowu Kleszczowa. W rejonie otworów PW-175 i PW-189-1 zwierciadło wody występowało na rzędnej +(69,5 ± 1) m npm, co oznacza średni wznios zwierciadła w 2004 r. o ok. 24,5 m, w 2005 r. o dalsze 16 m, a w 2006 r. nastąpił dalszy niewielki wznios zwierciadła o ok. 0,4 m i ostateczne położenie zwierciadła wody w XII.2006 r. występowało na rzędnej +(70,5 ± 0,6) m npm.
- w obrębie wkopu, na zachodniej granicy zwałowania w XII.2006 r. zwierciadło wody w otworze KT-78 występuje na rzędnej +10,2 m npm. W XII.2005 r. zwierciadło stabilizowało się na poziomie + 8,2 m nmp, co oznacza, że nastąpił jego wznios o ok. 2,1 m.

Zawartość trytu [4] w opadzie atmosferycznym utrzymuje się od 1983 (do 2001 r.) na stałym poziomie 20 ± 1,0 TU, a latach 2002–2005 systematycznie malało do ok. 14,5 TU w 2005 r. W 1996 r. średnie stężenie trytu w wodach podziemnych rejonu zwałowiska wewnętrznego wynosiło: 10,2 ± 0,8 TU natomiast w roku

1999 obniżyło się nieznacznie i wynosiło $9,1 \pm 0,5$ TU. Oznaczało to, że czas wymiany wód podziemnych („średni wiek” przepływu wody) w rejonie zwałowiska wewnętrznego uległ nieznacznemu wydłużeniu w tym okresie z ok. 10 do ok. 13 lat (z błędem ± 1 rok), w 2001 r. wynosił 9 - 13 lat. W 2004 r. analogicznie obliczony czas jw. był nieznacznie dłuższy i wynosił 18 ± 10 lat, a w 2005 r. wzrósł do 25 ± 9 lat. Zmiany średniego czasu wymiany mają związek z lokalizacją studni bariery ochronnej składowiska, w których przeprowadzono oznaczenia izotopowe. W kolejnych rocznych seriach badań, ze względu na postęp eksploatacji wkopu i sterowanie pracą pomp, nigdy nie pobierano próbek wody z tych samych punktów pomiarowych. Systematyczna odbudowa zwierciadła wód podziemnych miała wpływ na zmiany stężenia trytu w eksploatowanych studniach omawianego rejonu kopalni:

Tabela 13 Zmiany stężenia aktywności trytu w latach 2002-2006 w wodach podziemnych z rejonu zwałowiska wewnętrznego

Rok badania	Stężenie trytu [TU]
2002	$6,2 \pm 2,6$
2003	$6,6 \pm 3,4$
2004	$7,4 \pm 2,3$
2005	$5,2 \pm 1,2$
2006	$5,7 \pm 1,0$

Odbudowa zwierciadła w rejonie zwałowiska wewnętrznego następuje przede wszystkim w wyniku infiltracji opadu atmosferycznego, z tym że w 2005 i 2006 r. stwierdzono pewien udział wód nieznacznie głębszego krążenia lub dopływ z bardziej odległego obszaru zasilania. Naturalną konsekwencją wzrostu efektywnej objętości zbiornika wód podziemnych jest zwiększenie czasu wymiany jego wód.

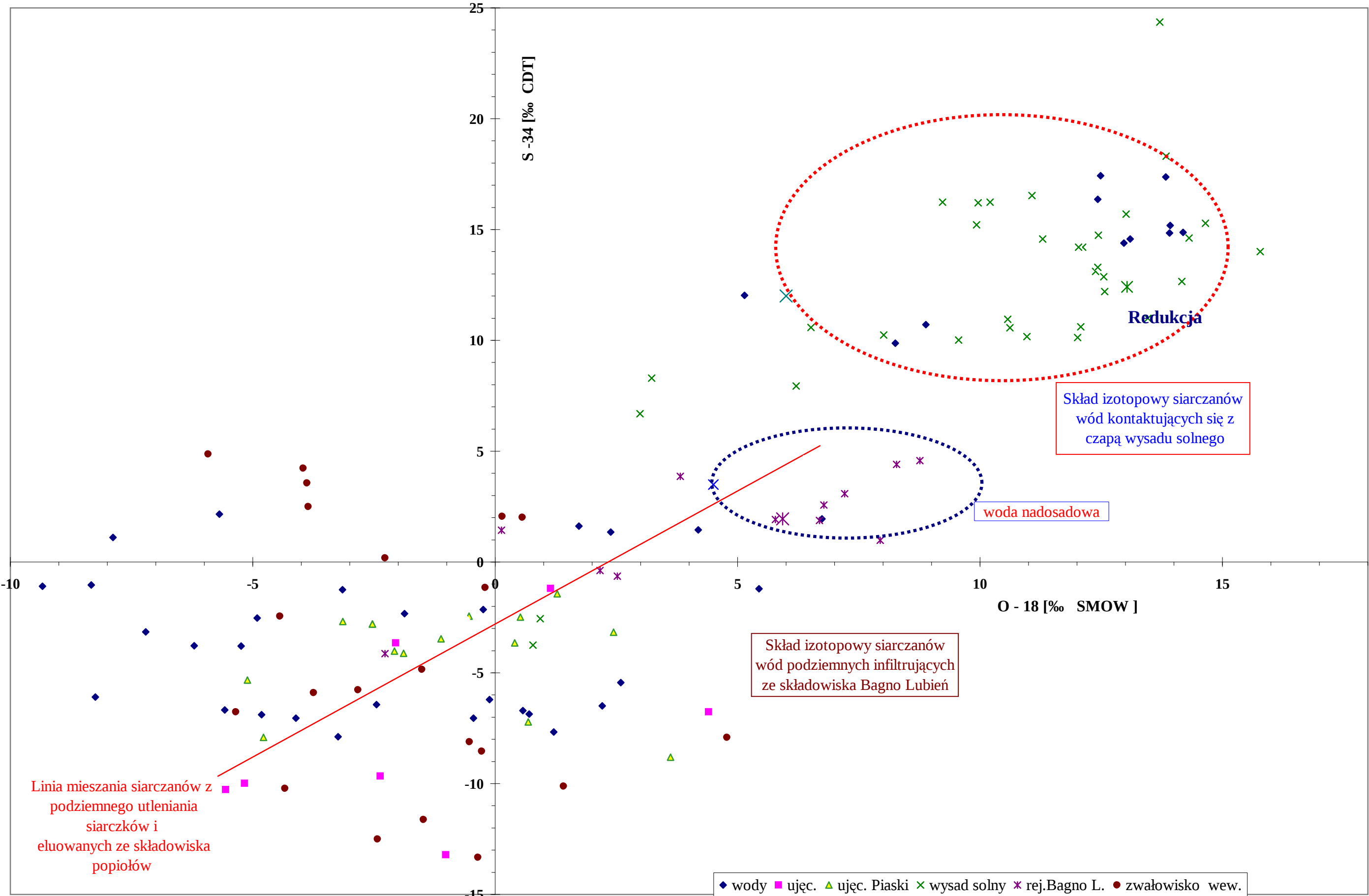
W 1993 r. w początkowym okresie obserwacji jakości wód w tym rejonie stężenie początkowe wskaźników anionowego zasolenia wód w rejonie zwałowiska wewnętrznego wynosiło:

sucha pozostałość	410 mg/dm ³
siarczany	60 mg SO ₄ ²⁻ /dm ³
chlorki	13 mg Cl ⁻ /dm ³

Hydrogeochemiczną konsekwencją odbudowy zwierciadła wód podziemnych był wzrost stężenia jonów siarczanowych, związany przyczynowo z ługowaniem utlenionych minerałów siarczkowych. Prace prowadzone przez OBRiTG - Warszawa w latach 1997 i 1998 wykazały, że wzrost mineralizacji siarczanowej wód podziemnych w rejonie zwałowiska nie wykazuje przyczynowego związku z popiołami deponowanymi w wyeksploatowanym wyrobisku.

Od 1995 roku obserwuje się trwałą tendencję spadku mineralizacji siarczanowej przy zachowaniu stałego stężenia chlorków we wszystkich kanałach odbierających wody z pomp głębinowych na obwodzie zwałowiska. W roku 1999 średnio ważone stężenie jonów chlorkowych i siarczanowych osiągnęło wartości: 11 mg Cl⁻/dm³ i 30 mg SO₄²⁻/dm³ odpowiadające poziomowi średniego tła dla rejonu KWB „Bełchatów” w 1983 r. wynoszące 15,3 mg Cl⁻/dm³ i 31,8 mg SO₄²⁻/dm³.

Hipotezę o minimalizacji efektu podziemnego utleniania minerałów siarczkowych i związanego z nim wzrostu mineralizacji siarczanowej w wodach rejonu, w którym następuje odbudowa zwierciadła wód, potwierdzają wyniki oznaczeń równowagi izotopowej siarki i tlenu w jonie siarczanowym (Rys. 13)



Skład izotopowy $\delta^{18}\text{O}$ siarczanów wód ze studni odwodnienia wgłębnego o oznaczeniach 41N i 42 N oraz 2 E-2 i 5 N-bis w miarę upływu czasu, zmniejszył się o ok. 2‰ przy w przybliżeniu stałej wartości $\delta^{34}\text{S}$. Taki typ zmiany składu izotopowego tlenu w siarczanach wskazuje na zmniejszenie zawartości tlenu pochodzącego z powietrza atmosferycznego ($\delta^{18}\text{O} = +23,5 \text{ ‰}$) i zwiększeniu składowej tlenu w wodach opadu atmosferycznego ($\delta^{18}\text{O} = -10,5 \text{ ‰}$). Oznacza to, że warstwy wodonośne w rejonie tych studni zasilane są wodami infiltracyjnymi.

Tlen wbudowany w cząsteczkę SO_4 zachowuje cechy charakterystyczne dla jego pochodzenia, z uwzględnieniem addytywnego udziału składników ze wszystkich potencjalnych źródeł. Siarczany wód podziemnych w strefach oddziaływania składowisk popiołów mają dodatnie $\delta^{18}\text{O}$. O wzroście udziału siarczanów eluowanych z popiołów świadczy przyrost $\delta^{18}\text{O}$ [42, 44].

W okresie 13-letniej obserwacji składu chemicznego wód (od 1993 roku) stwierdzono na obszarze bezpośredniego oddziaływania zwałowiska, że w niektórych rejonach występują wody o obojętnym lub bardzo słabo zasadowym odczynie $\text{pH} < 7,8$ oraz wyraźnie podwyższonej zawartości jonów Ca-SO_4 średnio do $349,4 \text{ mg CaSO}_4/\text{dm}^3$ i średniej twardości $< 8,80 \text{ mval/dm}^3$. W ostatnim roku obserwacji obecność wody o podobnych parametrach fizyko-chemicznych stwierdzono we wszystkich badanych studniach zlokalizowanych wzdłuż północnej i południowej krawędzi wkopu oraz w 2 otworach obserwacyjnych po północnej stronie P/Belchatów (15 A-3 i 2 C bis).

W przypadku, gdy odczyn zasadowy badanej wody jest większy, $\text{pH} > 7,8$ oznaczona zawartość siarczanów nie reprezentuje całkowitej ilości siarki biorącej udział w procesach redox. W wodach o nieznacznie podwyższonej wartości pH względem odczynu obojętnego wahanie zawartości jonów Ca-SO_4 w latach 2003 – 2006 zawierało się w wąskim przedziale $\Delta C = 28 \text{ mg/dm}^3$ - od 44 do $72 \text{ mg CaSO}_4/\text{dm}^3$. Natomiast w wodach o odczynie obojętnym i słabo kwaśnym stwierdza się systematyczny wzrost stężenia siarczanu wapnia: od $236 \text{ mg CaSO}_4/\text{dm}^3$ w 2003 r. i $327 \text{ mg CaSO}_4/\text{dm}^3$ w 2004 r., poprzez maksymalne wynoszące $386 \text{ mg CaSO}_4/\text{dm}^3$ w 2005 r. do nieznacznie niższej $C = 357 \text{ mg CaSO}_4/\text{dm}^3$ obserwowanej w 2006 r.. Warunki redukcyjne środowiska wodno-skalnego lepiej stabilizują poziom zawartości jonów SO_4^{2-} , w wodach natomiast w warunkach utleniających stężenie siarczanów jest bardziej zmienne i zależne od okruszczenia powierzchni skał kryształami siarczków metali oraz zaawansowania procesów utleniania i hydrolizy.

Stwierdzono, że wody podziemne pompowane od 1996 roku z rejonu zwałowiska wewnętrznego nie wykazują cech wskazujących na ich kontakt ze składowanymi popiołami, a ich skład hydrochemiczny powraca do pierwotnej mineralizacji typu Ca-HCO_3 , natomiast stężenia głównych jonów są podobne do stężeń charakterystycznych dla stanu początkowego wód (przed rozpoczęciem eksploatacji złoża).

Na podstawie zamieszczonego powyżej zestawienia, w granicach błędu wynikającego z faktu, że pobór prób w kolejnych latach był prowadzony dla różnych punktów i nie pobierano prób z rejonów lokalnych anomalii (rejonów, gdzie stężenia składników wód osiągały wartości maksymalne z całego badanego zbioru analiz), można w przybliżeniu zlokalizować miejsca, gdzie zachodzą procesy podziemnego utleniania siarczków i ługowania powstałych siarczanów. Dla barier południowych, w bezpośrednim otoczeniu strefy zwałowiska wewnętrznego - proces podziemnego utleniania siarczków wykazuje tendencję malejącą praktycznie we wszystkich trzech barierach G, G-1, S. Natomiast w strefie pośredniego oddziaływania zwałowiska proces utleniania minerałów siarczkowych (pirytu oraz galenitu i sfalerytu) dotyczy części podziemnego zbiornika wody do granicy oddziaływania studni barier G i G-1. W rejonie tym w 2004 r. zaobserwowano wzrost wydajności procesów podziemnego utleniania. Zaawansowanie przemian

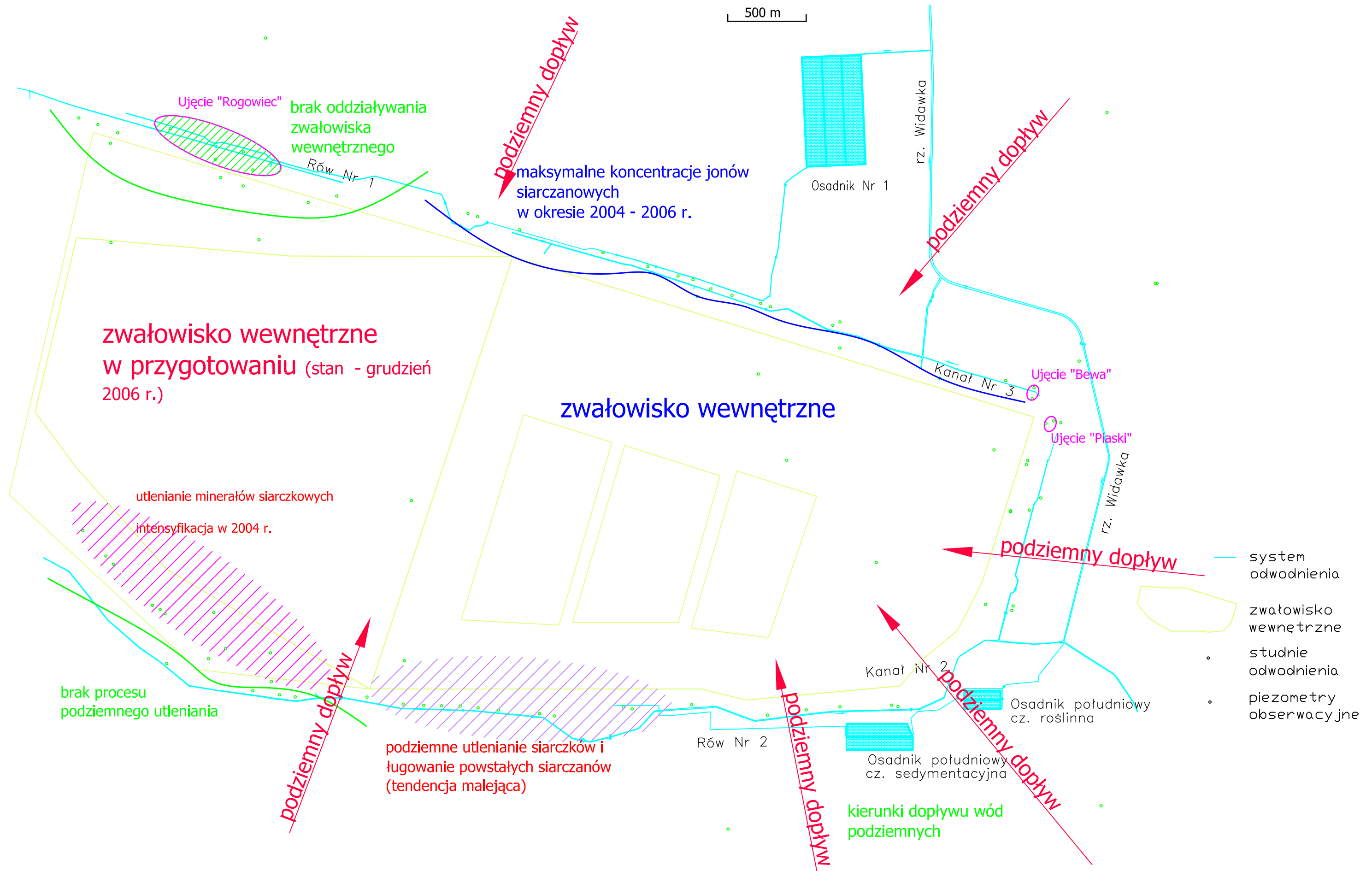
hydrochemicznych w obrębie studni bariery południowej (o oznaczeniu S), z której wyłączono studnię 106 S, miało w 2006 r. niewielką wydajność w porównaniu z wydajnością zaobserwowaną w latach poprzedzających. Skład wody pompowanej przez studnie bariery S, wskazuje, że w strefie ich podziemnego zasilania nie występuje jeszcze proces podziemnego utleniania minerałów siarczkowych. (Rys. 14).

Geneza znacznego wzrostu mineralizacji typu Ca-SO_4 związana jest z podziemnym utlenianiem minerałów siarczkowych do dobrze rozpuszczalnych i ulegających hydrolizie siarczanów. Proces chemicznego utleniania siarczków pod wpływem tlenu atmosferycznego zachodzi wolno i z małą wydajnością. W dobrze natlenionym środowisku skalnym strefy aeracji bakterie siarkowe spełniają inicjującą rolę w procesie podziemnego utleniania minerałów siarczkowych i wymywania utworzonych siarczanów. Proces utleniania pirytu powstałego w tym procesie prowadzi do wyraźnego obniżenia odczynu wody nawet do pH ok. 3. Reakcje podziemnego utleniania siarczków nie osiągają stanu równowagi chemicznej, co powoduje, że rozrzut wyników oznaczeń składu izotopowego siarczanów wód w rejonie zwałowiska wewnętrznego jest większy niż w strefie oddziaływania mokrego składowiska popiołów. Wszelkie reakcje zachodzące w znacznie pogłębionej strefie aeracji oraz reakcje związane z rozpuszczaniem minerałów tlenkowych zawartych w popiołach mogą w przyszłości spowodować dalszą zmianę składu izotopowego siarczanów, spowodowaną wzrostem wydajności procesów utleniania siarczków.

Po południowej stronie rowu Kleszczowa, na zachód od strefy bezpośredniego oddziaływania zwałowiska wewnętrznego, efekt wzrostu stężenia jonów Ca-SO_4 nie jest praktycznie obserwowany. Zaawansowanie przemian hydrochemicznych (zmiany składu izotopowego, stężeń składników wód podziemnych i procesów chemicznych zachodzących pod wpływem procesów hydrologicznych: przepływu wód podziemnych, infiltracji i ascencji) w studniach barier południowych jest aktualnie niewielkie. Skład wody pompowanej przez studnie barier południowych, na zachód od strefy bezpośredniego oddziaływania zwałowiska, wskazuje, że w strefie jej podziemnego zasilania nie występuje jeszcze proces utleniania. W okresie ostatnich trzech lat obserwacji (2004 – 2006) maksimum zawartości jonów Ca-SO_4 w wodach podziemnych rejonu zwałowiska wewnętrznego obserwowano w próbach pobieranych po północnej stronie wkopu.

Wyniki badań izotopowych wskazują, że obserwowany efekt wzrostu zawartości siarczanów ma przyczynowy związek z odbudową zwierciadła wód podziemnych, nie ma natomiast bezpośredniego związku z faktem składowania na zwałowisku wewnętrznym popiołów węgla brunatnego. W żadnym punkcie poboru prób wód podziemnych, zlokalizowanym na zachód od studni 89 N i 43 A-1, nie stwierdzono efektów oddziaływania zwałowiska wewnętrznego. Pomimo to podwyższone stężenia jonów siarczanowych, przekraczające wartość 250 mg/dm^3 , stwierdzono w próbkach wody pobranych w północnej części P/Belchatów, na obszarze do granicy odpowiadającej lokalizacji studni północnej bariery ochronnej składowiska popiołów (do studni o numerze 111 N) i bliższej składowiska bariery ochronnej studni, oznaczonej A-1 (do studni 49 A-1) oraz w wodach podziemnych udostępnianych przez otwory znajdujące się we wschodnio-północnej barierze ochronnej składowiska (15 A-3, 37 A i 51 A+).

Skład izotopowy siarczanów, przedstawiony na wykresie Zał. I-3, wskazuje, że skład izotopowy siarki i tlenu o ujemnych wartościach $\delta^{34}\text{S}$ i $\delta^{18}\text{O}$ oznacza mineralizację siarczanową w wodach studni odwodnienia, pochodzącą z podziemnego utleniania siarki zawartej w minerałach siarczkowych. Nie są to zatem siarczany pochodzące z procesu spalania węgla i tworzone w procesach termicznych z siarki zawartej w węglu brunatnym. Oznaczany w latach 2004 – 2005 skład izotopowy siarczanów w wodach pompowanych z otworów położonych w północnej (89 N, 107 N) i południowej (53 G-1) barierze ochronnej składowiska, wskazuje, że



nie mają one genetycznego związku z popiołami zwałowanymi w wyrobisku wewnętrznym P/Bełchatów. Analogiczny wniosek dotyczy mineralizacji siarczanowej, stwierdzonej w wodach pompowanych w 1999 r. i 2000 r. z otworów przelewowo-pompowych we wschodniej części wkopu (PP 339 i PP 342).

Położenie punktu 98 N-bis na wykresie (Rys. 13), reprezentującego skład izotopowy siarczanów, oznacza, że studnia ta znajduje się równocześnie w zasięgu podziemnego utleniania siarczków i w zasięgu eluowania siarczanów pochodzących ze składowiska popiołów.

W studniach: 98 N bis i 49 S, na podstawie badań składu izotopowego siarczanów wykonanych w 2005 r., stwierdzono, że w miarę upływu czasu, skład izotopowy tlenu $\delta^{18}\text{O}$ ulega przesunięciu w stronę wartości „dodatnich”, co wskazuje, że w funkcji czasu w składzie tlenu wzrasta udział izotopu pochodzącego z atmosferycznego CO_2 . Zatem efekt polegający na wzrastającym udziale tlenu atmosferycznego w jonie siarczanowym, będącym produktem bakteryjnego utleniania siarczków, dotyczy całego obszaru, na którym następuje odbudowa zwierciadła wód podziemnych.

Wyniki oznaczeń trytu, w wodach z rejonu zwałowiska wewnętrznego, przeprowadzonych w okresie ostatnich trzech lat (2004 – 2006) wskazują na powolny spadek średniego stężenia trytu w wodach podziemnych. Badane wody nie wykazują żadnych symptomów charakterystycznych dla chemicznego zanieczyszczenia. Średnie stężenia prawie wszystkich wskaźników wskazują na bardzo dobrą jakość wód podziemnych. Odstępstwem od tej normy jest podwyższenie średniej zawartości jonów Ca-SO_4 w wodach pierwszej warstwy poziomu czwartorzędowego w otworze P VI-1. W ostatnim roku obserwacyjnym (2006) nie stwierdzono żadnego przypadku statystycznie istotnego wzrostu zawartości mikroskładników w badanych wodach. Rok wcześniej (2005) badane wody, biorąc pod uwagę poziom zawartości normowanych mikroskładników, spełniały wymagania I kl. jakości wód podziemnych. W 2005 r. jedynie w otworze P II/III-2A stężenie niklu Ni spełniało wymagania II kl. jakości.

Cechy jakościowe wód podziemnych z otworów obserwacyjnych na przedpolu zwałowiska wewnętrznego nie mają przyczynowego związku z działalnością górniczą KWB „Bełchatów” oraz nie wynikają z oddziaływania infiltracji wód ze zwałowiska wewnętrznego. Układ hydroizohips w tej części przedpola wskazuje jednoznacznie, że wektory przepływu wód podziemnych mające zwrot w kierunku centrum drenażu wskazują na bliski radialnemu dopływ wód z przedpola O/Bełchatów do wkopu.

W 2006 r., zaobserwowano podwyższone stężenie strontu i baru w wodach otworów północnej bariery ochraniającej wody podziemne w otoczeniu składowiska popiołów (15 A-3), wynoszące $2033 \mu\text{g Sr}^{2+}/\text{dm}^3$ i $133 \mu\text{g Ba}^{2+}/\text{dm}^3$ oraz w studni 2 C bis: $814 \mu\text{g Sr}^{2+}/\text{dm}^3$ i $100 \mu\text{g Ba}^{2+}/\text{dm}^3$, a w mniejszym stopniu również w otworze PW-20-1: $704 \mu\text{g Sr}^{2+}/\text{dm}^3$ i $52 \mu\text{g Ba}^{2+}/\text{dm}^3$. W 2003 r. średnia zawartość strontu Sr^{2+} i baru Ba^{2+} w wodach podziemnych w tym rejonie – pierwiastków z grupy wapniowców – wynosiła ok.: $310 \mu\text{g Sr}^{2+}/\text{dm}^3$ i $70 \mu\text{g Ba}^{2+}/\text{dm}^3$, co odpowiadało ok. 65 % stężenia dopuszczalnego przez normy. W 2004 r. stężenie w/w pierwiastków w wodach podziemnych rejonu zwałowiska wewnętrznego wynosiło ok.: $260 \mu\text{g Sr}^{2+}/\text{dm}^3$ i $40 \mu\text{g Ba}^{2+}/\text{dm}^3$. W 2005 r. stwierdzono, że występuje różnica zawartości strontu w wodach pompowanych przez studnie przebiegających równoleżnikowo barier skrajnych. Po stronie północnej średnia zawartość strontu wynosiła ok. $220 \mu\text{g Sr}^{2+}/\text{dm}^3$, natomiast po stronie południowej była prawie 3-krotnie większa i wynosiła ok. $610 \mu\text{g Sr}^{2+}/\text{dm}^3$. Zawartość baru w wodach podziemnych po obu stronach zwałowiska wewnętrznego nie była zróżnicowana i wynosiła średnio ok. $30 \mu\text{g Ba}^{2+}/\text{dm}^3$. Genezę różnic w zawartości strontu w wodach podziemnych pompowanych przez studnie barier północnych i południowych wiązano z odmienną litologią utworów budujących poziomy wodonośne po obu równoleżnikowych krawędziach rowu Kleszczowa.

Stan stwierdzony w 2006 r. może wskazywać na wystąpienie wczesnych symptomów wpływu popiołów składowanych na zwałowisku wewnętrznym, na co wskazują wyniki oznaczeń bromu Br^- w wodach podziemnych ze studni i otworów po północnej stronie zwałowiska:

2002 r.	2003 r.	2004 r.	2005/2006 r.
28,3	68,1	75,6	102,3
[$\mu\text{g Br}^-/\text{dm}^3$]			

Brom jest kolejnym (obok strontu) wyprzedzającym wskaźnikiem identyfikującym zmianę hydrochemicznego składu wody pod wpływem składowania popiołów. W 2006 r. w rejonie oddziaływania składowiska Bagno-Lubień – (otwór PW-282-1) zawartość omawianego pierwiastka wynosiła $61,5 \mu\text{g Br}^-/\text{dm}^3$, natomiast w otworze leżącym w południowej części składowiska (2 C) bis $87,5 \mu\text{g Br}^-/\text{dm}^3$, ale w otworze północnej bariery ochronnej(15 A-3) tylko $15,3 \mu\text{g Br}^-/\text{dm}^3$. Różnice zawartości strontu Sr^{2+} i bromu Br^- w wodach podziemnych z wymienionych wyżej otworów obserwacyjnych są niejednoznaczne.

2.2.3 Ujęcia wody

Wody studni ujęcia Rogowiec [Zał. 6]

Ujęcie wody pitnej „Rogowiec” tworzą trzy studnie bariery N: 89, 93 i 98 N bis. Studnie ujęcia „Rogowiec” eksploatowane są ze średnią jednostkową wydajnością ok. $1,4 \text{ m}^3/\text{min}$. Ujęcie zlokalizowane jest na wschód od aktualnej granicy oddziaływania mokrego składowiska popiołów Bagno-Lubień [Rys. 12]. Na oddziaływanie to wskazują przede wszystkim wyniki oznaczenia składu izotopowego siarczanów z 2004 i 2005 r. w studni 89 N i 98 N bis oraz wynik oznaczeń zawartości bromu Br^- z 2006 r. w studni 98 N bis. Skład izotopowy siarki $\delta^{34}\text{S}$ w wodach w/w studni miał w dalszym ciągu wartości ujemne, co oznacza, że do filtrów tych studni nie dopływają zanieczyszczenia wyługowane z popiołów zdeponowanych na zwałowisku. Również niewielka i praktycznie stała, w kolejnych latach obserwacji, zawartość bromu; ok. $37 \mu\text{g Br}^-/\text{dm}^3$ w studni 98 N bis potwierdza, że studnie ujęcia Rogowiec znajdują się aktualnie poza strefą oddziaływania mokrego składowiska popiołów.

W 2005 r. w wodach studni 98 N bis pojawił się [Rys. 13] jednorazowy symptom, mogący wskazywać, że wody uzyskiwane z najdalej na zachód wysuniętej studni ujęcia „Rogowiec” mogą być zanieczyszczane przez dopływ wód infiltrujących ze składowiska Bagno-Lubień. Obawa wynikała z faktu, że w składzie izotopów tlenu w jonie siarczanowym wody ze studni 98 N bis w 2005 r. wystąpiła dalsza inwersja składu w stronę wzrostu zawartości izotopu cięższego. W oznaczeniach z lat poprzednich, stwierdzono $\delta^{18}\text{O} = +1,14 \text{ ‰}$ SMOW, a w 2005 r. $\delta^{18}\text{O} = +4,40 \text{ ‰}$ SMOW. Wzrost wartości $\delta^{18}\text{O}$ w jonie siarczanowym wskazuje na antropogeniczną genezę mineralizacji siarczanowej. Niewielka, wynosząca w 2006 r. ok. $33 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ zawartość bromu w wodzie ze studni 98 N bis nie potwierdza zasygnalizowanej obawy. Całe ujęcie „Rogowiec” znajdzie się w przyszłości w obszarze zmian hydrochemicznych związanych z procesem odbudowy zwierciadła wód podziemnych i oddziaływania zwałowiska wewnętrznego.

Cechą wody ze studni 98 N bis, w latach 2004 – 2006 i poprzednich, jest natomiast mała i stała zawartość siarczanów $\text{C}_{\text{SO}_4} = 57 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, najniższa ze wszystkich studni ujęcia. Również stężenia innych chemicznych składników ze studni 98 N bis, ujętych w normie wskaźników jakości wody, wykazują największą stałość w czasie. W 2006 r. w wodzie ze wszystkich studni ujęcia „Rogowiec” zawartość żelaza Fe_{og} najbardziej spadła dla studni 98 N-bis.

Załącznik 6

Załącznik 6

Uwaga: podano wg obowiązujących rozporządzeń:

- 1) - w wodzie do picia wg rozp.MZ z dn.19.11.2002 r. (Dz.U.nr 203 poz.1718)
- 2) - w wodach podziemnych kl.II wg rozp. MŚ z dn. 11.02.2004 r. (Dz.U.nr 32 poz. 284)
- 3) - w sprawie naturalnych wód mineralnych,naturalnych wód źródłanych i wód stołowych z dnia 28.05.2004 r. (Dz.U.nr 120 poz. 1256)

Skład chemiczny wód podziemnych z ujęć wody pitnej

Załącznik 6

Data poboru	Stężenie:[µg/dm3]										tryt	izotopy		
	Sr	Br	Ba	Cr	Ni	Rb	Zn	Cd	Cu	Pb	[TU]	S-34	O-18	
												[‰ CDT]	[‰ SMOW]	
	Studnie ujęcia Rogowiec													
	98 N-bis													
1997 r.														
1999 r.														
2001 r.											10,0	-1,19	1,14	
2002 r.	342,6	41,8	149,6	0,5	1,1	1,8	23,5	0,4	11,2	1,6				
2003 r.											6,2			
2004 r.														
2005 r.	261,0	42,8	50,8	1,0	4,7	1,5	12,6	0,1	1,6	1,2	5,4	-6,76	4,4	
2006 r.	347,3	33,2	96,2	0,5	1,7	0,1	24,9	0,4	12,3	2,6	4,8			
	93 N													
1996 r.	376,9	33,8	167,0	4,8	7,4	10,0	25,0	1,2	29,9	20,0				
1997 r.														
1999 r.														
2001 r.	371,8	36,2	153,8	0,7	1,9	3,2	31,2	0,8	19,2	9,4	7,7			
2002 r.	382,2	32,7	161,4	0,0	1,9	3,0	29,6	0,8	17,5	11,3	1,3			
2003 r.	398,6	34,8	168,2	0,6	1,9	2,8	33,4	0,8	19,3	10,8	5,4			
2004 r.	351,8	30,2	87,2	1,8	3,5	1,2	14,3	0,1	2,2	0,4				
2005 r.														
2006 r.														
	89 N													
1996 r.														
1997 r.	272,1	31,1	85,8	4,0	5,2	6,8	17,5	0,7	3,2	13,6				
1999 r.	194,6	119,1	1,0		17,1		10,9	1,9				-10,27	-5,66	
2000 r.	44,6	146,5	0,5	0,9	52,0	0,3	21,1	2,5	16,2		16,2			
2001 r.	356,1	28,6	132,1	0,3	1,0	1,2	32,6	0,4	17,3	1,7	14,0			
2002 r.	338,3	37,1	143,2	0,3	1,2	1,2	42,2	0,4	19,4	2,4	12,9	-9,99	-5,17	
2003 r.	324,2	40,4	78,2	0,4	1,3	0,8	8,8	0,1	2,1	0,5	12,1			
2004 r.	255,8	25,5	60,1	0,2	1,3	0,6	6,9	0,1	1,2	0,1	12,3	-13,21	-1,02	
2005 r.														
2006 r.														
	Studnie ujęcia "Bewa"													
	6 N-bis													
1997 r.	151,5	9,7	60,1	2,0	2,2	3,4	10,8	0,4	1,4	6,8				
1999 r.														
2000 r.											3,2			
2001 r.	110,7	8,4	22,3	2,4	3,2	0,9	1,9	0,1	15,8	4,1	6,7	-3,17	2,44	
2002 r.														
2003 r.	137,6	24,3	22,2	0,2	1,8	0,9	17,1	0,1	1,3	0,7	1,5			
2004 r.	102,7	8,1	7,2	0,2	1,3	0,7	10,7	0,0	0,8	0,1	5,1			
2005 r.														
2006 r.														
	5 N-bis													
1993 r.	189,0	21,3	36,0	0,2		0,3	31,7							
1994 r.	157,0	14,1	20,0	0,0		0,0	26,4							
1995 r.	160,0	15,4	23,8	0,0		0,0	19,6							
1997 r.	485,3	119,0	75,2	1,4	3,4		23,7		9,2	4,5				
	c.d. Studnie ujęcia "Bewa"													

Załącznik 6

3) - w sprawie naturalnych wód mineralnych, naturalnych wód źródlanych i wód stołowych z dnia 28.05.2004 r. (Dz.U.nr 120 poz. 1256)

W wodach studni 89 N stężenie trytu w latach 1997 -1998 wynosiło średnio: $18,5 \pm 1,3$ TU. Natomiast w kolejnych latach zmniejszało się odpowiednio: w 2000 r. do 16,2 TU, w 2003 r. wynosiło 12,1 TU, a w 2004 r.: 12,3 TU; w latach 2005 i 2006 oznaczeń trytu nie wykonano.

Na podstawie równania dyspersyjnego przepływu trytu określono, że początkowy czas podziemnego przepływu wody od punktu zasilania do filtra studni 89 N wynosił ok. 2,5 roku, co sugerowało, że strefa zasilania tej studni była silnie narażona na antropopresję czynników środowiskowych. Wyniki oznaczenia trytu z 2003 - 2004 r. świadczą, że czas podziemnej wymiany wód w rejonie studni 89 N wydłużył się do ok. 10 lat, co znacznie zmniejszyło narażenie wody pompowanej przez tę studnię na zanieczyszczenia infiltrujące z warstw nadległych.

W studni 93 N stężenie aktywności trytu badano kilkakrotnie. W 1996 r. woda z tej studni zawierała 16,9 TU, a czas jej podziemnego przepływu wynosił ok. 4 lata. W 2001 r. zawartość trytu spadła do 7,7 TU oraz 5,4 TU w 2003 r. Na podstawie oznaczenia z 2003 r. obliczono, że czas podziemnego przepływu wody w rejonie studni 93 N wynosił ok. 25 lat. Zgodnie z ustawą Min. Zdrowia z dn. 19.11.2002 r. (Dz.U. nr 203 poz.1718) [149] taki właśnie czas wymiany gwarantuje naturalne zachowanie wymogów strefy pośredniej ochrony ujęcia wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

W wodzie pochodzącej ze studni 98 N bis w okresie od 2001 r. do 2003 r. aktywność trytu zmalała odpowiednio od 10,0 TU do 6,2 TU. Po kolejnych 2 latach wynosiło 5,4 TU, a aktualnie 4,8 (2006/2007 r.) TU. Czas podziemnego przepływu wody z rejonów zasilania do w/w studni jest identyczny jak w przypadku studni 93 N. Stężenie trytu w rejonie studni 98 N bis wskazuje, że czas podziemnej wymiany wody spełnia w sposób naturalny (bez konieczności ingerencji z zewnątrz) wymogi dotyczące pośredniej strefy ochrony ujęć wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Spadek aktywności trytu w wodach wszystkich studni ujęcia „Rogowiec” odwzorowuje przebieg zmian tego wskaźnika na całym obszarze potencjalnego oddziaływania zwałowiska wewnętrznego. Wyniki badania wody pobranej ze studni 89 N i 93 N w latach 2004 - 2006 wskazują na intensyfikację procesów hydrochemicznych związanych z odbudową zwierciadła wód podziemnych we wschodniej części P/Bełchatów.

Stężenie siarczanów w wodach studni 89 N i 93 N w 2006 r. jest identyczne – wynosi ok. $145 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. W latach 2004 – 2005 wynosiło średnio rocznie ok. $123 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. W 2003 r. było średnio o ok. $23 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, a w 2001 r. o ok. $50 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ mniejsze. Dynamika wzrostu zawartości siarczanów w wodach studni 98 N bis jest znacznie mniejsza. Dopuszczalna zawartość jonów siarczanowych w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi wynosi $250 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. W 2006 r. we wszystkich studniach ujęcia „Rogowiec” stężenie jonów SO_4^{2-} jest mniejsze. Realne zagrożenie dla jakości wody w ujęciu „Rogowiec” pojawić się może w momencie, gdy strefa kontrolowanej odbudowy zwierciadła wody we wschodniej części P/Bełchatów przesunie się dalej na zachód.

Porównując średni skład hydrochemiczny wody całego ujęcia „Rogowiec” w roku 2006 do stanu z 2004 r., stwierdzono, że nastąpił dalszy wzrost średniego stężenia kationów decydujących o twardości wody, łącznie o ok. $0,35 \text{ mval}/\text{dm}^3$ (w okresie 2001- 2003 twardość wody wzrosła o ok. $2 \text{ mval}/\text{dm}^3$). Twardość wody wzrasta głównie w wyniku zwiększenia stężenia jonów wapnia, razem o 16,2 i wynosi średnio ok. $111 \text{ mg Ca}^{2+}/\text{dm}^3$. Po stronie głównych anionów, w porównaniu do stanu z 2004 r., wzrosło o ok. $17 \text{ mg}/\text{dm}^3$ (o $0,35 \text{ mval}/\text{dm}^3$, tj. analogicznie jak w przypadku wapnia) stężenie siarczanów; w 2006 r. wynosi średnio ok. $117 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. W porównywanym okresie 2004 - 2006 nie stwierdzono statystycznie istotnej zmiany stężenia jonów magnezowych Mg^{2+} i zawartości jonów Na-Cl.

Ze względu na podwyższoną zawartość żelaza Fe_{og} i manganu Mn^{2+} woda ze wszystkich studni omawianego ujęcia powinna być uzdatniana. W badanych w 2005 i 2006 r. wodach studni 98 N bis zawartość jonów z grupy berylowców wyraźnie wzrosła: baru z 50 do 96 $\mu\text{g Ba}^{2+}/\text{dm}^3$, a strontu z 260 do 347 $\mu\text{g Sr}^{2+}/\text{dm}^3$. W bardziej oddalonych od składowiska Bagno-Lubień studniach 93 N i 89 N stężenie baru i strontu już w 2004 r. było wyższe – podobnie jak wyższe było stężenie głównych przedstawicieli tej grupy: wapnia i magnezu w ciągu całego okresu obserwacji. Wyniki wykonanych w 2006 r. oznaczeń potwierdzają, że wody studni 93 N i 89 N nie są narażone na oddziaływanie żadnego ze składowisk popiołów.

Wody ujęcia „Bewa” - studnie 5 N-bis i 6 N-bis

Ostatnie odcinki filtrów w studniach 5 N-bis i 6 N-bis posadowione są na głębokości: 300 ± 12 m ppt w wapieniach i marglach jury górnej. Ujęcie jest eksploatowane ze średnią wydajnością 2,0 m^3/min . Woda z ujęcia „Bewa” jest butelkowana i wykorzystywana jako naturalna woda stołowa. Zgodnie z rozporządzeniem Min. Zdrowia ujęcia powinny być badane ze względu na jakość wody 2 razy w roku.

Od 2001 r. stężenie obu głównych anionów (chlorków i siarczanów) w wodach z ujęcia „Bewa” jest niższe od początkowego tła wód pompowanych we wschodniej części P/Bełchatów. W latach 2004 - 2005 suma stężenia głównych anionów występujących w wodach wynosiła $\Sigma(\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-}) = 22 \pm 3 \text{ mg}/\text{dm}^3$, w 2006 r. nawet nieznacznie mniej: $20 \pm 2 \text{ mg}(\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$. Jest to najmniejsza wartość sumy wskaźników anionowego zasolenia wody ze wszystkich badanych w 2006 r. ujęciowych i odwodnieniowych studni na P/Bełchatów. Jedynie w wodach studni 1 A-1 (ujęcie „Piaski”) stężenie sumy omawianych wskaźników utrzymuje się od 2003 r. na zbliżonym, niskim poziomie. W 2006 r. średnie stężenie żelaza Fe_{og} w obu studniach spełnia wymagania dotyczące jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Natomiast w 2006 r. wyniki oznaczenia zawartości manganu Mn^{2+} i jonów amonowych NH_4^+ (dot. oznaczenia wykonanego w czerwcu 2006 r.) wskazują na przekroczenie dopuszczalnej normy. Celem uzdatniania wody jest usunięcie nadmiernej (okresowo) zawartości chemicznych składników podrzędnych i wskaźników biogennych.

Po kilkunastu latach eksploatacji, w latach 2004 – 2006, cechy makro- i mikrochemiczne wody z obu omawianych studni bardzo się do siebie upodobniły. Jedyne różnice dot. większej zawartości akcesorycznych wapniowców: baru i strontu oraz bromu w wodzie z nieznacznie głębszej studni 5 N-bis.

Podobieństwo cech fizykochemicznych wody z ujęcia „Bewa” do pompowanych przez studnię we wschodnim rejonie składowiska (1 A-1) jest konsekwencją prawie identycznej głębokości posadowienia górnych odcinków filtra w omawianych studniach np.: 6 N-bis: 164,3 m ppt, a 1 A-1: 156,1 m ppt. Ujęcia „Bewa” i „Piaski” zlokalizowane są blisko siebie w nieznacznej odległości od eksploatowanej do 1997 r. tzw. „bariery nad Widawką”. Jest to rejon, w którym głęboka rynna erozyjna, wypełniona czwartorzędowymi utworami piaszczystymi na podłożu marglisto-wapiennych utworów kredowych, jest bez przeszkód zasilana „młodymi” wodami z północno-wschodniego przedpola P/Bełchatów. Powyższą hipotezę potwierdzają wyniki ostatnich oznaczeń zawartości trytu: w 2004 r. w wodach studni 6 N-bis: 5,1 TU i w 2005 r. w studni 5 N-bis: 5,0 TU; a w studni 1 A-1: 6,8 TU.

Średni czas podziemnej wymiany wody w rejonie ujęcia „Bewa” wynosi aktualnie ok. 25 lat – z tym, że czas dopływu wody do studni 6 N-bis jest nieznacznie krótszy. Stąd zbiornik wód podziemnych reprezentowany przez studnię 6 N-bis jest najmniej podatny na infiltrację skażeń z powierzchni. Warunki hydrogeologiczne w rejonie ujęcia „Bewa” gwarantują spełnienie wymogów ustawy „Prawo wodne” w sprawie ustanawiania stref ochronnych źródeł i ujęć wody.

Skład izotopowy siarki $\delta^{34}\text{S}$ w jonie siarczanowym wody ze studni 5 N-bis i 6 N-bis był zbliżony i wskazywał, że źródłem niewielkiej ilości jonów SO_4^{2-} było podziemne utlenianie minerałów siarczkowych.

Atomy tlenu w jonie siarczanowym wody ze studni 6 N-bis prawie nie zawierały składowej atmosferycznej. Natomiast w studni 5 N-bis część tlenu w jonie siarczanowym miała cechy tlenu powietrza, wnoszonego z wodą infiltrującą wraz z rozpuszczonym CO_2 . W oparciu o wyniki wykonanych badań stwierdzono, że wody ze studni 5 N-bis i 6 N-bis spełniają prawie wszystkie wymagania zawarte w normach dotyczących warunków, jakie winna spełniać woda przeznaczona do spożycia przez ludzi oraz naturalne wody stołowe.

Wody ujęcia Piaski – studnie 1 A–1 i 2 E–2

Kolumna filtrów w studni 1 A–1 ujmuje warstwy wodonośne od 156,1 do 331,8 m ppt, a w studni 2 E–2 od 128,3 do 306,2 m ppt. Ujęcie „Piaski” eksploatowane jest z wydajnością ok. $2,0 \text{ m}^3/\text{min.}$. Ostatnie badania składu izotopowego siarki $\delta^{34}\text{S}$ i tlenu $\delta^{18}\text{O}$ siarczanów w wodach studni 1 A–1 wykonano w 2000 r., a ponieważ stężenie tego anionu utrzymuje się przez cały czas na stałym i niskim poziomie ok. $16,0 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, kolejnych badań nie wykonywano.

W wodach studni 2 E–2 stężenie aktywności trytu od 2003 do 2006 utrzymuje się na stałym poziomie wynoszącym ok. 6,7 TU, z tym, że spadek stężenia aktywności trytu następuje ze stałą dynamiką – od wartości 11,8 TU w 1999 r., do 8,6 TU w 2002 r., a aktualnie o dalsze 2,0 jednostki trytowe TU. W studni 1 A–1 stężenie trytu w 2000 r. i 2006 r. było identyczne i wynosiło 6,8 TU. Jedynie w 2003 r. stwierdzono spadek stężenia aktywności trytu do poziomu 4,3 TU. Na podstawie ostatnich oznaczeń trytu określono czas podziemnej wymiany wód z warstw wodonośnych eksploatowanych przez ujęcia Piaski – jest on aktualnie identyczny dla obu studni i wynosi ok. 15 ± 4 lata. Jest to sytuacja mniej korzystna niż w przypadku ujęcia „Rogowiec” i „Bewa”, świadczy o potencjalnie mniejszej odporności ujmowanych i eksploatowanych przez ujęcie „Piaski” warstw wodonośnych na zanieczyszczenia antropogeniczne.

Ostatnie badania składu izotopowego siarczanów na ujęciu „Piaski” dały następujące wyniki: w 2000 r., studnia 1 A–1: $\delta^{18}\text{O} = 1,28 \text{ ‰ SMOW}$ i $\delta^{34}\text{S} = -1,43 \text{ ‰ CDT}$, w 2004 r., studnia 2 E–2: $\delta^{18}\text{O} = 3,62 \text{ ‰ SMOW}$ i $\delta^{34}\text{S} = -8,80 \text{ ‰ CDT}$. Wskazują one na złożowe pochodzenie siarki w jonie siarczanowym. Nieznacznie „dodatnia” wartość $\delta^{18}\text{O}$ w wodach obu studni ujęcia „Piaski” jest charakterystyczna dla siarczanów powstających z pewnym (ograniczonym) dostępem powietrza. W omawianych warunkach chodzi o znikomy udział współczesnego opadu atmosferycznego z rozpuszczonym w nim CO_2 . Wzrost wartości $\delta^{18}\text{O}$ w jonie siarczanowym wody sugeruje jednoczesny wzrost udziału zanieczyszczeń antropogenicznych w całkowitej mineralizacji siarczanowej, ponieważ niezależnie od faktu, że $C_{\text{SO}_4} = \text{const.}$

Niskie stężenie bromu – średnio w latach 2004 - 2006 w wodach z obu studniach ujęcia „Piaski” wynoszące ok. $27 \pm 10 \text{ µg Br}/\text{dm}^3$ wskazuje, że ujmowane warstwy wodonośne nie kontaktują się ze zwałowanymi popiołami.

Wyniki wykonanych badań wskazują na podobieństwo cech hydrochemicznych wody pompowanej średnio przez studnie ujęć „Bewa” i „Piaski”. Szczególnie duże podobieństwo cech jakościowych i izotopowych wykazują w porównywanym okresie 2004 - 2006 r. wody pompowane przez obie studnie ujęcia „Bewa” i studnię 1 A–1.

W studni 2 E–2 stropową część filtra posadowiono o ok. 75 m wyżej niż np. w studni 5 N-bis. Na wodę pompowaną ze studni 2 E–2 w znacznie większym stopniu wpływają przemiany związane z obiegiem siarki w strefie o lepszym natlenieniu. Konsekwencją tego stanu są różnice zawartości jonów siarczanowych; w latach 2004 - 2006 w studni 2 E–2 średnio: $45 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, a w studni 1 A–1 średnio: $17 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Bezpośrednią konsekwencją omówionej sytuacji jest mniejsze stężenie jonów Ca-SO_4 oraz nieco mniejsza zawartość strontu Sr^{2+} i baru Ba^{2+} w wodach głębszej studni 1 A–1. W wodzie z obu studni ujęcia „Piaski” stwierdzono podwyższoną zawartość żelaza Fe_{og} i manganu Mn^{2+} . Ponownie w wodach studni 2 E–2 stężenie w/

w wskaźników jest prawie dwukrotnie wyższe niż w studni 1 A-1. Potwierdza się prawidłowość, że jakość wody ze studni dowierconych głębiej i ujmujących mniejszą część kolumny filtrów wody z poziomów kenozoicznych jest lepsza, a niekorzystne zmiany cech jakościowych w nadległej warstwie wodonośnej mają na nią mniejszy wpływ.

Na podstawie analiz chemicznych stwierdzić można, że wody eksploatowane przez studnie ujęcia „Piaski” spełniają, w zakresie wykonanych badań i oznaczeń, prawie wszystkie wymagania, jakie winna posiadać woda przeznaczona do spożycia przez ludzi. Przed podaniem do sieci komunalnej wody ujęcia „Piaski” powinny być poddane uzdatnianiu w celu zredukowania nadmiernej zawartości żelaza Fe_{og} i manganu Mn^{2+} .

2.2.4 Wody podziemne i pompowane w strefie oddziaływania mokrego składowiska popiołów Bagno-Lubień:

Lokalizację studni odwodnienia wglębnego KWB „Bełchatów” znajdujących się w strefie bezpośredniego i potencjalnego oddziaływania mokrego składowiska popiołów Bagno-Lubień przedstawiono na Rys. 15. Na podstawie wykonanych w latach 1983-1995 badań wód podziemnych z otworów obserwacyjnych zlokalizowanych na przedpolu składowiska Bagno-Lubień i wody pompowanej z trzech północnych barier odwodnienia wglębnego O/Bełchatów widoczne staje się, że najwcześniej obserwowanymi doświadczalnie skutkami oddziaływania mokrego, nadpoziomowego składowiska popiołów na wody podziemne są:

- wzrost stężenia bromu Br^- i strontu Sr^{2+} w poziomach przypowierzchniowych na przedpolu składowiska,
- zmiana składu izotopowego siarki, a zwłaszcza tlenu, w jonie siarczanowym wody nadosadowej i strefach posadowienia basenu osadnika, narażonych na infiltrację wody używanej do hydrotransportu popiołu.

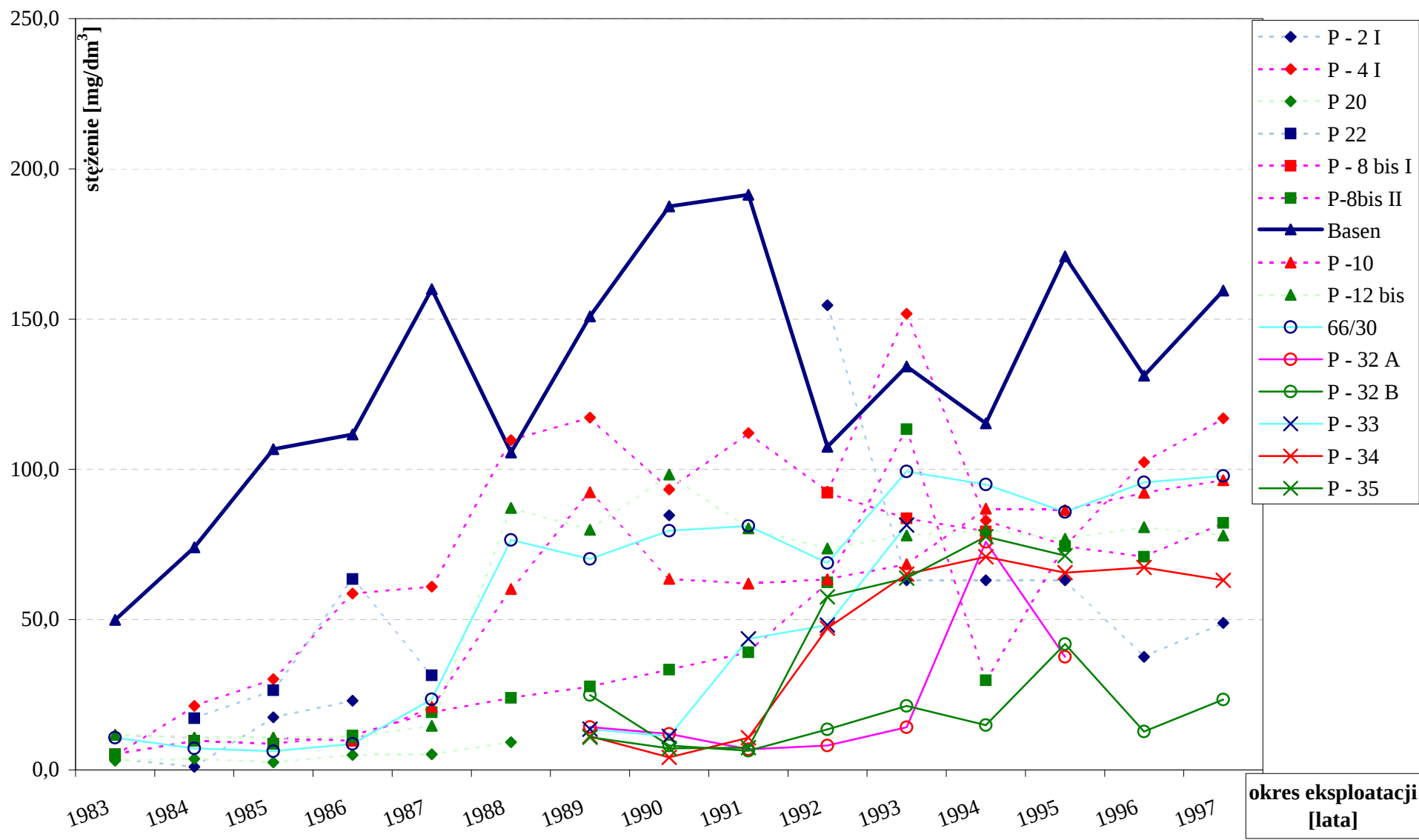
Kolejne skutki oddziaływania takich składowisk na wody podziemne pod nimi, występują z opóźnieniem – w przypadku składowiska Bagno-Lubień zmiany jakości wody na jego przedpolu wystąpiły po 6,5 latach od momentu rozpoczęcia deponowania popiołów. Efektywna prędkość migracji zanieczyszczeń chemicznych do wód przypowierzchniowych na przedpolu składowiska Bagno-Lubień wynosiła w latach 1983 – 1990, (okresie, w którym centrum leżała depresja na Polu Bełchatów występowało we wschodniej części wkopu) ok. $v_{rz} = 0,08$ m/dobę. Hydrochemicznym skutkiem oddziaływania składowiska popiołów, powodującym określone konsekwencje formalno-prawne, jest wzrost zawartości głównych anionów w wodach podziemnych, pompowanych przez system odwodnienia wglębnego kopalni. Początkowe tło hydrogeochemiczne wód podziemnych na obszarze P/Bełchatów wynosiło:

$$15,3 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$$

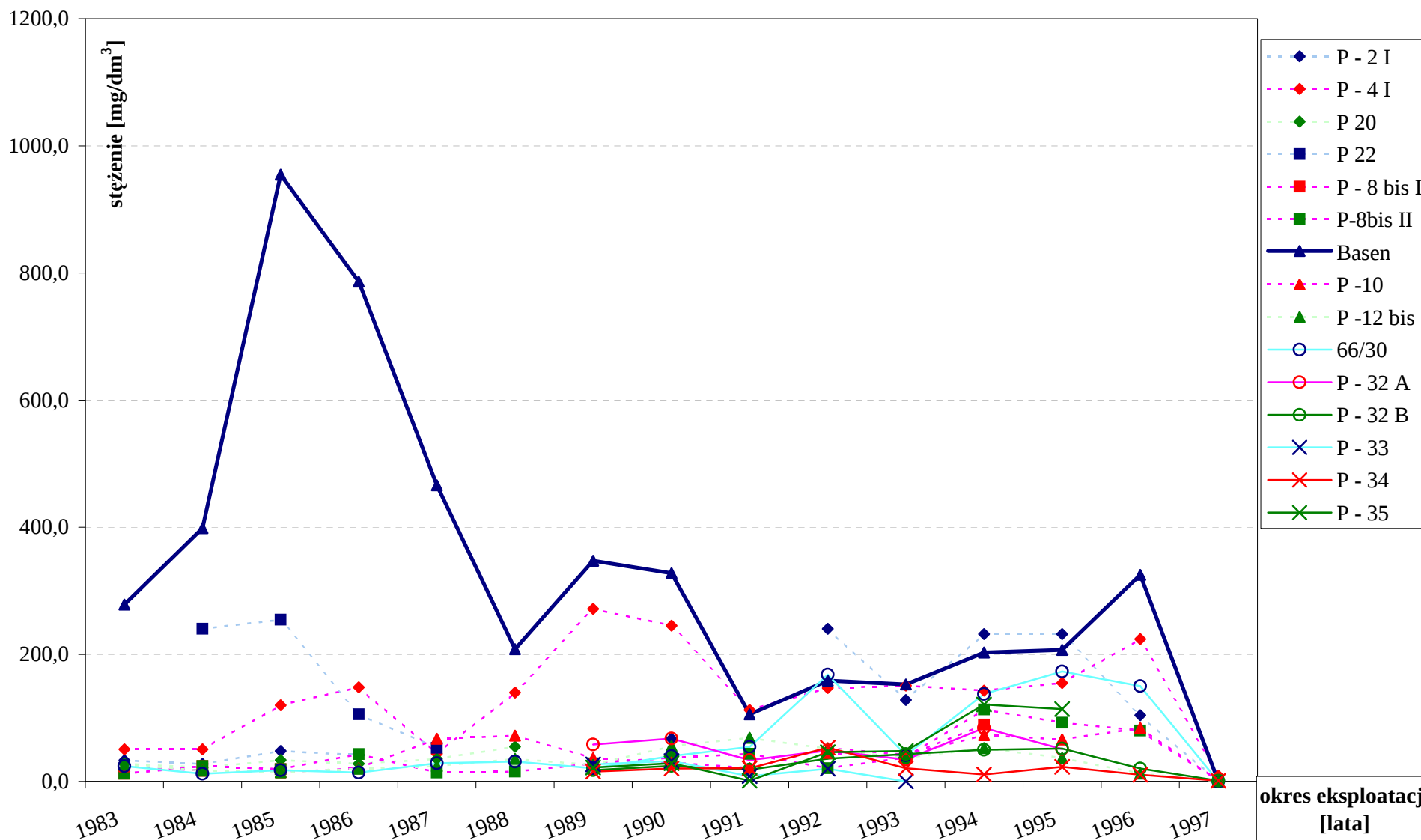
$$31,8 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3.$$

W 2003 r. w wodach pompowanych ze skrajnych, zachodnich studni bariery A stężenie jonów chlorkowych oscylowało poniżej początkowej wartości tła. W 2002 r. w wodach studni 107 A położonej w południowej barierze ochronnej (barierze A) stwierdzono, że $C_{Cl} = 77,3 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$, ale w kolejnych oznaczeniach wykonanych dla wody pobranej z sąsiedniej studni 108 A wynik ten nie został potwierdzony. Woda pompowana w latach 2002 – 2003 r. ze studni 108 A miała wyraźnie zmieniony skład hydrochemiczny przy odczynie $pH = 3,54$ i rosnącym w czasie stężeniu siarczanów, wynoszącym w 2003 r. ok. $350 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Geneza powyższego typu zmian zawartości siarczanów w wodach podziemnych wynika z

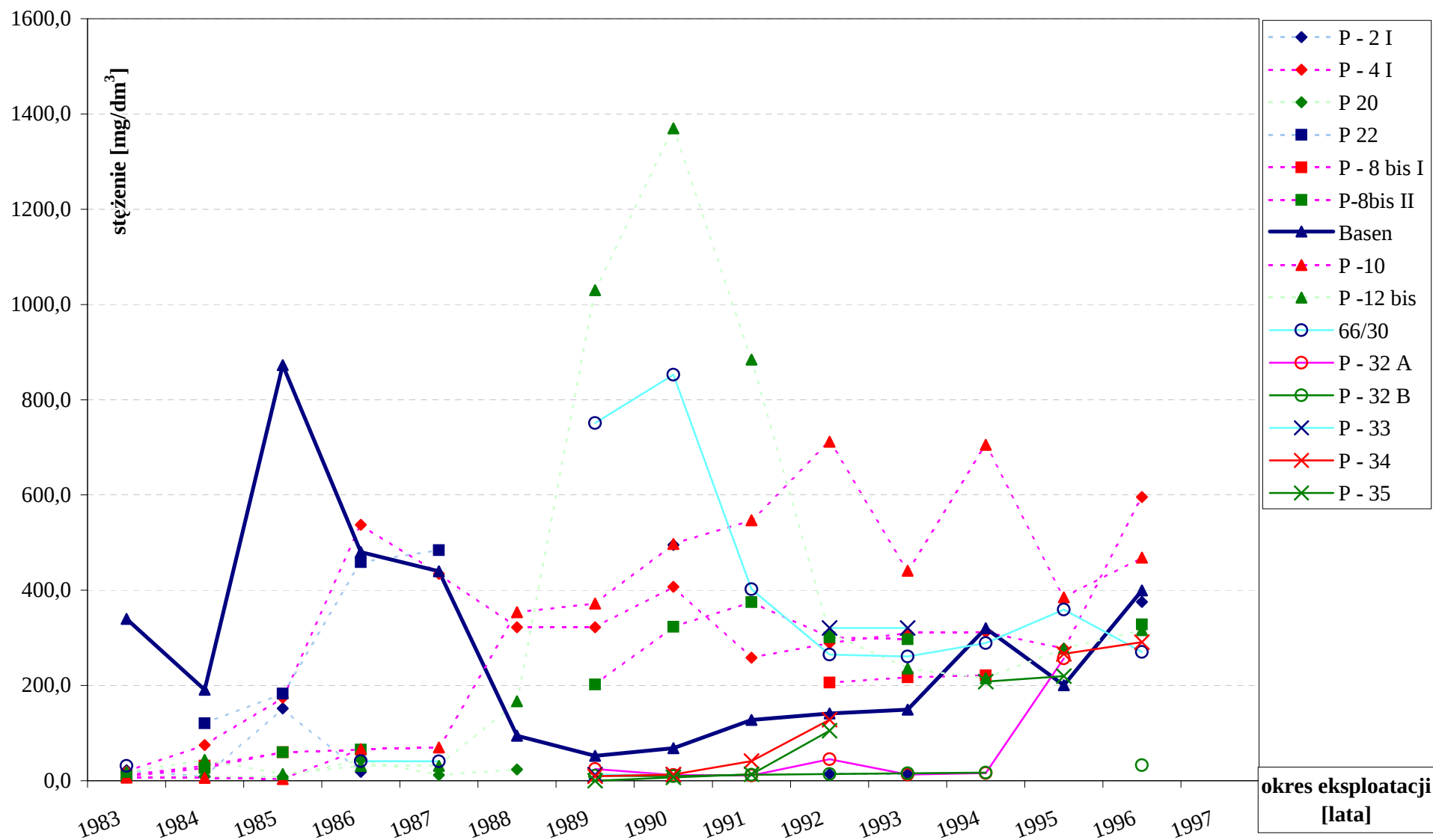




stężenie [mg/dm³]

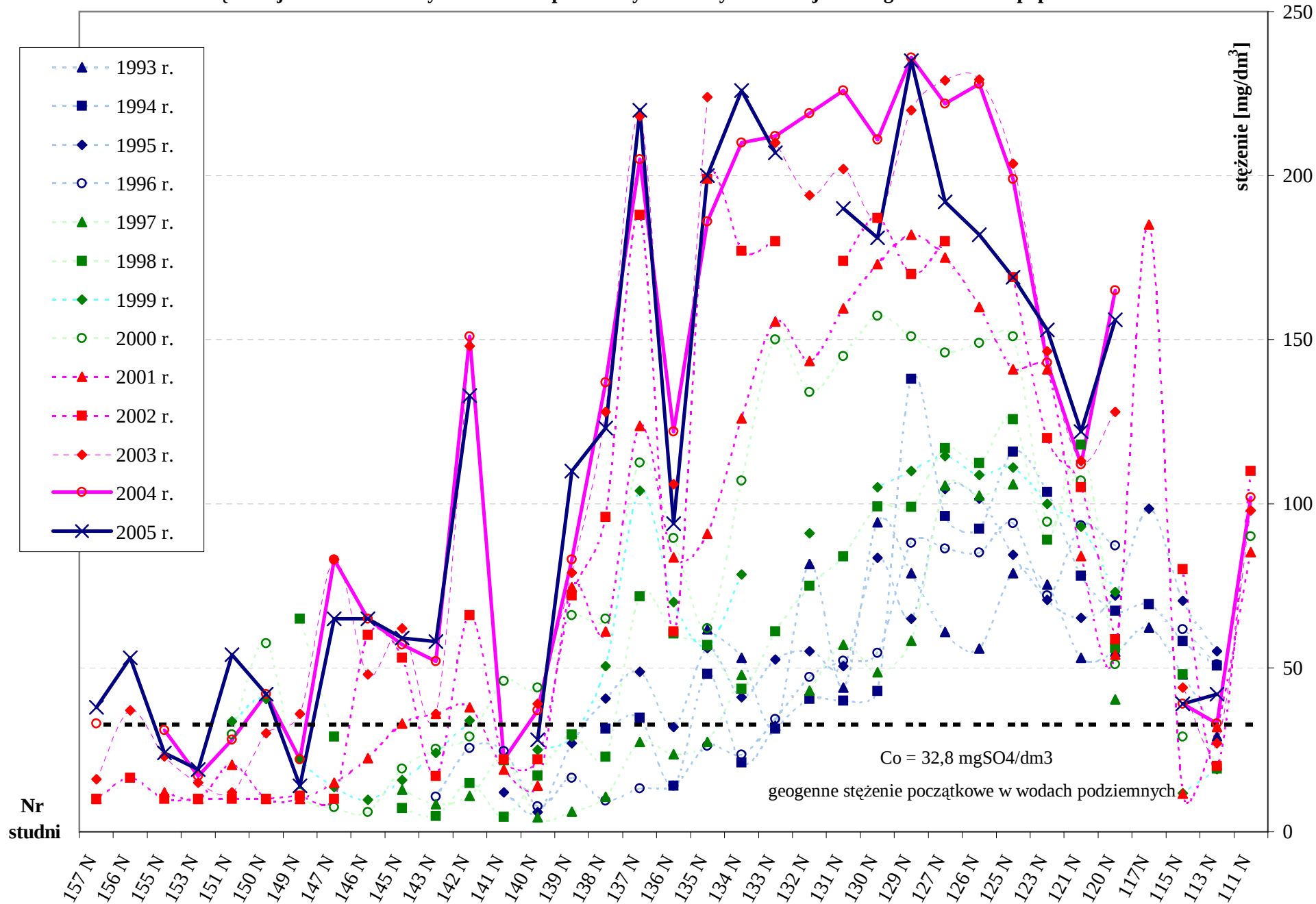


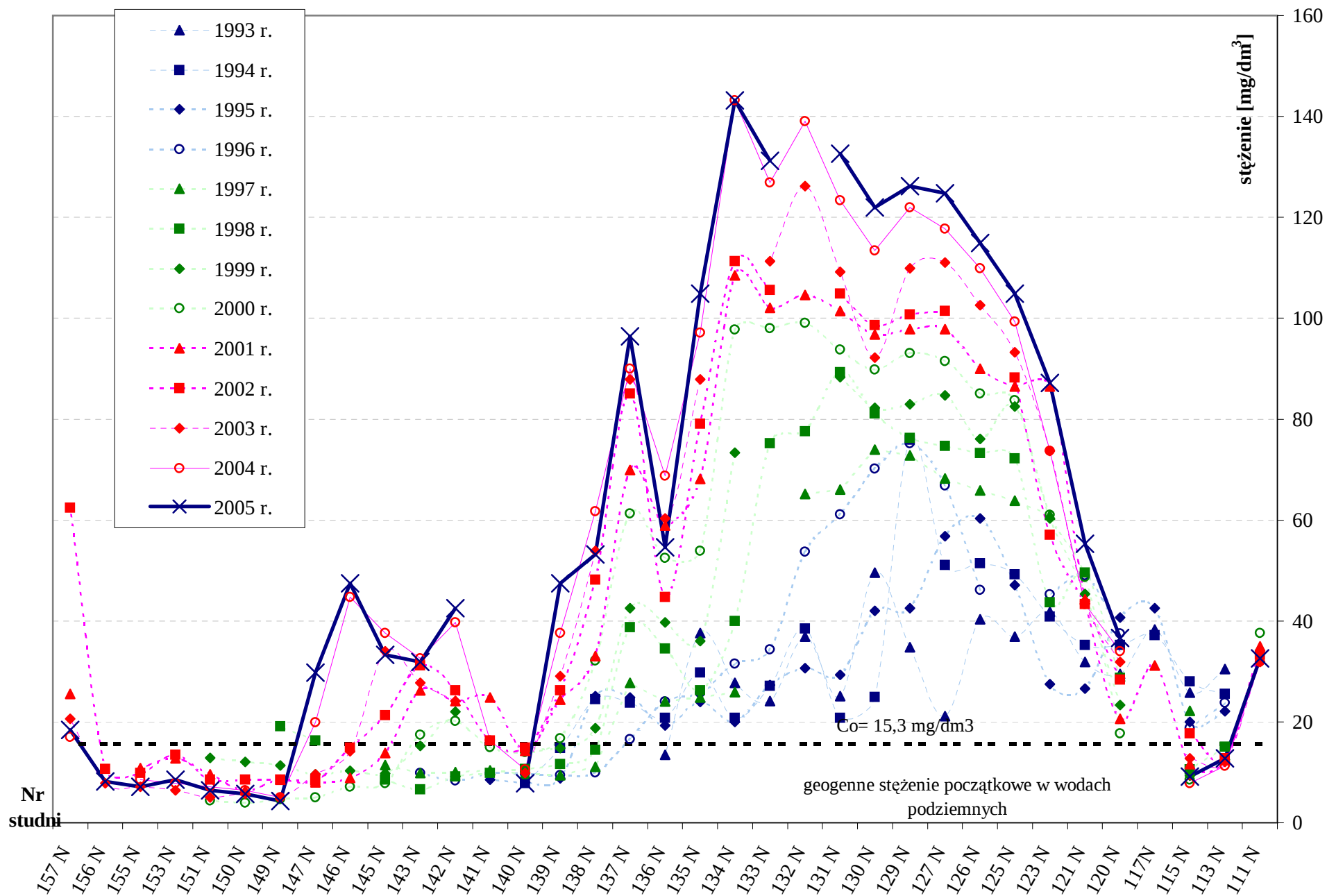
Stężenia jonów bromu w piezometrach obserwacyjnych w rejonie składowiska Bagno Lubień



Stężenia jonów siarczanowych w wodach podziemnych bariery ochronnej mokrego składowiska popiołów

Rysunek 19





podziemnego utleniania minerałów siarczkowych, co prowadzi do zmniejszania pH wody i wzrostu stężenia jonów SO_4^{2-} .

Proces utleniania pirytu, może prowadzić do wyraźnego obniżenia odczynu wody, nawet do ok. $\text{pH} = 3$. Do 2003 roku w obszarze bezpośredniego oddziaływania składowiska popiołów zlokalizowane były studnie: w barierze N: od 115 do 146, w barierze A-1: od 53 do 74.

W okresie 2004 – 2006 r. średnie-ważone stężenie jonów chlorkowych w wodach studni bariery N wahało się w wąskim przedziale od 58,3 do 64,1 $\text{mg Cl}^-/\text{dm}^3$. W kolejnych latach obserwacji stwierdzono powolny, ale systematyczny wzrost średniego - ważonego stężenia jonów chlorkowych w ogólnej ilości wód pompowanych. W 2006 r. w barierze „N” maksymalne stężenie jonów chlorkowych występuje w wodach studni od 125 N do 135 N i wynosi ok. $C_{2006} = 148 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$, a w poprzednim roku na tym samym obszarze wynosiło tylko $C_{2005} = 125 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$. Minimalne, oscylujące w granicach geogenego tła, stężenie chlorków występuje w wodach pompowanych przez studnie zlokalizowane na zachód od studni 149 N. Stan taki utrzymuje się niezmiennie od 2002 r.

W latach 2000 - 2001 średnie - ważne stężenie jonu siarczanowego w wodach studni zlokalizowanych wówczas w strefie oddziaływania składowiska od 111 N – do 149 N utrzymywało się na stałym poziomie wynoszącym ok. 78,0 $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. W kolejnych latach następował wzrost stężenia jonów SO_4^{2-} : w 2002 r. osiągnął on wartość ok. 84 $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, a w kolejnym rocznym cyklu pomiarowym stężenie to wzrosło do 109 $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ aby w roku 2004 osiągnąć wartość ok. 121 $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. W 2006 r. średnie - ważne stężenie siarczanów w wodach bariery N wzrosło dalej do 140 $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ i nie ma żadnych przesłanek wskazujących na to, że nastąpi zahamowanie tej tendencji wzrostowej. W latach 2005 – 2006 obszar, w którym stężenie jonów siarczanowych jest wyższe od 100 $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, występuje aktualnie między studniami od 120 N do 142 N, z wyłączeniem studni 140 N. W stosunku do stanu z 2002 r. strefa podwyższonego stężenia jonów SO_4^{2-} przesunęła się na zachód. W latach 2003 - 2004 wyróżniano trzy obszary, w których zaobserwowano maksima siarczanowej mineralizacji wody w studniach bariery N: pierwszy – rozległy, obejmuje studnie od 126 N i 134 N i dwa mniejsze w okolicach studni 137 N i 142 N. W porównaniu ze stanem z roku 2002 obszar w barierze N, w którym w latach 2005 – 2006 występowały wody o podwyższonej zawartości siarczanów poszerzył się o ok. 360 m w kierunku zachodnim. Podobnie jak to miało miejsce w przypadku stężeń chlorków, w wodach pompowanych ze studni zlokalizowanych na zachód od 149 N zaobserwowano wzrost średniego stężenia siarczanów, które w roku 2006 wynosiło 37,6 $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ (odpowiednio, w 2004 r.: 30,5 i 2005 r.: 35,2).

W 2006 r. w próbkach wody pobranych ze studni bariery N stwierdzono największy, ponad 7-krotny wzrost stężenia $\Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$ względem stężenia początkowego. Obserwacja ta dotyczyła wody z 11 studni: od 126 N do 137 N, z wyłączeniem studni 136 N. W 2005 r. podobny wzrost sumy głównych anionów obserwowano w wodach tylko w 3 studniach: 129 N, 133 N i 134 N., a w roku 2003 r. w próbkach pobranych ze studni bardziej wysuniętych na wschód od wyżej wymienionych: 126 N, 127 N i 129 N. Średnie ważne stężenie $\Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$ w wodach ogółu badanych w 2006 r. studni bariery N było o ok. 22% większe od stwierdzonego w roku poprzednim; różnice wydajności pompowania dla porównywanych studni wynoszą tylko $\Delta Q_N = 2\%$. Oba w/w czynniki (utlenianie pirytu i zmiany wydajności pompowania studni) wnoszą addytywny wkład we wzrost ładunku $\Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$, który w 2006 r. wynosił ok. $\Sigma L_{\text{Cl}+\text{SO}_4} = 17,52 \text{ tony/dobę}$ i był o 28% większy niż w 2005 r. Wzrost średniego stężenia i ładunku głównych anionów wynika przede wszystkim z wyraźnego poszerzenia obszaru anomalii chlorkowej i siarczanowej. W geometrycznym centrum obszaru występowania wód zawierających wysokie stężenia jonów chlorkowych i siarczanowych - $\Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$ - tj.

między studniami od 120 N do 147 N nie stwierdza się w latach 2005 - 2006 istotnej zmiany zrzuconego ładunku sumy głównych anionów. W 2006 r. przekroczenie geogennej zawartości $\Sigma (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}) > 7$ w barierze A-1 występowało w wodach podziemnych w szerokim obszarze wyznaczanym przez lokalizację studni od 59 A-1 do 71 A-1. W 2004 i 2005 r. sytuacja była analogiczna, z tym, że lewostronna granica obszaru anomalii sięgała do studni 70 A-1. Potwierdza to, że studnie bariery N, zlokalizowane najbliżej składowiska, nie stanowią szczelnego ekranu skutecznie ochraniającego dwie kolejne bariery N-1 i A-1, bardziej oddalone od składowiska, przed dopływem zanieczyszczeń. W 2006 r. maksimum funkcji rozkładu anomalnej wartości $\Sigma (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$ zlokalizowane było między studniami 133 N i 62 A-1

W 2006 r. średnie-ważone stężenie chlorków w wodach pompowanych przez większość z badanych studni w barierach N i A-1 było ponad 4-krotnie większe od naturalnego stężenia początkowego. Analogicznie wyznaczone stężenie siarczanów było w barierze N 4,4-krotnie, a w barierze A-1 ponad 5-krotnie większe od tła hydrochemicznego. Łącznie z przesuwaniem się w kierunku zachodnim centrum podstawy podziemnego drenażu systemu odwodnienia wgłębnego P/Belchatów następuje systematyczne przemieszczanie się w tę samą stronę czoła fali anionowego zasolenia w wodach pompowanych przez studnie w barierach N i A-1. Wody o zwiększonym stężeniu chlorków i siarczanów, występujące w poziomach kenozoicznych pod składowiskiem i przypowierzchniowych w południowej części jego przedpola, migrują systematycznie w kierunku P/Belchatów, tj. zgodnie z przesuwającym się na zachód centrum podziemnego drenażu. W 2006 r. migracja anionowego zasolenia wód podziemnych ma generalny zwrot od źródła w kierunku na południe z minimalnym odchyleniem na południe-południowy zachód tj. w stronę wkopu P/Belchatów [Rys. 14].

Na podstawie analiz wykonanych w 2003 i 2004 r. można stwierdzić, że występuje przepływ „młodych” i zanieczyszczonych wód podziemnych w kierunku na południe i południowy wschód od składowiska. Potwierdzeniem tego zjawiska jest fakt, że podwyższone stężenie trytu do 8,4 [TU] zaobserwowano w wodzie pobranej z otworów KT-100 (w 2003 r.) i do 3,8 [TU] (w 2004 r.) z KT-124. Oba otwory zlokalizowane są po północnej stronie wkopu, na występującym w latach 2003 - 2004 kierunku podziemnego przepływu wód podziemnych. Stężenie siarczanów we wszystkich trzech poziomach wodonośnych dostępnych przez grupę rurek i filtrów otworu KT-124 (trzy rurki obserwacyjne zafiltrowane w poziomie mezozoicznym, trzeciorzędzie nadwęglonym i mezozoiku) wynosiło średnio ok. 90 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. W zlokalizowanym bardziej na zachód otworze KT-145 (Trzeciorzęd Podłożowy, głęb. filtra: - 123,8 m npm; w 2006 r. $C_{\text{SO}_4} = 230 \text{ mg}/\text{dm}^3$) wynik badania składu izotopowego tlenu w jonie siarczanowym $\delta^{18}\text{O} = -2,32$ [‰ VSMOW] wskazuje, że geneza anomalii siarczanowej w tym otworze nie ma związku z głęboką filtracją zanieczyszczeń z rejonu składowiska popiołów.

Poniżej zestawiono porównawczo wielkość ładunku $\Sigma (\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-})$ [ton/rok] w wodzie pompowanej przez hipotetyczną średnią studnię pracującą z wydajnością $Q = 1 \text{ m}^3/\text{min}$ i zlokalizowaną alternatywnie: w barierach N, A-1 lub A. W latach 2002-2006 wielkość ładunku zrzuconego przez średnią studnię z rejonu składowiska Bagno-Lubień określano na podstawie bilansu masy jonów dla studni zrzucających wody wyłącznie do kanałów K-5 i K-6.

Tabela 14 Ładunek jonów chlorkowych i siarczanowych zrzuconych przez system odwodnienia składowisk popiołów

Rok	Ładunek $\Sigma(\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-})$ przy $Q=1[\text{m}^3/\text{min}]$ w [ton/rok]	
	Zwałowisko wewnętrzne	Składowisko Bagno-Lubień
2002	56,5	123,3
2003	69,0	110,2
2004	69,3	158,4

2005	71,6	145,9
2006	65,6	179,1

Ładunek zasolenia wód podziemnych w 2006 r. przy $Q_{\text{cons}} = 1 \text{ m}^3/\text{min}$ wynosi w rejonie zwałowiska wewnętrznego ok. 92% ładunku zrzucanego średnio w latach 2004 – 2005, natomiast w rejonie składowiska Bagno-Lubień: ok. 118%.

W latach 2002 – 2006 ładunek głównych anionów odprowadzany ze strefy oddziaływania składowiska Bagno-Lubień był średnio ponad dwukrotnie większy od odprowadzanego rejonu zwałowiska wewnętrznego. Zaprzestanie składowania popiołów na składowisku mokrym praktycznie nie wpłynęło na wielkość ładunku głównych anionów w wodach pompowanych z barier N i A-1. Zanieczyszczenie środowiska wodnego, wynikające z infiltracji nadmiarowego ładunku zanieczyszczeń antropogenicznych, eluowanych z mokrego składowiska popiołów, obserwuje się, poczynając od 1990 r., do chwili obecnej.

W 2006 r. nowych oznaczeń cech izotopowych w wodach pompowanych nie wykonano. W latach 2004 -2005 stężenie środowiskowej zawartości trytu określono w wodach studni: w 111 N i 131 N zlokalizowanych w strefie bezpośredniego oddziaływania składowiska Bagno-Lubień oraz w 156 N, 157 N i w 96 A-1, czyli poza strefą oddziaływania, na zachodnim przedpolu P/Bełchatów. Stosunek stężenia trytu w wodach pompowanych ze strefy składowiska i poza tą strefą wynosi 5 do 2. Wysokie stężenie głównych anionów w wodach pompowanych z rejonu składowiska wnoszone jest wraz z „młodymi” wodami infiltracyjnymi. Analogiczna sytuacja występuje w przypadku wzrostu stężenia jonów SO_4^{2-} w wodzie skrajnie zachodniej studni ujęcia „Rogowiec” 98 N-bis. Jak wynika z analiz wykonanych do roku 1996, sumaryczna aktywność właściwa substancji promieniotwórczych w wodach studni bariery N, A-1 i A, w strefie oddziaływania składowiska popiołów Bagno-Lubień wynosiła ok. $0,25 \text{ Bq/dm}^3$, a w rejonie maksymalnych zanieczyszczeń chemicznych, między studniami 120 - 127 N, całkowita radioaktywność beta przekraczała nieznacznie $0,56 \text{ Bq/dm}^3$ tj. wartości średniej aktywności właściwej charakterystycznej dla wód powierzchniowych w Polsce.

Do 1999 roku wody nadosadowe infiltrujące ze składowiska Bagno-Lubień do warstw przypowierzchniowych rozpływały się w trzech uprzywilejowanych kierunkach: na południowy-wschód i południowy-zachód od składowiska, tj. zgodnie ze zwrotem wymuszonym przez drenaż odwodnienia wgłębnego oraz na zachód od składowiska wg pierwotnego przepływu wód podziemnych. Na obszarze całego ok. 400-metrowego pierścienia strefy ochronnej wokół składowiska wody poziomów przypowierzchniowych zawierały nadmiarowe względem tła hydrologicznego stężenia mikroskładników eluowanych ze składowanego popiołu. Wyniki wykonanych w 2003 - 2005 badań składu izotopowego siarczanów pozwalają stwierdzić, że w wodach studni 131 N cała nadmiarowa (nad poziom tła) ilość jonów siarczanowych migruje spod mokrego składowiska. Natomiast siarczany w wodach ze studni 156 N wykazują ujemną lub niezbyt wysoką dodatnią wartość $\delta^{18}\text{O}$, co jest wartością typową dla naturalnych wód podziemnych i współczesnych wód infiltrujących z powierzchni terenu. Biorąc pod uwagę zachowane wyniki archiwalne z pomiarów prowadzonych w latach 1994 – 1996, stwierdzono, że jedynie w wodach studni 131 N skład izotopowy siarczanów jednoznacznie wskazuje na związek ich pochodzenia z siarczanami wymywanymi z mokrego składowiska popiołów. Wody studni 105 N (na wschód od oddziaływania składowiska) i 151 N nie zawierały w tym okresie w swym składzie siarczanów mających związek z siarczanami obecnymi w odpadach znajdujących się na składowisku Bagno-Lubień. Skład izotopowy siarczanów wód w studni 151 N nie wykazywał też żadnych cech podobieństwa do składu izotopowego gipsów i anhydrytów czapy wysadu solnego. Fakt ten przeczy hipotezie postawionej przez zespół IChTJ i „Poltegor - projekt” sp. z o.o. o uruchomieniu łączności hydraulicznej między strefą oddziaływania wysadu a północno-zachodnim przedpołem kopalni. W wodach przypowierzchniowych w

strefie ochronnej składowiska Bagno-Lubień aktywność substancji promieniotwórczych beta do roku 1996 nie przekraczała wartości $2,0 \text{ Bq/dm}^3$, maksymalną wartość stwierdzono w wodzie obecnej w otworze P-10 = $1,96 \text{ Bq/dm}^3$. Według klasyfikacji PIOŚ ogólna radioaktywność β wód przypowierzchniowych odpowiadała II klasie jakości (również według aktualnie obowiązujących norm).

Zebrany do roku 1999 materiał doświadczalny ma aktualnie wartość archiwalną. Chemiczne cechy jakości wody podziemnej w otworach obserwacyjnych na przedpolu składowiska (do 1999 roku) nie przekraczały wartości normatywnych dla wód pitnych i gospodarczych. Jedynie w piezometrze P-4 stwierdzono (incydentalny) wzrost stężenia ołowiu do $126 \mu\text{g Pb/dm}^3$ - bez związku ze składowaniem popiołu. Średnią krotność przekroczenia geogennego stężenia jonów siarczanowych $K > 3$ stwierdzono w wodach otworów P-4 i P-2, na północ od składowiska i piezometru P-35 w części południowo-zachodniej. Ładunek zanieczyszczeń chemicznych infiltrujących ze składowiska Bagno-Lubień transportowany był do wód pompowanych przez studnie północnych barier odwodnienia wgłębnego. W okresie do 1999 roku w strefie oddziaływania składowiska zlokalizowane były studnie:

Bariera N	od 111 do 136
Bariera A –1	od 51 do 65
Bariera A	od 82 do 83

Dowiercanie nowych studni w tym rejonie zakończono w 2003 roku.

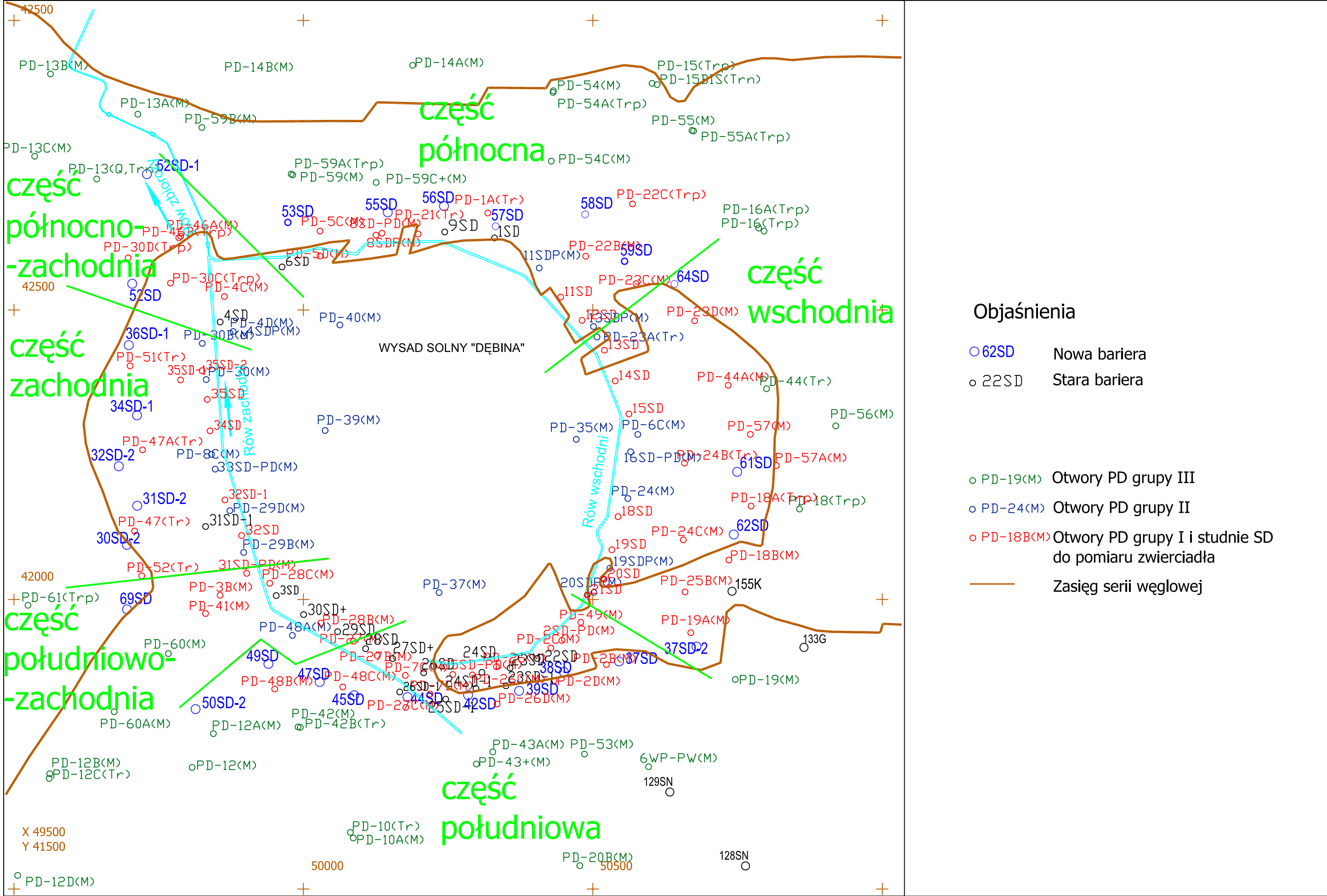
W 1997 r. zwiększoną zawartość siarczanów stwierdzono po raz pierwszy w wodach studni: 141 N i 76 A-1. Jednocześnie stwierdzono, że obszar efektywnej alimentacji ujęcia „Rogowiec” narażony był na bezpośrednie oddziaływanie czynników środowiskowych, a nieznacznie podwyższona zawartość siarczanów (ok. $68 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$) genetycznie nie była związana z żadnym ze składowisk popiołów.

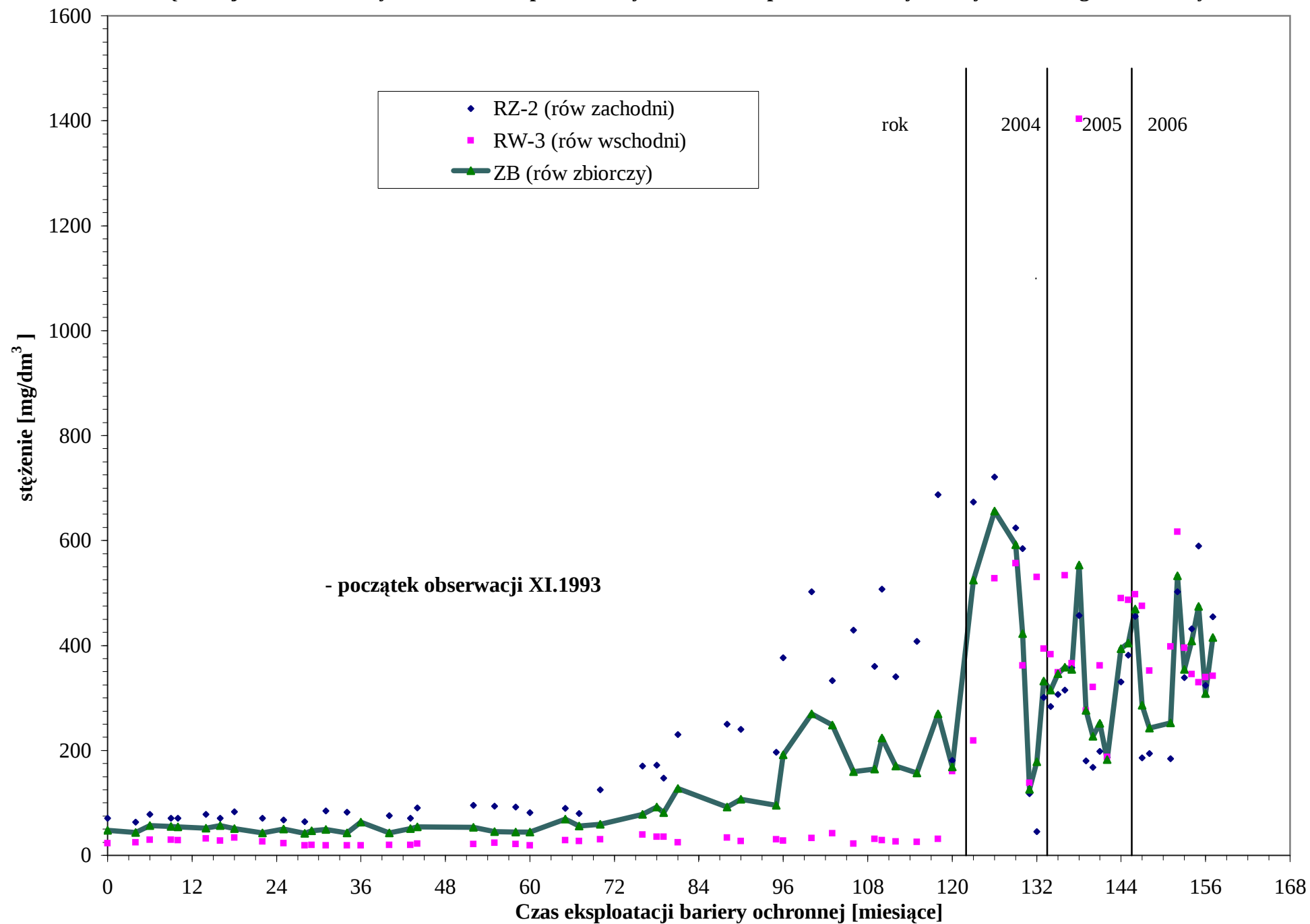
2.2.5 *Badania hydrochemiczne i izotopowe wód podziemnych w rejonie bariery ochronnej wysadu solnego Dębina.*

Lokalizację studni i otworów obserwacyjnych podano na Rys. 21. Do 2002 r. spągowe odcinki filtrów w najgłębszych studniach „starej” bariery zabudowane były na głębokościach 250 - 262 m ppt (dot. studni SD-1 nr: 23, 24, 26 w południowej części bariery), a w studni 25 SD-1 na głębokości 311 m ppt. W ramach modernizacji i rozbudowy „starej” bariery ochronnej wykonano po jej zachodniej stronie studnie: 31 SD-1 i 35 SD-1 (filtrowane do ok. 350 m ppt – od kilku lat wyłączone z eksploatacji). W ramach realizacji projektu budowy nowej, „proekologicznej” bariery ochronnej wysadu solnego w latach 2003 – 2006 wykonano dotychczas 27 studni. Studnie nowej bariery są o ok. 150 m odsunięte od „starej” bariery ochronnej i o ok. 150 m głębsze (spągowe odcinki ostatnich filtrów na głębokości: od 326 do 395 m ppt). Do pomiaru postępu odwodnienia w otoczeniu wysadu wykorzystuje się otwory obserwacyjne PD, piloty studni SDp, nieczynne studnie SD i przebudowane na otwory obserwacyjne (byłe studnie) SD-PD podzielone na 3 grupy (w zależności od położenia w stosunku do studni bariery ochronnej) oraz otwory sieci wewnętrznej PW zlokalizowane w rejonie wysadu.

Dopuszczalne stężenie głównych anionów w wodach kopalnianych, zgodnie z obowiązującym rozporządzeniem MŚ, nie powinno przekraczać: $1000 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ i $500 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Zgodnie z pozwoleniem wodno-prawnym, BOT KWB „Bełchatów” może w latach 2006 - 2015 odprowadzać rowem Struga Aleksandrowska do rzeki Widawki wody kopalniane w ilości do $210 \text{ m}^3/\text{min.}$, a kanałem nr 9 do rzeki Krasowa – $150 \text{ m}^3/\text{min.}$

W 2006 r. faktyczny zrzut wody z wysadu solnego do rowu zbiorczego Dębina wynosił średnio $Q_{\text{ZB}} = 29,9 \pm 2,7 \text{ m}^3/\text{min.}$, w 2005 r. ilość wód kopalnianych odprowadzanych rowem zbiorczym z wysadu solnego





Dębina nie mogła przekraczać $Q_{\max} = 60 \text{ m}^3/\text{min.}$ Według obowiązującego do końca 2005 r. stanu prawnego, dopuszczalny ładunek normowanych wskaźników $\text{Cl}^- - \text{SO}_4^{2-}$ w zrzucie wód z bariery ochronnej nie powinien przekraczać $\Sigma = 130 \text{ ton } (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})/\text{dobę}$. W II.2004 r. zrzut wody z bariery ochronnej wynosił ok. 46% wartości $Q_{\max}$. Po włączeniu do eksploatacji przyjmowanych sukcesywnie od VI.2004 r. nowych studni: 37 SD, 39 SD, 42 SD, 44 SD, 45 SD, 47 SD i 52 SD zrzut wody z bariery wynosił w XII. 2004 r. ok. 91% w/w wartości $Q_{\max}$. Po kolejnym roku eksploatacji, w XII.2005 r., rzeczywisty zrzut wód kopalnianych z odwodnienia wysadu solnego Dębina wynosił $Q_{rz} < 50 \%$ ilości wówczas dopuszczalnej, a ładunek $\Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$ odprowadzanych łącznie z tą ilością wody był mniejszy od 15% masy dopuszczalnej.

W 2006 r., podobnie jak w latach 2004 - 2005, ze studni „starej” bariery ochronnej zlokalizowane w jej południowej części od 22 SD do 28 SD wraz ze studniami: (23, 24 i 25) SD–1 i studni „nowej” bariery: (37 – 39, i 42,44, 45, 47, 49) SD pompowano średnio ok. 86% ogólnego wydatku wody zrzucanej do odbieralników powierzchniowych przez całą barierę ochronną. Południowa część przedpola bariery ochronnej stanowi naturalny kierunek zasilania wodami słodkimi dla wszystkich odwadnianych poziomów wodonośnych. W tych warunkach hydrodynamicznych, pomimo wzrostu stężenia jonów chlorkowych w wodach pompowanych w częściach południowo-zachodniej i północnej w kolejnych latach, w wodach kopalnianych odprowadzanych z całej bariery ochronnej w 2006 r. stwierdzono średnie stężenie jonów Cl^- niższe od wartości wynoszącej 37% maksymalnie dopuszczalnego stężenia chlorków dla wód z odwodnienia zakładów górniczych, tj. wg rozporządzenia MŚ z 2006 r.

W tabeli 15 zestawiono średni makro- i mikrochemiczny skład wody w rowach w latach 1993 – 2006. W latach 1993 – 2006 stężenie jonów chlorkowych i sodowych w rowie zachodnim odprowadzającym wody z bariery ochronnej wzrastało monotonicznie. W okresie budowy kolejnych studni nowej bariery w latach 2004 - 2005 nastąpił skokowy wzrost zawartości jonów $\text{Na}-\text{Cl}$ w wodach rowu wschodniego, a w 2004 r. również w rowie zbiorczym. W 2006 r. średnie stężenie sumy jonów $\Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$ w wodzie obu rowów, w stosunku do tła hydrochemicznego, ustalonego w 1993 r. [93] wzrosło ok. 7,5-krotnie. Wynikowe stężenie sumy jonów $\Sigma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$ w wodach rowu zbiorczego na koniec 2006 r. było ok. 8,5-krotnie większe od tła hydrochemicznego.

W wodach wszystkich rowów stwierdzono podwyższone stężenie strontu Sr^{2+} , a od roku 2000 największe jego stężenie obserwowano w wodach rowu zachodniego. Wyższe od obserwowanego w innych rejonach KWB „Bełchatów”, stężenie strontu w wodach bariery ochronnej wysadu solnego związane jest z ułatwionym rozpuszczaniem jego głównych minerałów: stroncjanitu i celestynu (zawartych w wapieniach) w wodach o coraz większym stężeniu NaCl . Rozpuszczalność siarczanowych minerałów [86] strontu i wapnia w wodnych roztworach NaCl jest większa od rozpuszczalności w czystej wodzie. W badanych wodach stężenie i równoważnikowy udział jonów siarczanowych nie ulega dużej zmianie, a wzrost stężenia wapnia – Ca^{2+} jest stosunkowo niewielki, stąd przyjmuje się, że czapa gipsowo-anhydrytowa, „osłaniająca” strop wysadu solnego, pozostaje szczelna. Jeśli krystalizacja halitu następowała bez wzbogacenia w inne halogenki i metale alkaliczne, to w wodach odwadniających wysad solny zawartości bromu, jodu i rubidu powinny być nieznaczne. Wyniki badań potwierdziły tę tezę.

W latach 1998 - 2000 wzrost gradientu równoważnikowej zawartości głównych anionów był w przybliżeniu stały i wynosił ok. 7%. W latach 2000 – 2001 udział anionowego „zasolenia” wody, wyrażony w równoważnikach jonowych, w rowie zbiorczym był w przybliżeniu stały. W kolejnych dwóch latach 2002 – 2003 udział głównych anionów w ogólnym stopniu zasolenia wód dalej utrzymywał się na tym samym poziomie, ale był o 15% większy od obserwowanego w poprzednim dwuleciu. W latach 2000 – 2004 w miarę

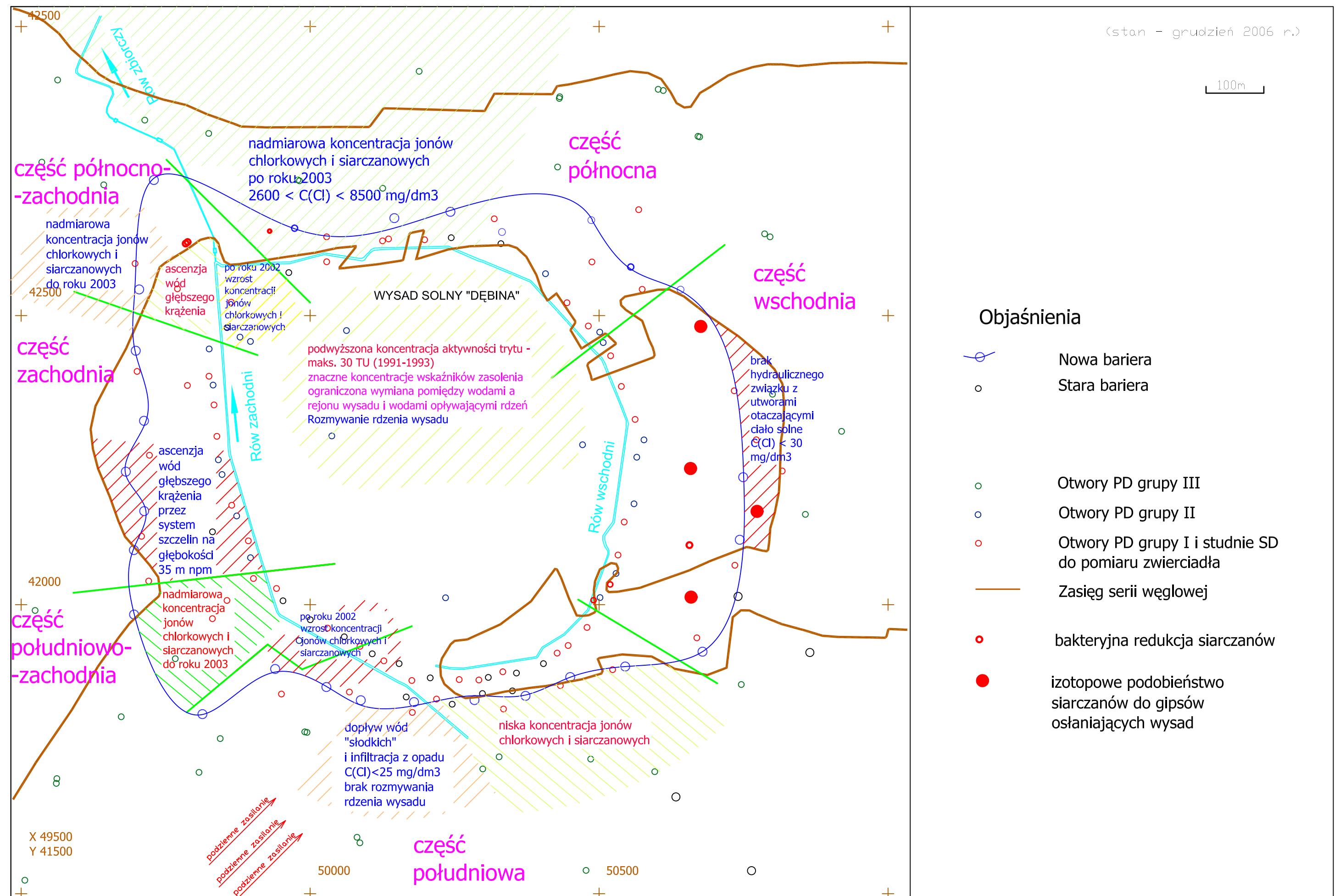
postępu odwodnienia, stopniowo, ale systematycznie, wzrastał równoważnikowy udział jonów: chlorków Cl^- i sodowych Na^+ , mających bezpośredni związek z obecnością wysadu solnego. Dynamika wzrostu równoważnikowego udziału jonów Cl^- i SO_4^{2-} w 2004 r. wynosiła ok. 19%, z tym, że wg stanu z 2004 r. stężenie jonów chlorkowych w stosunku do średniej z 2003 r. było wyższe o 3,7 mval Cl^-/dm^3 , a udział w równoważnikowej sumie anionów wzrósł o ok. 8%. W 2005 r., po uruchomieniu pomp nowej bariery ochronnej, bez uwzględniania udziału słodkich wód ze studni SD: (39, 42 i 44) - nastąpiła zmiana stężenia jonów w wodzie płynącej w rowie zbiorczym. Wraz ze spadkiem udziału jonów Na-Cl nastąpił wzrost mineralizacji typu $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$. W 2006 r. równoważnikowy skład głównych anionów w wodach rowu zbiorczego był zbliżony do średniej za lata 2004 i 2005. Jedynie postępująca desulfatyzacja siarczanów w wodach podziemnych, w rejonie wysadu solnego, systematycznie zmniejsza się udział jonów SO_4^{2-} w ogólnej zawartości głównych jonów. W początkowej fazie pracy bariery, w 1993 r., udział siarczanów wynosił ok. 13 % mval. W 2006 r. zmalał do ok. 3 % mval.

Na Rys. 21 przedstawiono przebieg zmian stężenia chlorków w funkcji czasu eksploatacji bariery podanej w miesiącach, poczynając od roku 1993. Wyszczególniono punkt zrzutu istotny z punktu widzenia wpływu wysadu solnego na cieki powierzchniowe – punkt na ujściu rowu zbiorczego. W 2004 - 2006 r. występowały znaczne wahania chwilowego stężenia chlorków związane z budową i uruchamianiem nowej bariery i wierceniem kolejnych studni, zwłaszcza w części południowej wysadu solnego.

Do 2003 r. wody o nadmiarowym stężeniu chlorków i siarczanów występowały wyłącznie w dwóch wydzielonych narożach bariery południowo-zachodniej oraz północno-zachodniej i zrzucane były do wód rowu zachodniego. Po uruchomieniu w 2003 r. studni 53 SD dodatkowo zwiększyło się stężenie jonów Cl^- i SO_4^{2-} w wodach odprowadzanych rowem wschodnim. Po włączeniu do eksploatacji w części północnej bariery nowych studni SD: (55, 56, 58 i 59) stężenie anionów siarczanowych i chlorkowych w wodach odprowadzanych rowem wschodnim jeszcze bardziej wzrosło.

Szerokość obszaru z którego pompowane są wody w części południowo-zachodniej, ograniczona jest przez lokalizację studni SD: 29, 30+ i 3. Zlokalizowane w strefie południowej studnie 27 SD i 28 SD ujmują wody o bardzo małym stężeniu jonów Cl^- i SO_4^{2-} . Jak wykazano podczas znacznikowych badań kontaktów hydraulicznych i kierunków przepływu [eksperyment nr 2 i 16 – Tab. 19], studnie 27 SD i 28 SD zasilane są przez wody słodkie, dopływające głównie z południowego przedpola bariery i opływające wysad solny po jego stronie zachodniej. Do studni 27 SD dopływa ok. 70%, a do studni ok. 28 SD 18% wody z rejonu reprezentowanego przez otwór obserwacyjny PD 7 C i ok. 4 % z rejonu otworu PD- 48 B. Na podstawie prac terenowych [163, 191, 192, 195] ustalono, że przyczyną małego zasolenia w studni 28 SD jest dopływ wód „słodkich” z przedpola wysadu, realizowany przez system wodonośnych szczelin związanych z południowym uskokiem rowu Kleszczowa. Wyniki eksperymentów potwierdzają, że granica bardzo wysokiego stężenia jonów chlorkowych w narożu południowo-zachodnim nie wykracza poza strefę zasilania studni 29 SD.

Wyniki wykonanych w latach 2002 - 2004 badań kontaktów hydraulicznych i kierunków przepływów z użyciem znaczników barwnych w części południowej bariery ochronnej wskazują na brak dopływu wód głębszego krążenia w warunkach występującego w tym okresie sposobu odwadniania (tzn. przy głębokości studni ok. 270 m ppt). W rejonach południowej części bariery ochronnej wysadu solnego Dębina, w których przeprowadzono znacznikowe badania przepływu, wertykalny dopływ wód wgłębnych w obrębie mezozoicznych wapieni jest wyraźnie ograniczony. Powyższy wniosek wynika z analizy funkcji rozkładu czasu przebywania znacznika w przypadku eksperymentów wykonanych w otworach: PD-7 C i PD-2 B (średnia głębokość ok. 251 m ppt) oraz otworach 25 SD-PD i PD 26C (głębokość 337,5 i 307,5 m ppt).



Wniosek ten również potwierdzają wyniki (analiza funkcji czasu przebywania znacznika w warstwie wodonośnej) znacznikowego badania przepływu między otworem PD-48 B (głęb. ok. 297 m ppt) i płytą o ok. 50 m studnią 28 SD. W tym ostatnim przypadku niewielka porcja znacznika (odzysk $R = 3,5\%$) przepływała ze stosunkowo dużą prędkością $V_{2006} = 0,23$ m/godz. do studni 28 SD, analogiczne badania wykonane w 2004 r., przy minimalnym odzysku, dały wartość prędkości przepływu $V_{2004} = 3,5$ m/godz. W obu eksperymentach w podziemnym przepływie brały udział znakowane wody z głębszej części warstwy mezozoicznej zatłoczone do poziomu nadległego w czasie zalewania otworu dozowniczego. Po zaniku efektu lokalnego nadciśnienia woda ze strefy filtra otworu PD-48 B przestała dopływać do studni 28 SD.

W 2004 r., na podstawie wyników badania zawartości radonu ^{222}Rn w wodach pompowanych w latach 2003 – 2004, stwierdzono, że budowa geologiczna podłoża mezozoicznego po północnej stronie wysadu Dębina umożliwia dopływ ascenzyjny wód głębszego krążenia (z niżej ułożonych warstw). Po około 12 latach odwadniania wysadu i włączeniu do eksploatacji głębokich studni „nowej” bariery (o numerach studni od 37 SD do 69 SD), powstały warunki uruchamiające wertykalny dopływ wód słonych po północnej stronie wysadu [Bojarski 1993] [12]. Wyniki oznaczeń zawartości radonu ^{222}Rn w wodach pompowanych w okresie 2004 - 2006 r. sugerują, że ascenzja wód głębszego krążenia występuje również w części zachodniej oraz w narożu północno-zachodnim. Potwierdzają to wyniki badań znacznikowych kierunków rozprawy wód podziemnych, wykonane w latach 2003 i 2004 r. dla studni leżących w wschodniej i północnej części bariery ochronnej. Wartość rzeczywista prędkości przepływu wód podziemnych w części północnej przedpola wysadu jest niewielka: $V < 0,02 \div 0,07$ [m/godz.]. Dla porównania stwierdzono, że podziemny przepływ wody po południowej stronie wysadu zachodzi z prędkością $0,96 < V < 7,4$ [m/godz.]. W podanych warunkach, kiedy przepływ wody w płaszczyznach poziomych jest naturalnie ograniczony, znacznie łatwiej uruchamia się lokalny (często ograniczony do najbliższego otoczenia pojedynczego punktu) pionowy ruch wody ze zwrotem skierowanym „w górę”.

Na podstawie wykonanych w 2006 r. [Tab. 19] znacznikowych pomiarów przepływu wód podziemnych [Biejące badania kontaktów hydraulicznych – 163, 191, 192, 195] ustalono m.in., że istnieje bezpośredni kontakt hydrauliczny między otworem w części zachodniej PD-30 C (Trzeciorzęd; filtr do -105,9 m npm) i studnią w części północno-zachodniej: 52 SD (Mezozoik/Trzeciorzęd; filtr do -150,4 m npm). W chwili obecnej słodkie wody uzyskiwane z otworu PD-30 C jedynie w niewielkim stopniu zasilają wody aktualnie pompowane przez studnię 52 SD. Świadczy o tym fakt, że odzysk znacznika z otworu PD-30 wynosił jedynie $R = 0,015\%$, Średnia prędkość przepływu wód w poziomie trzeciorzędowym w rejonie omawianego naroża północno-zachodniego jest stosunkowo niewielka, wynosi $V = 0,05$ m/godz. (w układzie warstwowym od 0,04 do 0,07 m/godz.). Dominujący udział w zasilaniu studni „nowej bariery ochronnej” 52 SD ma aktualnie dopływ słodkich wód z przedpola bariery ochronnej. Nie można jednakże wykluczyć, że po dłuższym czasie eksploatacji również w studni 52 SD stężenie jonów Cl^- i SO_4^{2-} będzie systematycznie wzrastać. Zwiastunem takiego charakteru zmian była obserwacja poczyniona w okresie VIII - XII.2005 r., związana z dwukrotnym wzrostem stężenia jonów chlorkowych w próbkach wody ze studni 52 SD. Wynik znacznikowych badań kontaktów hydraulicznych i kierunków przepływu wód podziemnych na granicy części zachodniej bariery ochronnej zinterpretowano, biorąc pod uwagę odległość od otworu PD-30 (Mezozoik; filtr do -14,4 m npm) do studni 35 SD-2 (Mezozoik; spąg filtra do -33,5 m npm), badając parametry hydrogeologiczne w całej zachodniej części bariery ochronnej. W zachodniej części bariery do głębokości ok. -35 m npm, występuje wyraźnie uprzywilejowany przepływ wody w systemie stosunkowo wąskich szczelin, przebiegających wzdłuż kierunku $155^\circ - 335^\circ$. Naturalne cechy wodoprzewodności osadów kredowych budujących mezozoiczną

warstwę wodonośną po zachodniej stronie wysadu (do granicy nieznacznie wykraczającej poza aktualną lokalizację studni w „starej” barierze ochronnej) powodują, że nawet w warunkach dynamicznych (zmieniającej się wysokości zwierciadła wody i natężenia przepływu wód) występuje ograniczenie ascenzyjnego dopływu wód głębszego krążenia. W części zachodniej udział dopływu z utworów brekcji (zlepieńców) nie przekraczał w 2002 r. kilku procent i tylko w narożu południowo-zachodnim osiągał wielkości znaczące.

Na podstawie wyników znacznikowych pomiarów przepływu wód podziemnych między otworem w części zachodniej - PD-47 A - (Trzeciorzęd; filtr do -135,7 m npm) i studnią „nowej” bariery ochronnej 34 SD-1 (Mezozoik/Trzeciorzęd; spąg filtra do - 172, 1 m npm) określono, że średnia prędkość przepływu wód między odległymi o ok. 60 m w/w punktami jest bardzo mała, wynosi ok. 0,01 m/godz. Wynik ten wskazuje na istotne utrudnienie horyzontalnego przepływu warstwowego wód w poziomie trzeciorzędowym do granicy określonej przez lokalizację studni „nowej” bariery (a z pewnością również na zachód od omawianego rejonu).

Lokalne zwiększenia stężeń głównych anionów wody w poziomie mezozoicznym mogły być wynikiem dopływu wód z utworów brekcji w rejonie studni „starej” bariery. W przypadku bardziej oddalonych od osi wysadu solnego - ulokowanych po jego zachodniej stronie - studni „nowej” bariery ochronnej na skład hydrochemiczny wód pompowanych wpływają wody głębszego krążenia mieszające się w różnych proporcjach ze „słodkimi” wodami dopływającymi do studni z obszaru leja depresji. Przesłanką wskazującą na pochodzenie wód o wysokiej zawartości jonów Na-Cl jest m.in. zawartość jonów SO_4^{2-} . Np. w studni 30 SD+ iloraz zawartości jonów chlorkowych i siarczanowych (średnio w 2006 r.) wynosił około $\text{Cl}^- / \text{SO}_4^{2-} = 3,68$, natomiast w 30 SD-2 iloraz stężenia $\text{Cl}^- : \text{SO}_4^{2-} = 28,87$. W przypadku studni 30 SD+ dominuje dopływ z utworów brekcji, a do studni 30 SD-2 podwyższona zawartość jonów Na-Cl związana jest z dopływem wód głębszego krążenia.

Lokalne warunki hydrogeologiczne w wydzielonych częściach bariery decydują o proporcjach dopływu i mieszania się wód „słodkich” z przedpola i lokalnie „zasolonych” (z rejonów o wysokich stężeniach jonów chlorkowych i siarczanowych) wód z utworów związanych ze strukturą wysadu. Badany układ jest hydrochemicznie bardzo czuły na okresowe zmiany wydajności związane z wyłączeniem studni, z których pompowane są wody o ekstremalnie dużej zawartości chlorków i siarczanów. Rzeczywisty skład jonowy wody pompowanej z bariery i odprowadzanej rowem zbiorczym w niewielkim stopniu zależy od średniego wydatku ogółu studni odwadniających wysad. W 2006 r., w celu uzyskania zakładanego postępu odwodnienia i wyrównania zwierciadła na obwodzie bariery, konieczne było zdecydowane obniżenie zwierciadła wody po południowej stronie wysadu Dębina przez zwiększenie ilości studni odwadniających. W pozostałych częściach bariery zachowano stałe proporcje prędkości pompowania wody ze studni.

Naturalny ładunek jonów chlorkowych i siarczanowych pochodzenia geogenego w wodach podziemnych w rej. KWB „Bełchatów” wynosi: 2,1 ton($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$)/dobę dla wydajności pompowania $Q = 30,6 \text{ m}^3/\text{min}$, a nadmiarowy ładunek w wodach związanych ze strukturą wysadu solnego ok. 21,5 ton($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$)/dobę dla $Q^{ZB} = 47,0 \pm 4,5 \text{ m}^3/\text{min}$. W 2004 r. sukcesywne włączanie do eksploatacji kolejnych studni „nowej” bariery ochronnej powodowały krótkotrwałe, ale gwałtowne zmiany stężenia ($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$) w wodach, co wpływało również na położenie rzędnej zwierciadła wody.

W latach 2002 i 2003 średnie-ważone stężenie chlorków w wodach pompowanych ze wszystkich studni położonych w barierach ochronnych wysadu solnego wynosiło ok. 265 mg Cl^-/dm^3 . W 2004 r. wzrosło ono do 320 mg Cl^-/dm^3 . W sierpniu 2005 r.- analogicznie wyliczone średnie stężenie chlorków w wodach uzyskiwanych ze wszystkich studni, bez względu na miejsce zrzutu wody - wynosiło ok. 230 mg Cl^-/dm^3 , a po

kolejnym roku (w 2006 r.) wzrosło dalej do ok. 360 mg Cl⁻/dm³. Analogicznie obliczone stężenie jonów siarczanowych w 2003 r. wynosiło ok. 70 mg SO₄²⁻/dm³, w 2004 r. nieznacznie spadło do ok. 40 mg SO₄²⁻/dm³, w sierpniu 2005 r. wynosiło ok. 55 mg SO₄²⁻/dm³ i 2006 r. 43 mg SO₄²⁻/dm³.

W 2006r. w 13 roku eksploatacji bariery ochronnej wysadu solnego i obniżeniu zwierciadła wody w poziomie mezozoicznym średnio do -4,0 m npm stwierdzono wyraźny (geometryczny) podział jej obszarów ze względu na zawartość składników salinarnych. Po stronie podziemnego zasilania występują wyłącznie wody „słodkie” o zawartości jonów C_{Cl} < 25 mg/dm³. Wody, eksploatowane przez studnie „nowej” bariery zlokalizowane w szerokim pasie od naroża południowo-zachodniego do ramienia wyznaczającego kraniec części północnej (obróć w prawo) zawierają podwyższone ilości jonów chlorkowych 2600 < C_{Cl} < 8500 mg/dm³. Ze zbioru studni „nowej” bariery ochronnej o oznaczeniach od 37 SD do 69 SD, wyłączono studnie: 31 SD-2, 52 SD i 58 SD. Wody opływające wysad po stronie zachodniej oraz wody po jego północnej stronie wykazują trwałe i naturalne dla osadów zalegających w otoczeniu wypiętrzonego pnia halitu podwyższenie stężenia jonów Na-Cl. Odwadnianie otoczenia wysadu solnego nie naruszyło tego istniejącego naturalnego stanu wód. W miarę postępu odwadniania zmieniają się proporcje udziału wód z utworów kenozoicznych i wód związanych z głębszymi fragmentami poziomu wodonośnego w trzeciorzędzie i mezozoiku. Większy udział wód głębszego krążenia ujawnia się w rejonach wodoprzewodzących uskoków i złuźnień tektonicznych. Tektonika podłoża mezozoicznego w sposób decydujący wpływa na występowanie wysokich stężeń jonów chlorkowych i sodowych w różnych utworach wodonośnych. Pomimo wyraźnej różnicy ciśnień wody z głębszych poziomów wodonośnych (zwłaszcza w częściach zachodniej i wschodniej) nie brały udziału w zasilaniu poziomów nadległych w warunkach hydrodynamicznych, wytworzonych w czasie odwadniania strefy wysadu przez studnie „starej” bariery. Po ok. 2,5 latach eksploatacji studni należących do „nowej” bariery, w wodach podziemnych po zachodniej stronie wysadu nastąpił wzrost zawartości jonów Na-Cl, wynikający ze stopniowo wzrastającego dopływu wód głębszego krążenia. Skutki hydrochemiczne eksploatacji bariery ochronnej w latach 2000 – 2006 podano w tabeli 16:

Tabela 16 Ładunek jonowy odprowadzany do cieków powierzchniowych z systemu odwodnienia bariery ochronnej wysadu solnego w latach 2000 – 2006

Rok obserwacji	Ilość czynnych studni	Wydajność jednej studni (średnia) Q [m ³ /min]	Całkowity ładunek Σ (Cl ⁻ + SO ₄ ²⁻) [g/m ³]	Ładunek odprowadzany przez jedną studnię (średnia) Σ(Cl ⁻ + SO ₄ ²⁻) [kg/dobę]
2000	29	0,44	234	4299,6
2001	25	0,46	247	4090,3
2002	33	0,35	250	4158,0
2003	29	0,32	470	6280,7
2004	41	0,62	525	19217,5
2005	34	0,99	406	19679,0
2006	38	1,23	583	39239,2

Z zestawienia wynika, że po okresie względnej stabilizacji średniego oraz całkowitego ładunku jonów chlorkowych i siarczanowych w latach 2000 – 2002, nastąpił wzrost tego ładunku zanieczyszczeń w wodach pompowanych w latach 2004 - 2005, a następnie w roku 2006. Stałość zawartości zanieczyszczeń nieorganicznych wody związana była z końcową fazą eksploatacji „starej” bariery, rok 2003 był ostatnim rokiem rozbudowy „starej” bariery. Od 2004 r. rozpoczął się etap budowy „nowej” bariery i stopniowo wyłączania z eksploatacji studni starej bariery ochronnej. Wzrost stężenia jonów Cl⁻ + SO₄²⁻ obliczony w ten

sposób nie jest równoznaczny ze stężeniami tych samych jonów w wodach kopalnianych odprowadzanych z rejonu wysadu do różnych odbieralników.

W wodach zrzucanych w latach 2004 - 2005 rowem RW średnie stężenie głównych anionów wynosiło ok. 440 mg $\Sigma(\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$. W wodach rowu zachodniego RZ wahanie średnio-rocznego stężenia głównych anionów w latach 2002 – 2004 utrzymywało się na stałym poziomie ok. 510 mg $\Sigma(\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$. Wraz z sukcesywnym włączaniem kolejnych studni „nowej” bariery ochronnej stężenie obu głównych anionów w rowie zbiorczym RZ malało i w grudniu 2004 r. spadło do 358 mg $\Sigma(\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$, a w grudniu 2005 r. do 335 mg $\Sigma(\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$. W okresie od maja 2005 do grudnia 2006 r. średnie stężenie $\Sigma(\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-})$ w rowach Dębina wynosiło odpowiednio:

RZ	RW	ZB
365 ± 140	430 ± 105	390 ± 130
$\Sigma(\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-}) \text{ mg/dm}^3$		

Początkowe stężenie wskaźników zasolenia wód podziemnych, podane wyżej, na całym obszarze O/Bełchatów wynosiło: $\Sigma C_{\text{tlo}} = 47,1 \text{ mg}(\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-})/\text{dm}^3$.

W latach 2000 – 2003 proporcje wydatków przepływu w obu rowach nie ulegały istotnym zmianom, chociaż systematycznie wzrastał udział przepływu w rowie zachodnim RZ. W miesiącu wrześniu, każdego kolejnego roku, udział rowu wschodniego Q_{RW} w ogólnym zrzucie wody z bariery Q_{ZB} wynosił $U_{Q_{\text{RW}}}$:

2000 r. - 59%	2001 r. - 57%	2002 r. - 54%	2003 r. - 45%	2004 r. - 43%	2005 r. - 42%	2006 r. - 42%
---------------	---------------	---------------	---------------	---------------	---------------	---------------

Stężenie trytu - ^3H w wodach pompowanych przez studnie bariery ochronnej w kolejnych latach aż do roku 2005 ulegało systematycznie zmniejszeniu. Ze studni umieszczonej w barierze ochronnej pompowano wody o coraz dłuższym czasie podziemnego przebywania. W początkowej fazie wykonanych w latach 1991 – 1993 badań izotopowych wód podziemnych w rejonie wysadu stwierdzono, że stężenie trytu w otworach obserwacyjnych o najwyższym zasoleniu wynosiło średnio ok. $A_p^{\text{H-3}} = 27 \text{ [TU]}$. W okresie 1998 – 2006 zmiany stężenia trytu w wodach pompowanych w rejonie wysadu solnego Dębina były następujące:

Tabela 17 Zmiany stężenia trytu w wodach pompowanych w rejonie wysadu solnego Dębina

Rok	Stężenie trytu [TU]	Czas podziemnego przebywania wody [lat]
1998	6,0	20
1999	5,3	23
2000	4,9 ± 2,5	28
2001	4,7 ± 2,5	32
2002	3,1 ± 2,5	44
2003	2,4 ± 1,5	55
2004	1,7 ± 1,5	67
2005	1,2 ± 0,7	86
2006	3,0 ± 1,5	56 ± 21
Czas podziemnego przebywania wody wyznaczono przy założeniu zmiennej funkcji wejścia trytu: $18,5 > C_0 > 15,5 \text{ [TU]}$.		

W 2002 r. w studniach o niewielkim „zasoleniu” stężenie trytu wynosiło średnio 1,5 TU, osiągając minimalne wartości dla wody pompowanej ze studni 18 i 20 SD - ok. 0,5 TU. Wyniki badań wskazywały, że wraz z postępem odwadniania strefa efektywnego zasilania studni zlokalizowanych w różnych częściach bariery, z których pompowano „słodkie” wody podziemne, oddalała się coraz bardziej od wysadu solnego. Strefa zasilania w południowej części wysadu solnego również systematycznie się oddala od tego otworu, ale

średni czas wymiany wody podziemnej przez wody dopływające z kierunku głównego zasilania był znacznie krótszy od obserwowanego dla pozostałych rejonów otaczających wysad. Stężenie trytu w wodach studni o podwyższonym zasoleniu: 30 SD, 35 SD-1 i 36 SD było znacznie wyższe i wyniosło średnio 6,2 TU. Na podstawie badań izotopowych wykonanych w latach 1991-93 stwierdzono, że wewnątrz obszaru ograniczonego barierą ochronną występują wody o podwyższonym stężeniu trytu - maksymalnie do 30 TU, wykazujące jednocześnie dużą zawartość wskaźników zasolenia. Przebiegająca równoleżnikowo przez cały obszar bariery „anomalia” trytowa związana była z ograniczoną wymianą masy pomiędzy wodami stagnującymi w otoczeniu wysadu a wodami opływającymi jego strukturę, zgodnie z naturalnym kierunkiem przepływu o przebiegu „SE-NW”. Na podstawie badań stężenia trytu przeprowadzonych w 2002 r. można stwierdzić, że słabo wymieniane i bardzo intensywnie zasolone wody z utworów brekcji są jednocześnie źródłem zwiększonego zasolenia i podwyższonej zawartości trytu w studniach „starej” bariery zlokalizowanych w narożach SW (29 SD i 30 SD+) i NW (36 SD), które w swoim składzie zawierają składową takiej wody. „Współczesne” (w roku 2002) wody infiltracyjne, dopływające w roku 2006 z południowego przedpola wysadu, nie powodowały rozmywania struktury halitu.

W 2003 r. relatywnie większe stężenie trytu - do 4,2 TU stwierdzono w wodach studni 24 SD-1. Stężenie trytu w wodach pompowanych przez studnie zlokalizowane na kierunku podziemnego zasilania było podobne i zawierało się w zakresie od 2,5 do 4,5 TU. Natomiast po przeciwległej stronie wysadu, w studni 7 SD, zawartość trytu wynosiła w 2003 r. tylko 1,6 TU. W ciągu minionych pięciu lat, w okresie 2001 - 2006, stężenie trytu w studni 7 SD zmniejszyło się o 13,5 TU. Dynamika, z jaką malała zawartość trytu w wodach pompowanych z części północnej wysadu, była jednocześnie miarą wzrostu udziału wód głębszego krążenia w ogólnej ilości wody pompowanej z tego obszaru leżącego w sąsiedztwie wysadu. W oparciu o takie samo kryterium stwierdzono, że największy udział wód głębszych pompowano w 2003 r. ze studni 35 SD-2, w wodzie której zawartość trytu wynosi tylko 0,5 TU.

W 2004 r. zawartość trytu zbadano w wodach z czynnych studni zafiltrowanych na głębokość > 350 m ppt. W wodzie pompowanej ze studni: 30 SD-2, 34 SD-1, 45 SD i 61 SD średnie stężenie trytu wynosiło $3,2 \pm 0,4$ [TU], co oznacza, że ich czas podziemnego przebywania wynosił ok. 45 lat, a dotyczyły one przypadku pompowania wody słodkiej, w których składowa „młodych” wód infiltracyjnych może dochodzić do 25%. Podwyższona zawartość trytu w studni 45 SD: $3,3 \pm 0,4$ TU stanowiła pewne zaskoczenie dla zespołu prowadzącego badania, szczególnie w sytuacji, gdy w sąsiednich studniach 47 i 49 SD stężenie trytu w wodach było o połowę niższe. Nie można wykluczyć, że omawiany stan wskazuje na pogorszenie warunków zasilania na obwodzie bariery, w studniach pomiędzy 49 SD a 61 SD (zgodnie z kierunkiem obrotu „w prawo”) – w 2004 r. stężenie trytu w wodach studni SD: 45, 47 i 49 malało w sekwencji: 3,3 : 1,8 : 1,0. W pozostałych 8 studniach średnie stężenie trytu wynosi $1,0 \pm 0,3$ TU, z tym, że w wodach studni: 53 SD, 56 SD i 59 SD - tj. o największej zawartości jonów Cl⁻ było jeszcze mniejsze – średnio 0,7 TU. Bardzo małe stężenie trytu w wodach omawianych trzech „zasolonych” studni po raz kolejny potwierdzało wniosek, że do 2004 r. nie obserwowano rozmywania struktury wysadu przez współczesne wody infiltracyjne oraz przez wody, w których występowałaby istotna składowa wód „młodych”.

W 2006 r. stężenie aktywności trytu w pompowanych wodach, średnio dla całej bariery i w wydzielonych jej częściach wzrosło. W wodach o zwiększonej zawartości rozpuszczonego Na-Cl wzrost był względnie niewielki. W dalszym ciągu wody w częściach zachodniej i północnej oraz w narożu północno-zachodnim charakteryzowały się dłuższym czasem podziemnego przebywania, a ich strefy zasilania były odległe, przy utrudnionych warunkach filtracyjnych na drodze ich podziemnego przepływu. Głębokie studnie

„nowej” bariery ochronnej zlokalizowane po stronie podziemnego zasilania odwadniają głębszą warstwę wodonośną w poziomie mezozoicznym. W „starej” barierze w tej warstwie wodonośnej nie ujmowano wód i stąd po uruchomieniu kolejnych głębokich studni zmieniły się proporcje udziału wody z obu warstw w ogólnym strumieniu wody wydobywanej ze studni w obszarze przylegającym do wysadu od strony południowo-wschodniej. Obliczenie średniej aktywności trytu i czasu podziemnego przebywania wykonano z pominięciem wyniku oznaczenia w studni 45 SD [$C^{H-3} = 9,3$ TU]. Warunki filtracyjne i odległość od wysadu solnego do strefy efektywnego zasilania w leżącej w głębszej warstwie wapieni jurajskich po południowej stronie bariery ochronnej umożliwiają zwiększony dopływ „młodych” i jednocześnie „słodkich” wód pochodzenia infiltracyjnego. Strumień wód podziemnych płynący w osadach jurajskich, po południowej stronie wysadu jest wyjątkowo wydajny. Eksploatacja studni „nowej” bariery ochronnej po stronie podziemnego zasilania nie uruchomiła ascenzyjnego dopływu wód głębszego krążenia, czyli wód z poziomów znacznie głębszych od poziomu zagłębienia spągowych odcinków filtrów w studniach odwadniających wysad. Wody głębszego krążenia charakteryzują się z reguły mniejszą zawartością trytu i większym stężeniem substancji rozpuszczonych. Można założyć, że bariera ochronna jest jedną, szeroko dymensyjną studnią i w miarę postępu odwodnienia pompuje się z niej wody o coraz dłuższym czasie podziemnego przebywania, z bardziej odległych stref zasilania, a w kilku przypadkach również z coraz głębszych poziomów warstwy mezozoicznej.

Halit, z którego zbudowany jest wysad solny, jest wyraźnie zubożony w minerały baru i radu (pierwiastki współwystępujące z radonem), a zatem wody infiltracyjne, które potencjalnie mogłyby rozmywać strukturę wysadu, nie powinny zawierać zbyt wysokich względem poziomu obserwowanych w wodach naturalnych stężeń radonu. Również słonawe wody mezozoiku, (piętra wodonośnego, z którego wypiętrzył się wysad solny) i triasu w Polsce centralnej nie zawierają nadmiarowych ilości rozpuszczalnych minerałów baru, którym akcesorycznie towarzyszy rad. Geochemicznym źródłem radonu w wodzie jest promieniotwórczy rozpad izotopu uranu ^{238}U (rozpoczynającego naturalny szereg uranowo-radowy). W najgłębszych, udostępnionych istniejącymi otworami wodach poziomu mezozoicznego z rejonu Bełchatowa stężenie uranu jest podwyższone do ok. $4,5 \mu\text{g U/dm}^3$,

Podwyższona zawartość radonu w wodach pompowanych wskazuje, że występują sprzyjające warunki do pionowej dyfuzji tego gazu poprzez systemy szczelin lub porów. Gazowy radon dyfunduje ku powierzchni pod wpływem siły wyporu hydrostatycznego. Wertykalny dopływ wód wgłębnych może nastąpić w strefach zidentyfikowanych rozłужnień tektonicznych, ale pod wpływem różnicy ciśnień piezometrycznych. W rejonach podwyższonej zawartości radonu istnieją warunki do dopływu wód wgłębnych, ale nie oznacza to, że w rejonie tym występuje dopływ ascenzyjny.

W latach 2000 – 2001 średnia aktywność właściwa radonu wynosiła $A^{\text{Rn-222}} = 5,43 \pm 2,44 \text{ Bq/dm}^3$, natomiast aktywność radu $A^{\text{Ra-226}} = 0,93 \pm 0,21 \text{ Bq/m}^3$. Większe o jedno odchylenie standardowe stężenie radonu występowało w części „S” bariery m.in. w rejonie studni 23 SD-1 i 24 SD-1.

W 2002 r. średnia aktywność właściwa radonu nieznacznie wzrosło do $A^{\text{Rn-222}} = 8,0 \pm 2,3 \text{ Bq/dm}^3$. Maksymalną aktywność radonu stwierdzono w studniach 23 SD-1 i 24 SD-1, co potwierdza, że w miarę postępu odwodnienia na obwodzie bariery ochronnej warunki dyfuzji radonu z głębszych poziomów warstwy mezozoicznej nie ulegają pogorszeniu, zwłaszcza w strefie zbudowanej z osadów górnej jury. Średnia aktywność radonu w wodach pozostałych studni z pominięciem studni 23 SD-1 i 24 SD-1, była mało zróżnicowana $A^{\text{Rn-222}} = 7,4 \pm 1,5 \text{ Bq } ^{222}\text{Rn/dm}^3$. Średnia aktywność właściwa radu w badanych studniach była w 2002 r. również nieznacznie mniejsza niż w roku poprzednim $A^{\text{Ra-226}} = 0,56 \pm 0,58 \text{ Bq/m}^3$. Spadek aktywności

radu w 2002 r. mógł być związany ze skokowym wzrostem głównych anionów w ogólnej ilości wód pompowanych w tym czasie z rejonu bariery ochronnej.

W 2003 r. aktywności omawianych izotopów w badanych studniach wynosiła średnio: $A^{Rn-222} = 5,2 \pm 1,7 \text{ Bq/dm}^3$ oraz $A^{Ra-226} = 0,77 \pm 0,59 \text{ Bq/m}^3$. W zasolonych wodach pompowanych ze studni 4 SD i 36 SD – zlokalizowanych w narożu północno-zachodnim oraz w studni 24 SD-1 aktywności radonu była wyższa od $7,0 \text{ Bq/dm}^3$ i przekraczała średnią o więcej niż jedno odchylenie standardowe. Najwyższe w zbiorze wartości mierzonych, podobnie jak w latach ubiegłych, było w 2003 r. stężenie radonu w studniach: 24 SD-1 i 36 SD.

W latach 2004 i 2005 aktywność radonu ^{222}Rn w wodach podziemnych w rejonie wysadu solnego systematycznie spadała. W 2004 r. średnia aktywność właściwa radonu wynosiła $A^{Rn-222} = 4,2 \pm 2,3 \text{ Bq/dm}^3$; maksymalne w studni 31 SD-2: $A^{Rn-222} > 10 \text{ Bq/dm}^3$, a najmniejsze w studni 21 SD nie przekraczała $0,8 \text{ Bq/dm}^3$. W roku 2005 następował spadek aktywności radonu i względnej stabilizacji zawartości radu. Porównując pomiary w wodach pompowanych ze studni „nowej” bariery ochronnej, ustalono, że średnie stężenia obu izotopów wynosiły średnio: radon $A^{Rn-222} = 3,6 \pm 1,5 \text{ Bq/dm}^3$ i rad $A^{Ra-226} = 0,83 \pm 0,73 \text{ Bq/m}^3$.

W 2006 r. stwierdzono występowanie lokalnego maksimum zawartości radonu w studniach usytuowanych po wschodniej części bariery ochronnej, w studni 37 SD-2: $A^{Rn-222} = 14,0 \pm 0,2 \text{ Bq/dm}^3$ oraz 61 SD: $A^{Rn-222} = 9,6 \pm 0,2 \text{ Bq/dm}^3$. Minimalną zawartość radonu w 2006 r. zawierają wody pompowane ze studni 23 SD-1: $A^{Rn-222} = 0,1 \pm 0,2 \text{ Bq/dm}^3$, a jeszcze w 2004 r. woda z tej studni zawierała ok. $8,2 \text{ Bq Rn/dm}^3$. Powyższe wartości analiz stężenia radonu-222, uzależnione są zmianami warunków hydrogeologicznych w południowej części bariery po wykonaniu kilku głębokich studni. W 2006 r. średnio w wodach badanych studni, stężenie aktywności radonu było zbliżone do stanu z 2004 r. i wynosi $A^{Rn-222} = 4,1 \pm 2,3 [\text{Bq/dm}^3]$.

Średnia zawartość radu w wodach odpompowanych z warstw wodonośnych w rejonie wysadu solnego w 2006 r. wynosiła $A^{Ra-226} = 0,92 \pm 0,61 \text{ Bq/m}^3$. Przy obliczaniu średniej i odchylenia standardowego pominięto anomalnie podwyższone aktywności radu w studni 34 SD-1 $A^{Ra-226} = 6,15 \pm 0,12 \text{ Bq/m}^3$. W wodach studni 34 SD-1 stwierdzono jednocześnie wyraźny wzrost zawartości baru Ba^{2+} , z poziomu ok. $50 \mu\text{g Ba/dm}^3$ w 2005 r. do ok. $310 \mu\text{g Ba/dm}^3$ w 2006 r. Bar i rad wykazują duże podobieństwo chemiczne, a w skałach i wodach podziemnych są składnikami współwystępującymi.

Na podstawie analiz aktywności radonu-222 można zidentyfikować strefy rzeczywistego lub potencjalnie możliwego dopływu wód głębszego krążenia do studni nowej bariery ochronnej. Skrajne punkty obszaru o najmniejszej zmierzonej aktywności ograniczone są lokalizacją studni: 31 SD-2 i 1 SD. Obszar o aktywności radonu $C^{222 \text{ Rn}} = 6 \text{ Bq/dm}^3$ ma postać wycinka pierścienia obejmującego studnie „starej” bariery ochronnej. Studnie „nowej” bariery leżą na zewnątrz tego obszaru. Wartości analiz sugerują na kierunek horyzontalnego przepływu wód z rejonu „starej” w kierunku studni „nowej” bariery ochronnej.

Zalecana przez normy zawartość ogólnej radioaktywności beta w wodach podziemnych nie powinna przekraczać wartości: $1,0 \text{ Bq/dm}^3$ w wodach kl. Ib „wysokiej jakości”, a $2,0 \text{ Bq/dm}^3$ w wodach „średniej” i „niskiej” jakości.

Średnie aktywności emiterów beta promieniotwórczych w wodach pompowanych z bariery ochronnej w latach 2001 i 2002 nie uległy istotnej zmianie. W 2001 r. wynosiły: $A^{\beta}_{2001} = 1,84 \pm 0,86 \text{ Bq/dm}^3$, a wartości skrajne wahały się od $0,70$ do $3,68 \text{ Bq/dm}^3$. W 2002 r. odpowiednio: $A^{\beta}_{2002} = 1,87 \pm 0,75 \text{ Bq/dm}^3$, a wartości skrajne od $0,52$ do $3,41 \text{ Bq/dm}^3$. W kolejnym roku obserwacji średnia aktywność beta wody wynosiła: $A^{\beta}_{2003} = 2,22 \pm 0,81 \text{ Bq/dm}^3$.

W 2004 r. średnia aktywność beta wody pompowanej, po raz pierwszy z przewagą studni „nowej” bariery, wynosiła: $A_{2004}^{\beta} = 1,84 \pm 0,92 \text{ Bq/dm}^3$, minimalna w sąsiadujących studniach części zachodniej: 31 SD-1, 31 SD-2 i 32 SD-2, a maksymalna po stronie południowej w studniach: 26 SD-1, 45 SD i 47 SD.

W 2005 r. średnia aktywność beta wody pompowanej pozostawała na tym samym poziomie: $A_{2005}^{\beta} = 1,83 \pm 0,34 \text{ Bq/dm}^3$. W omawianym roku hydrologicznym najwyższe stężenie aktywności beta występowało w „słodkich” wodach ze studni 47 SD i 23 SD-1 po stronie południowej, a podwyższone w wodach z „zasolonych” studni: 58 SD i 59 SD zlokalizowanych w części północnej.

W ostatnim roku hydrologicznym (2006) średnia aktywność beta wody pompowanej wynosiła $A_{2006}^{\beta} = 1,96 \pm 0,51 \text{ Bq/dm}^3$, z rozstępem wartości skrajnych od 0,95 i 1,03 Bq/dm^3 w studniach 24 SD i 24 SD-1 do 3,01 i 2,37 Bq/dm^3 w części wschodniej – studnie 64 SD i 62 SD. W okresie prowadzenia obserwacji nie obserwuje się statystycznie istotnych zmian średniej aktywności emiterów beta promieniotwórczych w wodach pompowanych. Istotny udział w ogólnej radioaktywności beta wody ma zawartość potasu ^{40}K . Krystalizacja halitu następuje po wytrąceniu soli potasowych, co oznacza, że halit jest zubożony w minerały potasowe, stąd stabilna wartość ogólnej radioaktywności beta wody (za radioaktywność odpowiadają rozpuszczone w wodzie sole potasu).

Na wykresie interpretacyjnym – Rys. 13 – przedstawiono wyniki badań izotopowych wykonane na obszarze P/Belchatów łącznie z wynikami archiwalnymi. W tabeli zestawiono skład izotopowy siarczanów osadów i wód z rejonu P/Belchatów w różnych częściach odkrywki.

Tabela 18 Porównanie kompozycji izotopowej jonu siarczanowego w różnych rejonach odkrywki

Rejon/studnia	$\delta^{34}\text{S}$	$\delta^{18}\text{O}$	Rejon/studnia	$\delta^{34}\text{S}$	$\delta^{18}\text{O}$
Czapa wysadu	12,42	13,03	Bagno-Lubień	1,90	6,24
Wysad część „S”	0,65	1,52	Zwał. wewnętrzne	-6,38	-3,15
29 i 30 SD	12,35	13,64	antyklina Łękińska	13,42	9,64

Wyniki trzech ostatnich cykli badań składu izotopowego siarczanów w wodach podziemnych z otoczenia wysadu sugerują, że studnie „nowej” bariery ochronnej odbierają wody, których niewielka mineralizacja siarczanowa $C < 30 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ została uformowana bez udziału składowej mającej hydrauliczny związek z utworami otaczającymi ciało solne. Potwierdzają to badania ze studni: 37 SD-2 ($C_{\text{SO}_4}=10 \text{ mg/dm}^3$) i 38 SD ($C_{\text{SO}_4}=16 \text{ mg/dm}^3$). W obu w/w studniach skład izotopowy siarki jest negatywny: $\delta^{34}\text{S} < 0$ i stopniowo wzrasta do $\delta^{34}\text{S} = 9,3 \text{ ‰ CDT}$ w studni 49 SD tj. zgodnie z położeniem studni w części południowej bariery. Prawdopodobieństwo kontaktu ze strukturą wysadu wzrasta w kolejności: 38 SD < 37 SD-2 < SD 45 SD < 42 SD < 47 SD < 49 SD. Woda pompowana ze studni 49 SD zawiera siarczany o zbliżonym składzie izotopowym do stwierdzonych w 2003 r. w otworze PD-41 (głębsza, mezozoiczna rurka piezometryczna o symbolu: PD-41 II).

Studnie 61 SD, 62 SD, 64 SD i 155 K w części wschodniej pompują wody o zróżnicowanej zawartości jonów siarczanowych, od ok. $C_{61 \text{ SD}, 155 \text{ K}} = 10 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, do ok. $C_{62 \text{ SD}} = 270 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, które na drodze podziemnego przepływu nie kontaktowały się ze strukturą wysadu solnego. Najbardziej charakterystyczną zmianę stężenia i składu izotopowego siarki stwierdzono w studniach 30 SD-2 i 34 SD-1. W 2004 r. stężenie chlorków i siarczanów w wodzie w/w studni było niższe od tła hydrochemicznego, a skład izotopowy siarczanów świadczył o braku kontaktu ze strukturą wysadu Dębina. W 2005 i 2006 r. nastąpił w tych

studniach skokowy wzrost stężenia chlorków i jednocześnie skład izotopowy siarczanów uległ przekształceniu do charakterystycznego dla gipsów czapy wysadu solnego.

Wody ujmowane w 2004 - 2006 r. przez studnie „nowej” bariery zlokalizowane po północnej stronie wysadu zawierają średnio ok. $C = 250 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, które z całą pewnością zawierają składową związaną ze strukturą wysadu solnego. W 2004 r. udział takiej składowej w studni 56 SD był niewielki, z wyraźną tendencją wzrostu tego udziału w 2006 r. Można zredagować hipotezę, że w całej grupie studni od 53 SD do 59 SD wzrost mineralizacji siarczanowej następuje w ścisłym związku z oddziaływaniem struktury salinarnej. Woda pobrana z położonych w bezpośrednim sąsiedztwie studni 59 SD i otworu PD-23 C ma podobny skład izotopowy siarczanów, z tym, że być może woda z otworu PD-23 C zawierała mniejszy udział komponenty wgłębnej - pompowanie wymusza lokalny wzrost dopływu wertykalnego.

Wyniki badania składu izotopowego siarczanów ulegają zafałszowaniu w wodzie zanieczyszczonej płynami wiertniczymi lub w warunkach zaawansowanej desulfatyzacji. W 2006 r. przypadek jw. wystąpił w wodach pobranych z otworów obserwacyjnych sieci wewnętrznej zlokalizowanych pomiędzy wysadem solnym i rowem II rzędu. W wodzie z otworów: PW-388 i PW-404 BIS-2 stężenie siarczanów jest porównywalne $C = 49 \pm 6 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Ocena wyników badania składu izotopowego w otworze PW-388 (Mezozoik; gł. filtra: -113,2 m npm) skłania do twierdzenia, że mineralizacja siarczanowa może w jego przypadku mieć geogeny związek z szeroko rozumianą strukturą wysadu. Wniosek ten nie znajduje potwierdzenia w oznaczeniu aktywności trytu – wynosi ono $C_{\text{PW-388}} = 8,4 \text{ TU}$ i wskazuje na kontaminację strefy przyotworowej podczas jego oczyszczania. W otworze PW-404 BIS-2 (Mezozoik; gł. filtra -248,7 m npm) aktywność trytu jest również nadmierna $C_{\text{PW-404 BIS-2}} = 4,8 \text{ TU}$ – w 2005 r. wynosiła tylko 1,1 TU, a skład izotopowy siarczanów wskazuje na zaawansowany proces redukcji. Rzeczywista zawartość siarczanów w otworze PW-404 BIS-2 jest z pewnością znacznie większa, a skład izotopowy bardziej ujemny.

We wszystkich przypadkach, gdy skład izotopowy tlenu w jonie siarczanowym $\delta^{18}\text{O} > 13,5 \text{ ‰ SMOW}$, sugeruje się możliwość bakteryjnej lub chemicznej redukcji S^{+6} do S^{-2} z jednoczesnym zmniejszeniem ogólnej zawartości jonów SO_4^{2-} (np. w PD-31 A, PD-24 C, PD-46 A i PD-46 B).

Wody pobrane z otworu PD-7D, w których w 2004 r. $C_{\text{SO}_4} = 9 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, nie wykazują cech wskazujących na kontakt ze strukturą wysadu solnego. Natomiast skład izotopowy siarczanów w wodzie z otworów: PD-18 A, PD-23 D, PD-24 B i PD-25 B jednoznacznie wskazuje, że ich wyraźnie podwyższona zawartość SO_4^{2-} ma związek i cechy izotopowe charakterystyczne dla gipsów osłaniających wysad solny. W 2005 r. w wodzie z otworu PD-13 C stwierdzono nietypowe (częściowo sprzeczne) cechy hydrochemiczne, a stężenie siarczanów wskazywało na zaawansowaną desulfatyzację. Na podstawie wyników stwierdzić można, że siarczany w tym otworze nie miały żadnego związku z gipsami i anhydrytami czapy wysadu solnego. W 2006 r.; woda z otworu PD-13C zawierała $C_{\text{SO}_4} = 90 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, ale ich skład izotopowy nie wskazywał na oddziaływanie wysadu solnego. Podobne cechy wykazywała woda pompowana w 2006 r. ze studni 52 SD. Obie studnie znajdują się w północno-zachodniej części wysadu.

2.2.6 *Badania znacznikowe kierunków przepływu wód podziemnych w rejonie wysadu solnego Dębina - Modelowanie przepływów*

W okresie 2002 r. - 2004 r. wykonano 18 terenowych eksperymentów znacznikowych, mających na celu określenie kontaktów hydraulicznych oraz prędkości i kierunków przepływu wód w poziomie mezozoicznym na obwodzie bariery ochronnej wysadu solnego. Prace te miały na celu określenie kierunku przepływu i strefy zasilania w obszarze pomiędzy wysadem solnym, a studniami bariery C i D na przedpolu wyrobiska, pompującymi wodę z głębokości ponad 200 m, w których stwierdzono zwiększanie się stężenia chlorków. Na

podstawie tych badań wrocławska firma inżynierska „Poltegor - projekt” sp. z o.o. przedstawiła sposób zniwelowania różnicy w położeniu zwierciadła wody w piezometrach, w których zwierciadło wody (w 2002 roku) kształtowało się około 50 m wyżej w stosunku do rzędnej charakteryzującej średni postęp odwodnienia na obwodzie bariery. W tym okresie podwyższony poziom zwierciadła wody występował w otworach: PD-29B, 33 SD/PD, PD-8C, PD-5C, PD-5D, 8 SD/PD, 16 SD/PD, PD-49, 2 SD/PD, 25 SD/PD, PD-26B, PD-4D i 4 SDp. Kolejnym etapem współpracy IChTJ Warszawa – „Poltegor - projekt” sp. z o.o. Wrocław było określenie strefy zasilania w rejonie studni 21 SD i piezometrów 2 SD/PD i PD-49 – otworów zlokalizowanych w południowo-wschodniej części bariery odwadniającej. W wymienionych otworach następował wzrost zawartości chlorków w wodzie, podczas gdy cała południowa część bariery nie wykazywała symptomów wzrostu zasolenia.

Podstawą prac było opracowanie PIG: „Kompleksowa analiza geofizyczno – geologiczna wysadu solnego „Dębina” i jego najbliższego otoczenia”, oraz opracowań [100, 219], z których wynika, że „najbardziej zagrożona wypłukiwaniem solanek wydaje się być strefa uskokowa ograniczająca wysad od południa” oraz: „od południa słup soli może bezpośrednio kontaktować się z wapieniami jurajskimi na głębokości powyżej 250 m”. Do 2002 roku była to część bariery pompująca ponad 50% wody odprowadzanej z całej bariery ochronnej wysadu. Studnie zlokalizowane w tej części bariery pompowały wodę z głębokości 250 – 300 m i nie wykazywały w tym okresie wysokiej mineralizacji. Odwrotną sytuację stwierdzono w północno-zachodniej części bariery (rejon studni 36 SD, 4 SD i 35 SD-1), w której zaobserwowano wzrost zasolenia pompowanej wody. Według opracowania PIG „do głębokości 600 m nie występowało prawdopodobnie miejsce kontaktu lustra soli ze skałami mezozoicznymi” i nie było zagrożenia pompowania wód zasolonych. Natomiast od pewnego czasu stosunkowo płytka studnia 36 SD – dowiercona do około 238 m ppt - pompowała wodę o bardzo dużym stężeniu chlorków. Wyjaśnienie tego stanu wymagało przeprowadzenia badań znacznikowych.

W ramach prowadzonych prac wykonano dwa rodzaje badań terenowych i oznaczeń analitycznych:

1. Znacznikowe badania przepływu lub kontaktów hydraulicznych wód podziemnych.
Pomiary opierały się na wykorzystaniu słabo adsorbowanych w środowisku wodno-skalnym fluorescencyjnych traserów przepływu. Znacznik wprowadzany był do wytypowanego otworu dozowniczego, a jego pojawienie się i pomiar stężenia znacznika obserwowano w kilku najbliższych studniach. Prędkość cieczy oraz współczynnik dyspersji ($D/v \cdot x = 1/Pe$) na drodze podziemnego przepływu w kierunku każdej studni określano na podstawie kształtu zdyskretyzowanej funkcji odpowiedzi badanego układu (na wprowadzony znacznik), traktowany jako impuls zakłócający.
2. Kompleksowe badania wskaźników hydrochemicznych i izotopowych wód podziemnych pobranych z wytypowanych otworów obserwacyjnych zafiltrowanych w poziomie mezozoicznym i ze studni bariery ochronnej wysadu solnego oraz na północno-zachodnim przedpolu odkrywki Bełchatów.

Badania te polegały na określeniu:

- określeniu charakterystycznych wskaźników jakości, w tym zawartości głównych i podrzędnych składników wody oraz zawartości mikroskładników m.in.: strontu, baru, bromu, jodu w powiązaniu z zawartością jonów chlorkowych, siarczanowych, wodorowęglanowych, sodowych i wapniowców decydujących o ogólnej twardości wody,
- składu izotopowego siarki i tlenu w jonie siarczanowym – w celu ustalenia genezy podwyższonej zawartości tego jonu w wodach,

- stężenia trytu w próbkach wody i na tej podstawie określenie „wieku wód” podziemnych,
- przedstawienie wariantów pracy poszczególnych studni odwodnieniowych i udziału ich wydajności w całkowitym zrzućcie z bariery ochronnej w celu zminimalizowania wzrostu zasolenia i utrzymania na projektowanej rzędnej,
- wyjaśnienie przyczyn braku wododziału pomiędzy wysadem solnym a wyrobiskiem Pola Bełchatów.

W konsekwencji założonych celów prac wykonano:

- W 2002 roku 6 eksperymentów terenowych – znacznikowych badań przepływu (eksperymenty nr 1 do 6),
- W 2003 roku 3 eksperymenty znacznikowe (eksperymenty nr 7 do 9),
- W 2004 roku 9 eksperymentów (o numerach od 10 do 18).
- Hydrochemiczne i izotopowe badanie wód podziemnych pobranych z otworów obserwacyjnych i wybranych studni odwodnienia wglębnego O/Bełchatów zlokalizowanych w otoczeniu otworu obserwacyjnego PD-50 oraz w rejonach wododziału na wschód od wysadu solnego i na zachodnim przedpołu w strefie odpowiadającej lokalizacji studni południowej bariery odwadniającej zachodnią część odkrywki.

Każdy eksperyment terenowy został poprzedzony zespołem czynności przygotowawczych wykonanych przez wyspecjalizowane służby KWB „Bełchatów”. Przygotowanie polegało na oczyszczeniu otworów obserwacyjnych bariery, traktowanych jako potencjalne punkty dozowania znacznika, a następnie sprawdzeniu chłonności oczyszczonego otworu dozowniczego przez zalewanie wodą wraz z pomiarem dynamiki spadku zwierciadła wody do stanu początkowego. W kilku przypadkach wystąpiły niewielkie problemy podczas przygotowywania eksperymentów, spowodowane budową geologiczną. Zwierciadło wody w otworach PD-30 (eksperyment nr 1) i PD-29D (eksperyment nr 4) po 24 godz. od zalewania nie powróciło do początkowego stanu statycznego. Ponowne oczyszczenie otworu PD-30, wykonane po eksperymencie, nie doprowadziło do uzyskania stabilizacji zwierciadła.

Do przygotowanych otworów obserwacyjnych wprowadzono sztuczny znacznik przepływu, w postaci uraniny - wodnego roztworu soli sodowej fluorosceiny. Stężenie początkowe znacznika wynosiło ok. 250 g/dm³. W końcowej fazie dozowania znacznik został zatłoczony do warstwy wodonośnej przez krótkotrwałe zalanie otworu wodą. W tabeli 19 podano podstawowe informacje na temat przebiegu znacznikowych badań przepływu w rejonie bariery ochronnej wysadu solnego. Czas trwania każdego z eksperymentów został określony indywidualnie na podstawie danych hydrogeologicznych (współczynnik filtracji, aktualny spadek hydrauliczny, wynik pomiaru chłonności). Czas pojedynczego eksperymentu wynosił: od 38 do 120 dni. W czasie trwania kolejnych eksperymentów z każdej wytypowanej do badania czynnej studni SD lub SD-1 pracownicy oddziału odwodnienia wysadu pobierali od 1 do 3 prób wody w ciągu doby. Pożądane było, aby przez cały czas trwania eksperymentu okoliczne studnie pracowały bez przerwy i ze stałą wydajnością. Warunek ten, z przyczyn technicznych, nie zawsze był zachowany. W niektórych przypadkach wystąpiły odstępstwa od ustalonego harmonogramu obserwacji – stan ten widoczny jest na wykresach zmienności stężenia znacznika w czasie. Detekcja użytego do badania traseru przepływu w pobranych próbkach wody dokonywana była przez ekipę IChTJ bezpośrednio w terenie lub w siedzibie wykonawcy badań. Pomiar stężenia znacznika wykonano przy wykorzystaniu spektrofлуorymetru Turner Designs, model 10-005R.

Tabela (Załącznik 7) zawiera dane o warunkach i wynikach eksperymentu. Opisuje ona warunki wykonania pomiarów - podano m.in. średni wydatek pompowania studni Q w trakcie badania oraz liniową odległość i drogę przepływu „3D” pomiędzy otworem dozowniczym i obserwowanymi studniami. Podane zostały również:

- Czas trwania eksperymentu – pomiędzy dozowaniem znacznika a momentem pobrania ostatniej próby.
- Średni czas przepływu znacznika – wartość obliczona na podstawie danych eksperymentalnych zgodnie z równaniem:

$$\tau = \frac{\int_0^{\infty} t \cdot C(t) dt}{\int_0^{\infty} C(t) dt},$$

gdzie:

- $C(t)$ – stężenia znacznika,
- t – czas.
- Średnią prędkość przepływu – [wartość ilorazu „droga przepływu pomiędzy filtrami otworów”/ czas przepływu] lub inaczej: $v = \frac{x}{\tau}$.
- Masę odzyskanego znacznika – tj. ilość fluoresceiny [g], która została odebrana przez badane studnie.
- Odzysk znacznika R [%], obliczony wg wzoru:

$$R = \frac{1}{M} \int_0^{\infty} Q(t) \cdot C(t) \cdot dt \cdot 100\%$$

gdzie:

M – masa dozowanego znacznika [g],

Podczas przeprowadzania interpretacji wyników badania zgodnie z modelem dyspersyjnym, określona została optymalna wartość liczby Pecleta, wskazującej na charakter przepływu wody. W przypadku, gdy wartość $Pe < 1$ to badany przepływ zbliżony jest do przepływu w warunkach idealnego mieszania, a ośrodek, w którym taki przepływ następuje, ma charakter zbliżony do porowatego. Dla wartości $Pe > 40$ mamy praktycznie do czynienia z przepływem tłokowym i ośrodkiem szczelinowym. Istotna zmiana charakteru przepływu następuje po przekroczeniu następujących wartości liczby Pe : 0,1 ; 1 ; 6 ; 10 ; 20 itd co 10. Wewnątrz w/w przedziałów, np., jeżeli $1 < Pe < 6$, wyróżnianie charakteru przepływu jest nieuprawnione (w eksperymentach terenowych na wartość liczby Pe ma wpływ skala eksperymentu, tzn. długość drogi przepływu oznaczonej w opracowaniu jako „x” lub „3D”).

Graficzna prezentacja kierunków przepływu i prędkości wód podziemnych w rejonie wysadu przedstawiona została w załączniku M-6.

Eksperyment nr I - dozowanie znacznika do piezometru PD – 30 (Rys. 25); obserwację prowadzono w studniach: 34 SD, 35 SD, 35 SD-1, 35 SD-2, 36 SD, 4 SD, 5 SD, 6 SD, ułożonych w części zachodniej wysadu solnego. Praktycznie całą ilość znacznika przejęła studnia 35 SD-2. W wodach pozostałych 7 studni

	eksperyment nr 1								eksperyment nr 2							
	Zał. M-5d								Zał. M-5E							
Otwór iniekcyjny	PD 30 ; filtr od -15,6 do -10,6 [m npm]								PD 7C ; filtr od -53,2 do -48,2 [m npm]							
Punkt obserwacji	34 SD-1	35 SD	35 SD-1	36 SD	4 SD	35 SD-2	5 SD	6 SD	26 SD-1	28 SD	27 SD	26 SD	24 SD	23 SD-1	24 SD-1	25 SD-1
Aktywna część kolumny filtrów [m npm]	od -39,8 do 3,7	od -38,4 do 4,0	od -138,3 do -8,7	od -40,4 do -3,9	od -42,8 do -2,8	od -32,8 do 9,5	od -31,9 do 33,2	od -24,0 do 34,8	od -60,1 do 7,7	od -39,5 do 10,9	od 23,4 do 34,4	od -49,2 do 12,3	od -41,6 do 28,2	od -59,0 do 17,3	od -61,2 do 20,9	od -108,9 do 11,5
Odległość liniowa od otworu iniekcyjnego [m]	88,1	34,4	44,0	32,9	102,3	16,5	168,4	234,5	64,8	82,7	36,6	32,1	132,4	174,9	124,2	80,9
Różnica wysokości pomiędzy środkami aktywnych części filtrów [m]	-22,9	-17,8	-91,8	-23,5	-3,3	10,0	3,9	23,2	32,8	50,1	76,6	7,9	19,1	23,9	-0,5	32,7
Droga przepływu pomiędzy filtrami otworów [m]	91,0	38,8	101,8	40,4	102,3	19,3	168,5	235,7	72,6	96,6	84,8	33,0	133,7	176,5	124,2	87,3
Średni wydatek pompowania Q [m ³ /min]	0,02	0,05	0,04	0,08	0,61	0,03	0,12	0,15	0,12	1,76	2,07	0,03	0,02	1,55	3,64	0,46
Czas trwania eksperymentu [godz.]	1730,0								995,0							
Średni czas przepływu znacznika c [godz.]						246,7			95,6	125,2	88,5	349,0				
Średnia prędkość przepływu znacznika u [m/godz.]						0,08			0,76	0,87	0,87	0,09				
1/Pe						0,04			0,5	0,6	0,6	0,2				
Masa odzyskanego znacznika m [g]						170,9			14,7	102,9	417,5	0,6				
Odzysk znacznika R [%]						80,50			2,50	17,50	71,06	0,10				

	eksperyment nr 3				eksperyment nr 4		eksperyment nr 5								eksperyment nr 6		
	Zał. M-5B				Zał. M-5D		Zał. M-5E								Zał. M-5C		
Otwór iniekcyjny	PD 48 ; filtr od 13,1 do 18,1 [m npm]				PD 29D ; filtr od -134,0 do -129,0 [m npm]		25 SD - PD ; filtr od -138,5 do -133,5 [m npm]								PD 25; filtr od 22,9 do 27,9 [m npm]		
Punkt obserwacji	3 SD	30 SD+	29 SD	28 SD	31 SD-1	32 SD-1	26 SD-1	25 SD-1	26 SD	24 SD-1	24 SD	23 SD-1	23 SD	27 SD+	18 SD	20 SD	21 SD
Aktywna część kolumny filtrów [m npm]	od -51,1 do 1,7	od -38,8 do 7,6	od -39,9 do 16,0	od -39,5 do 10,9	od -156,6 do -54,6	od -40,0 do 3,5	od -60,1 do 7,7	od -108,9 do 11,5	od -49,2 do 12,3	od -61,2 do 20,9	od -41,6 do 28,2	od -59,0 do 17,3	od -35,6 do 22,9	od 23,4 do 34,4	od 5,7 do 25,6	od 5,2 do 24,5	od 8,1 do 29,6
Odległość liniowa od otworu iniekcyjnego [m]	74,0	53,8	83,6	133,9	49,9	20,7	94,8	44,3	50,3	46,9	50,4	94,0	99,6	107,6	95,8	20,1	49,7
Różnica wysokości pomiędzy środkami aktywnych części filtrów [m]	-63,5	-51,2	-44,8	-44,3	52,0	95,5	118,9	118,7	93,9	85,6	105,2	109,9	103,6	162,6	-16,3	-16,8	-13,8
Droga przepływu pomiędzy filtrami otworów [m]	97,5	74,3	94,9	141,0	72,0	97,7	152,1	126,7	106,5	97,6	116,6	144,6	143,7	195,0	97,1	26,2	51,6
Średni wydatek pompowania Q [m ³ /min]	0,02	0,11	0,05	1,76	0,04	0,01	0,12	0,46	0,03	3,64	0,02	1,55	0,13	2,07	0,03	0,09	0,02
Czas trwania eksperymentu [godz.]	1764,0				1764,0		1042,0								958,0		
Średni czas przepływu znacznika c [godz.]							22,0		>900		176,4					> 940	
Średnia prędkość przepływu znacznika u [m/godz.]	< 0,05	< 0,04	< 0,05	< 0,08	< 0,04	< 0,06	6,82		< 0,118		0,66					< 0,028	
1/Pe							0,16				0,18						
Masa odzyskanego znacznika m [g]																3,0	
Odzysk znacznika R [%]							47,7		0,1		1,4					2,8	

	eksperyment nr 7							eksperyment nr 8			
	Zał. M-5E							Zał. M-5B			
Otwór iniekcyjny	PD 26C ; filtr od -104 do -109 [m npm]							PD 48A ; filtr od -163,4 do -168,4 [m npm]			
Punkt obserwacji	27 SD+	26 SD-1	26 SD	25 SD-1	24 SD-1	24 SD	23 SD-1	3 SD	30 SD+	29 SD	28 SD
Aktywna część kolumny filtrów [m npm]	od 23,4 do 34,4	od -60,1 do 7,7	od -49,2 do 12,3	od -108,9 do 11,5	od -61,2 do 20,9	od -41,6 do 28,2	od -59,0 do 17,3	od -51,1 do 1,7	od -38,8 do 7,6	od -39,9 do 16,0	od -39,5 do 10,9
Odległość liniowa od otworu iniekcyjnego [m]	143,3	123,5	86,8	64,3	23,7	14,4	58,6	74,6	41,3	78,0	126,2
Różnica wysokości pomiędzy środkami aktywnych części filtrów [m]	133,1	89,4	64,4	63,0	48,5	68,1	58,2	117,9	130,1	129,2	137,2
Droga przepływu pomiędzy filtrami otworów [m]	195,6	152,5	108,1	90,0	54,0	69,6	82,6	139,5	136,5	150,9	186,4
Średni wydatek pompowania Q [m ³ /min]	1,14	0,07	0,04	0,73	3,52	0,08	0,97	0,03	0,07	0,03	0,59
Czas trwania eksperymentu [godz.]	909,0							1684,0			
Średni czas przepływu znacznika c [godz.]				1279,3	147,0	782,6		> 1600	>1600	>1600	>1600
Średni czas przebywania dla modelu dyspersyjnego tau [godz.]				477,1	116,9	171,5					
Średnia prędkość przepływu znacznika u [m/godz.]				0,19	0,46	0,41		< 0,08	< 0,08	< 0,09	< 0,1
1/Pe				1,01	0,07	2,13					
Masa odzyskanego znacznika m [g]				95,5	33,6	176,1					
Odzysk znacznika R [%]				9,2	3,2	16,9					

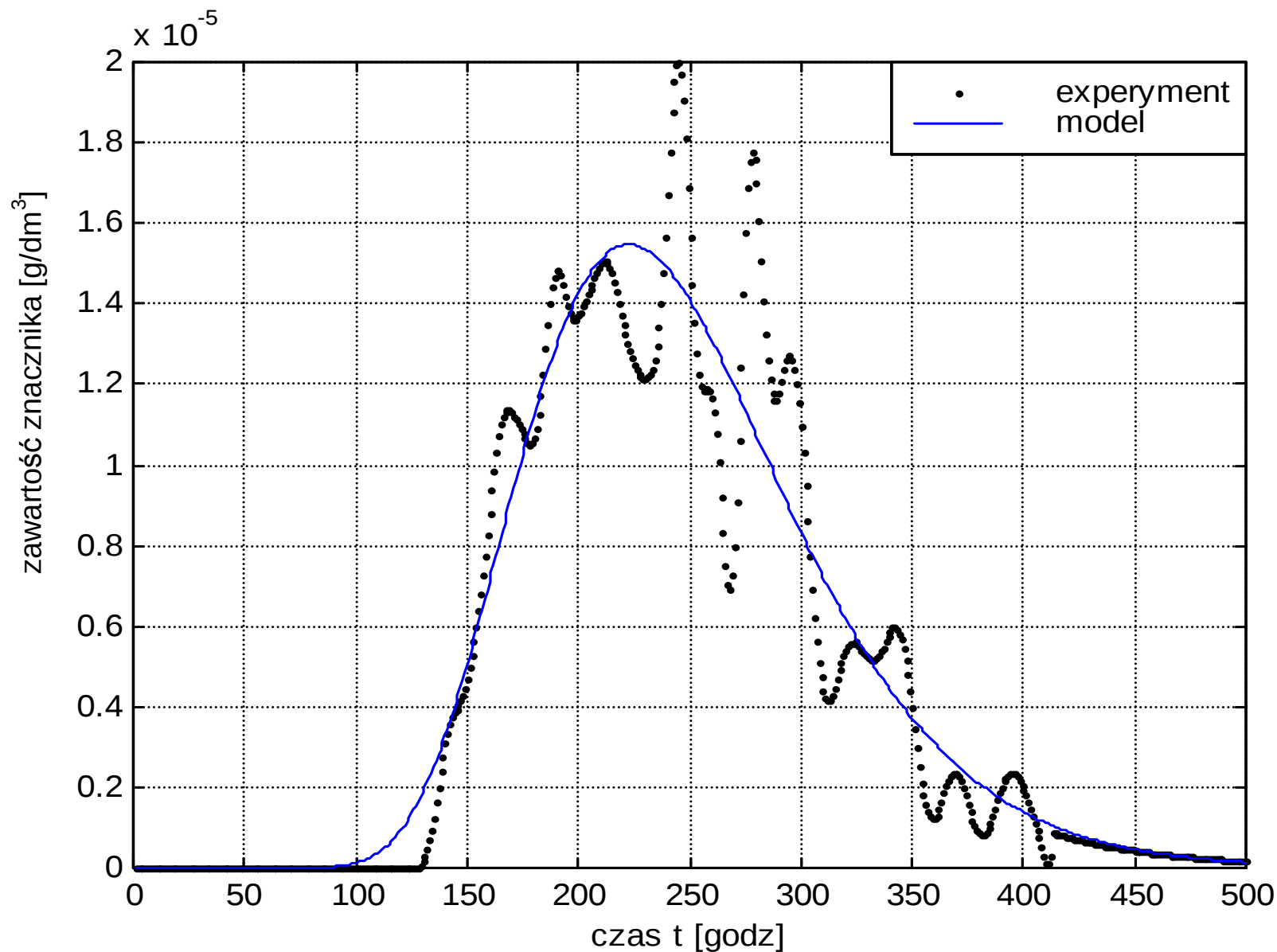
	eksperyment nr 9									eksperyment nr 10			
	Zał. M-5C									Zał. M-5D			
Otwór iniekcyjny	PD 2B ; filtr od -48,3 do -53,3 [m npm]									PD-47 A ; filtr od -131,5 do - 136,5 [m npm]			
Punkt obserwacji	27 SD+	26 SD-1	26 SD	25 SD-1	24 SD-1	24 SD	23 SD-1	23 SD	133 G	31 SD-2	34 SD-1	36 SD-1	35 SD-2
Aktywna część kolumny filtrów [m npm]	od 23,4 do 34,4	od -60,1 do 7,7	od -49,2 do 12,3	od -108,9 do 11,5	od -61,2 do 20,9	od -41,6 do 28,2	od -59,0 do 17,3	od -35,6 do 22,9		od -50,3 do -56,7	od -27,8 do -34,2	od -78,4 do -84,8	od -78,2 do -84,6
Odległość liniowa od otworu iniekcyjnego [m]	371,2	346,0	317,6	285,6	230,6	217,2	178,9	168,3	343,9	97,0	60,3	182,3	171,1
Różnica wysokości pomiędzy środkami aktywnych części filtrów [m]	76,9	33,2	8,3	6,9	14,9	11,9	2,1	17,9	-15,3	81,5	104,0	53,4	53,6
Droga przepływu pomiędzy filtrami otworów [m]	379,1	347,6	317,7	285,7	231,1	217,5	178,9	169,2	344,2	126,7	120,2	190,0	175,3
Średni wydatek pompowania Q [m ³ /min]	0,77	0,07	0,04	0,76	3,26	0,05	0,89	0,29	2,71	0,70	2,06	1,70	0,03
Czas trwania eksperymentu [godz.]	1107 godz.									1572 godz.			
Średni czas przepływu znacznika c [godz.]	> 1107	> 1107	251,8	39,9	77,9	113,5	84,5	157,4	> 1107	> 1600	> 1600	> 1600	> 1600
Średnia prędkość przepływu znacznika [m/godz.]										0,08	0,08	0,12	0,11
Średnia prędkość przepływu znacznika w I warstwie I u [m/godz.]			1,26	3,31	1,39		3,75	4,62					
Średnia prędkość przepływu znacznika w I warstwie II u [m/godz.]				8,14	6,62		0,62	0,31					
1/Pe warstwa I			0,48	0,01	0,48	0,16	0,13	0,06					
1/Pe warstwa II				0,05	0,05		0,01	1,14					
Udział przepływu w warstwie I [%]			100,0	10,9	30,3	100,0	86,0	47,0					
Udział przepływu w warstwie II [%]				89,1	69,7		14,0	53,0					
Masa odzyskanego znacznika [g]			1,7	7,2	194,7		2,2	39,0					
Odzysk znacznika R [%]			0,04	0,15	4,07		0,05	0,82					

	eksperyment nr 11		eksperyment nr 12			eksperyment nr 13			eksperyment nr 14				eksperyment nr 15		
	Zał. M-5A		Zał. M-5A			Zał. M-5D			Zał. M-5D				Zał. M-5A		
Otwór iniekcyjny	PD-22 B ; filtr od - 186,1 do -191,1 [m npm]		PD-5 D filtr od - 139,1 do - 148,1 [m npm]			PD-51 ; filtr od -65,7 do -70,7 [m npm]			PD-47 ; filtr od -34,6 do - 39,6 [m npm]				PD-1D ; filtr od -127,3 do - 132,3 [m npm]		
Punkt obserwacji	59 SD	56 SD	53 SD	6 SD	7 SD	36 SD-1	34 SD-1	32 SD-2	31 SD-1	31 SD-2	30 SD-2	32 SD-2	56SD	53SD	59SD
Aktywna część kolumny filtrów [m npm]	od -115,4 do - 121,8	od -122,5 do - 128,9	od -105,9 do -112,3	od -17,9 do -24,0	od +4,4 do -2,7	od 28,4 do -173,4	od 40,6 do -172,1	od 65,7 do -171,8	od 31,9 do -153,9	od 42,5 do -171,4	od 32,4 do -168,5	od 67,1 do -170,4	od 107,0 do -193,7	od 64,2 do -196,2	od 33,5 do -195,9
Odległość liniowa od otworu iniekcyjnego [m]	67,7	259,7	80,6	69,1	44,1	35,8	86,3	174,5	122,9	43,8	27,3	115,1	60,2	328,6	266,2
Różnica wysokości pomiędzy środkami aktywnych części filtrów [m]	70,0	62,9	33,1	121,2	143,0	12,9	37,7	87,9	18,9	16,4	17,6	56,3	4,1	20,7	11,2
Droga przepływu pomiędzy filtrami otworów [m]	93,1	266,8	91,8	139,5	149,6	38,1	94,2	195,4	124,4	46,8	32,4	128,1	66,3	329,2	266,5
Średni wydatek pompowania Q [m ³ /min]	0,15	ok. 0.2	0,10	0,06	0,02	1,85	1,79	0,73	0,03	0,66	1,12	0,94	0,17	0,11	0,11
Czas trwania eksperymentu [godz.]	1539,0		937,0			1287,0	999,0	999,0	2643,0			843,0	1919,0		
Średni czas przepływu znacznika c [godz.]	> 1560	> 1560	> 950	> 950	> 950	> 1300	> 1000	> 1000	> 2650			> 850	> 1920		
Średnia prędkość przepływu znacznika [m/godz.]	0,06	0,72	0,10	0,15	0,16	0,03	0,03	0,03	0,05	0,02	0,01	0,15	0,03	0,17	0,14

	eksperyment nr 16						eksperyment nr 17		eksperyment nr 18	
	Zał. M-5B						Zał. M-5A		Zał. M-5C	
Otwór iniekcyjny	PD-48 B ; filtr od -90,4 do -95,4 [m npm]						PD-23C ; filtr od -153,0 do -158,0 [m npm]		PD-18A ; filtr od -135,6 do -140,6 [m npm]	
Punkt obserwacji	27 SD+	28 SD	30 SD+	47 SD	45 SD	49 SD	56 SD	59 SD	61 SD	155 K
Aktywna część kolumny filtrów [m npm]	od 164,1 do 23,4	od 142,3 do -39,5	od 132,2 do -38,8	od 89,6 do -179,5	od 92,8 do -189,5	od 87,4 do -188,7	od 107,0 do -193,7	od 33,5 do -195,9	od 35,6 do -157,5	od 106,3 do -82,5
Odległość liniowa od otworu iniekcyjnego [m]	210,3	171,8	137,9	83,4	137,7	44,7	357,8	43,4	63,8	150,8
Różnica wysokości pomiędzy środkami aktywnych części filtrów [m]	120,3	65,0	58,1	88,0	69,9	49,2	29,8	36,9	93,8	88,6
Droga przepływu pomiędzy filtrami otworów [m]	241,9	183,3	159,3	116,8	150,0	66,8	359,1	59,8	113,4	174,9
Średni wydatek pompowania Q [m ³ /min]	1,43	1,04	0,11	2,05	2,26	2,68	0,21	0,11	0,48	0,20
Czas trwania eksperymentu [godz.]	1012,0						3267,0		409,0	
Średni czas przepływu znacznika c [godz.]	> 1020		> 1020				> 3300		> 410	
Średnia prędkość przepływu znacznika [m/godz.]	0,24	1,58	0,16	0,11	0,15	0,07	0,11	0,02	0,28	

Rysunek 25

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-30 i studnią 35 SD-2



eksperyment

średni czas przepływu = 246.7 godz

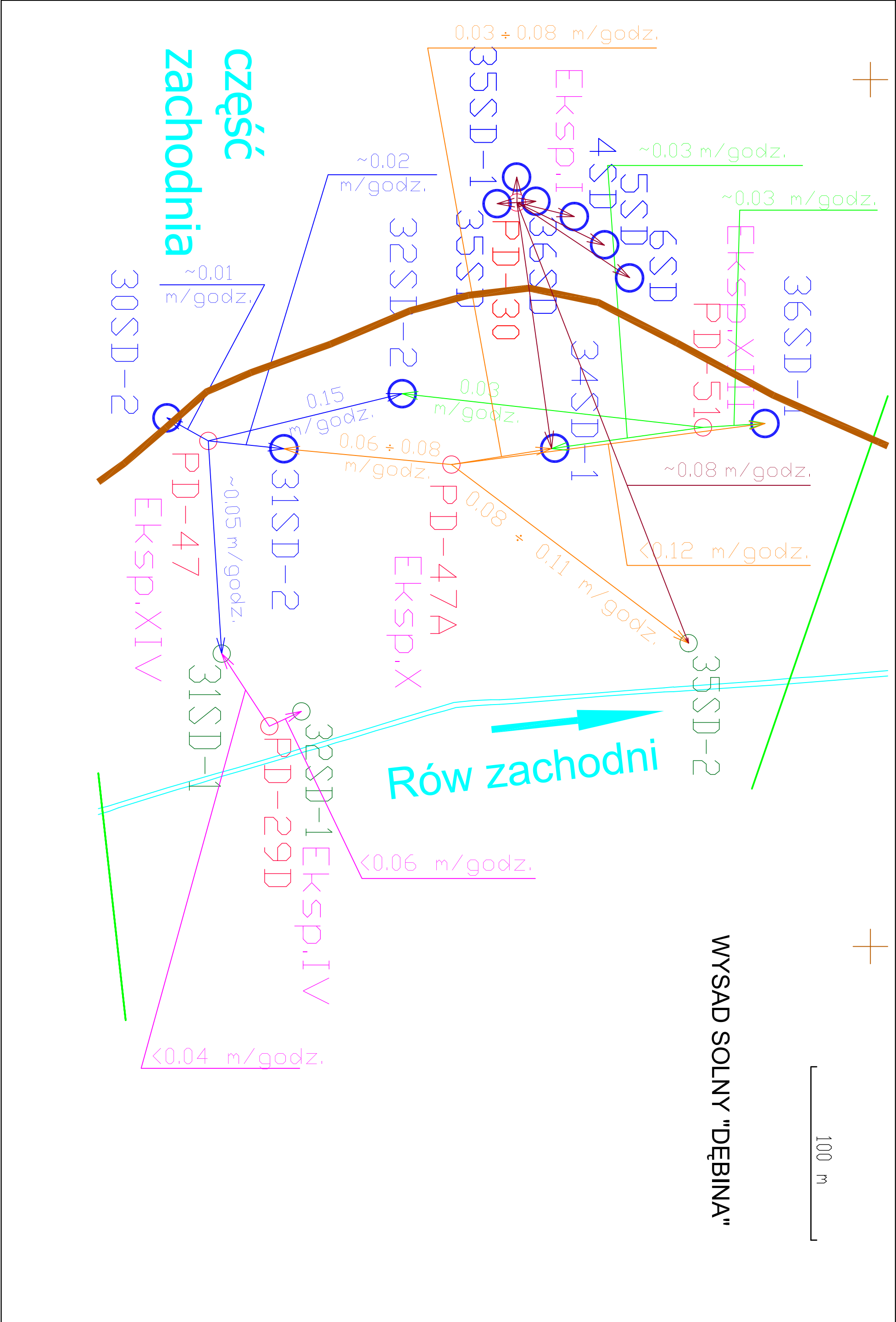
odzysk masy = 5.7 g

współczynnik dopasowania = 0.961

model

średni czas przepływu = 246.4 godz

Pe = 27.8



nie stwierdzono obecności wód z otworu PD-30. Dozowanie znacznika do otworu PD-30 przeprowadzono zgodnie z procedurą wymaganą przy punktowym w czasie i przestrzeni wprowadzeniu do ośrodka wodno-skalnego impulsu zakłócającego. Odpowiedź studni 35 SD-2 na wprowadzony do otworu PD-30 znacznik wskazywała, że faktyczny kształt funkcji wprowadzania znacznika spełniał warunek dozowania ciągłego, tj. impuls zakłócający o kształcie prostokąta z wydłużoną linią podstawy (w skali eksperymentu - o przedłużonym czasie dozowania). W inżynierii procesowej przypadek zaobserwowany podczas omawianego eksperymentu znany jest jako efekt znakowania fazy ruchomej i nieruchomego złoża wykazującego skłonność do „pęcznienia”. Matematyczna interpretacja zarejestrowanej funkcji odpowiedzi $F(t/\tau)$ wymagała wykonania procedury różniczkowania, zgodnie z równaniem:

$$E = \frac{\partial F}{\partial \left(\frac{t}{\tau} \right)}$$

Na wykresie Exp-1 przedstawiono funkcję rozkładu czasu przebywania $C(t)$ w przedziale czasu $0 < t < 408$ godz. po wykonaniu procedury różniczkowania. Uzyskano bardzo dobrą zgodność pomiędzy parametrami krzywych: eksperymentalnej po różniczkowaniu i modelowej. Wartość liczby $Pe = 27,8$ wskazuje, że przepływ wody na odcinku PD-30 i 35 SD-2 jest zbliżony do przepływu tłokowego w ośrodku szczelinowym.

Eksperyment nr II – wprowadzenie znacznika do strefy filtracyjnej piezometru PD-7C (Rys. 27, Rys. 28); obserwacje prowadzono w studniach: 23 SD-1, 24 SD, 24 SD-1, 25 SD-1, 26 SD, 26 SD-1, 27 SD+ i 28 SD (część południowa). W warunkach hydrodynamicznych zdeterminowanych przez eksploatację tej części bariery ochronnej, znacznik wprowadzony do otworu PD-7C dopływał w niewielkiej części do studni 26 SD i 26 SD-1, a podstawowa ilość do studni 27 SD i 28 SD. Prędkość przepływu wód podziemnych w kierunku studni 27 SD i 28 SD wynosiła średnio $V = 0,87 \pm 0,09$ m/godz.. Pracująca z wydajnością $Q = 2,1$ m³/min studnia 27 SD (Rys. 27) nie stanowiła szczelnego ekranu dla wód opływających wysad od strony zachodniej, w kierunku NNW; istotna część tych wód dopływała również do studni 28 SD (Rys. 28). Przepływ wód w kierunku studni 27 SD i 28 SD odbywał się w ośrodku o identycznych właściwościach, dla którego średnia wartość $Pe = 2,50 \pm 0,12$. Jest to przypadek, w którym na drodze przepływu następowało stosunkowo dobre mieszanie się wód. Na podstawie bilansu masy znacznika stwierdzono, że ponad 97 % wody udostępnianej przez otwór PD-7C płynęło w kierunku studni 27 SD i 28 SD. Otwór dozowniczy PD-7C znajduje się w strefie drenażu wywoływanego przez pracujące studnie 26 SD i 26 SD-1, a istniejący system szczelin umożliwia podziemny przepływ wód w ich kierunku. Studnia 24 SD-1 odległa od otworu, do którego wprowadzano znacznik, o $3D = 176,5$ m i pracująca z największą średnią wydajnością $Q = 3,64$ m³/min nie przejmowała wód udostępnianych przez otwór PD-7 C. Nawiązując do wyników eksperymentu nr V, studnia 24 SD-1 nie oddziaływała również na zlokalizowany o ok. 80 m na wschód otwór 25 SD-PD, zasilanie studni 24 SD-1 następuje głównie z południa i południowego wschodu.

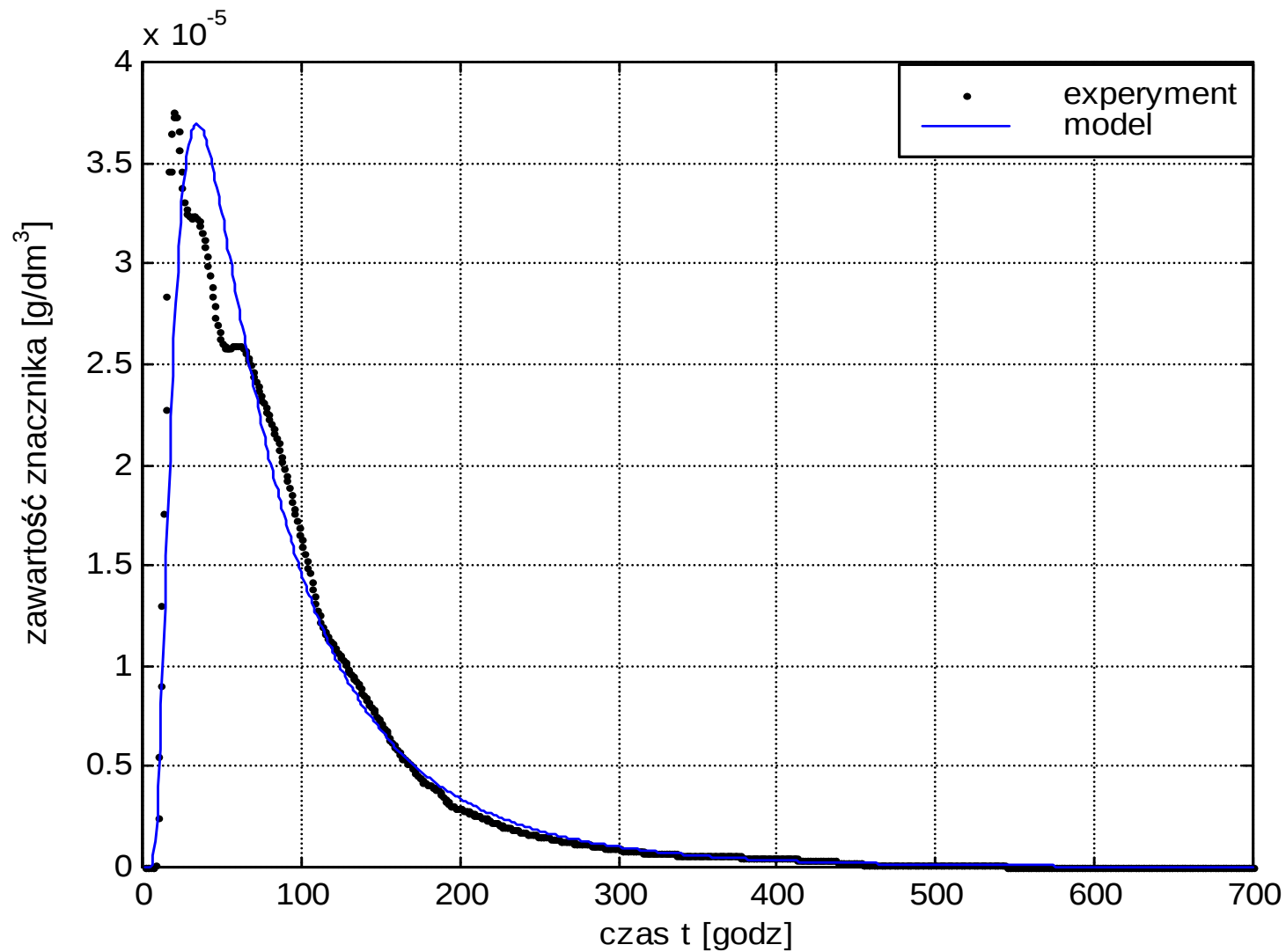
Eksperyment nr III - dozowanie znacznika do piezometru PD – 48; obserwacje prowadzono w studniach: 3 SD, 30 SD+, 29 SD i 28 SD – (część południowo-zachodnia). W tym eksperymencie nie stwierdzono, że znacznik dopłynął do otworów obserwacyjnych.

Eksperyment nr IV - wprowadzenie znacznika do piezometru PD – 29 D; obserwacje prowadzone w studniach: 31 SD-1 i 32 SD-1 (część zachodnia).

Eksperymenty III i IV prowadzono jednocześnie, uznając, że nie ma przesłanek wskazujących na wzajemne oddziaływanie wód z w/w rejonów. Pomimo przedłużenia czasu obserwacji do 1764 godz. nie stwierdzono pojawienia się znacznika w żadnej ze studni objętych w/w eksperymentami. W trakcie

Rysunek 27

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-7C i studnią 27 SD



eksperyment

średni czas przepływu = 88.5 godz
odzysk znacznika = 417.5 g

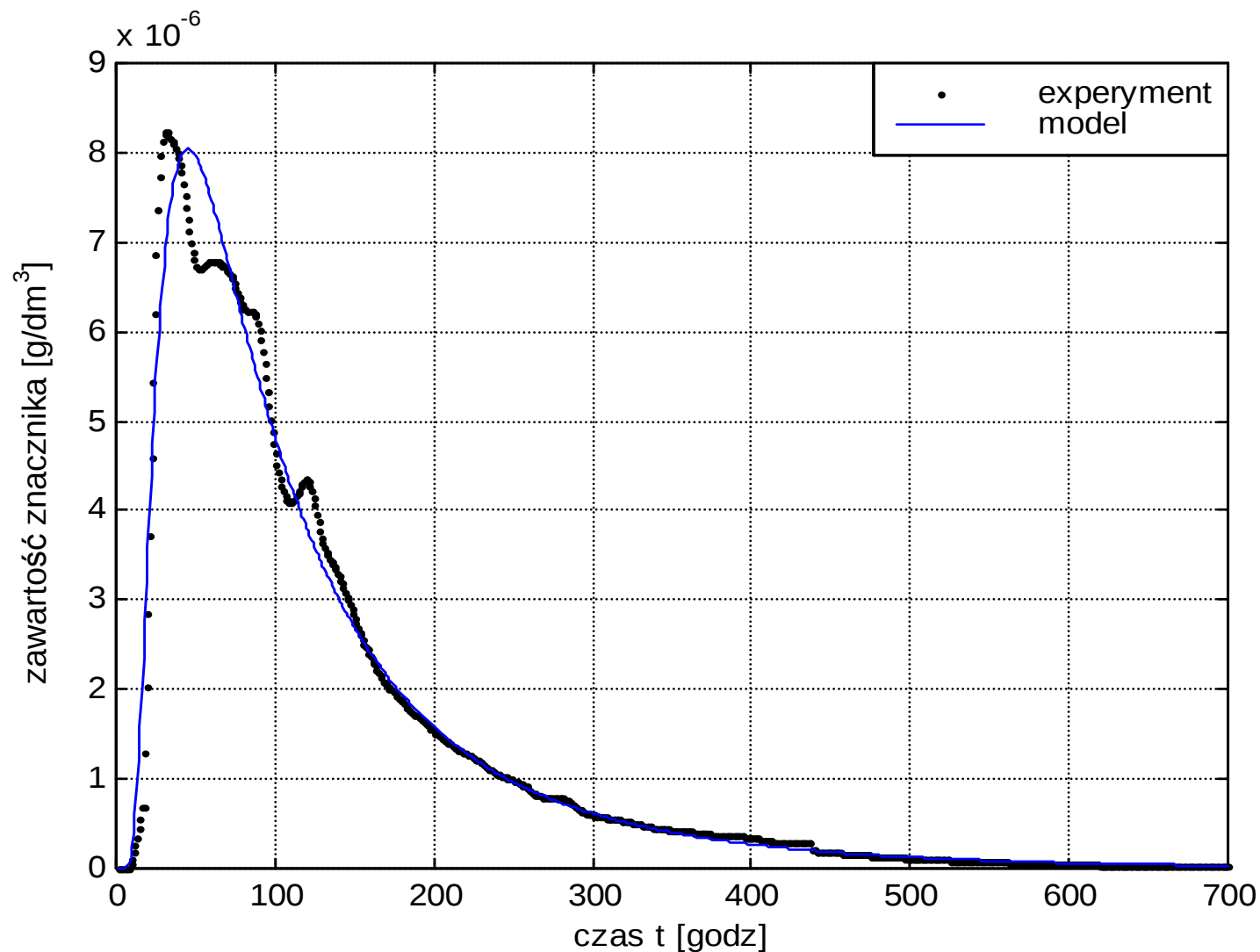
współczynnik dopasowania = 0.977

model

średni czas przepływu = 90.3 godz
Pe=2.62

Rysunek 28

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-7C i studnią 28 SD



eksperyment

średni czas przepływu = 125.2 godz

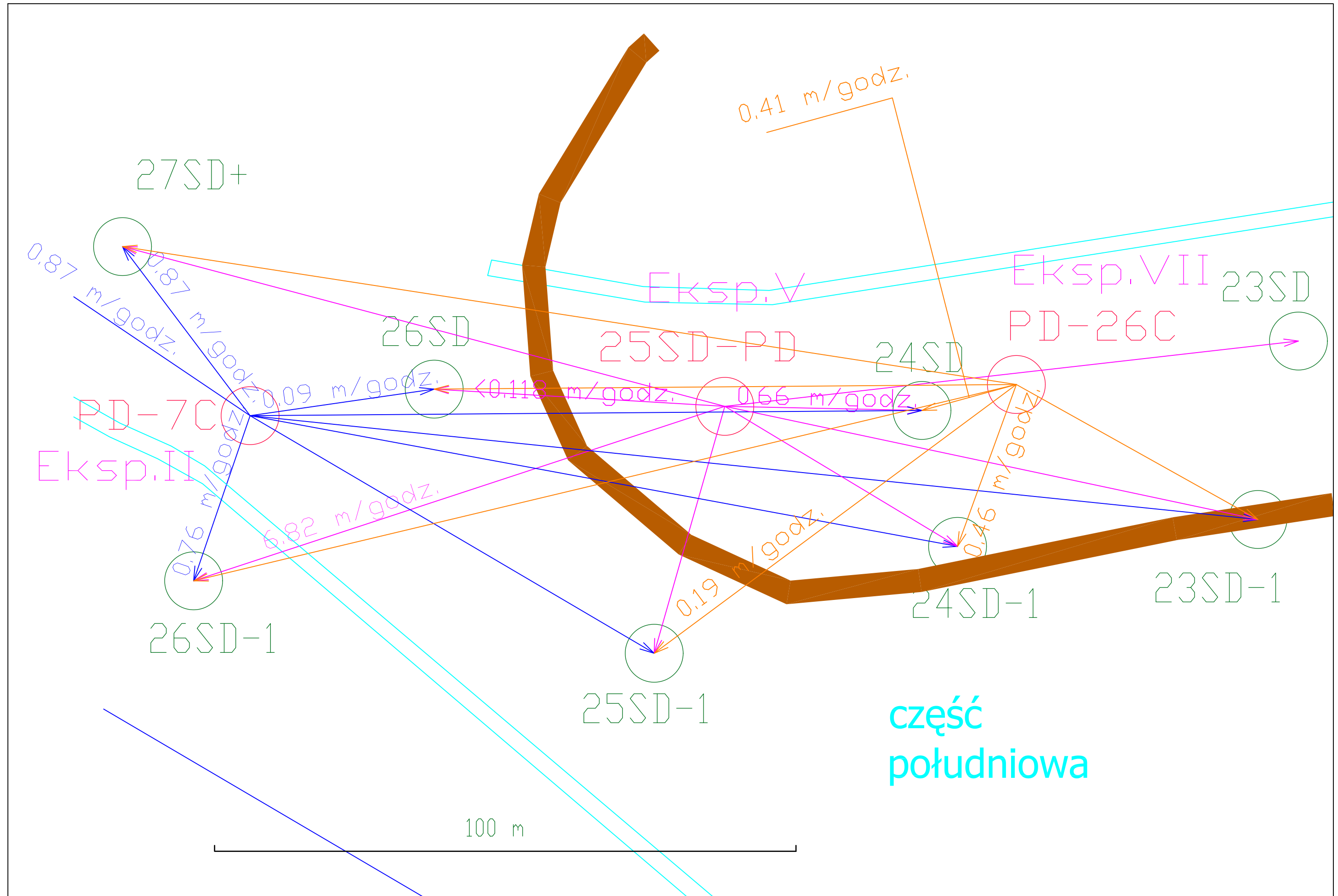
odzysk znacznika = 102.9 g

współczynnik dopasowania = 0.991

model

średni czas przepływu = 124.6 godz

Pe = 2.38



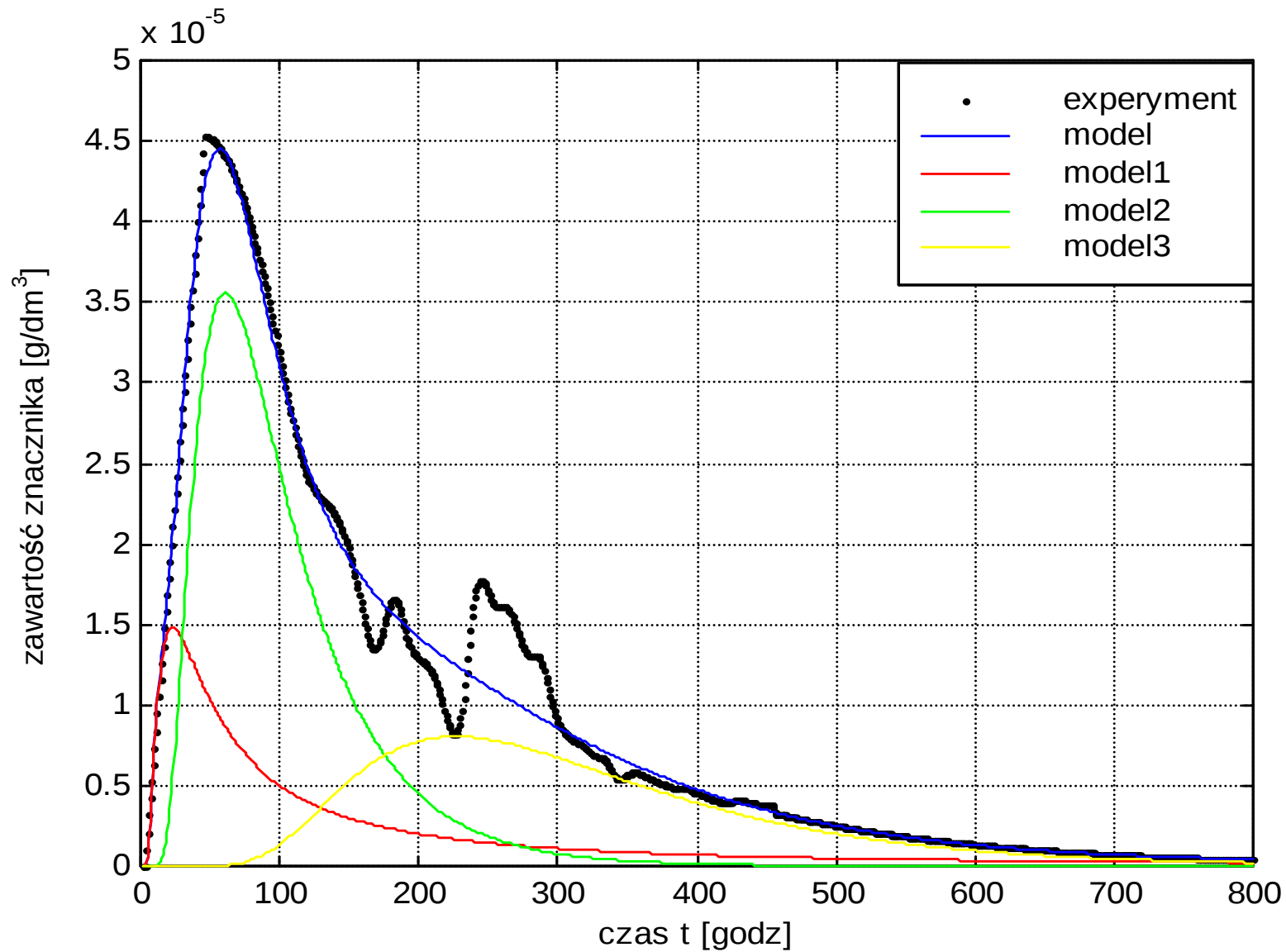
przebiegu pomiarów wystąpiły kilkunastodniowe awarie agregatów pompowych w studniach 3 SD i 30 SD+. Trwająca 12 dni przerwa w pracy studni 30 SD+ miała z pewnością istotny wpływ na wynik eksperymentu nr III. Nawiązując do wyznaczonych w eksperymentach I i II prędkości przepływu wód: z otworu PD-30 w kierunku studni 35 SD-2 i z otworu PD-7 C do studni 26 SD, średnio $v = 0,085$ m/godz., potwierdza się założenie, że w omawianych rejonach obwodu bariery ochronnej i przy drodze przepływu 3D = 74 m pozorna prędkość przepływu wody jest mniejsza od $v < 0,04$ m/godz..

W eksperymencie IV tylko studnia 31 SD-1 pracowała bez przerw. Studnia 32 SD-1 jest studnią okresową i tylko przez 14 początkowych dni była eksploatowana ciągle, ale z niewielką wydajnością $Q = 0,01$ m³/min. Różnica rzędnych pomiędzy środkiem filtra w otworze PD-29 D a aktywną strefą drenażu w studni 31 SD-1 wynosiła $Z = 52$ m. W warunkach hydrodynamicznych wynikających z eksploatacji studni 31 SD-1 z wydajnością $Q = 0,04$ m³/min jest to zbyt duża różnica poziomów, aby uruchomić wertykalny ruch wody ku górze. Przebieg hydroizohips w rejonie omawianej studni i otworu obserwacyjnego wskazuje na brak istotnego gradientu ciśnienia stanowiącego siłę napędową intensyfikującą podziemny przepływ wody.

Eksperyment nr V (Rys. 30) - dozowanie znacznika do piezometru 25 SD-PD; obserwacje prowadzono w studniach: 23 SD, 23 SD-1, 24 SD, 24 SD-1, 25 SD-1, 26 SD, 26 SD-1 i 27 SD+ w części południowej wysadu solnego. Projektując ten eksperyment, zakładano, że znacznik wprowadzony do głębszego poziomu warstwy mezozoicznej w prawie geometrycznym centrum południowej części bariery ochronnej będzie przede wszystkim przejmowany przez najbliższą położoną i eksploatowaną z największą wydajnością studnię 24 SD-1. Stężenie znacznika wprowadzonego do otworu 25 SD-PD i obserwowane w studni 26 SD-1, po około 13 godzinie obserwacji zaczęło wzrastać, osiągając wartość, przy której możliwa była obserwacja wizualna uraniny w wodzie zrzucanej z badanej studni. Po ok. 70 godz. od momentu dozowania studnia 26 SD-1 przejęła prawie 20% całkowitej masy znacznika użytego w tym pomiarze. W momencie zakończenia eksperymentu stężenie znacznika w wodach studni 26 SD-1 ponad 10-krotnie przekraczało wartość tła. Łącznie w ciągu 1042 godz. studnia 26 SD-1 przejęła ok. 48% użytego do badania i ok. 98% ogólnie odzyskanego trasera. Średnia pozorna prędkość przepływu wody pomiędzy otworem 25 SD-PD a studnią 26 SD-1 wynosiła $V = 6,82$ m/godz. Przy tak dużej prędkości przepływu maleje efekt mieszania się wód, na co wskazuje $Pe > 6$. Istnieje pewne (niewielkie) podobieństwo pomiędzy przebiegiem doświadczalnych krzywych rozkładu czasu przebywania uzyskanych w studni 35 SD-2 (eksperyment nr I) i aktualnie omawianym. Podobieństwo wynika ze stosunkowo długiego odcinka opadającej części w/w krzywych. W studni 35 SD-2 kształt krzywej wskazywał na bez mała ciągle w czasie dozowania znacznika. Przypadek zaobserwowany w studni 26 SD-1, przy dozowaniu znacznika w otworze 25 SD-PD można zinterpretować jako krótkotrwałe zalewanie otworu dozowniczego, powoduje to wytłoczenie pewnej porcji znacznika ku górze, a wzniesiona w ten sposób część trasera dostaje się w strefę o zwiększonej szczelinowatości, w której przepływ nabiera cech charakterystycznych dla przepływu tłokowego. Pozostała część znacznika podlega znacznie wolniejszemu wzniosowi, ale po osiągnięciu głębokości, na której przepływ charakteryzuje się ograniczonym mieszaniem, przepływa również w kierunku studni 26 SD-1. Nieznaczne naruszenie tej równowagi może spowodować uruchomienie gwałtownego drenażu wód głębszego krążenia występujących w centrum południowej części bariery ochronnej. Przy aktualnym, w momencie dozowania, systemie eksploatacji bariery w omawianym rejonie podstawowy przepływ wód mezozoicznych następował w kierunku o azymucie ok. 250°. Bardzo niewielka część znacznika dotarła do włączonej po ok. 290 godz., od momentu dozowania, studni 26 SD. Również w jej przypadku stwierdzono wydłużony odcinek opadającej części doświadczalnej krzywej rozkładu czasu przebywania. Doświadczalna krzywa odpowiedzi zarejestrowana w wodach studni 24 SD wyraźnie

Rysunek 30

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem 25 SD-PD i studnią 24 SD



eksperyment

średni czas przepływu = 176.4 godz

odzysk znacznika = 12.6 g

współczynnik dopasowania = 0.992

model

średni czas przepływu = 175.4 godz

Pe1=0.53

Pe2=5.6

Pe3=8.8

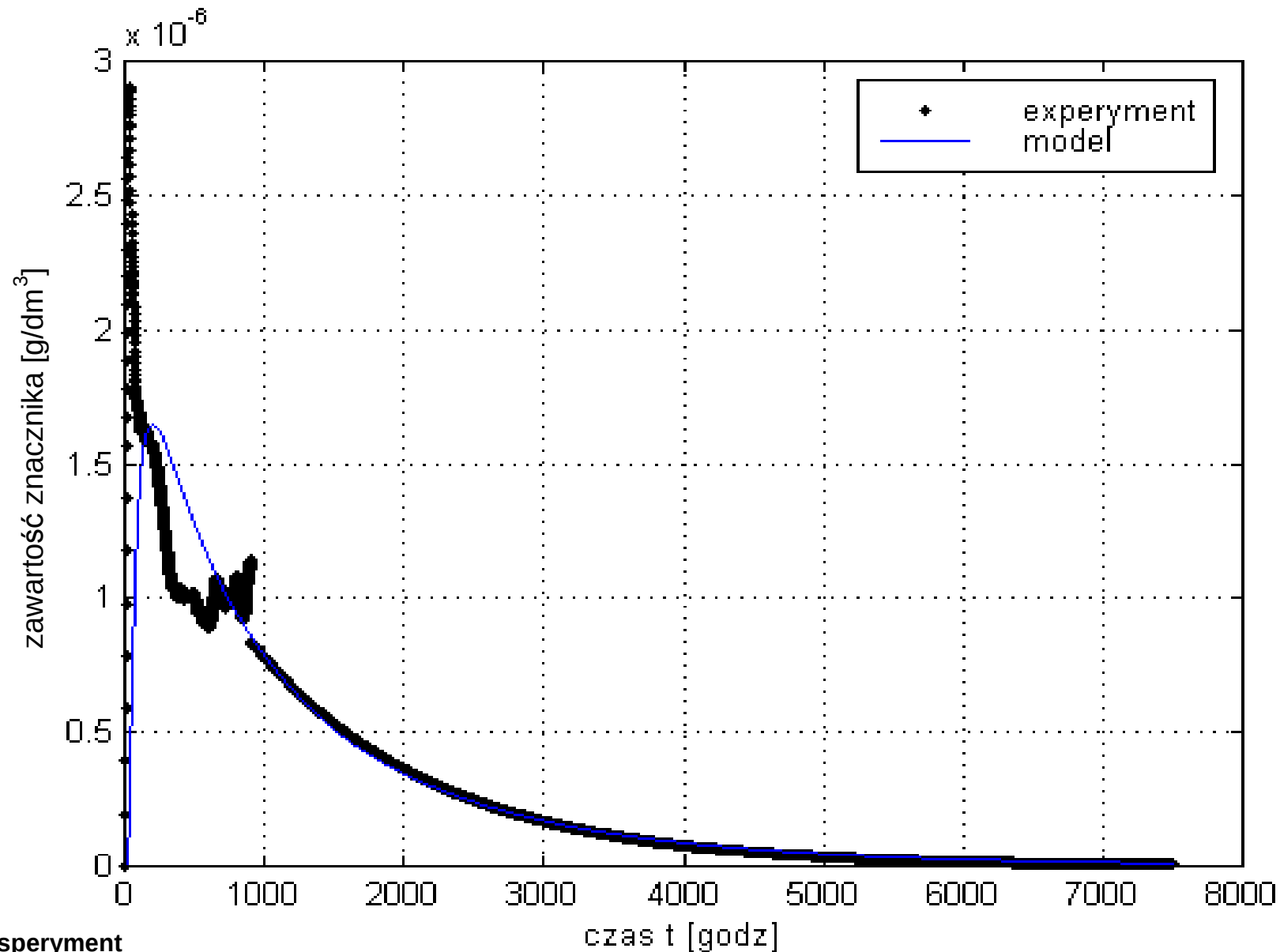
wskazuje na istnienie trzech systemów wodonośnych szczelin, które w różnej części i z odmienną prędkością transportują znacznik wprowadzony do otworu 25 SD–PD. Reinterpretacja danych doświadczalnych w celu uzyskania optymalnego dopasowania krzywej eksperymentalnej do przypadku warstwowego, złożonego z trzech równolegle połączonych modeli dyspersyjnych, oparta na matematycznej interpretacji doświadczalnie wyznaczonej superpozycji modelu warstwowego prowadzi do wniosku, że średni ważony czas przepływu między otworem 25 SD–PD i studnią 24 SD wynosi ok. 176 godz., a pozorna prędkość przepływu $v = 0,66$ m/godz. Po rozłożeniu krzywej doświadczalnej na 3 krzywe cząstkowe (Rys. 30) uzyskano bardzo dobrą korelację $k = 0,992$ pomiędzy krzywymi: eksperyment – model. Poszczególnymi systemami szczelin w modelu 3 równolegle połączonych warstw przepływało odpowiednio: warstwa I - 22%, warstwa II - 47% i warstwa III - 31% ogólnej objętości wody, która ze strefy zafiltrowania otworu 25 SD–PD dopływa do studni 24 SD. Przepływ w warstwie I następował w warunkach dobrego mieszania, a w warstwie oznaczonej nr III – miał charakter bardziej zbliżony do tłokowego.

Eksperyment nr VI - dozowanie znacznika do trzeciorzędowej warstwy wodonośnej w piezometrze PD–25, a obserwację prowadzono w studniach: 18 SD, 20 SD i 21 SD, we wschodniej części wysadu solnego. Po trwającej ok. 960 godzin obserwacji stwierdzono, że niewielka część – 2,8% całkowitej masy wprowadzonego do otworu PD – 25 znacznika - dotarła do studni 20 SD. W wodach studni 18 SD i 21 SD nie stwierdzono obecności traseru. Bezpośrednio przed terminem rozpoczęcia eksperymentu studnia 20 SD została oczyszczona. Termin zabudowy agregatu pompowego w w/w studni spowodował nieznaczne opóźnienie w rozpoczęciu jej obserwacji. Pozorna prędkość przepływu pomiędzy otworem PD–25 i studnią 20 SD na niewielkim odcinku drogi $3 D = 26,2$ m wynosiła $v < 0,028$ m/godz. Zarówno w otworze PD–25, jak i w studni 20 SD spągowa część kolumny filtra została posadowiona w piaskach średnioziarnistych. Bardzo mała prędkość przepływu między w/w punktami może wskazywać na trwałą kolmatację stref przyotworowych wokół piezometru i studni. Pomiędzy 290 a 350 godz. obserwacji wystąpiły przerwy w eksploatacji studni 20 SD, co być może ma wpływ na pierwsze wahnięcie stężenia znacznika stwierdzone po ok. 600 godz. obserwacji. Późniejsze dwa lokalne ekstremalne stężenia znacznika, występujące po ok. 818 i 938 godzinie od momentu dozowania znacznika nie mają uzasadnienia - wszystkie okoliczne studnie pracują z $Q = \text{const}$. Nie stwierdzono również nienaturalnych wahań statycznego zwierciadła wody w otoczeniu SE naroża bariery ochronnej.

Eksperyment nr VII (Rys. 31, Rys. 32, Rys. 33) - dozowanie znacznika do piezometru PD–26C. Głębokość zafiltrowania otworu, do którego wprowadzano znacznik, wynosiła: $-104,0 \div -109,0$ m npm ($305,0 \div 310,0$ m ppt); obserwację prowadzono w południowej części wysadu, w studniach: 27 SD+, 26 SD–1, 26 SD, 25 SD–1, 24 SD–1, 24 SD, 23 SD–1. Obecność znacznika stwierdzono w wodach 3 studni w południowej części bariery ochronnej: 25 SD–1, 24 SD i 24 SD–1. Dozowanie znacznika do otworu PD–26C przeprowadzono zgodnie z procedurą wymaganą przy punktowym w czasie i przestrzeni wprowadzeniu do ośrodka wodno-skalnego impulsu zakłócającego. Odpowiedzi studni na obecność znacznika są jednoznaczne i bardzo wyraźne. Dla studni 25 SD–1 (Rys. 31) wyznaczona liczba Pecleta odpowiada występowaniem ośrodka porowatego i prawie idealnego mieszania się znacznika z wodą. Prędkość przepływu równa jest $v_{25SD-1} = 0,188$ m/godz., a przy wydatku $Q_{25SD-1} = 0,73$ m³/min. odzysk znacznika wynosił $R = 9,16\%$. Liczba Pecleta wyliczona dla studni 24 SD (Rys. 32) wynosiła $Pe = 0,45$ co przy średniej prędkości przepływu równej $v_{24SD} = 0,406$ m/godz. i wydatku $Q_{24SD} = 0,08$ m³/min. powodowało, że odzysk znacznika podczas tego dozowania był największy i wynosił: $R = 16,89\%$. Natomiast na drodze przepływu do studni 24 SD–1 (Rys. 33) badany ośrodek charakteryzował się wysoką wartością liczby Pecleta $Pe = 13,4$ i prędkością przepływu $v_{24SD-1} = 0,46$

Rysunek 31

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-26C i studnią 25SD-1



eksperyment

średni czas przepływu = 1279.3 godz

m=95.9 g

współczynnik dopasowania = 0.888

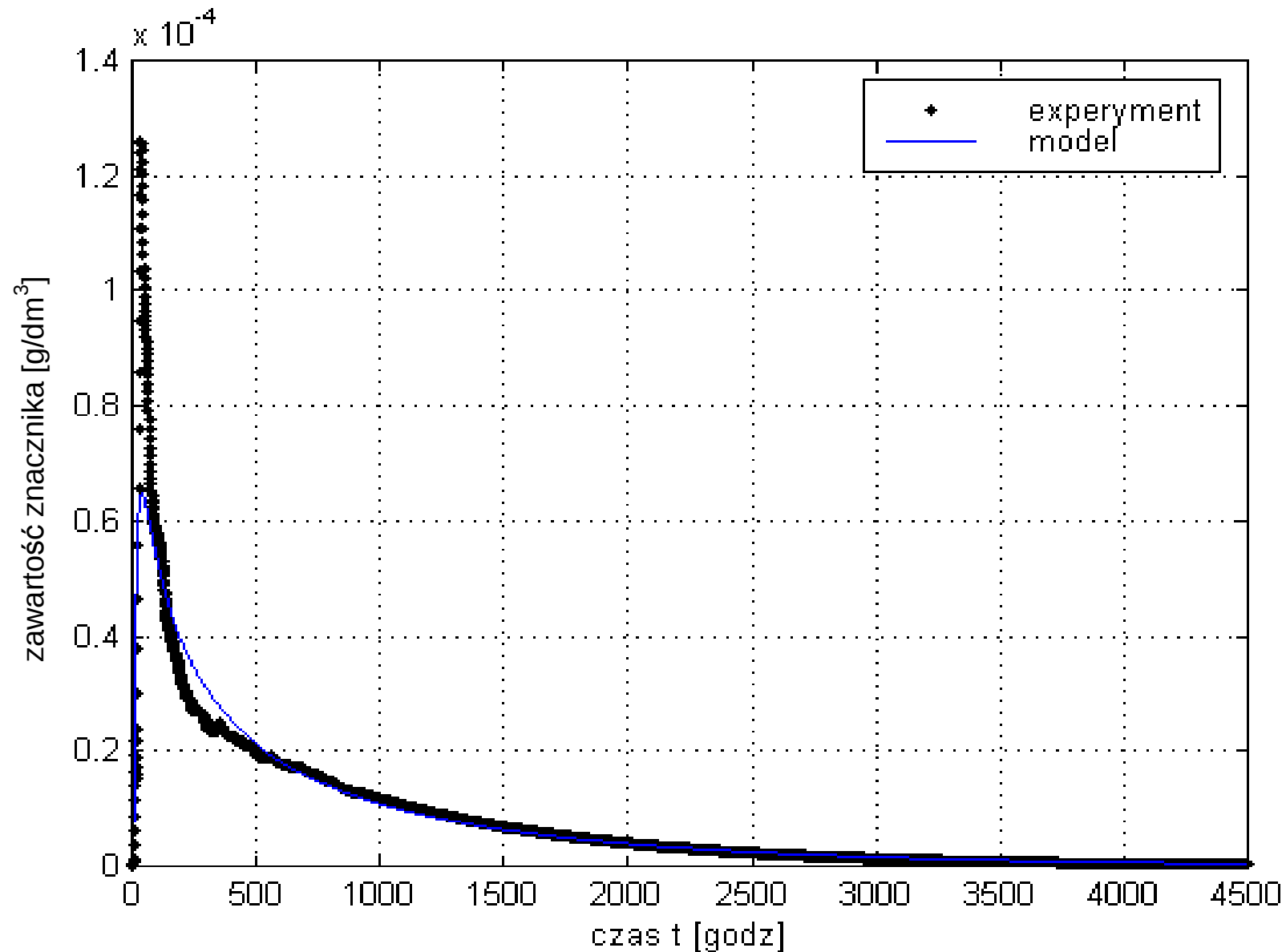
model

średni czas przepływu = 1369 godz

Pe=0.9947

Rysunek 32

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-26C i studnią 24SD



eksperyment

średni czas przepływu = 782.2 godz

odzysk znacznika = 176.1 g

współcz. dopasowania = 0.946

model

średni czas przepływu = 817.7 godz

Pe = 0.47

m/godz. oraz odzyskiem znacznika równym $R = 3,22\%$ przy stosunkowo dużym wydatku $Q_{24SD-1} = 3,52$ m³/min. Pomimo przestoju w pracy pompy tej studni krzywa przejścia znacznika ma charakter ciągły. Najkorzystniejsze warunki przepływu występują więc pomiędzy otworem PD-26C i studnią 24 SD.

Eksperyment nr VIII - dozowanie znacznika do piezometru PD-48A, do strefy filtracyjnej na głębokość: $-163,4 \div -168,4$ m npm ($365,0 \div 370,0$ m ppt) [Rys. 34]. Obserwacje prowadzono w studniach: 28 SD, 29 SD, 3 SD i 30 SD, w południowej części wysadu. Pomimo dosyć długiego czasu obserwacji nie stwierdzono obecności znacznika w żadnej z badanych studni. Podczas pompowania oczyszczającego otworu PD-48A, przeprowadzonego kilka miesięcy po dozowaniu, stwierdzono, że pewna część znacznika pozostała w strefie przyotworowej.

Eksperyment nr IX (Rys. 37 ÷ Rys. 40) - dozowanie znacznika do piezometru PD-2B; położenie filtra otworu dozowniczego: $-48,3 \div -53,3$ m npm, tzn.: $247,0 \div 252,0$ m ppt. Obserwacje prowadzono w studniach południowej części wysadu: 23 SD, 23 SD-1, 24 SD, 24 SD-1, 25 SD-1, 26 SD, 26 SD-1, 27 SD oraz 133 G. Obecność znacznika stwierdzono w 5 studniach. Na podstawie uzyskanych danych oraz położenia filtrów przyjęto, że przepływ następuje minimalnie w dwóch warstwach. Po rozdzieleniu danych i analizie matematycznej uzyskane wyniki przedstawiono jako zbiór parametrów dla warstwy I i dla warstwy II.

Dla studni **26 SD** (Rys. 36), dla średniego wydatku pompowania równego $Q_{26SD} = 0,04$ m³/min uzyskano następujące parametry przepływu: średnią prędkość: $v_{sr} = 1,26$ m/godz., liczbę Pecleta w warstwie I równą $Pe_I = 2,1$ (dla prędkości $v_I = 1,11$ m/godz.). W wodach pompowanych przez studnię 26 SD stwierdzono $R = 0,04\%$ masy wprowadzonego znacznika.

25 SD-1 (Rys. 37): dla średniego wydatku $Q_{25SD-1} = 0,76$ m³/min stwierdzono największą prędkość przepływu równą $v_{max} = 7,16$ m/godz. Liczba Pecleta w warstwie I wynosiła $Pe_I = 100$, natomiast średnia prędkość przepływu $v_{srI} = 3,31$ m/godz. Dla warstwy II liczba Pecleta przyjęła wartość $Pe_{II} = 19,6$, a średnia prędkość $v_{srII} = 8,14$ m/godz. Wynika stąd, że udział przepływu znacznika dla studni 25 SD-1 w warstwie II jest największy. Niewielki, wynoszący jedynie $R = 0,15\%$ odzysk znacznika oraz słabe mieszanie się wód (określone na podstawie wartości liczby Pecleta) nie przemawia za idealnym kontaktem hydraulicznym pomiędzy otworem PD-2B a studnią 25 SD-1, pomimo że średnia prędkość przepływu wody pomiędzy w/w punktami była dość znaczna.

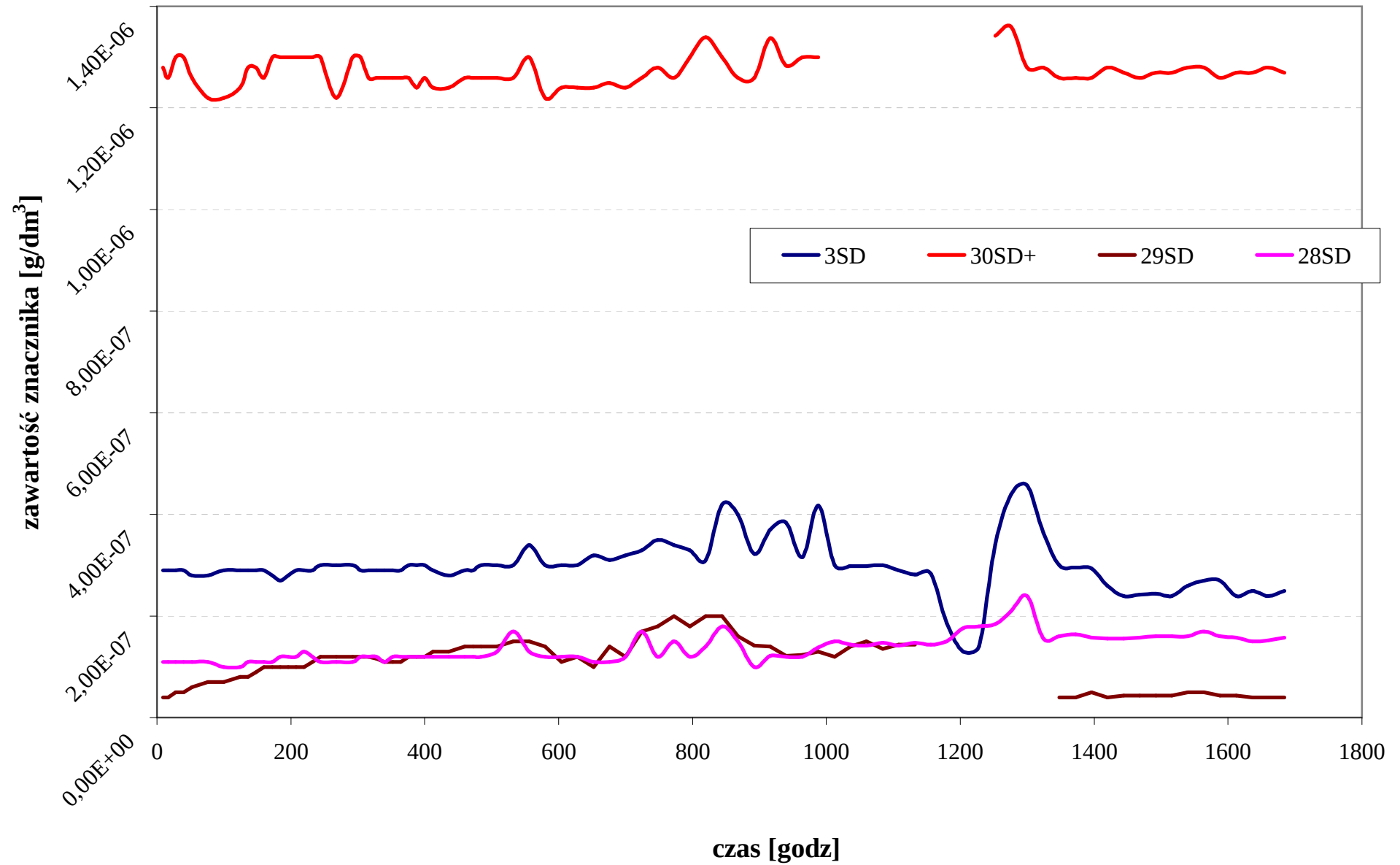
24 SD-1 (Rys. 38): przy średnim wydatku pompowania $Q_{24SD-1} = 3,26$ m³/min średnia prędkość przepływu wynosiła $v_{sr} = 2,97$ m/godz. W warstwie I stwierdzono średnią prędkość przepływu równą $v_{srI} = 1,39$ m/godz., przy liczbie Pecleta wynoszącej $Pe_I = 2,1$. Warstwa II charakteryzowała się liczbą Pecleta $Pe_{II} = 19,23$ i średnią prędkością $v_{srII} = 6,62$ m/godz. Udział przepływu w tej warstwie wynosił $R_{II} = 69,7\%$. Ze względu na stosunkowo duży wydatek pompowania studni 24 SD-1 odzysk znacznika w w/w studni wynosił $R = 4,07\%$.

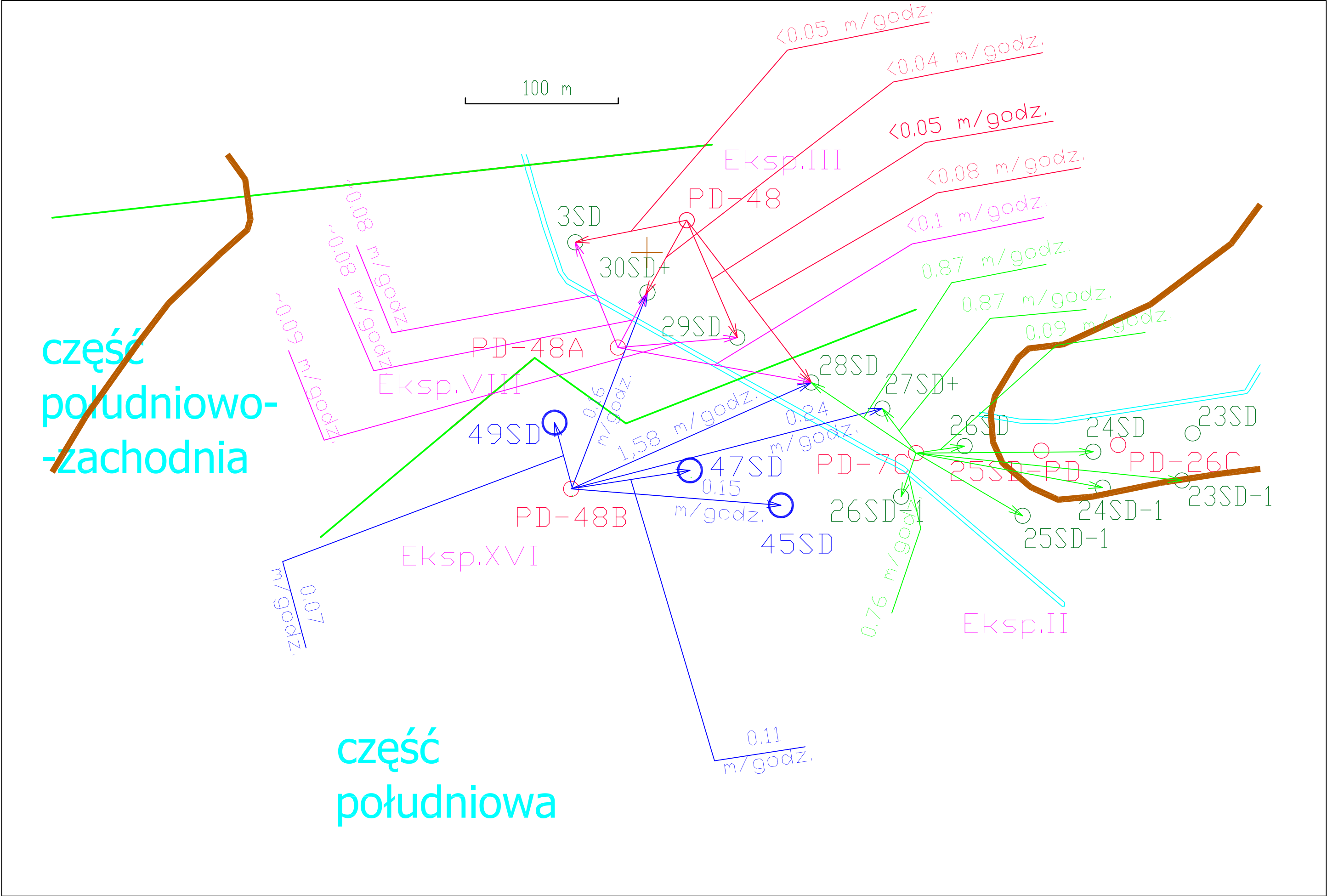
23 SD-1 (Rys. 39): przy wydatku pompy równym $Q_{23SD-1} = 2,12$ m³/min czas przepływu znacznika wynosił $v_{sr} = 2,12$ m/godz. W warstwie I dla liczby Pecleta $Pe_I = 7,63$ średnia prędkość przepływu jest największa (w tej warstwie) i równa jest $v_{srI} = 3,75$ m/godz. Przepływ w warstwie II jest znacznie ograniczony słabymi właściwościami warstwy wodonośnej (liczba Pecleta równa $Pe_{II} = 76,92$ i średnia prędkość $v_{srII} = 0,62$ m/godz.). Pomimo przestoju pompy w tej studni, krzywa przejścia znacznika wykazywała charakter ciągły. Całkowity odzysk znacznika wyniósł $R = 0,05\%$. Przemawia to za słabym kontaktem hydraulicznym pomiędzy otworem PD-2B a studnią 23 SD-1.

23 SD (Rys. 40): przy niewielkim wydatku pompy równym $Q_{23SD} = 0,29$ m³/min średnia prędkość przejścia znacznika wyniosła $v_{sr} = 1,07$ m/godz. W warstwie I znacznik przepływał z prędkością $v_I = 4,62$

Rysunek 34

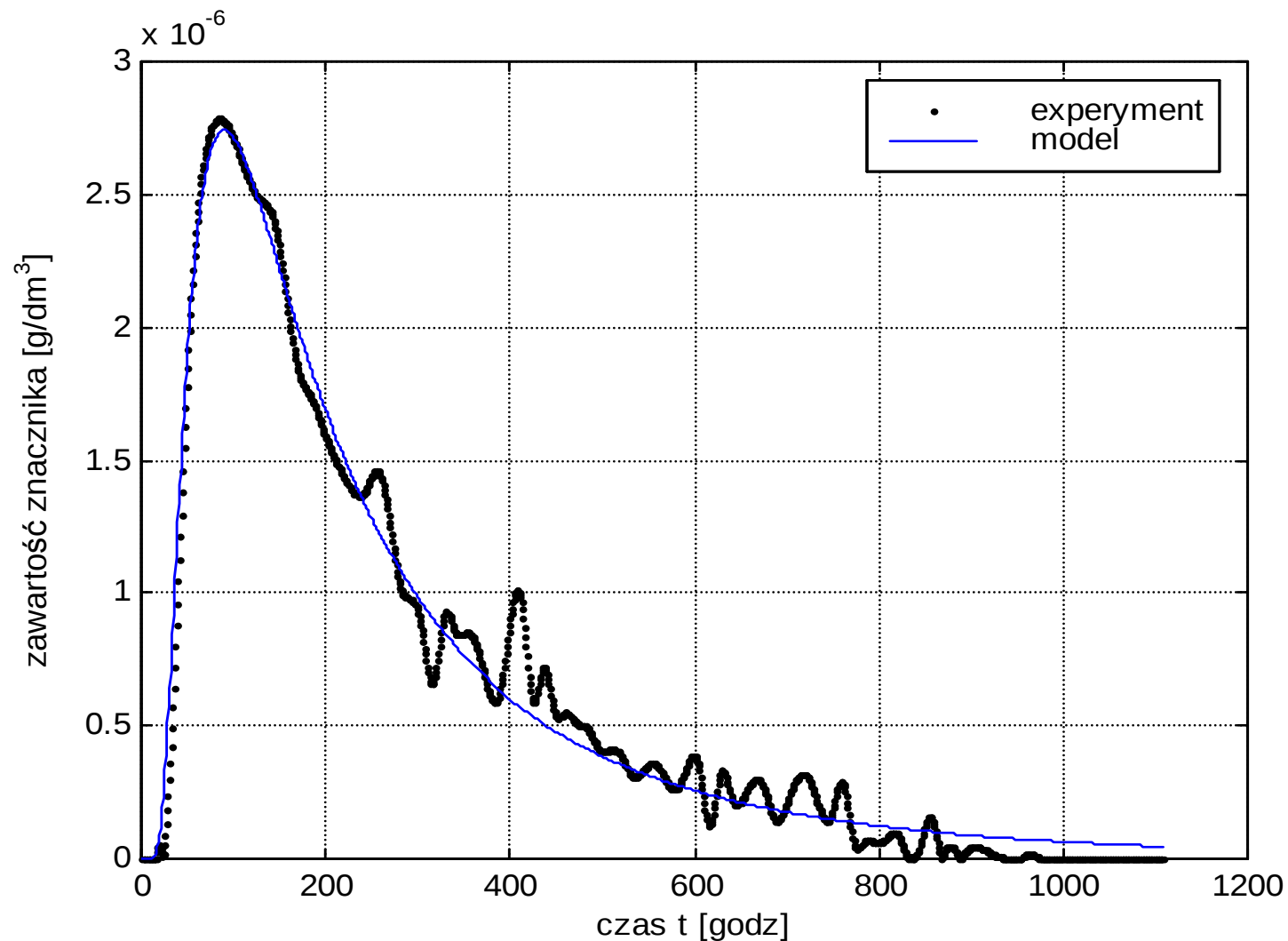
Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-48A i studniami 3SD, 29SD, 30SD+ i 28SD





Rysunek 36

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-2B i studnią 26SD



eksperyment

średni czas przepływu = 251.8 godz

odzysk znacznika = 1.7 g

współczynnik dopasowania = 0.992

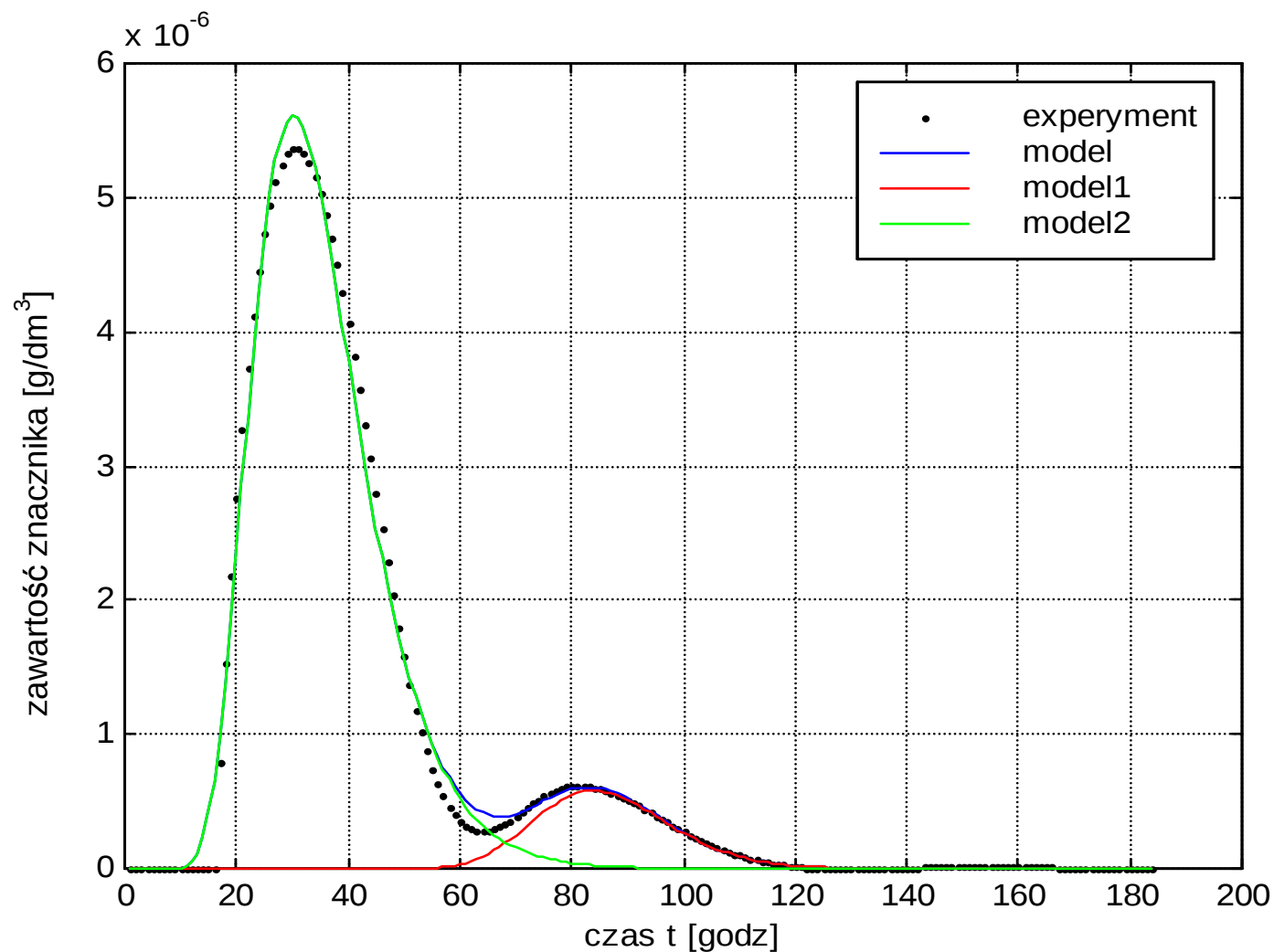
model

średni czas przepływu = 258.1 godz

Pe=2.1

Rysunek 37

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-2B i studnią 25SD-1



eksperyment

średni czas przepływu = 39.9 godz

odzysk znacznika = 7.2 g

wsp. dopasowania = 0.997

model

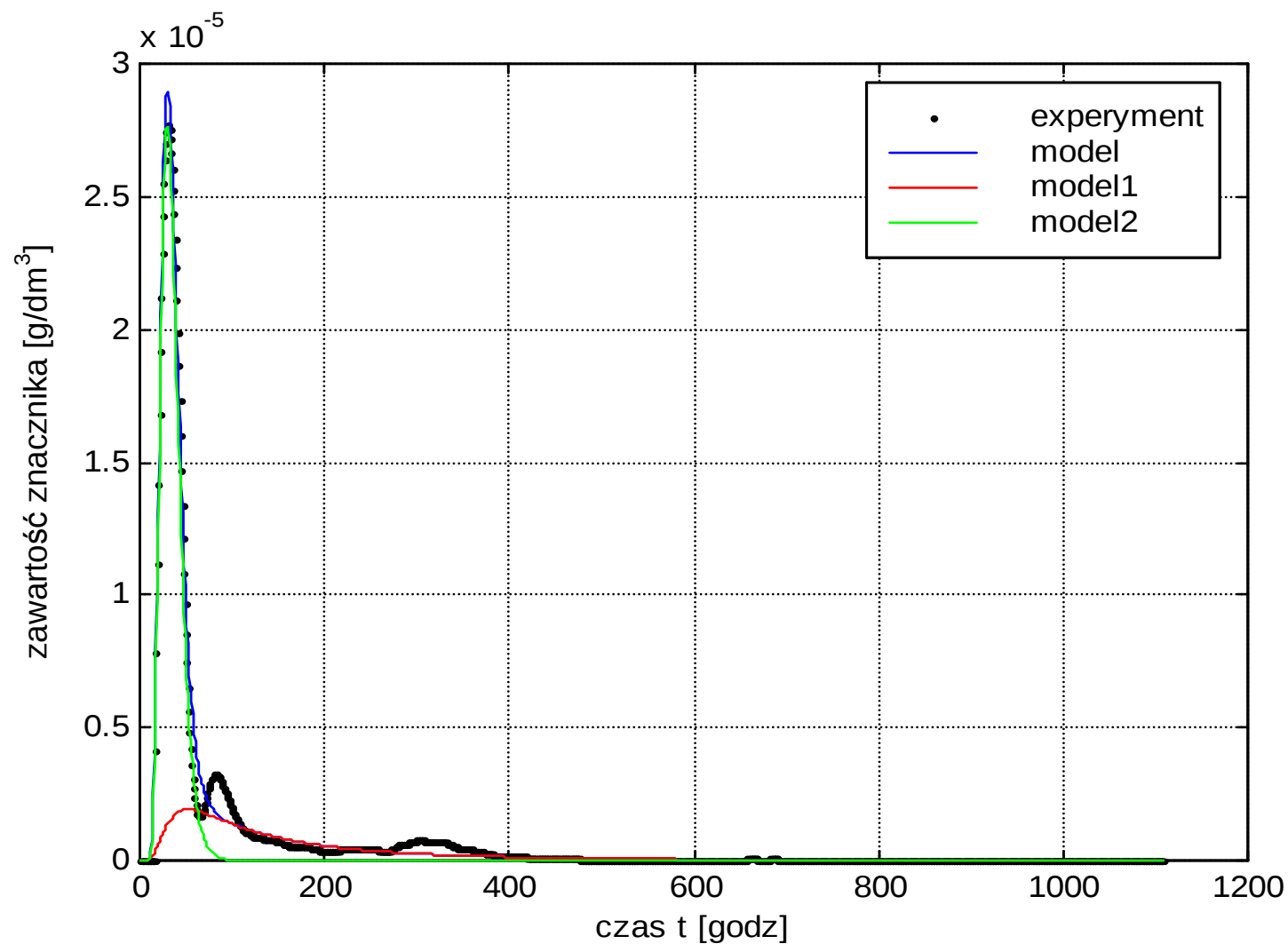
średni czas przepływu = 39.7 godz

Pe1=101

Pe2=19.8

Rysunek 38

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-2B0 i studnią 24SD-1



eksperyment

średni czas przepływu = 77.9 godz

odzysk znacznika = 194.7 g

wsp. dopasow. = 0.994

model

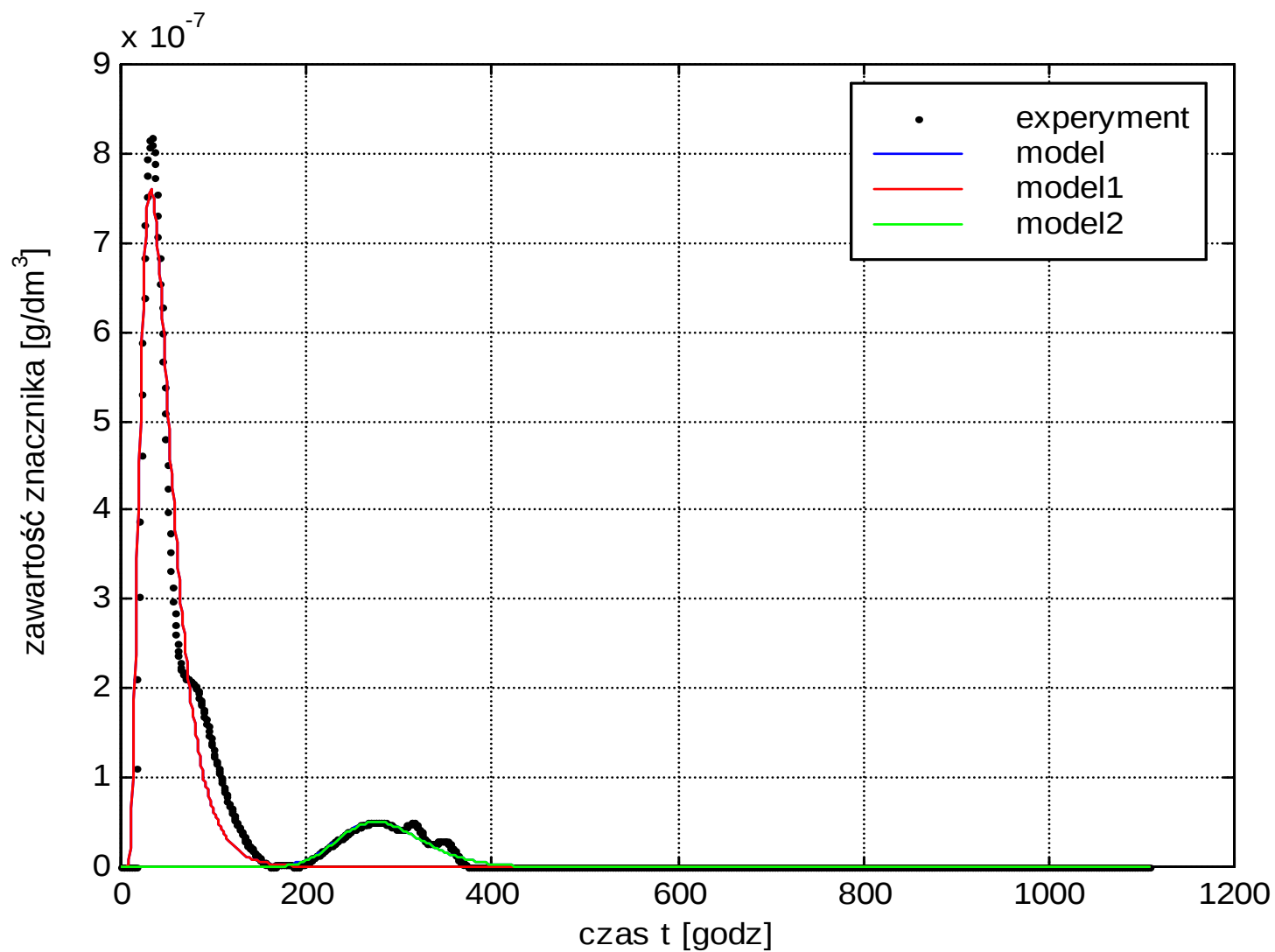
średni czas przepływu = 72.6 godz

Pe1=2.1

Pe2=19.1

Rysunek 39

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-2B i studnią 23SD-1



eksperyment

średni czas przepływu = 84.5 godz

odzysk znacznika = 2.2 g

wsp. dopasowania = 0.981

model

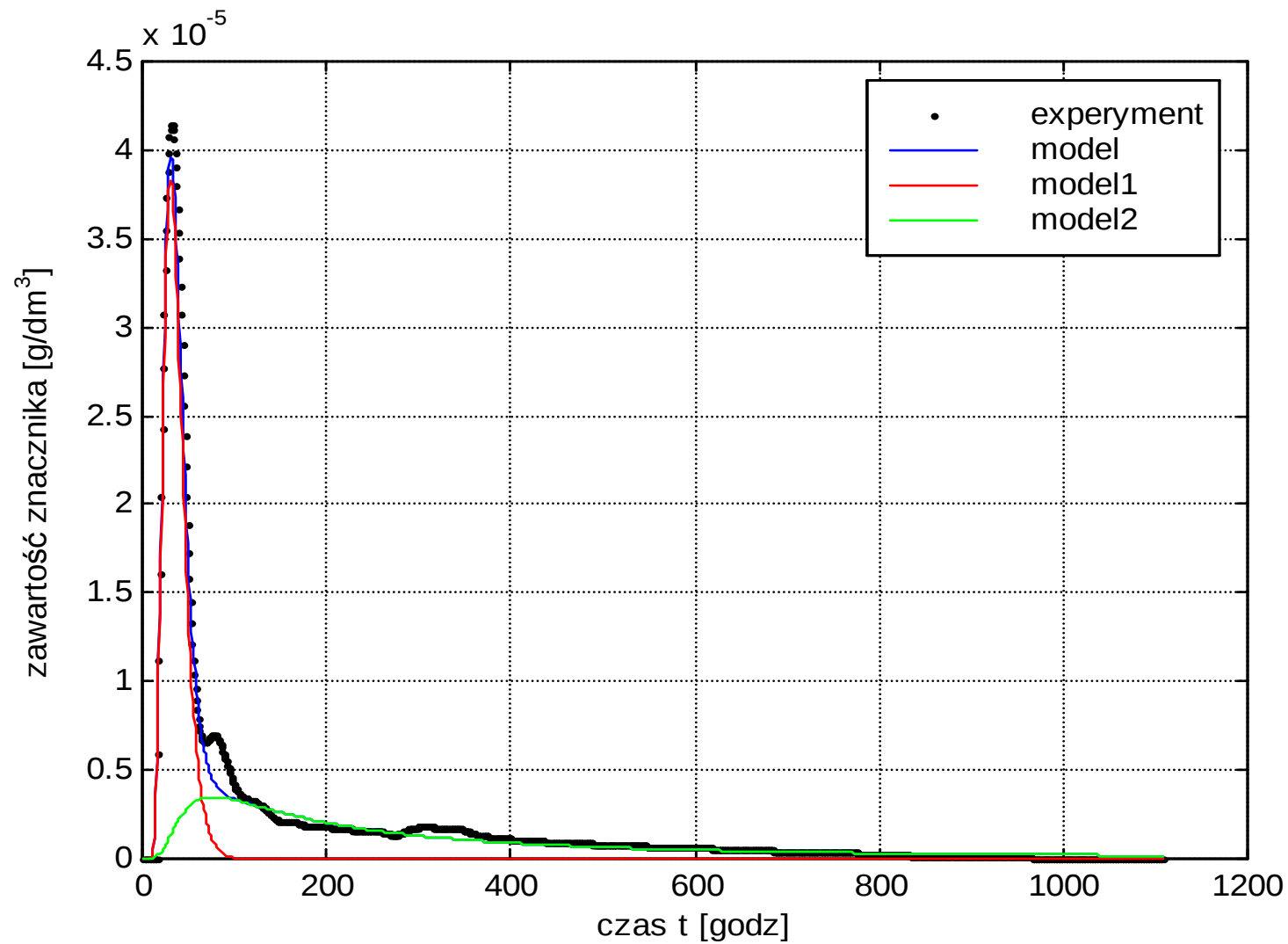
średni czas przepływu = 80.1 godz

Pe1=7.61

Pe2=77

Rysunek 40

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-2B i studnią 23SD



eksperyment

średni czas przepływu = 157.4 godz

odzysk znaczn. = 39 g

wsp. dopasowania = 0.996

model

średni czas przepływu = 169.5 godz

Pe1= 16.9

Pe2 = 0.88

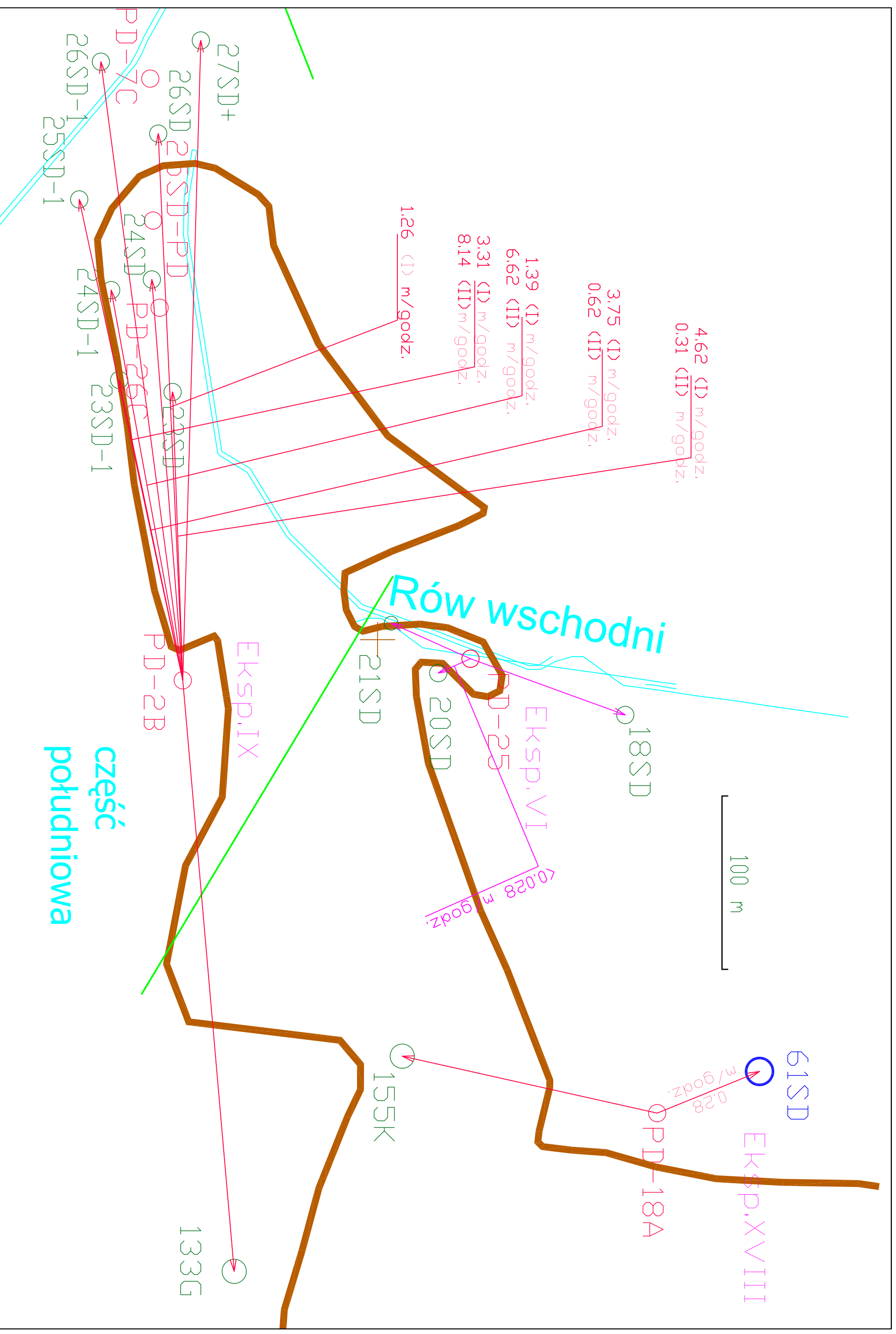
m/godz., pomimo niekorzystnych właściwości warstwy wodonośnej ($Pe_I = 16,94$). Warstwa II wykazywała lepsze parametry przepływu ($Pe_{II} = 0,88$), pomimo to prędkość transportu była niewielka ($v_{II} = 0,31$ m/godz.).

Eksperyment nr X (Rys. 42) - dozowanie znacznika do piezometru PD-47A, do strefy zafiltrowania otworu na głębokość: $-131,5 \div -136,5$ m npm ($331,0 \div 336,0$ m ppt). Obserwacje prowadzone były w studniach części zachodniej wysadu: 31 SD-2, 34 SD-1, 36 SD-1 i 35SD-2. Podczas eksperymentu trwającego 1572 godziny stwierdzono obecność znacznika w studni 35 SD-2. Ze względu na opóźnioną odpowiedź studni i brak możliwości przedłużenia czasu obserwacji zrezygnowano z modelowania krzywych przejścia i wyznaczenia liczby Pecleta. Odzysk znacznika podano na podstawie wyznaczenia pola powierzchni pod modelową krzywą przejścia, jest on więc wartością teoretyczną. Maksymalna prędkość przepływu jest stosunkiem drogi przepływu (pomiędzy filtrem otworu dozowniczego, a filtrem studni) do czasu trwania eksperymentu. Przerwa w pracy studni w początkowym okresie obserwacji mogła spowodować wstrzymanie znacznika i opóźnioną odpowiedź studni. Trzygodzinna przerwa w pracy w dniu 4.04.2004 r. spowodowała natychmiastową reakcję objawiającą się spadkiem stężenia znacznika. Wniosek, że pomiędzy studnią 35 SD-2 i otworem PD-47A występuje kontakt hydrauliczny, ma charakter jakościowy. W końcowym okresie planowanej obserwacji zauważalny jest również wzrost stężenia znacznika w wodach studni 36 SD-1, jednakże i w tym przypadku czas obserwacji okazał się zbyt krótki do wyznaczenia liczbowych wartości parametrów przepływu. Wyznaczone prędkości przepływu mogą być w rzeczywistości około 3 do 10 razy większe niż naturalne prędkości przepływu wód podziemnych. Spowodowane jest to warunkami dyspersji, zależnej od budowy geologicznej warstwy wodonośnej.

Eksperyment nr XI (Rys. 43) - dozowanie znacznika do piezometru PD-22B. Znacznik wprowadzono do strefy filtracyjnej otworu, na głębokość: $-186,1 \div -191,1$ m npm ($383,0 \div 388,0$ m ppt). Obserwacje prowadzono w studniach „nowej” bariery ochronnej, w północnym rejonie wysadu: 56 SD i 59 SD. Czas trwania eksperymentu wynosił 1539 godzin. Po około 450 godzinie zauważono wzrost stężenia znacznika w wodach studni 56 SD. Z powodu zbyt krótkiego czasu obserwacji niemożliwe było wyznaczenie liczby Pecleta i średniej prędkości przepływu znacznika. Odzysk oraz maksymalną prędkość transportu określono na podstawie krzywej modelowej, bez uwzględnienia jej dopasowania do krzywej rzeczywistej. W końcowym etapie obserwacji (od ok. 1450 godziny) w 6 końcowych próbach wystąpił zauważalny wzrost zawartości znacznika w studni 59 SD. Interpretacja tego przebiegu była niemożliwa z powodu zbyt krótkiego czasu trwania eksperymentu. Wyznaczone prędkości przepływu mogą być w rzeczywistości około 3 do 10 razy większe od naturalnych prędkości przepływu wód podziemnych. Spowodowane jest to warunkami dyspersji, zależnej od budowy geologicznej warstwy wodonośnej.

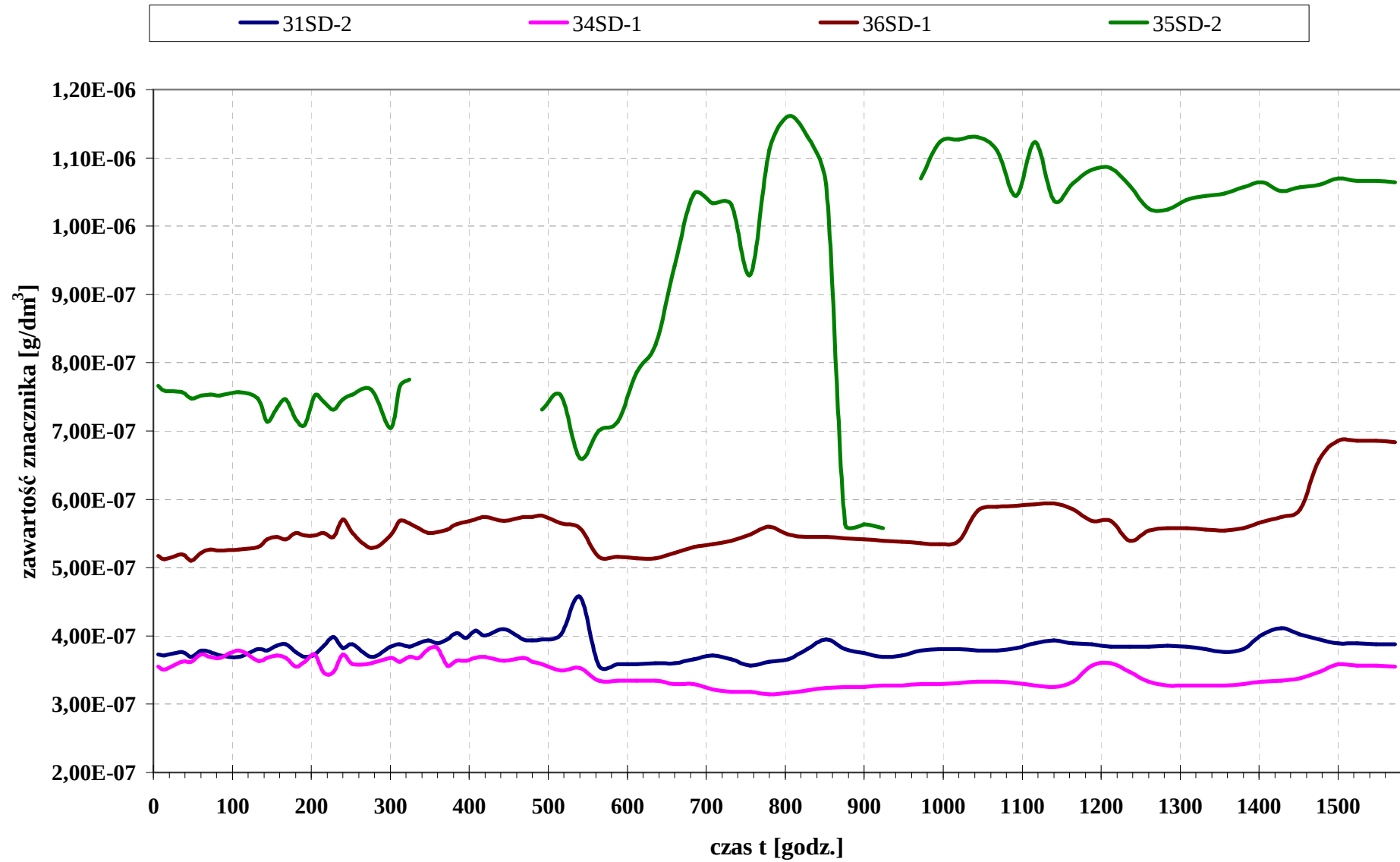
Eksperyment nr XII (Rys. 45) - dozowanie znacznika do piezometru PD 5D, na głębokość: $-139,1 \div -148,1$ m npm ($336,0 \div 345,0$ m ppt). Obserwacje prowadzono w studniach „nowej” bariery ochronnej wysadu, ulokowanych w północnej części wysadu: 53 SD, 6 SD i 7 SD. Podczas trwającego 937 godzin eksperymentu nie stwierdzono, aby znacznik dopłynął do którejkolwiek z obserwowanych studni.

Eksperyment nr XIII (Rys. 46) – dozowanie znacznika do piezometru PD-51. Głębokość zafiltrowania otworu dozowniczego wynosiła: $-65,7 \div -70,7$ m npm ($265,0 \div 270,0$ m ppt); obserwacje prowadzono w studniach zachodniej części wysadu: 36 SD-1, 34 SD-1 i 32 SD-2. W wyniku eksperymentu stwierdza się, że znacznik wprowadzony do otworu PD-51 nie dotarł do żadnej z trzech obserwowanych studni. Maksymalna i jednocześnie rzeczywista prędkość przepływu wody w badanym układzie otworów wynosiła $v_{max} < 0,03$ m/godz. Wynik znacznikowego badania przepływu wód podziemnych, wykonanego w 2002 r. pomiędzy otworem PD-30 i studnią 35 SD-2, potwierdził, że średnia prędkość przepływu na liniowej



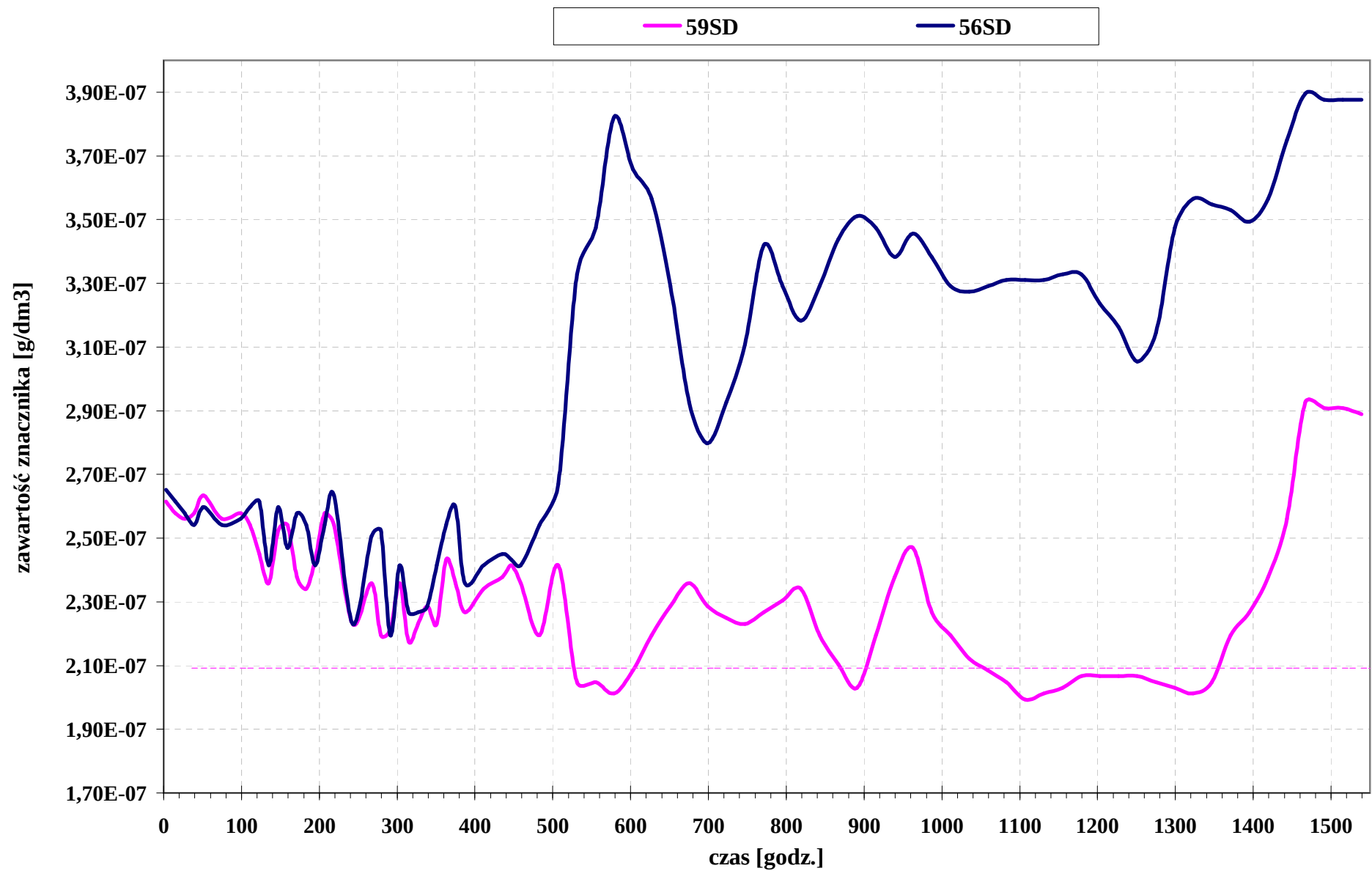
Rysunek 42

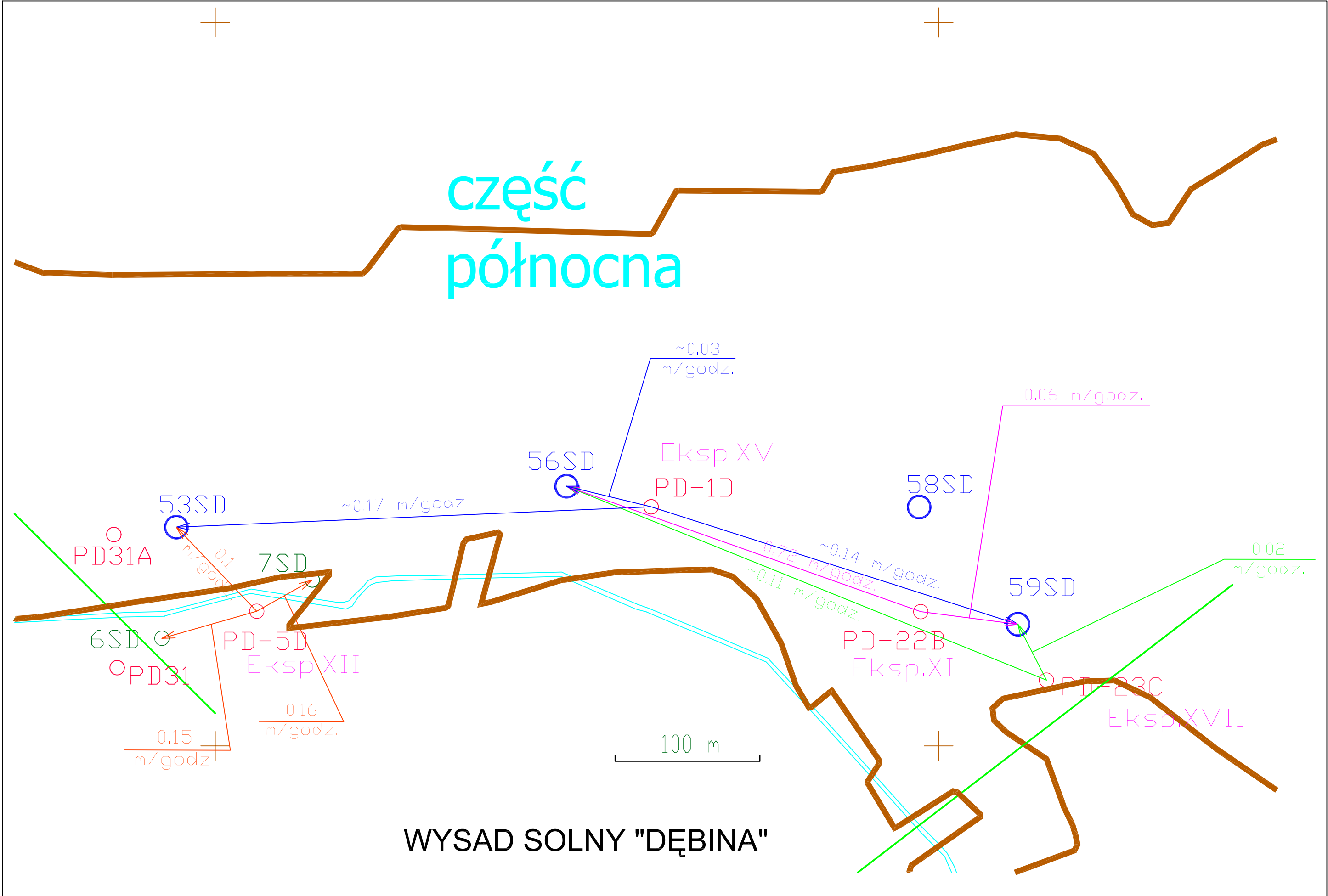
Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD 47A i studniami 31SD-2, 34SD-1, 36SD-1 i 35SD-2



Rysunek 43

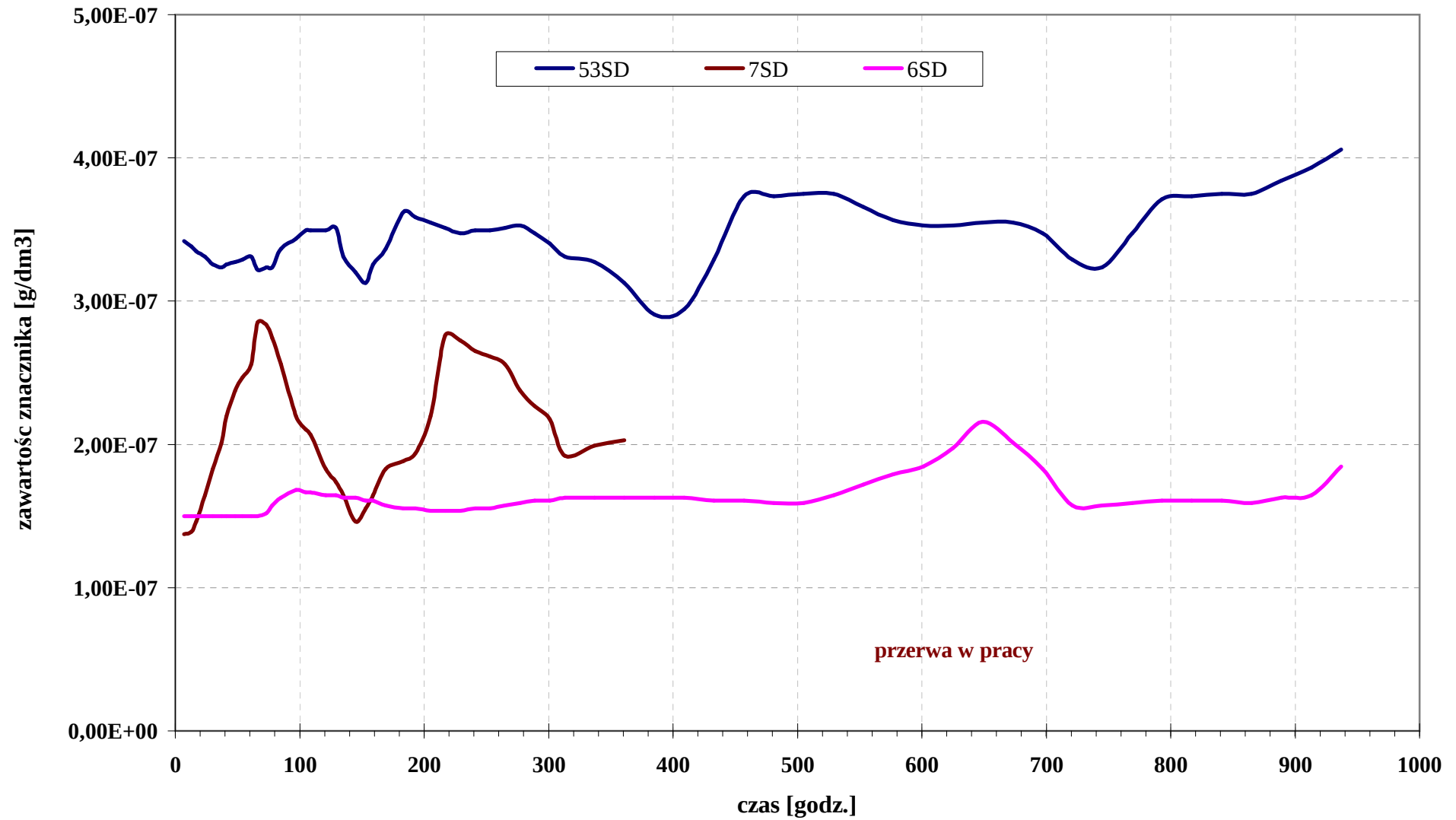
Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD 22B i studniami 59SD i 56SD





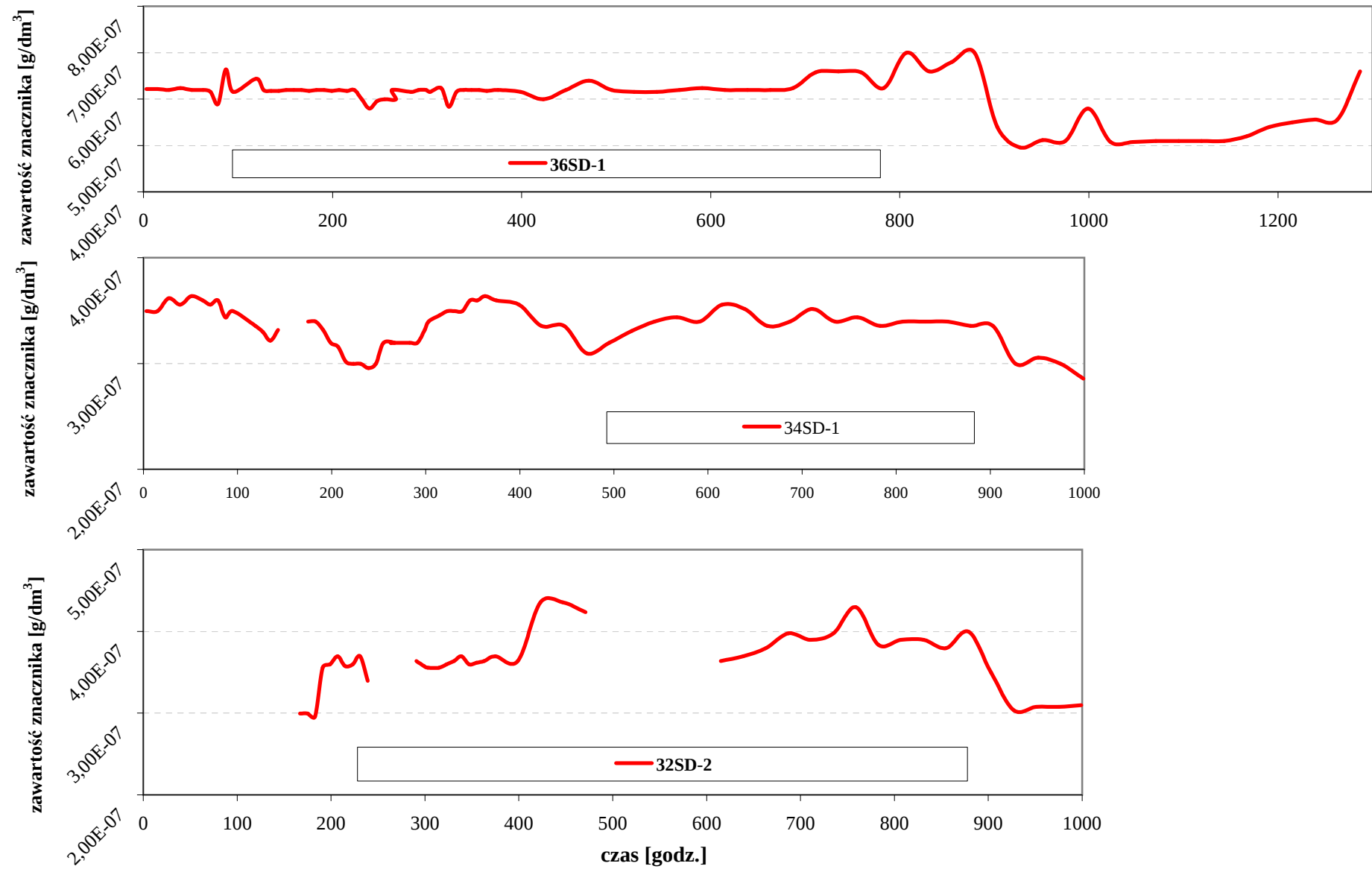
Rysunek 45

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD 5D i studniami 7SD, 53SD i 6SD



Rysunek 46

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-51 i studniami 36SD-1, 34SD-1 i 32SD-2



drodze $L = 16.5$ m wynosi $v = 0,08$ m/godz, z tym, że znacznik wprowadzono wówczas do występującego o ok. 50 m wyżej fragmentu warstwy mezozoicznej.

Eksperyment nr XIV (Rys. 47) - dozowanie znacznika do strefy filtracyjnej piezometru PD-47, na głębokość: $-34,6 \div -39,6$ m npm ($235,0 \div 240,0$ m ppt). Obserwacje prowadzono w części zachodniej wysadu, studniach: 30 SD-2, 31 SD-1, 31 SD-2 i 32 SD-2. Pomimo długiego czasu obserwacji – trwającego nieprzerwanie przez ok. 1660 godz. w przypadku studni 30 SD-2 i 31 SD-2, w żadnej z badanych studni nie stwierdzono obecności znacznika. Podczas zaplanowanego w projekcie badań pompowania parametrycznego otworu PD-47, przeprowadzonego po ok. 2600 godz. od momentu dozowania, stwierdzono, że pewna część znacznika pozostała w strefie przyotworowej. W wyraźnie zabarwionych próbach wody pobranych przy pompowaniu otworu PD-47 z wydajnością $q = 0,01$ m³/min stwierdzono następującą zawartość znacznika:

Godz. od momentu dozowania	Stężenie znacznika [g/ dm ³]	Odzysk znacznika w stosunku do stęż. początkowego [‰]
2601	$2,87 \cdot 10^{-4}$	0,01
2621	$1,22 \cdot 10^{-4}$	0,004

Litologia osadów udostępnianych w/w otworami lub kolmatacja strefy przyotworowej podczas wiercenia otworów obserwacyjnych w istotny sposób ogranicza dynamikę przepływu wód podziemnych. Konieczne jest również, aby otwory, w których prowadzone są badania znacznikowe, były wcześniej starannie oczyszczone.

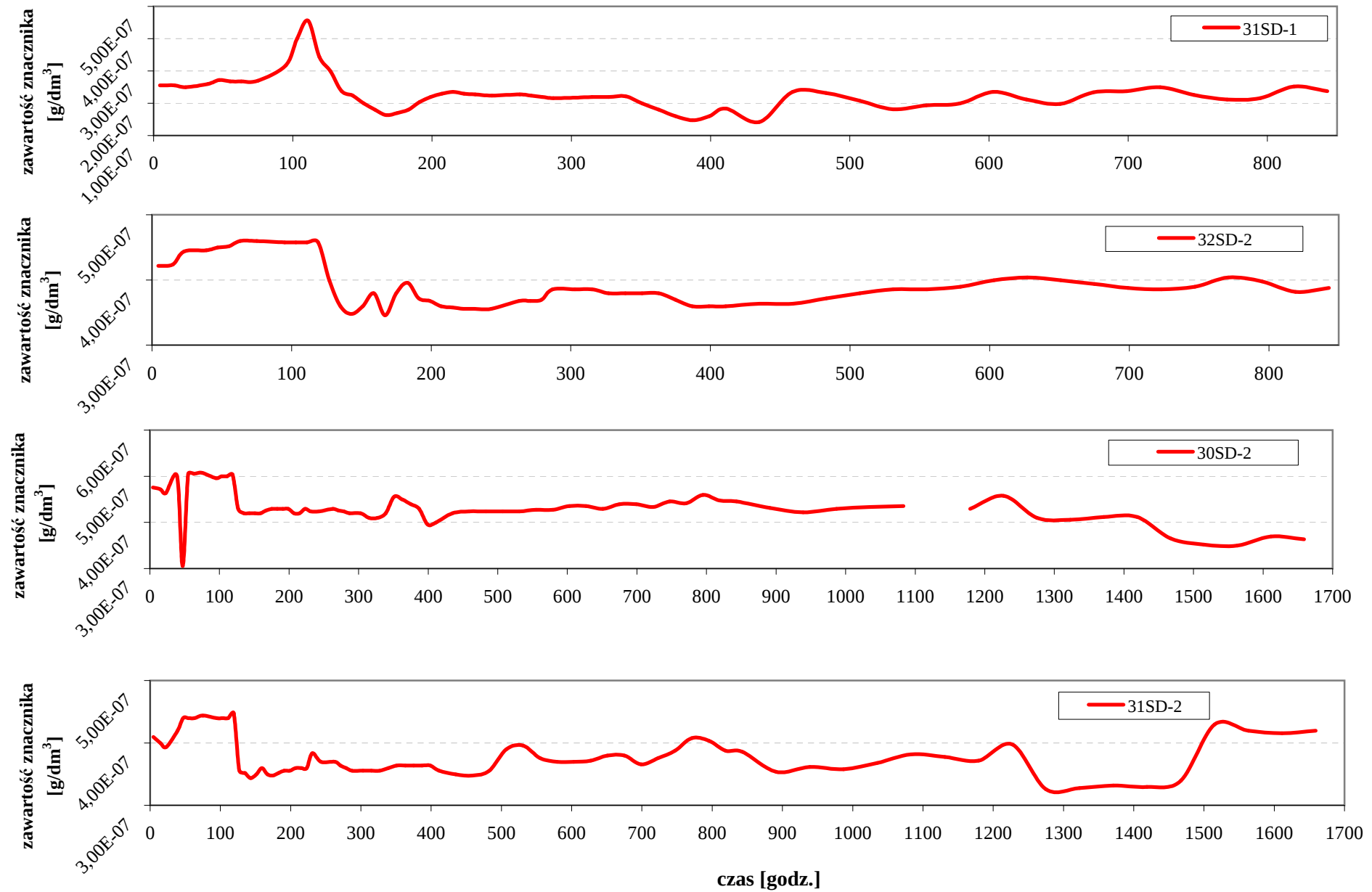
Eksperyment nr XV (Rys. 48) - dozowanie znacznika do piezometru PD-1D; położenie filtra w otworze dozowniczym: $-127,3 \div -132,3$ m npm, tzn.: $325,0 \div 330,0$ m ppt. Obserwacje prowadzono w trzech studniach „nowej” bariery ochronnej: 53 SD, 56 SD i 59 SD, w północnej części wysadu. Wpływ na wynik badania kontaktu hydraulicznego w rejonie otworu PD-1D miały:

- obecność płuczki wiertniczej w odległym o ok. 48 m i zafiltrowanym na zbliżonej głębokości otworze PD-1C+ oraz w wodach pompowanych przez studnię 56 SD,
- różnica pomiędzy głębokością fragmentu mezozoicznej warstwy wodonośnej udostępnianej przez otwór PD-1D i głębokością opuszczenia pomp w najbliższej zlokalizowanej studni 56 SD ($L = 60,2$ m) wynosiła $\Delta h = 105,9$ m,
- droga przepływu „3D” od otworu dozowania do studni 53 SD i 59 SD wynosząca odpowiednio 392 m i 266 m. Nieprzerwany czas obserwacji w eksperymencie nr XV wynosił ok. 1000 godz. W takich warunkach teoretyczna prędkość przepływu wody w poziomie mezozoicznym od otworu PD-1D do w/w studni winna wynosić nie mniej niż ok. $0,40 \div 0,26$ m/godz. czyli $v = 7,9 \pm 1,7$ m/dobę.

Na podstawie badań geologicznych stwierdzono, że „wody podziemne w w/w kompleksie występują w wapieniach i marglach oraz w nielicznie reprezentowanych w omawianym rejonie przeławieniach piaskowców i piasków. Przepuszczalność w/w utworów jest bardzo zróżnicowana. Najwyższe wartości współczynnika filtracji ($k =$ od 7 do 17 m/dobę) posiadają silnie spękane i skawernowane jurajskie wapienie oksfordu, zaś najniższe – margle kimerydu ($k < 1$ m/dobę). Utwory jurajskie przylegają do struktury wysadu od południowego-zachodu, na pozostałym obszarze do wysadu przylegają utwory kredowe”. Wynik eksperymentu nr XV wskazuje, że w okresie obserwacji znacznik wprowadzony do warstwy mezozoicznej w otworze PD-1D, z całą pewnością nie dopłynął do pompowanych studni 53 SD i 59 SD. Wyniki pomiaru fluorescencji wody pobranej ze studni 56 SD wskazują, że istnieje kontakt hydrauliczny między fragmentem warstwy mezozoicznej udostępnianej otworem dozowniczym i poziomami wodonośnymi odwadnianymi przez tę

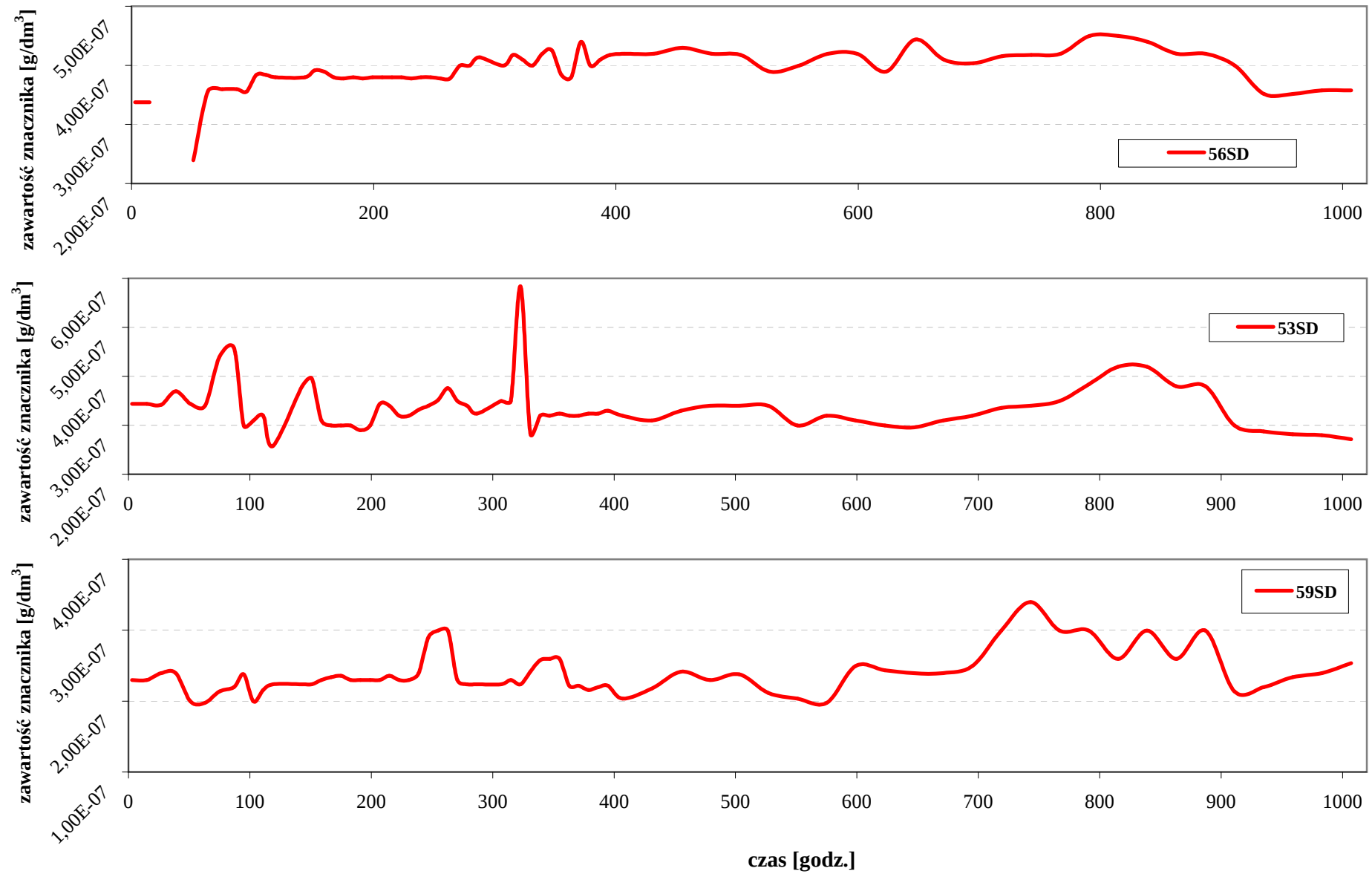
Rysunek 47

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-47 i studniami 31SD-1, 32SD-2, 30SD-2 i 31SD-2



Rysunek 48

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-1D i studniami 56SD, 53SD i 59SD

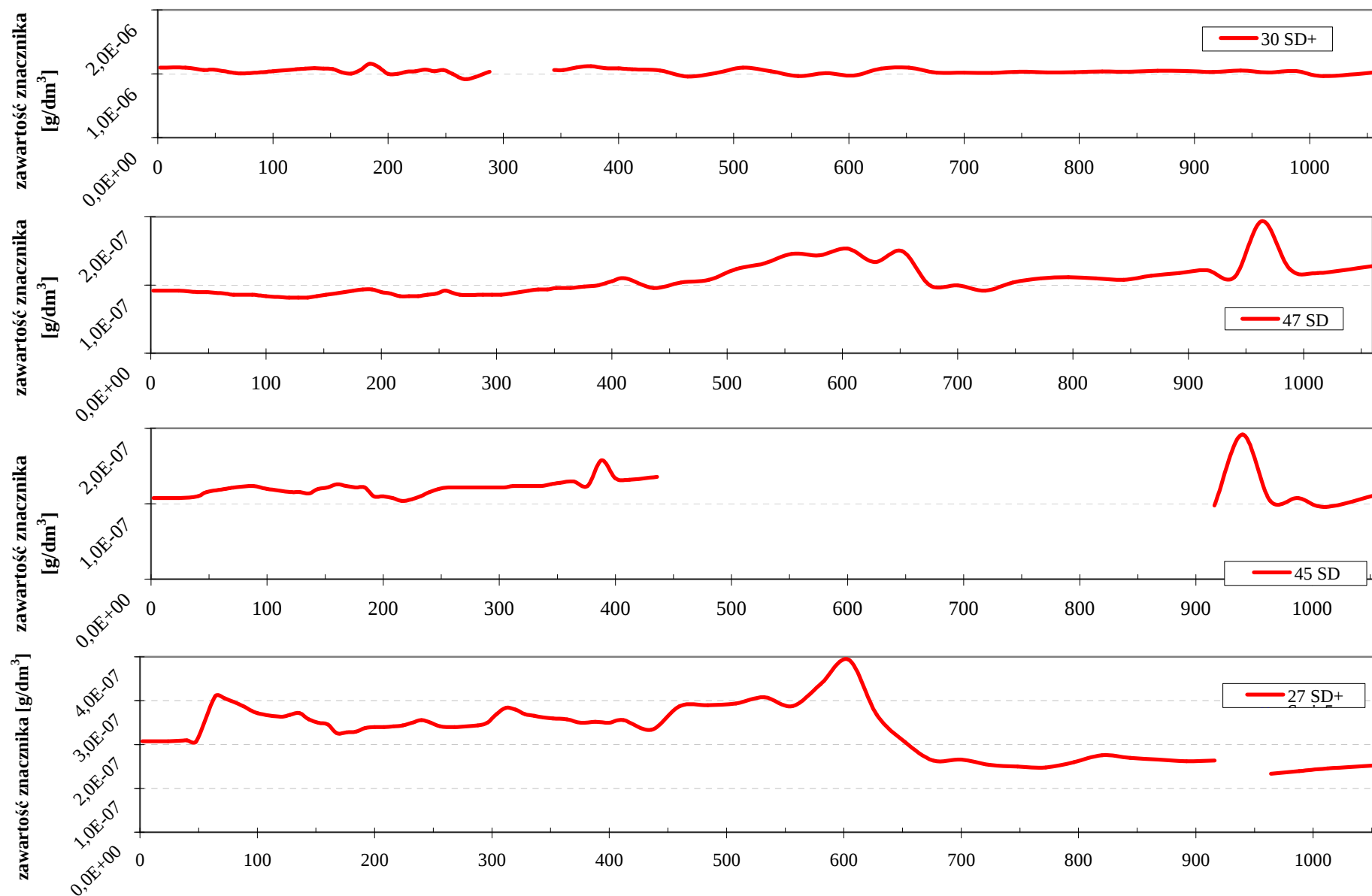


studnię. Pomiędzy 63 i 1007 godz. obserwacji w wodach studni 56 SD stężenie fluorescencji przekraczało średnio o ok. 0,7 działki poziom tła. Funkcja odpowiedzi w studni 56 SD, na impuls zakłócający wprowadzony do otworu PD–1D ma charakter ciągły, bez wyraźnego maksimum. Kształt krzywej stężenia znacznika w wodach studni 56 SD (Rys. 48) sugeruje, że faktyczny poziom tła w wodach tej studni wynosi 2,28 działki spektrofлуorymetru, a średnie stężenie fluoresceiny tylko o 0,15 działki przekracza wartość tak przyjętego tła. Ustalenie średniego czasu przejścia i prędkości przepływu wody jest w tych warunkach wątpliwe. Można sugerować, że prawdopodobna maksymalna prędkość przepływu wynosiła $v_{\max} = 0,14$ m/godz.

Eksperyment nr XVI (Rys. 49) - dozowanie znacznika do piezometru PD–48B do strefy zafiltrowania otworu, na głębokość: $-90,4 \div -95,4$ m npm ($294,0 \div 299,0$ m ppt). Obserwacje prowadzone były w 6 studniach w części południowej wysadu: 27 SD+, 28 SD, 30 SD+ oraz „nowej” bariery ochronnej: 45 SD, 47 SD, 49 SD. Eksperyment nr XVI nie przebiegał w ustabilizowanych warunkach hydrodynamicznych, o czym świadczą wahania poziomu zwierciadła, które zmierzono podczas trwania eksperymentu. Podczas eksperymentu trwającego 1012 godziny stwierdzono obecność znacznika w 2 studniach: 28 SD i 49 SD. Krzywą rozkładu czasu przebywania w przypadku studni 28 SD (Rys. 50) zinterpretowano na podstawie dyspersyjnego modelu przepływu. Średnia, rzeczywista prędkość przepływu wody na w/w odcinku wynosi ok. $v = 1,58$ m/godz. Prędkość przepływu wody w poziomie mezozoicznym w południowo-zachodnim narożu bariery ochronnej jest ok. 10-krotnie większa od występującej w części północnej, na odcinku od PD–1D do 56 SD. W ramach analizy wyniku omawianego eksperymentu rozważano, czy stosunkowo szybkie pojawienie się znacznika w studni 28 SD jest efektem występowania w wymienionym rejonie brzeżnego, południowego uskoku Rowu Kleszczowa. Uskok ten przebiega w omawianym rejonie bariery równoleżnikowo m.in. w bezpośrednim sąsiedztwie otworów i studni: PD–48B, 47 SD, PD–48C (lokalizacja projektowana), a następnie między studniami 27 SD+ i 28 SD. Nowo wykonana i nieznacznie odsunięta od osi wysadu Dębina studnia 47 SD odwadnia w większym stopniu stropową część warstwy mezozoicznej, a do studni 28 SD dopływają w przeważającej części wody z głębokości odpowiadającej spągowej części kolumny filtrów zabudowanych w 28 SD. Wartość liczby Pecleta $Pe = 2,0$ wskazuje, że podziemny przepływ następuje w ośrodku o charakterze mieszanym, porowato-szczelinowym. Przeważa przepływ w utworach szczelinowych, udział przepływu w obrębie osadów porowatych nie jest nadmierny. Zaburzenia hydrodynamiczne w rejonie badań miały istotny wpływ na stosunkowo dużą rozbieżność pomiędzy rozkładem czasu przebywania znacznika wg danych eksperymentalnych, wynoszący $C(t) = 213,0$ godz. oraz wyznaczonego zgodnie z modelem dyspersyjnym $\tau = 115,8$ godz. Optymalizacja parametrów wejściowych przyjętego modelu pozwoliła na uzyskanie zadawalającej korelacji krzywych $C(t)$ eksperyment – model; miarą tego dopasowania jest wartość bezwymiarowego współczynnika $k = 0,95$. Wykonanie matematycznej interpretacji krzywej rozkładu znacznika w wodach pompowanych przez studnię 49 SD okazało się niemożliwe. Wyniki pomiaru fluorescencji wody pobranej z wymienionej studni wskazują, że istnieje kontakt hydrauliczny między fragmentem warstwy mezozoicznej udostępnianej otworem dozowniczym i poziomami wodonośnymi odwadnianymi przez studnię 49 SD. Pomiędzy 460 i 1060 godz. obserwacji w wodach studni 49 SD stężenie fluorescencji przekraczało średnio o ok. 0,55 działki poziom tła. W studni 49 SD odzyskano $m = 44,2 \cdot 10^{-3}$ g znacznika, czyli $R = 0,02$ ‰. Precyzyjne ustalenie czasu przejścia i w konsekwencji średniej prędkości przepływu wody między strefą filtra w otworze PD–48B a studnią 49 SD było niemożliwe. Można sugerować, że prawdopodobny czas przejścia wynosił ok. $t = 950$ godz., co odpowiada maksymalnej prędkości przepływu $v_{\max} = 0,07$ m/godz. Graficzny przebieg wahań stężenia fluorescencji w wodach studni: 27 SD+, 30 SD+, 45 SD i 47 SD, przedstawiony na wykresie (Rys. 49), wskazuje, że w występujących w momencie eksperymentu nr XVI warunkach

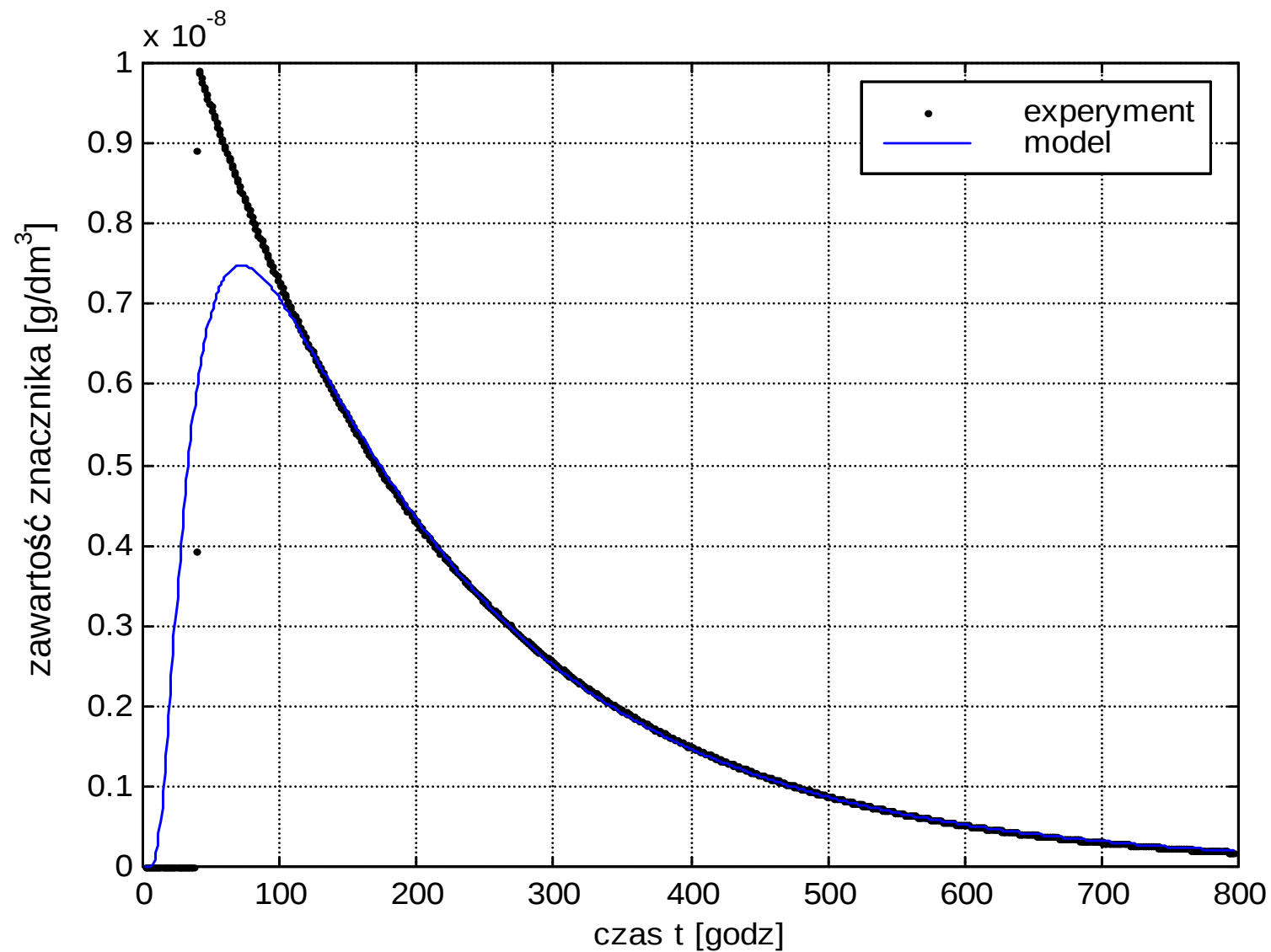
Rysunek 49

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-48B i studniami 30SD+, 47SD, 45SD i 27SD+



Rysunek 50

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-48B studnią 28



eksperyment

średni czas przepływu = 213.0 godz

odzysk znacznika = 0.177 g

współczynnik dopasowania = 0.95

model

średni czas przepływu = 211.8 godz

Pe= 2.03

hydrodynamicznych nie występował efektywny kontakt hydrauliczny tej studni ze strefą zafiltrowania otworu PD-48B.

Eksperyment nr XVII (Rys. 51) - dozowanie znacznika do piezometru PD-23C, do strefy filtracyjnej, na głębokość: -153,0 ÷ -158,0 m npm (349,0 ÷ 354,0 m ppt). Obserwacje prowadzono w studniach „nowej” bariery ochronnej, ułożonej w północnej części wysadu: 56 SD i 59 SD. Pierwotny harmonogram eksperymentu przewidywał, że czas obserwacji będzie wynosił 843 godz. (35 dni), w trakcie eksperymentu dalszą obserwację zmian stężenia znacznika w wodach w/w studni prowadzono do 2355 godz. Zwierciadło wody w otworze PD-23C cztery dni przed dozowaniem znacznika występowało na poziomie ok. 38,5 m npm. Zwierciadło dynamiczne w obserwowanych studniach w czasie trwania eksperymentu występowało na głębokości 56 SD: -6,1 m npm; 59 SD: -1,3 m npm. Istotnym parametrem technicznym mającym wpływ na wynik eksperymentu była bardzo duża różnica pomiędzy średnią głębokością dozowania znacznika w otworze PD-23C i głębokością, na jaką opuszczono agregaty pompowe w obserwowanych studniach. Wielkość ta wynosiła $\Delta H_{56SD} = 131,6$ m; $\Delta H_{59SD} = 97,0$ m. W warunkach hydrogeologicznych występujących we wschodniej części przedpola bariery ochronnej wydajność zlokalizowanych tam studni jest stosunkowo mała; w przypadku obserwowanych studni wynosiła odpowiednio: $Q_{56SD} = 0,21$ i $Q_{59SD} = 0,11$ m³/min. W konkluzji stwierdza się, że w eksperymencie nr V badano układ „odwróconego” hydrowęzła o skrajnie niekorzystnych parametrach pionowego mieszania się wód, w którym nie występował czynnik wymuszający ascenzyjny dopływ wody z głębszych fragmentów warstwy mezozoicznej, udostępnianej otworem PD-23C. Podczas trwającego 843 godz. eksperymentu nr V, jak również w przedłużonym czasie obserwacji nie stwierdzono, aby znacznik wprowadzony do otworu PD-23C dopłynął do obserwowanych studni.

Eksperyment nr XVIII (Rys. 52) - dozowanie znacznika do piezometru PD-18A. Dozowanie przeprowadzono do strefy zafiltrowania otworu, na głębokość: -135,6 ÷ -140,6 m npm (335,0 ÷ 340,0 m ppt). Obserwacje prowadzono w studniach „nowej” bariery ochronnej we wschodniej części wysadu: 61 SD i 155K. Po upływie ok. 725 godz. od momentu wprowadzenia znacznika do otworu PD-18A stwierdzono bardzo szybkie, prawie natychmiastowe pojawienie się znacznika w wodzie pompowanej przez studnię 155 K. Stężenie trasera w w/w studni utrzymywało się na takim samym poziomie przez cały czas trwania eksperymentu. Po upływie tego czasu nie stwierdzono, aby znacznik dopłynął do studni 61 SD. Wynik pomiaru fluorescencji wody pompowanej ze studni 133 G (studni odwadniającej wkop eksploatacyjny, ułożonej na południowy wschód od studni 61 SD) wskazywał, że pracująca ze znacznie większą wydajnością $Q = 2,5$ m³/min. studnia 133 G nie przejmuje wody ze strefy otworu dozowniczego.

W trakcie realizacji badań znacznikowych, wykonanych w 2002 roku (eksperymenty nr 1 – 6) ustalono współzależność pomiędzy przewodnością wody, a zawartością substancji rozpuszczonych i stężeniem jonów chlorkowych uzyskanych na podstawie wyników oznaczeń chemicznych. Wyniki oznaczeń składu wody pobranej z otworu PW 416 wyraźnie odbiegały od równania linii trendu. Wody z w/w otworu miały nienaturalnie alkaliczny odczyn $pH \approx 11,2$ spowodowany obecnością jonów wodorotlenowych OH⁻, pochodzących ze stosowanych podczas wiercenia płynów wiertniczych. Linie trendu omawianych korelacji miały postać:

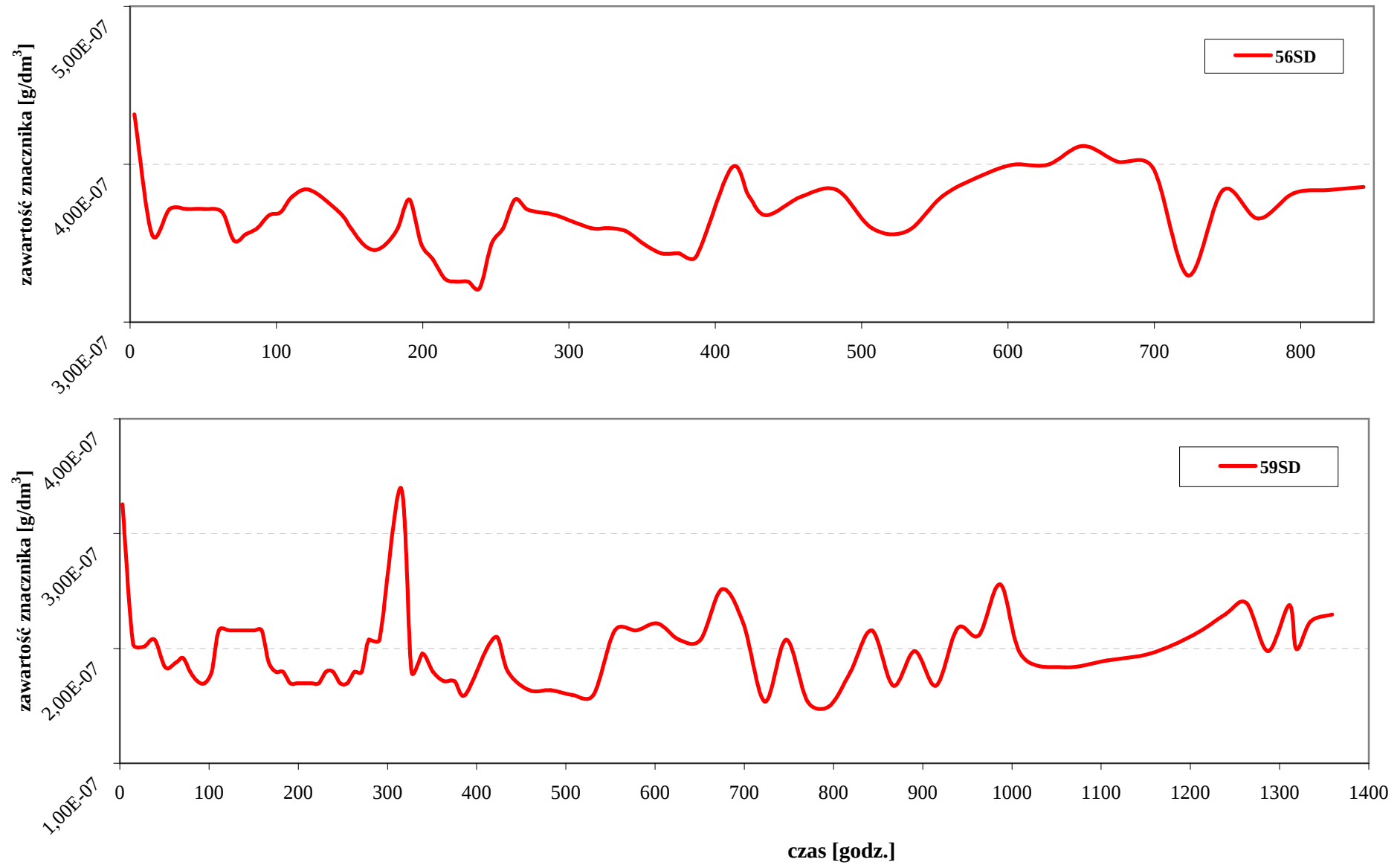
$$C_{Cl} = 0,6241 \cdot X - 92,428 \quad R^2 = 0,9639$$

$$C_{sub. rozpuszcz.} = 1,0157 \cdot X - 45,904 \quad R^2 = 0,9871$$

gdzie: X – przewodność wody $\mu S/cm$ a C_{Cl} i $C_{sub. rozpuszcz.}$ wyrażone są mg/dm^3

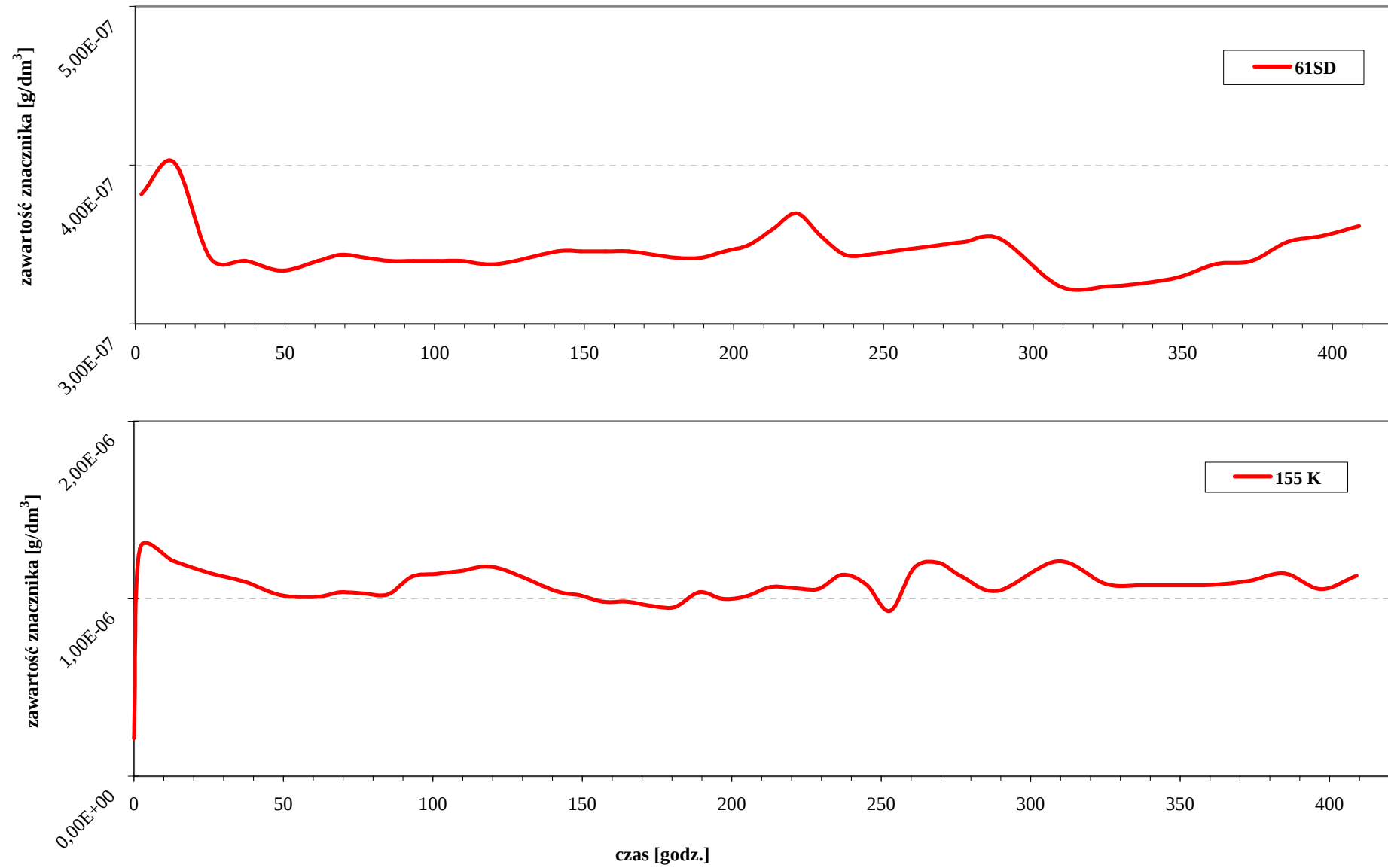
Rysunek 51

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-23C i studniami 56SD i 59SD



Rysunek 52

Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-18A i studniami 61SD i 155K



Wysad solny Dębina ;
średni skład hydrochemiczny wód w systemie odwodnienia powierzchniowego

Tabela 15

Punkt poboru	Rok obserwacji	Sucha pozostałość [mg/dm³]	Stężenie: [mg/dm³]						Stężenie: [µg/dm³]						
			HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	Stront Sr	Brom Br	Bar Ba	Rubid Rb	Jod J	Miedź Cu	Ołów Pb
Rów Zachodni 20236	1993 r.								116,0	17,30	20,8	0,0			
	1994 r.								128,0	18,20	19,7	0,8			
	1995 r.	460,0	262,3	107,1	49,0	70,5	18,0	47,5	125,0	16,20	23,1	0,0			
	1996 r.	590,0	268,5	126,2	64,0	73,8	10,0		415,8	12,60	99,6	7,8		3,2	15,4
	1997 r.	470,0	219,7	80,3	44,8	75,8	11,1	49,2	442,0	11,30	54,6	6,2		1,6	7,3
	1998 r.	509,8	247,1	90,8	77,1	79,2	13,8								
	1999 r.	614,0	244,1	111,1	100,8	98,2	11,6	65,0	919,8	168,10	52,2			14,5	1,8
	2000 r.	706,3	197,1	179,7	109,8	98,1	10,6	130,0	1143,7	43,50	230,3	2,8	6,2	37,6	6,40
	2001 r.	846,0	252,2	228,8	104,3	96,8	20,1	147,9	1067,7	27,90	53,2	2,7	4,2	9,2	8,10
	2002 r.	1140,8	270,3	406,1	108,3	111,5	10,8	242,6	1286,8	40,00	51,3	2,9	5,3	27,1	8,05
	2003 r.	1049,80	249,0	424,8	96,4	109,1	13,5	267,0	1278,0	57,48	70,3	2,6	5,7	25,6	7,57
	2004 r.	988,30	228,8	439,0	65,1	80,7	13,6	295,3	1334,8	70,00	95,1	2,7	5,6	30,0	7,80
2005 r.	736,3	232,6	287,7	48,9	83,7	14,6	179,2								
2006 r	871,0	252,1	366,0	47,3	84,4	14,5	225,0								
Rów Wschodni 20235	1993 r.								175,0	13,60	53,6	2,2			
	1995 r.	429,0	292,8	41,5	13,5	51,3	29,7	36,1	193,0	14,20	63,1	2,0			
	1996 r.	343,0	244,1	23,4	2,0	64,1	12,2		480,5	7,30	59,9	4,6		5,3	8,8
	1997 r.	359,0	267,9	20,1	10,9	72,5	15,9	12,0	415,1	7,80	72,4	3,7		2,4	11,6
	1998 r.	434,3	256,4	21,4	18,6	74,6	14,7								
	1999 r.	440,5	254,0	27,5	18,9	73,1	14,5								
	2000 r.	368,5	231,5	33,9	11,0	65,8	22,3	23,5	408,2	20,00	15,8	2,4	0,3	15,8	3,40
	2001 r.	395,0	254,3	30,5	17,5	72,2	16,9	12,7	360,5	19,15	19,4	2,2	0,4	15,1	3,00
	2002 r.	367,0	269,4	31,9	38,3	84,3	11,1	21,7	371,2	70,00	20,5	2,2	0,7	7,5	2,80
	2003 r.	345,2	255,3	54,4	37,0	73,3	15,2	41,1	376,1	35,00	19,6	2,2	0,7	10,9	2,84
	2004 r.	886,6	238,1	389,6	51,7	75,2	15,6	284,8	1202,2	80,00	71,2	3,3	5,3	25,2	7,40
	2005 r.	1021,6	235,8	468,7	41,8	76,6	12,4	298,8							
2006 r.	941,0	253,4	409,1	42,9	69,6	14,9	270,2								
Rów Zbiorczy 20237	1993 r.								208,0	13,80	21,7	1,6			
	1994 r.								193,0	16,90	23,1	2,2			
	1995 r.	430,7	245,5	50,7	36,6	74,3	12,6	50,6	220,0	17,20	25,3	2,4			
	1996 r.	424,6	262,4	48,9	39,8	79,5	12,3	20,2	444,1	12,30	72,6	5,2		2,5	10,0
	1997 r.	377,0	241,6	49,6	28,4	74,6	13,1	27,2	434,0	5,90	67,8	5,0		2,0	10,0
	1998 r.	398,4	235,3	46,0	37,7	76,8	13,0	35,4							
	1999 r.	520,3	245,6	62,7	55,3	80,6	15,4	37,7	675,5	141,55	46,0			24,1	3,3
	2000 r.	515,8	226,5	94,8	48,5	76,6	15,6	61,1	706,0	25,50	43,3	2,6	2,7	15,7	3,60
	2001 r.	551,3	254,3	98,1	43,7	81,3	14,1	68,4	676,0	25,80	38,6	3,0	3,1	12,3	3,35
	2002 r.	712,0	264,2	210,4	69,3	93,6	12,2	125,0	735,8	30,00	39,1	2,5	3,3	12,2	2,78
	2003 r.	618,0	252,0	198,0	62,4	86,9	15,1	128,8	724,6	35,88	38,7	2,3	3,8	11,8	3,04
	2004 r.	1189,0	235,5	547,7	70,8	80,4	13,4	364,8	810,9	38,00	42,8	2,7	3,7	15,0	4,20
	2005 r.	797,9	233,4	331,9	44,7	79,4	15,0	203,7							
2006 r.	863,0	251,3	360,3	44,4	76,3	15,9	230,2	599,5	41,50	43,8	1,1		1,2	0,18	

Badania znacznikowe wykonane w rejonie wysadu solnego Dębina

Tabela 19

Nr Eksperymentu	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nr piezometru	PD-30	PD-7C	PD-48	PD-29D	25 SD/PD	PD 25	PD-26C	PD-48A	PD-2B
Data i godzina dozowania	09.04.02 9:40	10.05.02 9:25	23.05.02 9:05	23.05.02 12:00	18.06.02 10:50	21.06.02 9:50	12.08.2003 8:28	13.08.2003 8:15	19.09.2003 8:23
Głębokość dozowania [m.p.p.t.]	212	252	185	329	335	174	305,0	365,0	247,0
Objętość zalewanej wody [m³]	1	2	1	1,3	2,5	0,4	1,5	1,8	1,4
Objętość roztworu znacznika [dm³]	0,849	2,35	1,603	1,008	4,298	0,395	3,861	1,509	4,200
Waga fluoresceiny [g]	212,25	587,5	400,75	252	1148,4	105,5	1042,47	419,50	1149,20
Ilość studni objętych obserwacją	8	8	4	2	8	3	7	4	9
Data zakończenia obserwacji	20.06.2002	20.06.2002	31.07.2002	31.07.2002	31.07.2002	31.07.2002	19.09.2003	22.10.2003	4.11.2003
Studnie, do których dopłynął znacznik	35SD-2	26SD, 27SD, 28SD i 26SD-1	nie dopłynął	nie dopłynął	24SD, 26SD i 26SD-1	20SD	24SD, 24SD-1, 25SD-1	nie dopłynął	23SD, 23SD- 1, 24SD, 24SD-1, 25SD 1, 26SD

Badania znacznikowe wykonane w rejonie wysadu solnego Dębina

Tabela 19

Nr Eksperymentu	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Nr piezometru	PD-47A	PD-22B	PD-5 D	PD-51	PD-47	PD-1D	PD-48B	PD-23C	PD-18 A
Data i godzina dozowania	25.02.2004 10:08	26.02.2004 9:08	19.03.2004 8:40	21.07.2004 8:25	20.05.2004 08:45	20.07.2004 8:30	26.08.2004 8:30	25.05.2004 8:40	21.09.2004 10:20
Głębokość dozowania [m.p.p.t.]	333,0	385,0	336,0	267,0	235,0	327,0	295,0	347,0	330,0
Objętość zalewanej wody [m ³]	1,5	1,2	1,5	1,8	1,6	1,6	2,0	1,5	1,5
Objętość roztworu znacznika [dm ³]	3,192	0,611	0,630	5,07	4,43	1,43	8,92	0,99	2,03
Waga fluoresceiny [g]	874,96	167,48	172,69	1390,21	1214,19	391,14	2443,73	270,03	545,62
Ilość studni objętych obserwacją	4	2	3	3	4	3	6	2	2
Data zakończenia obserwacji	27.04.2004	27.04.2004.	27.04.2004	01.09.2004 (jedna do 13.09.2004)	24.06.2004 (dwie do 28.07.2004)	01.09.2004	06.10.2004	29.06.2004 (jedna do 28.07.2004)	26.10.2004
Studnie, do których dopłynął znacznik	35SD-2	56SD	nie dopłynął	nie dopłynął	nie dopłynął	nie dopłynął	27SD+, 28SD, 49SD	nie dopłynął	155K

Podane równania sporządzono na podstawie pomiarów przewodności wody wykonanych w temp. pokojowej (ok. 22°C). Omawiane współzależności są spełnione w przedziałach zmienności parametrów: przewodność: <100 ; 2000 $\mu\text{S/cm}$ >, chlorki: <<5 ; 1200 mg/dm^3 >, sub. rozpuszczone: <40 ; 2000 mg/dm^3 >. Liniowe równania trendu mają wystarczająco wysokie współczynniki regresji i mogą być wykorzystywane do wstępnej oceny poprawności wyników oznaczeń analitycznych, a w przypadku pomiaru przewodności wody bezpośrednio w terenie również do szybkiej oceny jej zasolenia (po wprowadzeniu korekty uwzględniającej faktyczną temperaturę pomiaru).

Na podstawie wykonanych w latach 1993 – 1999 wyników badań hydrochemicznych wody pobieranej z najgłębszych rurek piezometrycznych w otworach P VII bis 2 II i PVII bis 3 III można zasugerować, że przyczyna zwiększonego zasolenia w rejonach tych otworów związana jest z tektoniką podłoża mezozoicznego, a ściślej z przebiegającym równoleżnikowo uskokiem wyznaczanym przez północną granicę rowu Kleszczowa. Otwór PD-50 oraz wymienione dwa kolejne otwory linii P VII bis leżą bezpośrednio na linii wyznaczonej przez przebieg w/w uskoku. Podobną lokalizację mają studnie odwadniające zachodnie przedpole odkrywki Bełchatów, z tym, że najbliższej uskoku zlokalizowane są studnie najbardziej „zasolone”. Na polu Bełchatów uskok północnego brzegu rowu przebiega równoleżnikowo, a w części zachodniej, odcinkowo na kierunku WSW – ENE. W części wschodniej pola oraz w osiowych partiach antykliny Łękińska zrzućty wynoszą od 20 do 50 m. Lokalnie brzeg rowu jest nieczytelny. Jest to związane z przebiegiem czwartorzędowej doliny erozyjnej. Zasadniczo wyraźniej zaznacza się on w kierunku zachodnim, począwszy od wschodniego uskoku uskoku Antykliny Łękińska. Ogranicza on od północy zasięg serii złożowej. Zrzut na tym uskoku wzrasta do 100 m. Wzdłuż północnego uskoku brzegu rowu położone są m.in. otwory PW-346, PW-358, PW-377, PW-378. Wysokie zasolenia wody w otworze PD-50 i podwyższona zawartość jonów chlorkowych w wodach pompowanych przez studnie zlokalizowane na zachodnim przedpolu odkrywki ma więc związek z ascenzyjnym dopływem wód mezozoicznych uruchamianym na skutek zwiększania zasilania wertykalnego uruchamianego w trakcie kolejnych cykli airliftowania w/w piezometru w warunkach geologicznych sprzyjających ascenzji wód głębszych, a jednocześnie przy bardzo niekorzystnych parametrach dla dopływu lateralnego,

Badania hydrochemiczne i izotopowe wody z otworu PD-50 prowadzone są od lutego 1998 r. tj. od momentu włączenia w/w piezometru do systemu obserwacji w ramach IV grupy otworów w otoczeniu wysadu solnego Dębina. Decyzję o wykonaniu w/w otworu podjęto, gdyż próba wody pobrana ze zlikwidowanego otworu poszukiwawczego (42/21), wykonanego w odległości ok. 25 m od uskoku północnej granicy złoża i w odległości ok. 110m od aktualnej lokalizacji otworu PD-50, wykazywała wysoką zawartość chlorków. W 1997 r. nie było żadnej innej hydrogeologicznie uzasadnionej przyczyny, aby wykonać otwór obserwacyjny w rejonie na NW od wysadu solnego i w stosunkowo znacznym oddaleniu od bariery ochronnej.

W lutym 1998 r. wody z otworu PD 50 zawierały m.in. 1780 mg Cl/dm^3 i 51 $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Ponownie wykonane w lipcu 1998 r. badanie wody wykazało, że stężenie wskaźników zasolenia wyraźnie spadło do 83 mg Cl/dm^3 i 23 $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, a odczyn $\text{pH} = 8,5$. W lipcu 1998 r. wykonano kompleksowe badania hydrochemiczne i izotopowe wody z otworu PD 50, stwierdzając, że

$$\begin{array}{lll} \text{H}_2\text{O} & \delta\text{D} = -71,00 \text{‰ SMOW} & \delta^{18}\text{O} = -10,10 \text{‰ SMOW} \\ \text{SO}_4^{2-} & \delta^{34}\text{S} = 14,31 \text{‰ CDT} & \delta^{18}\text{O} = 9,45 \text{‰ SMOW} \\ & \text{Tryt } ^3\text{H} = 3,3 \text{ TU} \end{array}$$

Na podstawie w/w wyników stwierdzono, że w tym okresie wody w otworze PD 50 pochodziły z infiltracji wieku holocenńskiego i były wymieniane w czasie ok. 45 lat. Skład izotopowy siarczanów był

charakterystyczny dla współczesnego opadu atmosferycznego z nieznacznie zawansowanym procesem bakteryjnej redukcji. Redukcyjny charakter środowiska w strefie przyotworowej piezometru PD-50 powodował stopniowe obniżanie całkowitego stężenia siarczanów. Małej zawartości siarczanów towarzyszyło zmniejszenie stężenia jonów Ca^{2+} i HCO_3^- oraz stopniowy wzrost odczynu wody do $\text{pH} = 8,5$. Obserwowane przemiany były charakterystyczne dla wód podziemnych w zbiornikach o utrudnionej wymianie. W otworze PD-50 nie stwierdzono wówczas obecności wód mających kontakt z wysadem solnym. We wrześniu 1999 r. zawartość chlorków nieznacznie wzrosła do $127 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$, a odczyn wody wzrósł do $\text{pH} = 9,0$, co automatycznie zredukowało zawartość siarczanów do pomijalnie małego poziomu $< 10 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Po upływie kolejnego roku, we wrześniu 2000 r. wskaźniki anionowego zasolenia nie uległy zmianie i wynosiły $131 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$, a siarczany $< 10 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Stężenie trytu w otworze PD-50 spadło do 2,8 TU. Od listopada 2000 r. woda z otworu PD-50 badana była co miesiąc, z tym, że jeszcze do stycznia 2001 r. stwierdzano tendencję spadkową wskaźników zasolenia, przy $\text{pH} = 7,8$ zawartość chlorków wynosiła tylko $91,7 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$. W kolejnych miesiącach 2001 r. stężenie chlorków rosło gwałtownie, dochodząc do poziomu $1600 \pm 50 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ i $160 \pm 15 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. We wrześniu 2001 r. stężenie wskaźników zasolenia wynosiło odpowiednio: $1250 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ i $154 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$.

Wyniki badań hydrochemicznych i izotopowych wody z otworu PD-50, wykonanych do września 2001 r., sugerują, że zasolenie wody w otworze PD-50 następuje w wyniku ascenzyjnego dopływu wód głębszego krążenia. Studnie bariery ochronnej w narożu NW stanowią ekran chroniący przed lateralnym wzrostem zasolenia wód na przedpolu bariery, nie stanowią natomiast ochrony przed zasoleniem wertykalnym. Przyrost depresji w otworze PD-50 ma charakter monotoniczny. W otworze PD-50 nie stwierdza się hydrodynamicznego oddziaływania odwadniania odkrywki Szczerców na wody poziomu mezozoicznego. Wzrost zasolenia wody w otworze PD-50 nastąpił po sześciokrotnym – przeprowadzonym w miesięcznych odstępach i w kilku przypadkach trwającym po ok. 5-6 godz. pompowaniu oczyszczającym w/w otworu, co spowodowało powstanie (stworzyło) warunków do uruchomienia dopływu ascenzyjnego.

W otworze PD-50 systematycznie wzrastała wartość wskaźnika $\text{rCl}^- / \text{rHCO}_3^-$, a równocześnie malał wskaźnik $(\text{rSO}_4^{2-} + \text{rHCO}_3^-) / \text{rCl}^-$, co świadczy, że w funkcji czasu obserwacji pogarszały się stopniowo w najbliższym otoczeniu w/w piezometru warunki krążenia i wymiany wód podziemnych. Zauważono stosunkowo stabilną i niską zawartość strontu oraz względnie małe wartości wskaźnika $1000 \text{ Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$, którego wartość praktycznie nie zależy od dużego wahania stężenia jonów chlorkowych. Stront wykazuje skłonność do koncentrowania się w siarczanowych minerałach wapnia. Wody wzbogacone w jon chlorkowy mają zdolność intensywnego rozpuszczania minerałów strontu. Wynika stąd, że w rejonie tego otworu nie występuje efekt ługowania minerałów tworzących czapę gipsowo-anhydrytową wysadu przez roztwór solankowy typu Na-Cl. W wodach poziomu mezozoicznego, w otoczeniu otworu PD-50, wartości wskaźników $\text{rCl}^- / \text{rHCO}_3^-$ oraz $(\text{rSO}_4^{2-} + \text{rHCO}_3^-) / \text{rCl}^-$ wskazywały, że również w otoczeniu PD-50 warunki krążenia i wymiany wód podziemnych są wyraźnie utrudnione.

Wyniki oznaczeń składu izotopowego siarczanów, łącznie dla wszystkich rejonów objętych analizą wraz z wynikami archiwalnymi, przedstawiono na wykresie interpretacyjnym (Rys. 13). Na wykresie wyróżniono kilka typów składu izotopowego siarki i tlenu w jonie siarczanowym wód podziemnych, charakterystycznych dla potencjalnych źródeł podwyższonej mineralizacji siarczanowej (wysad solny, mokre składowisko popiołów) lub różnych faz geochemicznego obiegu siarki w przyrodzie (podziemne utlenianie bez dostępu tlenu z atmosfery oraz redukcja powodująca efekt desulfatyzacji wody). Jedynie woda pobrana z otworu P XV-1 nie ma żadnego związku ze strukturą osadów budujących wysad solny. Wody z trzech

pozostałych, badanych w 2002 r. otworów: PD-50, PD-51 (w części zachodniej) i PD-13 A (w części północnej) miały identyczną zawartość cięższej izotopowo siarki ^{34}S . Stężenie jonów siarczanowych w wodach w/w otworów wzrastało w podanej kolejności. Również w tej samej kolejności wzrastał udział cięższego izotopu tlenu ^{18}O w składzie izotopowym siarczanów. Większy udział tlenu ^{18}O miał bezpośredni związek z większym udziałem tlenu atmosferycznego, a pośrednio z większym udziałem wód infiltracyjnych. Na wykresie oznaczono również skład izotopowy siarczanów wód mających bezpośredni kontakt ze strukturą wysadu, pobranych z otworów II grupy PD-9 B i PD-39, oraz skład izotopowy rdzenia CaSO_4 z czapy wysadu Dębina. Grupę otworów, które udostępniają głębszy fragment warstwy mezozoicznej i jednocześnie nie wykazują cech świadczących o kontakt ze strukturą wysadu solnego, uzupełnia piezometr **PD-26C** (część południowa). Natomiast woda z otworów **PD-25B** (część wschodnia) i **PD-51** zawierała w okresie wymienionych eksperymentów znacznikowych w swoim składzie jony siarczanowe o cechach zbliżonych do siarczanów gipsu z czapy wysadu solnego. Skład izotopowy siarczanów w wodach pompowanych przez studnię odwodnienia wgłębnego odkrywki Bełchatów, zlokalizowane po południowej części przedpola wysadu: 133G i 155 K oraz w studniach nowej bariery ochronnej: 30 SD-2 (część zachodnia), 45 SD, 47 SD (obie w części południowej) i 61 SD (część wschodnia), w momencie prowadzenia badań znacznikowych wskazywał, że w 2003 i 2004 roku nie miały one cech świadczących o kontakcie ze strukturą wysadu solnego „Dębina”. Nieznaczna zawartość jonów siarczanowych – $7 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ w wodzie ze studni 49 SD miała skład izotopowy świadczący o niewielkim udziale siarczanów charakterystycznych dla czapy gipsowo-anhydrytowej. Nie można wykluczyć, że woda pompowana przez studnię 49 SD była w minimalnym stopniu zasilana przez wody o cechach stwierdzonych w otworze PD-41 (oznaczenie z października 2003 r.). Nie ma żadnych wątpliwości, że całkowita zawartość jonów siarczanowych w wodach ze studni 53 SD, 56 SD i 59 SD była identyczna z siarczanami struktury wysadu solnego. W trzech oznaczeniach stwierdzono, że geneza mineralizacji siarczanowej nie ma związku ze strukturą wysadu. Sytuacja ta dotyczy otworów: PD-7D, PD-48B (w części południowej) oraz pierwszego, wykonanego w czerwcu 2004 r., oznaczenia izotopowego w otworze PD-1D. Wynik powtórnego oznaczenia podstawowego składu chemicznego wody z otworu PD-1D pobranej w lipcu 2004 r., czyli w końcowej fazie ponownego pompowania oczyszczającego, oraz kolejne badanie cech izotopowych siarczanów z tego otworu jest wiarygodną reprezentacją stanu wskazującego, że podwyższona mineralizacja siarczanowa w obu sąsiadujących otworach PD-1C+ i PD-1D miała związek ze strukturą wysadu. Pochodzenie siarczanów w wodzie z otworów: PD-8A, PD-23C, PD-24B i PD-46A, związane jest z wysadem solnym. Badanie wykonane w 2004 r. wskazuje, że podczas pompowania oczyszczającego otworu PD-24B wzrastało stężenie siarczanów w konsekwencji zwiększonego dopływu wód kontaktujących się uprzednio ze strukturą wysadu. Wody mezozoiczne z otworu PD-47 i ujmującego poziom trzeciorzędowy otworu PD-51 (oznaczenie z 2004 r.) różniły się pod względem zawartości siarczanów. Natomiast ich skład izotopowy, a zwłaszcza pochodzenie siarki w jonie siarczanowym, był identyczny. Uzyskane wyniki wskazują, że w badanych próbach wody występowała nieznacznie zredukowana komponenta wód mających cechy zbliżone do siarczanów z utworów brekcji wysadu solnego.

We wszystkich badanych wodach stwierdzono obecność trytu. Z całą pewnością w ich składzie zawarta jest część wód opadu atmosferycznego z lat następujących po roku 1957 (okres pierwszych wybuchów termojądrowych w atmosferze). Oznacza to, że na obszarze odkrywki Bełchatów nawet wody głębszego krążenia zawierają składową współczesnego zasilania infiltracyjnego (realizowanego w znacznym oddaleniu na południowy wschód od kopalni).

Wyznaczony zgodnie z modelem dyspersyjnym średni czas podziemnego przebywania (lub średni „wiek” przepływu) wody, w 2002 roku (eksperymenty nr 1 – 6) zawierał się w przedziałach:

- Od ok. 15 – 20 lat w rejonie otworów: PD–8C, PD–28B i PD–28C oraz w PD–49 (część zachodnia).
- Do ponad 100 lat w 14 próbach wody pobranych m.in. ze studni 133G i 155K (część wschodnia) oraz w rejonie otworów: 2 SD-PD, PD-24B. Skład izotopowy siarczanów w wodach pobranych w dniu badania z tych punktów wskazywał, że nie miały one w tym okresie cech świadczących o kontakcie ze strukturą wysadu solnego „Dębina”.
- „Młode” wody z otworu PD–49 nie wykazywały (w 2002 r.) kontaktu z wysadem solnym.

„Wiek wody” obliczono zgodnie z dyspersyjnym modelem przepływu, przyjmując następujące parametry wejściowe: liczba Pecleta $Pe = 5,0$, funkcja wejścia trytu $C_0 = 20,5$ TU.

Zupełnie odmienna sytuacja występowała w wodach podziemnych udostępnianych przez otwory PD–13A i PD–13C (część północno-zachodnia). W obu otworach stwierdzono podwyższone stężenie jonów siarczanowych, których geneza związana jest ze strukturą wysadu solnego. Wyniki badania stężenia aktywności trytu w wodzie pobranej w 2002 r. z głębszego przelotu warstwy mezozoicznej, udostępnionej przez otwór PD–13A, zawierają większy udział składowej „młodszej”. Natomiast do fragmentu warstwy mezozoicznej udostępnianej przez otwór obserwacyjny PD-13C infiltracja wód ówczesnego opadu atmosferycznego była poważnie utrudniona.

Wyznaczony na podstawie ostatniego wyniku badania wykonanego podczas eksperymentów znacznikowych nr 7 – 18, (2003 i 2004 r.) i zgodnie z modelem dyspersyjnym średni czas podziemnego przebywania wody zawierał się w przedziałach:

- Od ok. 12 do 35 lat w rejonie 9 otworów: PD–4C, PD–13A, PD–8C, PD–28B, PD–28C, PD–30, PD–45, PD–46B, oraz w PD–49.
- Od > 35 do 70 lat w rejonie 25 otworów: PD–1C+ i PD–1D, PD–4D, PD–7D, 8 SD–PD, PD–4B, PD–16C, 16 SD–PD, PD–17A, PD–18A, PD–19A, PD–25B, PD–24C, PD–26C, PD–30B, PD–31, PD–31A, 31 SD–PD, PD–47, PD–47A, PD–48A, PD–48B, PD–54C i PD–59 A.
- Od > 70 do 100 lat w rejonie 14 otworów: PD–13B, PD–13C, PD–18B i PD–18C, PD–22B, PD–23C, PD–24B, PD–29D, PD–41, PD–46A, PD–48, PD–51, PD–52 i PD–60.
- Do > 100 lat w rejonie 2 otworów: 2 SD–PD i PD–59.

W otworach obserwacyjnych przeważają wody, których czas podziemnego przebywania wynosi ok. 55 ± 15 lat. Nieznacznie „starsze” są wody pompowane z rejonu wysadu solnego. W przypadku wody pobranej z czynnej studni zakłócenie wyniku obliczeń datowania jest minimalne. Najkrótszy czas podziemnego przebywania wody w studniach wynosił:

- Od 55 do 70 lat w 2 studniach zlokalizowanych w południowej części przedpola wysadu i 4 studniach nowej bariery ochronnej: 133 G, 155 K, 30 SD–2, 34 SD–1, 45 SD i 61 SD.
- Od > 70 do 100 lat mają wody pompowane przez 6 studni: 31 SD–2, 32 SD–2, 36 SD–1, 47 SD, 49 SD i 53 SD.
- Do > 100[lat określono czas podziemnego przebywania wody z 2 studni: 56 SD i 59 SD.

Prawidłowości przestrzenne, występujące w okresie badań znacznikowych w wodach studni nowej bariery ochronnej, stwierdzono w najpóźniej włączonych do eksploatacji studniach nowej bariery 45 SD i 61 SD, mimo że zlokalizowane są w przeciwległych fragmentach południowej części wysadu solnego. Studnie te

pompują wody o identycznym czasie podziemnego przebywania ok. 55 lat. Wiek wody pompowanej przez nowo wykonane (w 2004 roku) studnie 45 SD, 47 SD i 49 SD wzrasta wraz z położeniem studni – najmniejszą aktywność trytu stwierdzono w studni najbardziej wysuniętej na zachód – 49 SD. Natomiast studnie „nowej” bariery 53 SD, 56 SD i 59 SD, zlokalizowane po północnej stronie wysadu, pompowały wody o zwiększonym zasoleniu i jednocześnie o najdłuższym czasie podziemnej wymiany, wynoszącym ok. 100 lat. Tylko nieznacznie krótszy był czas podziemnego przebywania zasolonych wód ze studni 36 SD–1.

W celu rozwiązania zagadnienia dotyczącego przyczyn braku wododziału pomiędzy wysadem Dębina a P/Bełchatów (po wschodniej stronie przebiegającego przez wysad solny wzdłuż kierunku SE – NW uskok Dębiny) wykonano badania hydrochemiczne i izotopowe wody wzdłuż linii wyznaczonej przez lokalizację piezometrów obserwacyjnych: 16 SD–PD, otworów PD: 45, 44, 56 i 17 oraz otworów PW: 381, 384, 387, 404, 405 i 416. Wykonano również w nowo wykonanym otworze PW 404 bis–2, udostępniającego wody poziomu mezozoicznego na południowo-wschodniej granicy obszaru traktowanego jako rejon wododziału. Otwory, w których wykonano badania, ujmuje wody podziemne w poziomach trzeciorzędowych i mezozoicznych w szerokim przedziale głębokości, od 187 m ppt w PD–17 do 475 m ppt w otworze PW 416. Dopływ wód do rejonu wododziału następuje w zasadzie wzdłuż kierunku rozwiniętych szczelin w utworach jury górnej (kimeryd) i kredy górnej (margle i piaskowce). Wzdłuż północnej granicy obszaru badań występują utwory o gorszej wodoprzepuszczalności, z reguły margle lub mułowce. Po stronie południowej, w obrębie złoża węgla, przeważają kredowe piaskowce, a w najbliższym otoczeniu wysadu piaski. Jura górna w SE tej części przedpola rowu Kleszczowa wykształcona jest w formie wapieni, z lokalnymi wkładkami margli i mułowców. Litologia wodonośnych utworów mezozoicznych zapewnia nieznaczną przewagę zasilania z kierunku SE. Wody dopływające z w/w kierunku charakteryzują się dobrą i bardzo dobrą jakością, bez zanieczyszczeń antropogenicznych i bez składników charakterystycznych dla oddziaływania wypiętrzonych struktur salinarnych.

W wodach poziomu trzeciorzędowego bardzo nieznacznie podwyższoną zawartość jonów chlorkowych, do ok. 45 mg Cl⁻/dm³ stwierdzono w otworach: PW 404 (Trzeciorząd Podłożowy na głębokości filtrowania 270 – 275 m ppt) oraz w PD–24 (oznaczenie z września 2001 r., głębokość filtrowania 224,3 – 230,0 m ppt). W latach 1999 i 2000 zawartość chlorków w wodach otworu PD–24 była znacznie wyższa, a wynosiła odpowiednio: 957 i 458 mg Cl⁻/dm³. W otoczeniu otworu PW 404 wody trzeciorzędu podłożowego, do głębokości ok. 300 m ppt, zawierały maksymalnie do 25 mg Cl⁻/dm³. Przebieg wirtualnej izol linii, odpowiadającej zawartości „20 mg Cl⁻/dm³” w wodach poziomu trzeciorzędowego, obejmuje północno-wschodnią część bariery ochronnej wysadu solnego. Taki stan może sugerować, że całkowite wyłączenie eksploatacji studni zlokalizowanych po wschodniej stronie bariery ochronnej nie jest wskazane. W wodach poziomu mezozoicznego, z uwzględnieniem badań wykonanych w pompowanych studniach, stężenie chlorków, było średnio tylko nieznacznie wyższe – w otworach zafiltrowanych do głębokości 360 m ppt (otwór 16 SD–PD) wynosiło średnio 20,2 mg Cl⁻/dm³. Po przekroczeniu głębokości 440 m ppt (otwór PW 404 bis–2) oraz 475 m ppt (otwór PW 416) zawartość jonów chlorkowych gwałtownie wzrasta do ok. 250 ± 35 mg Cl⁻/dm³. Rozkład zawartości chlorków w poziomie mezozoicznym wykazuje nieznaczną dwuosiowość, polegającą na wydłużeniu średnicy w kierunku SE – NW oraz w kierunku NE tj. w stronę wkopu P/Bełchatów. Na podstawie przestrzennego rozkładu stężenia jonów chlorkowych w wodach poziomu mezozoicznego można przypuszczać, że źródłem potencjalnego zwiększonego zasolenia wód pompowanych przy odwadnianiu rowu II-go rzędu będzie wertykalny dopływ wód z głębszych warstw mezozoicznych. Bezpośredni przepływ wód z otoczenia wysadu solnego jest mało prawdopodobny. Jeżeli w rejonie wododziału zostaną zachowane

proporcje udziału słodkich wód dopływających radialnie i zasolonych wód głębszego krążenia migrujących wertykalnie, to odwadnianie rowu II-go rzędu nie powinno spowodować istotnego wzrostu zasolenia ogólnej objętości wody odprowadzanej przez system odwadniania P/Bełchatów. Praktycznie do głębokości 380 m ppt stężenie chlorków jest stałe $C_{Cl} = 20,2 \text{ mg/dm}^3$. W przedziale od 380 m do 475 m ppt gradient stężenia jonów chlorkowych wynosi $\Delta C_{Cl} = 289 \text{ mg Cl/dm}^3/100 \text{ m}$. Przy założeniu, że całkowity gradient hydrogeochemiczny (wzrost stężenia mineralizacji ogólnej) nastąpi jedynie w wyniku wzrostu zawartości jonów Na^+ i Cl^- , wartość w/w gradientu hydrogeochemicznego w rejonie wododziału wynosi ok. $0,48 \text{ g/dm}^3/100 \text{ m}$. Wg J. Dowgiałły gradient hydrogeochemiczny w utworach mezozoicznych Polski niżowej w przedziale głębokości 200 – 2800 m waha się w granicach $0,5 - 26,0 \text{ g/dm}^3/100 \text{ m}$. Wartość wyznaczona dla wód podziemnych z rejonu wododziału jest zbliżona do dolnej granicy w/w gradientu w warunkach naturalnych. Aktualnie nie występuje ascenzyjny dopływ wód z głębszej części mezozoiku. Jedynie w wodach z otworu PW 404 bis-2 wartość $r\text{Na}^+ / r\text{Cl}^- = 1,07$ może sugerować, że badane wody mogą kontaktować się z solą kamienną. Pierwotnie stwierdzono, że w badanych wodach zawartość składników anionowego zasolenia wynosi $1283,3 \text{ mg Cl/dm}^3$ i $78 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Po upływie ok. jednego miesiąca wynik oznaczenia był wyraźnie odmienny, stwierdzono: $219,8 \text{ mg Cl/dm}^3$ i $< 10 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ w wodzie pobranej próbnikiem ze strefy zafiltrowania otworu PW 404 bis-2. Wartości wskaźników $r\text{Cl}^-/r\text{HCO}_3^-$ oraz $(r\text{SO}_4^{2-} + r\text{HCO}_3^-) / r\text{Cl}^-$ w wodach otworów obserwacyjnych w rejonie wododziału świadczą o względnie dobrych warunkach krążenia i wymiany wód, znacznie lepszych od stwierdzonych aktualnie i na tej samej podstawie w utworach wodonośnych w otoczeniu otworu PD-50. Podwyższona zawartość strontu w wodach otworu 16 SD-PD oraz wyznaczony na tej podstawie wskaźnik $1000 \text{ Sr}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ sugerują, że mają one bezpośredni kontakt ze strukturą wysadu solnego. Wartości wskaźnika chlorkowo—bromowego są w trzech przypadkach bardzo małe, nie przekraczają wartości $\text{Cl}/\text{Br}^- < 550$, tylko w otworze 16 SD-PD wynosi ok. 800. Niska wartość tego wskaźnika pośrednio świadczy, że badane wody nie kontaktują się z zasolonymi wodami głębszego krążenia. W wodach podziemnych pobranych z rejonu barier C i D wartość wskaźnika Cl/Br^- jest średnio ok. 10-krotnie wyższa.

Wyniki oznaczenia zawartości trytu w wodach rejonu wododziału:

- W wodach z otworu PD-45 oraz PD-44 zawartość trytu jest względnie bardzo wysoka, znacznie przekracza normalnie spotykane stężenia trytu na tak znacznej głębokości. Na podstawie wyników oznaczeń archiwalnych, wykonanych w okresie od maja do lipca 1992 r., w fazie badawczych pompowań zespołowych studni: 1 SD, 2 SD, 3 SD i 4 SD, ustalono, że w obrębie pasa utworów wodonośnych przebiegających równoleżnikowo przez centrum wysadu występują wody zawierające znaczną zawartość trytu wynoszącą wówczas ok. 30 TU, a w geometrycznym centrum wysadu nawet 62 TU – [opracowanie OBRTG Warszawa, maj 1993 r.]. W rejonie w/w otworów, a zwłaszcza w wodach poziomu mezozoicznego, w otoczeniu PD-44, występują warunki dobrej akumulacji trytu oraz brak skłonności do mieszania się z wodami współczesnego opadu atmosferycznego.
- W wodach z otworów PD-56 oraz PW: 405, 384 i 404 bis-2 stężenie trytu było znacznie niższe od stwierdzonego w otworach PD: 44 i 45, ale na tyle wysokie, że „wiek wody”, wyznaczony zgodnie z modelem dyspersyjnym, wynosił średnio ok. 42 lata. W żadnym innym z badanych rejonów nie występują wody o tak krótkim czasie podziemnego przepływu. Taki wynik „datowania” potwierdza dobre warunki wymiany i podziemnego zasilania wód w tej części obszaru kopalni. Stanowi to poniekąd gwarancję, że zasilanie z kierunku SE będzie działało jako czynnik rozcieńczający dla potencjalnego zasolenia dopływającego z głębszego podłoża w

warunkach obniżenia zwierciadła wody do rzędnej koniecznej do bezpiecznej eksploatacji węgla zalegającego w rowie II-go rzędu.

3 PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Metody oparte o pomiary składu izotopowego tlenu (w wodzie i siarczanach), siarki (w siarczanach) i wodoru (w wodzie) oraz pomiary aktywności środowiskowych izotopów promieniotwórczych trytu i radonu-222 w wodzie zostały wykorzystane do monitorowania przepływu zanieczyszczeń wylugowanych ze zwałowisk popiołów do wód podziemnych oraz infiltracji i ascenzji zanieczyszczonych wód z innych warstw wodonośnych. W połączeniu z analizami chemicznymi dotyczącymi zawartości jonów nieorganicznych w wodzie, pozwoliły na określenie wpływu eksploatacji kopalni odkrywkowej na stan czystości wód podziemnych i powierzchniowych.

Stwierdzono, że odwadnianie odkrywki Bełchatów, łącznie z barierą wysadu solnego, poprawia jakość wody w Widawce na odcinku rzeki pomiędzy profilami Ruszczyn i Podgórze, przez zmniejszenie zawartości jonów wapnia, manganu, azotu amonowego (NH_4^+), siarczanów, żelaza ogólnego oraz zmniejsza biochemiczne zapotrzebowanie tlenu BZT_5 . Obecność w/w wskaźników spowodowana jest zanieczyszczeniami pochodzącymi z działalności rolniczej na terenie zlewni rzeki Widawki, natomiast odprowadzanie wód kopalnianych do cieków powierzchniowych powoduje spadek stężeń w/w wskaźników. W miarę postępu prac wydobywczych na odkrywce Bełchatów i odsłaniania pokładu węgla na odkrywce Szczerców powiększa się zrzut wód kopalnianych z systemu odwodnienia wysadu solnego Dębina. Powoduje to zwiększenie przepływów i wzrost stężenia zasolenia typu chlorkowego w ciekach powierzchniowych. Jednocześnie wzrasta ilość wód odprowadzanych z systemu odwodnienia z pozostałych części odkrywki, co w efekcie stabilizuje zawartość składników zanieczyszczających cieki powierzchniowe. Wody z odwodnienia kopalni, odprowadzane z pola Bełchatów spełniają wszystkie wymagania rozporządzenia w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi. W żadnym punkcie monitorowania nie stwierdzono przypadku przekroczenia dopuszczalnej zawartości normatywnie określonych wskaźników makro- i mikroskładników chemicznych oraz zapotrzebowania tlenu.

Metody znacznikowe zostały wykorzystane do określenia kierunków przepływów wód podziemnych w rejonie wysadu solnego. W połączeniu z analizami izotopów środowiskowych i badaniami składu chemicznego, pozwoliło to na określenie stopnia ługowania czapy wysadu przez wody podziemne.

Na podstawie znacznikowych badań przepływu wód podziemnych stwierdzono, że warunki filtracyjne i odległość strefy efektywnego zasilania w głębszej warstwie wapieni jurajskich po południowej stronie bariery ochronnej wysadu umożliwiają zwiększony dopływ „młodych” i jednocześnie „słodkich” wód pochodzenia infiltracyjnego. Strumień wód podziemnych w osadach jurajskich, po południowej stronie wysadu jest wyjątkowo wydajny. Eksploatacja studni „nowej” bariery ochronnej po stronie podziemnego zasilania nie uruchomiła ascenzyjnego dopływu wód głębszego krążenia, czyli wód z poziomów głębszych niż spagowe odcinki filtrów w studniach odwaniających wysad. Wody głębszego krążenia charakteryzują się mniejszą zawartością trytu i większą ilością substancji rozpuszczonych. Bariera ochronna wysadu solnego jest jedną, szeroko dymensyjną studnią i w miarę postępu odwodnienia pompuje ona wody o coraz dłuższym czasie podziemnego przebywania, z bardziej odległych stref zasilania, a w kilku przypadkach również z coraz głębszych poziomów warstwy mezozoicznej. Wyniki badania stężenia trytu w wodach podziemnych rejonu wysadu solnego, wskazują, że wraz z postępowaniem odwadniania strefa efektywnego zasilania studni zlokalizowanych w różnych częściach bariery i pompujących „słodkie” wody podziemne oddala się coraz bardziej od wysadu solnego. Strefa zasilania w południowej części wysadu solnego również systematycznie się oddala, ale średni czas podziemnego przepływu wody z kierunku głównego zasilania jest znacznie krótszy niż w pozostałych częściach wysadu. Na podstawie badań izotopowych wykonanych w latach 1991-93

stwierdzono, że wewnątrz obszaru ograniczonego barierą ochronną występują wody o podwyższonym stężeniu trytu (maksymalnie do 30 [TU]), wykazujące jednocześnie dużą zawartość wskaźników zasolenia. Przebiegająca równoleżnikowo przez cały obszar bariery „anomalie” trytowa związana była z ograniczoną wymianą między wodami stagnującymi w otoczeniu wysadu, a wodami opływającymi jego strukturę. Na podstawie badań stężenia aktywności trytu w 2002 r. można stwierdzić, że słabo wymieniane i bardzo intensywnie zasolone wody z utworów brekcji są jednocześnie źródłem zwiększonego zasolenia i podwyższonej zawartości trytu w kilku studniach „starej”. Badania izotopowe, wykonane w 2002 r., stwierdzają, że wody infiltracyjne, dopływające z południowego przedpola wysadu, nie powodują rozmywania struktury halitu. Całościowy charakter zjawisk hydrodynamicznych w rejonie wysadu solnego Dębina powoduje, wyłącznie, emisję zasolenia chlorkowego do cieków powierzchniowych.

Wykorzystując powyższe metody (izotopowe, analityczne i znacznikowe) określono wpływ składowisk popiołów na czystość i jakość wód podziemnych w ich rejonie oraz cieków powierzchniowych, do których odprowadzane są wody kopalniane pochodzące z odwadniania otoczenia składowisk popiołów.

W latach 2002 – 2006 ładunek głównych anionów odprowadzany ze strefy oddziaływania składowiska Bagno-Lubień był średnio ponad dwukrotnie większy niż z rejonu zwałowiska wewnętrznego. Zaprzestanie składowania popiołów na składowisku mokrym nie wpłynęło na ładunek głównych anionów w wodach ujmowanych przez barierę ochronną (studni bariery N i A-1). Zanieczyszczenie środowiska wodnego, wynikające z infiltracji nadmiarowego ładunku zanieczyszczeń antropogenicznych, eluowanych z mokrego składowiska popiołów (studnia 131 N), obserwuje się poczynając od 1990 r. do chwili obecnej. Wyniki wykonanych w 2003 - 2005 badań składu izotopowego siarczanów pozwalają stwierdzić, że w wodach studni 131 N nadmiarowa (nad poziom tła) ilość jonów siarczanowych migruje spod mokrego składowiska. Natomiast siarczany w wodach ze studni 156 N wykazują ujemny lub niezbyt duży dodatni skład izotopowy tlenu $\delta^{18}\text{O}$, charakterystyczny dla naturalnych wód podziemnych i współczesnego zasilania wodami infiltracyjnymi. W nawiązaniu do wyników archiwalnych z lat 1994 - 1996 stwierdza się, że jedynie w wodach studni 131 N skład izotopowy siarczanów jednoznacznie wskazuje na ich związek z mokrym składowiskiem popiołów. Wody studni 105 N (na wschód od oddziaływania składowiska) i 151 N (studnia najdalej wysunięta na zachód) nie zawierały w tym okresie w swym składzie siarczanów mających związek ze składowiskiem Bagno-Lubień. Skład izotopowy siarczanów wód w studni 151 N nie wykazywał żadnych cech podobieństwa do składu izotopowego gipsów i anhydritów czapy wysadu solnego. Fakt ten przeczy hipotezie o uruchomieniu kontaktu hydraulicznego między strefą oddziaływania wysadu a północno-zachodnim przedpołem kopalni. Według klasyfikacji PIOŚ ogólna radioaktywność β wód przypowierzchniowych (ze względu na jony ^{40}K , występującego w popiołach), do których odprowadzane są wody pochodzące z odwodnienia tej części odkrywki, odpowiadała II klasie jakości. Stwierdza się, że eksploatacja bariery ochronnej składowiska popiołów Bagno Lubień, poza przypadkiem studni 131 N, nie powoduje zanieczyszczenia wód powierzchniowych przez substancje zdeponowane na składowisku popiołów. Wody podziemne pochodzące ze studni bariery ochronnej składowiska nie zawierają również składników, z których zbudowany jest wysad solny. Tym samym, sieć odwodnienia wgłębnego w tym rejonie wnosi do systemu odwadniania odkrywki jedynie zanieczyszczenia w postaci zasolenia jonami siarczanowymi.

Zaprezentowany w pracy materiał, dotyczący zmian jakości wód podziemnych i powierzchniowych w rejonie odkrywki ma odniesienie do badań archiwalnych (do 1999 r.). Do 1999 r. chemiczne cechy jakości wody podziemnej w otworach obserwacyjnych na przedpolu składowiska nie przekraczały wartości normatywnych dla wód pitnych i gospodarczych. Po 1999 r., po wprowadzeniu jednolitego systemu

monitoringu, zaobserwowano, że stan jakości wód powierzchniowych, do których odprowadzane są wody kopalniane, nie uległ zmianie.

4 LITERATURA

1. „Badania hydrochemiczne i izotopowe wód podziemnych rejonu antykliny Łękinska - obszar górniczy KWB Bełchatów”, Etap I: „Analiza porównawcza wód podziemnych z rejonu antykliny Łękinska i wysadu solnego Debina”, Ośrodek Badawczo-Rozwojowy Techniki Geologicznej, Wydział Badań Radiometrycznych, Warszawa 1987
2. „Badania radiometryczne szczelności zbiorników przepompowni na skarpie wschodniej KWB „Bełchatów”, Ośrodek Badawczo-Rozwojowy Techniki Geologicznej, Wydział Badań Radiometrycznych, Warszawa 1983
3. „Badanie i określenie wpływu mokrego składowania popiołów z hydraulicznego odpopielania elektrowni „Bełchatów” oraz wysadu solnego „Dębina” na jakość wód podziemnych, pompowanych przez system odwodnienia kopalni”, Ośrodek Badawczo-Rozwojowy Techniki Geologicznej, Wydział Badań Radiometrycznych, Warszawa 1987
4. „Badanie sumarycznego stężenia substancji promieniotwórczych w wodach z rejonu projektowanego wewnętrznego składowiska popiołów w wyrobisku KWB „Bełchatów”, Ośrodek Badawczo-Rozwojowy Techniki Geologicznej, Wydział Badań Radiometrycznych, Warszawa 1993
5. Barański L., Spektrometria masowa trwałych izotopów tlenu, węgla i wodoru dla potrzeb hydrogeologii i geochemii, Raport INT 104/I, Kraków 1976
6. Bazy Danych Hydrologicznych, <http://www.psh.gov.pl/> ; <http://www.pgi.gov.pl/soh>
7. „Bełchatów – Najmłodsza i największa kopalnia w Polsce”, Kwartalny Biuletyn Informacyjny „Węgiel Brunatny” 52, str. 2, <http://www.ppwb.org.pl/wb/53/2.php>
8. Błaszczyk T., Pawuła A., „Ochrona komunalnych ujęć wód podziemnych”, Zeszyty Naukowe Politechniki Krakowskiej, Zeszyt nr 1, Budownictwo Wodne i Inżynieria Sanitarna zeszyt 20, Infiltracyjne ujęcia wody, cz. III, Ochrona sanitarna oraz prognozowanie jakości wody dla ujęć infiltracyjnych, s. 85-93, Kraków 1973
9. Błaszczyk T., Pawuła A., „Problematyka zmian jakości wody ujęć infiltracyjnych”, Zeszyty Naukowe Politechniki Krakowskiej, Zeszyt nr 1, Kraków 1973. Budownictwo Wodne i Inżynieria Sanitarna z. 20, Infiltracyjne ujęcia wody, cz. III, Ochrona sanitarna oraz prognozowanie jakości wody dla ujęć infiltracyjnych, s.71 - 84, <http://www.staff.amu.edu.pl/~pawula/KRAKOW73.htm>
10. Błaszczyk T., Pawuła A., „Zanieczyszczenie wód podziemnych a eksploatacja i ochrona ujęć komunalnych”, Materiały Konferencji PZITS „Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi”, Poznań, 1971, <http://www.staff.amu.edu.pl/~pawula/PZITS71.htm>
11. Bocheńska T., Wąsik M., Worsa-Kozak M., „Krażenie wód podziemnych w centrum Wrocławia w świetle badań modelowych”, We Współczesnych problemach hydrogeologii, tom XI, cz.1, wyd. Wydział Budownictwa Wodnego i Inżynierii Środowiska Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2003, s. 37-44 , ryc. 5, poz. lit. 13.
12. Bojarski L., „Ascenzyjne zagrożenie poziomów wód zwykłych solankami paleozoiku i mezozoiku”, Przegląd Geologiczny; vol.41, nr 3 (171-173), 1993
13. Borysiewicz M., Furtek A., Potemski S., „Adaptacja pakietu MF2K_GWT zawierającego system MODFLOW do modelowania rozprzestrzeniania się skażeń w glebie na potrzeby komputerowego systemu zarządzania sytuacjami kryzysowymi w zakładach niebezpiecznych systemu SZYK”, WIŚ Politechniki Warszawskiej, <http://manhaz.cyf.gov.pl>, prezentacja

14. Cała M., Flisiak D., Flisiak J., Rybicki S., „Zagrożenia wynikające z procesów reologicznych w wysadzie Dębiny w świetle modelowania numerycznego”, Warsztaty Górnicze z cyklu: Zagrożenia naturalne w Górnictwie, Bełchatów 2004
15. Cała M., Flisiak J., Rybicki S., „Modelowanie oddziaływania odkrywkowej eksploatacji w kopalni Bełchatów na wysad solny Dębiny”, XXVII Zimowa Szkoła Mechaniki Górniczej, Zakopane 2004
16. Chałupnik S., Wysocka M., „Unikalna instalacja oczyszczania wód dołowych z radu – doświadczenia i perspektywy”, Technika Jądrowa w przemyśle, medycynie, rolnictwie i ochronie środowiska, Kraków 2005
17. Chełmicki W., „Woda – zasoby, degradacja, ochrona”, PWN, Warszawa 2002
18. Chmielewski A.G., Derda M., Wierzchnicki R., Mikołajczuk A., „Sulfur isotope effects for the $\text{SO}_{2(g)}$ – $\text{SO}_{2(aq)}$ system”, Nukleonika 2002, 47 (Supplement 1): S69-S70
19. Chmielewski A.G., Derda M., Wierzchnicki R., Mikołajczuk A., „Sulfur isotope composition of selected Polish coals”, Nukleonika 2002, 47 (Supplement 1): S67-S68
20. Ciężkowski W., Zuber A., „Niepewność w określaniu wieku wód metodą trytową na przykładzie wód leczniczych Sudetów”, Problemy Hydrogeologiczne Południowo-Zachodniej Polski, Wrocław 1996
21. Clark I., Fritz P., „Environmental isotopes in hydrogeology”, CRC Press 1997
22. Czabaj W., Klich J., „Badanie związku eksploatacji i likwidacji wałbrzyskich kopalń węgla kamiennego z mineralizacją wód leczniczych Szczawna Zdroju”, Przegląd Geologiczny, vol. 53, nr 3, 2005
23. D'Obyrn K., Grabczak J., Zuber A., „Mapy składów izotopowych infiltracji holoceniowej na obszarze Polski”, Współczesne Problemy Hydrogeologii, VIII: 331-335, WIND, Wrocław 1997
24. Dąbrowski S., Przybyłek J., „Metodyka próbnich pompowań w dokumentowaniu zasobów wód podziemnych”, Poradnik Metodyczny, Warszawa 2005
25. Derda M., Chmielewski A.G., „Skład izotopowy siarki jako znacznik środowiskowy”, Technika Jądrowa w przemyśle, medycynie, rolnictwie i ochronie środowiska, Kraków 2005
26. Dimitrakopoulos, D., Grigorakou, E., Koumantakis, J., „Groundwater modelling of the South lignite field, West Macedonia, Greece”, Proceedings of 7th International Mine Water Association Congress: 519-529, 7 fig., 2 Fig.; Ustron 2000
27. Dojlido J., Świetlik R., „Analiza śladowa wody, Problemy jakości analizy śladowej w badaniach środowiska przyrodniczego”, Wyd. Edukacyjne Z. Dobkowskiej, Warszawa 1998
28. Domka F., „Studia nad procesem mikrobiologicznej redukcji siarczanów”, Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu”, Seria chemia nr 23, 1977
29. Dowgiałło J., „Pochodzenie siarczanów w niektórych polskich wodach podziemnych w świetle oznaczeń $\delta^{34}\text{S}$ ”, Przegląd Geologiczny, nr 5, 1973
30. Dowgiałło J., „Zastosowanie badań izotopów trwałych w hydrogeologii”, Postępy Nauk Geologicznych Nr 1, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa 1970
31. Duliński M., Grabczak J., Zuber A., „Stable isotopes and hydrochemical data as a tool for identifying the origin of waters appearing in the Kłodawa Salt Mine (Poland)”, Proceedings of 7th International Mine Water Association Congress: 530-535, 2 fig.; Ustron 2000
32. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 w sprawie ustanowienia ram dla działalności Wspólnoty w dziedzinie polityki wodnej, Projekt Roboczy tłumaczenia, czerwiec 2003 r.

33. Elektrownie składują odpady w wyrobiskach węgla brunatnego”, REA nr 11, 2005, Informator Centrum Doskonałości Środowiska Abiotycznego, Państwowy Instytut Geologiczny
34. „Fizyko-chemiczne i mikrobiologiczne zagrożenia środowiska przez odpady”, Praca zbiorowa, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1995
35. Freyer K., Treutler H.C., Dehnert J., Nestler W., „Determination of 222-Rn and groundwater – recent applications for the investigation of river bank infiltration”, Conference Proceedings of Second International Conference on Isotopes, Millenium Sydney 1997, pp.10-15
36. Gabzdyl W., Hanak B., „Surowce mineralne Górnośląskiego Zagłębia węglowego i obszarów przyległych”, Przegląd Geologiczny, vol. 53, nr 9, 2005
37. Garder A.O., Peaceman D.W., Pozzi A.L.Jr., „Numerical calculation of multidimensional miscible displacement by the method of characteristic”, Coc. Pet. Eng. J. 6(2), 175-82, 1964
38. Glazer Z., Sołtyk W., Knuszeruk J., „Wpływ składowiska popiołów Bagno-Lubień na chemizm wód podziemnych w rejonie KWB „Bełchatów”, Technika Poszukiwań Geologicznych, Geosynoptyka i Geotermia nr 4, 5/95 Ośrodek Badawczo-Rozwojowy Techniki Geologicznej, Warszawa 1995
39. Guliński M., „Wykorzystanie odpadów przemysłowych w procesie likwidacji Kopalń Węgla Kamiennego, na przykładzie KWK „SATURN”, Rozprawa Doktorska, AGH, Kraków 1997
40. Hałas S., „Współzależność między składem izotopowym siarki i węgla w złożach siarki rodzimej”, Przegląd Geologiczny, nr 5, 1973
41. Hałas S., Lis J., Szaran J., Żuk W., „Skład izotopowy węgla wapieni dewońskich i trzeciorzędowych”, Przegląd Geologiczny, nr 5, 1973
42. Hałas S., Mioduchowski L., „Skład izotopowy tlenu w wapniowych i strontowych minerałach siarczanowych i siarczanach wód z różnych okolic Polski”, Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Lublin, vol. XXXIII, 12, 1978
43. Hałas S., Trembaczowski A., Sołtyk W., „Application of isotopic analyses to study the influence of exploitation of brown coal on the pollution of groundwater”, Isotopes Environment Health Studies, Amsterdam, Vol. 33 (315-326), 1997
44. Hałas S., Trembaczowski A., Sołtyk W., „The influence of brown coal exploitation in Poland on the groundwater pollution as determined by isotopic analyses of sulphate”, IAEA TECDOC-1046, IAEA Vienna: 81-93
45. Harańczyk Cz., „Izotopy siarki w złożach kruszczowych”, Przegląd Geologiczny, nr 5, 1973
46. Harter T., „Basic Concepts of Groundwater, University of California, Division of Agriculture and Natural Resources”, California’s Groundwater Resources, publication 21393, Groundwater Quality and Groundwater Pollution, publication 8084, <http://waterquality.ucanr.org>, <http://groundwater.ucdavis.edu>
47. Hauryłekiewicz J., „Niektóre nieprawidłowości w obliczeniach czasu przesączania wody podziemnej przez pakiet warstw w strefie saturacji”, Przegląd Geologiczny, vol. 53, nr 8, 2005
48. Janecka-Styrz K., Prażak J., „Monitoring regionalny jakości wód podziemnych w województwie świętokrzyskim – komputerowa baza i program prezentacji wyników”, Przegląd Geologiczny, vol. 53, nr 1, 2005
49. Jarodzki L., „Zasady obliczeń hydrogeologicznych ujęć wód podziemnych”, Zeszyt 4: Wytyczne obliczeń współczynnika filtracji na podstawie polowych metod badań hydrogeologicznych, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa 1972

50. Jędrysek M.O., „Nowe dane na temat zmienności $\delta^{34}\text{S}(\text{SO}_4^{2-})$ i $\delta^{18}\text{O}(\text{SO}_4^{2-})$ w wodach opadowych: potencjalny znacznik zasilania wód powierzchniowych i podziemnych”, *Współczesne Problemy Hydrogeologii*, Wyd. Politechniki Gdańskiej, vol. 11 (2), 157-164
51. Jędrysek M.O., „Oxygen and sulphur isotope dynamics in the SO_4^{2-} of an urban precipitation”, *Water, Air, and Soil Pollution* 117: 15–25, 2000
52. Jończyk I., Stachowicz Z., Szczeciński J., „Dynamika rozwoju leja depresyjnego BOT KWB „Bełchatów” S.A. w następstwie eksploatacji systemu odwadniania węglanego”, *Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej* Nr 112, IV Międzynarodowy Kongres Górnictwo węgla brunatnego, Bełchatów, 6-8 czerwca 2005 r., Seria konferencje Nr 44
53. Jończyk M.W., Organiściak B., „Zagrożenia naturalne związane z eksploatacją złoża w kopalniach odkrywkowych węgla brunatnego na przykładzie KWB „Bełchatów” – wybrane zagadnienia”, *Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej* Nr 112, IV Międzynarodowy Kongres Górnictwo węgla brunatnego, Bełchatów, 6-8 czerwca 2005 r., Seria konferencje Nr 44
54. Jurek S., „Odwodnienie kopalni węgla brunatnego „Bełchatów”, *Węgiel Brunatny*, 1995
55. Kaczor D., „Zasolenie wód podziemnych kenozoiku Polski północno-zachodniej w wyniku ascencji solanek z mezozoiku”, *Przegląd Geologiczny*, vol. 53, nr 6, 2005
56. Kalin, R. M., „Basic Concepts and Formulations for Isotope-geochemical Process Investigations”, „Procedures and Methodologies of Geochemical Modelling of Groundwater Systems: in Y Yurtsever ed. Chapter 4 in Manual on Mathematical Models in Isotope Hydrology, IAEA TECDOC 910, pp. 155-206, IAEA 1995
57. Karpińska M., Wołkowicz S., Mních Z., Zalewski M., Mamont-Cieśla K., Antonowicz K., „Ocena zagrożenia radonem w wybranych obszarach Suwalszczyzny”, *Sesja Naukowa Zakładu Fizyki Środowiska i Transportu Promieniowania IFJ w Krakowie, Radon w środowisku, Kraków 2000*, (<http://www.ifj.edu.pl/dept/no5/nz54/lpn/pl/sesjarn/index.htm>)
58. Kasztelewicz Z., „Sposoby rekultywacji, ekologia i ochrona środowiska w KWB „Konin” w Kleczewie S.A.”, *Węgiel Brunatny* nr 2 (43), 2003
59. Kasztelewicz Z., „Węgiel brunatny w Polsce i świecie, zasoby, stan obecny i trendy rozwoju perspektywnego”, *Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej* Nr 112, IV Międzynarodowy Kongres Górnictwo węgla brunatnego, Bełchatów 2005, Seria konferencje Nr 44
60. Kasztelewicz Z., Klich J., Kozioł W., Czyż J., „Węgiel brunatny najtańszy nośnik energii w Polsce i jego perspektywy”, *Biuletyn SEP (TEBERIA)*, 07-10-2004, <http://www.teberia.pl/news.php?id=1019>
61. Kasztelewicz Z., Klich J., Żuk S., „Wydobycie węgla brunatnego w Polsce – osiągnięcia i perspektywy”, *Konferencja Naukowo-Techniczna, Technika Strzelnicza w Gospodarce, Kraków 2004*, <http://www.kgo.agh.edu.pl/pdf/wegielb.pdf>
62. Kasztelewicz Z., Michalski A., „Zagospodarowanie terenów pogórnich kopalni węgla brunatnego „Konin” w aspekcie tworzenia atrakcyjnych dla regionu elementów środowiska przyrodniczego”, *Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej* Nr 112, IV Międzynarodowy Kongres Górnictwo węgla brunatnego, Bełchatów 2005, Seria konferencje Nr 44
63. Kawalec W., Słowiński J., „Planowanie docelowego rozwoju wyrobiska odkrywkowego w wielowyrobiskowej kopalni węgla brunatnego z zastosowaniem metod optymalizacji”, *Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej* Nr 112, IV Międzynarodowy Kongres Górnictwo węgla brunatnego, Bełchatów 2005, Seria konferencje Nr 44

64. Kazimierski B., Sadurski A., „Groundwater monitoring as a tool of the hydrogeological cartography”: in Poland in the light of Water Framework Directive, *Przegląd Geologiczny*, vol. 53, nr 10/2, 2005
65. Klotz, D., Maloszewski, P. and Moser, H., „Mathematical modeling of radioactive tracer migration in water flowing through saturated porous media”, *Radiochim. Acta* 44/45, 373-379, 1998
66. Knöller K., Fauville A., Mayer B., Strauch G., Friese K., Veizer J., „Sulfur cycling in an acid mining lake and its vicinity in Lusatia, Germany”, *Chemical Geology* 204 (2004), 303-323
67. Knuszeruk J., 20 lat leja depresyjnego KWB „Bełchatów”, *Węgiel Brunatny* 1994 nr 1
68. Konikow L.f., Goode D.J., Hornberger G.Z., „A three-dimensional method-of-characteristic solute-transport model MOC3D”, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 96-4267, 1996
69. Kowalczyk S., „Ocena właściwości izolacyjnych ilów beidellitowych z KWB „Bełchatów” metodą badań konsolidacji”, *Przegląd Geologiczny*, vol. 53, nr 9, 2005
70. Krawiec A., Dulski K., „Wody lecznicze Połczyna Zdroju”, *Przegląd Geologiczny*, vol. 52, nr 2, 2004
71. Krogulec E., Mikołajków J., Józwiak K., „Badania monitoringowe wód podziemnych obszarów chronionych o różnym poziomie antropopresji”, *Przegląd Geologiczny*, vol. 53, nr 6, 2005
72. Krotowicz J., „Tryt w badaniach hydrogeologicznych”, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa 1968
73. Krzaklewski W., „Rekultywacja w KWB „Bełchatów” – zamierzenia, stan i perspektywy”, *Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej* Nr 112, IV Międzynarodowy Kongres Górnictwo węgla brunatnego, Bełchatów 2005, Seria konferencje Nr 44
74. Krzysik A., „Programy komputerowe wykorzystywane w geologicznej obsłudze składowiska „Żelazny Most”, XII Konferencja Naukowa „Metody Komputerowe w Projektowaniu i Analizie Konstrukcji Hydrotechnicznych, Korbielów 2000
75. Kurpiewski A., „Badanie składu izotopowego tlenu i siarki w siarczanach naturalnych”, *Praca Magisterska*, UMCS Lublin, 1979
76. Kwartalny Biuletyn Informacyjny Wód Podziemnych Państwowej Służby Hydrogeologicznej: rok 2003, Tom 1(1), 2(2), Państwowy Instytut Geologiczny, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2003
77. Kwartalny Biuletyn Informacyjny Wód Podziemnych Państwowej Służby Hydrogeologicznej: rok 2004, Tom 2(3), 2(4), 2(5), Państwowy Instytut Geologiczny, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2004
78. Kwartalny Biuletyn Informacyjny Wód Podziemnych Państwowej Służby Hydrogeologicznej: rok 2005, Tom 3(6), 3(7), 3(8), 3(9), Państwowy Instytut Geologiczny, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2005
79. Kwartalny Biuletyn Informacyjny Wód Podziemnych Państwowej Służby Hydrogeologicznej: rok 2006, Tom 4(10), 4(11), 4(13), 4(13), Państwowy Instytut Geologiczny, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2006
80. Kwartalny Biuletyn Informacyjny Wód Podziemnych Państwowej Służby Hydrogeologicznej: rok 2006, Tom 4(10), 4(11), 4(13), 4(13), Państwowy Instytut Geologiczny, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2006
81. Łaskawiec J., „Elektrownia Turów”, *Węgiel Brunatny*
82. Łączny J., Dąbrowska L., „Składowanie odpadów elektrownianych metodą gęstych zawiesin jako sposób zmniejszenia zagrożenia wód podziemnych”, *Mat. VI Sympozjum „Współczesne problemy hydrologii”*, Wyd. Sudety, Wrocław, s. 251-254, 1993
83. Łomotowski J., „Infiltracja jako proces w technologii wody (rozprawa habilitacyjna)”, *Zeszyty Akademii Rolniczej we Wrocławiu*, nr 124, Wrocław 1994

84. Łomotowski J., „Modelowanie zmian składu wód podziemnych wywołanych zjawiskiem wymywania związków żelaza z warstwy wodonośnej”, Problemy Hydrogeologiczne Południowo-Zachodniej Polski, Wrocław 1996
85. Machaj B., Bartak J., Pieńkos J., „Pomiar stężenia radonu w wodzie”, Technika Jądrowa w przemyśle, medycynie, rolnictwie i ochronie środowiska, Kraków 2005
86. Macioszczyk A., „Hydrogeochemia”, Wyd. Geologiczne, Warszawa 1987
87. Małoszewski P., Zuber A., „On the calibration and validation of mathematical models for interpretation of tracer experiments in groundwater”, Advances in Water Resources 15 (1992), 47-62
88. Małoszewski P., „Mathematical modelling of tracer experiments in fissured aquifers”, Freiburger schriften zur hydrologie, Band 2, Professur für Hydrologie an der Universität Freiburg i. Br., 1994
89. Małoszewski P., „Prognozowanie ruchu zanieczyszczeń w wodach podziemnych”, Praca doktorska, Raport nr 1035/PM, Kraków 1978
90. Małoszewski P., Zuber A., „On the parameter estimation from artificial tracer experiments”, Proceedings of the conference held in The Hague, September 1990, IAHS Publ.no. 195, 1990
91. Małoszewski, P., „Computerprogramm für die Berechnung der Dispersion und der effektiven Porosität in geschichteten porösen Medien“, GSF-Bericht R 269, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, München-Neuherberg 1981
92. Marks L., „Co dalej z czwartorzędem?”, Przegląd Geologiczny, vol. 53, nr 5, 2005
93. Martyniak R., Górski G., Sołtyk W., „Dynamika i kierunki zmian jakości wód podziemnych w rejonie wysadu solnego „Dębina” w aspekcie eksploatacji złoża węgla brunatnego „Bełchatów”, Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej Nr 112, IV Międzynarodowy Kongres Górnictwo węgla brunatnego, Bełchatów 2005, Seria konferencje Nr 44
94. Massmann G., Tichomirowa M., Merz C., Pekdeger A., „Sulfide oxidation and sulfate reduction in a shallow groundwater system (Oderbruch Aquifer, Germany)”, Journal of Hydrology 278 (2003), 231-243
95. Metody przedstawienia składu chemicznego wód podziemnych”, Materiały dydaktyczne AGH Kraków, <http://home.agh.edu.pl/~jkania/cwicz1.3.6.html>
96. Metodyka określania zasobów eksploatacyjnych ujęć zwykłych wód podziemnych”, Poradnik metodyczny, Opracowanie zamówione przez Ministra Środowiska, Warszawa 2004
97. Modelowanie rozprzestrzeniania się skażeń w glebie: Pakiet ModFlow”, Szkoła MANHAZ, WIŚ Politechniki Warszawskiej, <http://manhaz.cyf.gov.pl>, prezentacja
98. Neuman S.P., „A Eulerian-Lagrangian numerical scheme for the dispersion-conversion equation using conjugate space-time grids”, J.of Computational Physics 41, 270-94, 1981
99. “Open-cast mining and water”, Journal of Geochemical Geochemical Exploration 73 (2001), 61-62
100. „Opracowanie warunków utrzymania dopuszczalnej jakości wód podziemnych w strefie wysadu solnego „Dębina” przy zachowaniu bezpieczeństwa robót górniczych – Pole „Bełchatów”, Praca pod redakcją A. Szczepańskiego i J. Szczepańskiej, Fundacja „Nauka i Tradycje Górnicze”, Kraków, 2001
101. Ostrega A., „Sposoby zagospodarowania wyrobisk i terenów po eksploatacji złóż surowców węglanowych na przykładzie Krzemionek Podgórskich w Krakowie”, Praca Doktorska, Kraków 2004
102. Owczarczyk A., „Radioizotopowe badania akwenu naturalnych i sztucznych zbiorników wodnych”, w: Promieniowanie jako źródło informacji o właściwościach materii, Pod red. Piotra Urbańskiego, Raport PTN-5/2001, Polskie Towarzystwo Nukleonowe, Warszawa 2001, pp. 41-47.

103. Pachocki K., Gorzkowski B., „Radon w budynkach mieszkalnych miast Kotliny Jeleniogórskiej”, Sesja Naukowa „Radon w Środowisku” zorganizowana przez Zakład Fizyki Środowiska i Transportu Promieniowania Instytutu Fizyki Jądrowej, Kraków 2000
104. Pachocki K., Gorzkowski B., „Regulacje prawne dotyczące radonu w Polsce na tle regulacji przyjętych w innych państwach oraz zalecanych przez organizacje międzynarodowe”, Sesja Naukowa „Radon w Środowisku” zorganizowana przez Zakład Fizyki Środowiska i Transportu Promieniowania Instytutu Fizyki Jądrowej, Kraków 2000
105. Padzik A., Sołtyk W., „Aparatura i metodyka elektrolitycznego wzbogacania wody w tryt”, Nukleonika, tom XIV, Nr 1/69
106. Padzik P., Niemczynowicz J., Frączek E., „Zastosowanie trytu w badaniach hydrogeologicznych”, Nukleonika, tom XIII, Nr 4-5/1968
107. Pawuła A., „Geotektoniczne uwarunkowania anomalii radonu”, Sesja Naukowa Zakładu Fizyki Środowiska i Transportu Promieniowania IFJ w Krakowie, Radon w środowisku, Kraków 2000, www.staff.amu.edu.pl/~pawula/IF1.html ; (<http://www.ifj.edu.pl/dept/no5/nz54/lpn/pl/sesjarn/index.htm>)
108. Pawuła A., „Modelowanie matematyczne w geologii”, <http://www.staff.amu.edu.pl/~pawula/MODEL-M.html>
109. Pawuła A., „Parametry oceny jakości wody do picia”, Uwagi o projekcie nowelizacji norm sanitarnych, Przegląd Komunalny, 1995, nr 1 (40), s.4-6
110. Pawuła A., „Radionuklidy w środowisku przyrodniczym”, Referat wygłoszony w dn. 28 listopada 2003 r. na seminarium Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego w Poznaniu, <http://main.amu.edu.pl/~pawula>
111. Pawuła A., „Warunki hydrologiczne i ochrona wód podziemnych WPN”, Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk, Wydział Matematyczno -Przyrodniczy, Prace monograficzne nad przyrodą WPN, Tom VI, ss. 61 - 67, PWN, Warszawa - Poznań 1988, <http://www.staff.amu.edu.pl/~pawula/WPN.htm>
112. Pawuła A., „Wstępna ocena skutków planowanej eksploatacji złóż węgla brunatnego w rejonie Poznania”, Ekspertyza wykonana w 1978 r. na zlecenie Biura Planowania Przestrzennego w Poznaniu
113. Pawuła A., „Zagrożenia i skutki promieniotwórczego skażenia wody”, <http://www.staff.amu.edu.pl/~pawula/WROC.html>
114. Pawuła A., „Zagrożenie radiologiczne wód infiltracyjnych”, <http://www.staff.amu.edu.pl/~pawula/AGH.html>
115. Pawuła A., Chudy R., „Radionuklidy pochodzenia geologicznego na ujęciu infiltracyjnym w Poznaniu”, Polskie Towarzystwo Geologiczne - Oddział w Poznaniu, Uniwersytet im. A. Mickiewicza -Instytut Geologii, Referaty, Tom X, 10 - 22, Poznań 2001, <http://www.staff.amu.edu.pl/~pawula/PTG.htm>
116. Pietryszczew W., „Górnictwo węgla brunatnego w 1996 roku”, Węgiel Brunatny
117. Piotrowski J., Piotrowska K., „Słownik jednostek litostratygraficznych Polski w roboczej wersji internetowej”, Pod redakcją Tomasz Mardala, wersja podstawowa, 2004
118. Plan rozwoju lokalnego powiatu Bełchatowskiego na lata 2005-2008”, Załącznik do Uchwały Nr 225/XXXII/2005 Rady Powiatu w Bełchatowie z dnia 25 maja 2005 roku
119. Pluta I., „Identification of mine waters in the southern Upper Silesian Coal Basin (Poland) by $d^{34}S$ and $\delta^{18}O$ in sulphates”, Proceedings of 7th International Mine Water Association Congress: 604-608, 1 fig., 5 tab.; Ustron 2000
120. Pluta I., „Origin of sulphates in waters from Morcinek Coal Mine Poland”, Proceedings of 7th International Mine Water Association Congress: 609-614, 2 fig., 2 tab.; Ustron 2000

121. Pluta I., „Wody kopalń Górnośląskiego Zagłębia Węglowego – geneza, zanieczyszczenia i metody oczyszczania”, *Studia – Rozprawy – Monografie*, Nr 865, Główny Instytut Górniczy, Katowice 2005
122. Polityka ekologiczna państwa na lata 2003-2006 z uwzględnieniem perspektywy na lata 2007-2010”, Rada Ministrów, Warszawa 2002; http://www.mos.gov.pl/1materialy_informacyjne/raporty_opracowania/
123. Polskie Zasoby Geologicznej Kartografii Seryjnej, <http://www.mos.gov.pl/kartografia/index.html>
124. Poltegor-projekt sp. z o.o.: „Projekt techniczny nr 3012.1203.231,221,501, pt.: „Pole Bełchatów. Bariera ochronna Dębina – rozbudowa istniejącego systemu”. [nr arch. KWB „Bełchatów” R/X-43-1], Wrocław 2001.
125. Poltegor-projekt sp. z o.o.: „Projekt techniczny nr 3012.1262.231 pt.: „Pole Bełchatów. Bieżące badania kontaktów hydraulicznych i kierunków przepływu wód podziemnych w rejonie wysadu solnego wraz z aktualizacją modelu hydrogeologicznego”. [nr arch. KWB „Bełchatów” R/V/74-1/1], Wrocław 2002
126. Poltegor-projekt sp. z o.o.: „Projekt techniczny nr 3012.1317.231,221,501., pt.: „Eksploatacja i analiza systemu odwodnienia wgłębnego P/Bełchatów wraz z barierą wysadu solnego. Cz. I. Eksploatacja – 04 wraz z analizą i oceną odwadniania za okres od 1.10.2002 r. do 30. 09.2003 r.” [nr arch. KWB „Bełchatów” R/V/77-2/1], Wrocław 2003.
127. Poltegor-projekt sp. z o.o.: „Projekt techniczny nr 3012.1358.231. , pt.: „Pole Bełchatów. Bieżące badania kontaktów hydraulicznych i kierunków przepływu wód podziemnych w rejonie wysadu solnego wraz z aktualizacją modelu hydrogeologicznego”. [nr arch. KWB „Bełchatów” R/V/74-2/1], Wrocław 2003.
128. Powierzchniowe wyrobiska górnicze – co z nimi zrobić?”, REA nr 11, Informator Centrum Doskonałości Środowiska Abiotycznego, Państwowy Instytut Geologiczny 2005
129. Praca zbiorowa pod redakcją Jerzego Pileckiego – „Bełchatów, wykorzystana szansa”, *Zarys monograficzny i bibliografia KWB Bełchatów 1960 – 1984*, Tom I, Poltegor Wrocław 1986
130. Prawo ochrony środowiska, Ustawa z dn. 27 kwietnia 2001 r., opracowane na podstawie Dz.U. z 2001 r. Nr 62, poz. 627
131. Prawo wodne, Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r.
132. Projektowanie i budowa Kopalni Węgla Brunatnego „Legnica”, *Kwartalny Biuletyn Informacyjny „Węgiel Brunatny”* 52, str. 11, <http://www.ppwb.org.pl/wb/52/11.php>
133. Przylibski T. „Radon w powietrzu jaskiń i innych podziemnych obiektów turystycznych”, Sesja Naukowa „Radon w Środowisku” zorganizowana przez Zakład Fizyki Środowiska i Transportu Promieniowania Instytutu Fizyki Jądrowej, Kraków 2000
134. Przylibski T.A., „Radon w środowisku wód podziemnych”, Sesja Naukowa Zakładu Fizyki Środowiska i Transportu Promieniowania IFJ w Krakowie, Radon w środowisku, Kraków 2000, (<http://www.ifj.edu.pl/dept/no5/nz54/lpn/pl/sesjarn/index.htm>)
135. Przylibski T.A., Mamont-Cieśla K., Kusiak M., Dorda J., Kozłowska B., „Radon concentrations in groundwaters of the Polish parts of the Sudety Mountains (SW Poland)”, *Journal of Environmental Radioactivity*, Volume 75, Issue 2, 2004, 193-209
136. Radwan I., „Tritium in precipitation in Poland”, Report of CLOR, 2000-2001, Warsaw 2002
137. Radwanek-Bąk B., „Podstawy waloryzacji złóż kopalin skalnych dla ich ochrony”, *Przegląd Geologiczny*, vol. 53, nr 3, 2005
138. Radziejowski J., Burger T., Błaszczak P., „Stan środowiska w Polsce, Środowisko w Polsce 1989-2000”, Wybrane problemy, Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej na zlecenie Ministra Środowiska: www.mos.gov.pl/2materialy_informacyjne/raporty_opracowania/

139. Rajchel L., Zuber A., Duliński M., Rajchel J., „Występowanie i geneza wód chlorkowych Soli”, *Przegląd Geologiczny*, vol. 52, nr 12, 2004
140. „Raport o stanie środowiska w Bytomiu”, Rekultywacja terenów zdegradowanych w Bytomiu, 2001 r.
141. Ratajczak T., Jończyk W., Skórzak A., „Studium geologiczno-surowcowe kopalin towarzyszących w złożu węgla brunatnego „Bełchatów”, *Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej* nr 112, Konferencje, nr 44, 2005
142. Razowska-Jaworek L., „Wpływ likwidacji górnictwa na środowisko wodne na przykładzie regionu częstochowskiego i górnosląskiego”, Państwowy Instytut Geologiczny, prezentacja: http://www.pgi.gov.pl/pdf/rekultywacja_LRJ.pdf
143. „Rekultywacja i zagospodarowanie terenów po eksploatacji złóż siarki w świetle polskich doświadczeń”, *Biuletyn SEP*, Teberia, 19.XII. 2004, <http://www.teberia.pl/news.php?id=1009>
144. Rembeza L., „Wyznaczanie czasu dopływu zanieczyszczeń oraz strefy ochrony studni w obszarze nadbrzeżnym usytuowanej w strumieniu wód podziemnych”, *Problemy Hydrogeologiczne Południowo-Zachodniej Polski*, Wrocław 1996
145. *Rocznik Hydrogeologiczny Państwowej Służby Hydrogeologicznej: lata 2003 - 2006*, Państwowy Instytut Geologiczny, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2003 - 2007
146. Rolland W., Wagner H., Chmielewski R., Grünwald U., „Evaluation of the long term groundwater pollution by the open cast lignite mine Jänschwalde (Germany)”, *Journal of Geochemical Exploration* 73 (2001), 97-111
147. Rozporządzenie MŚ z dn. 11.12.2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód, [Dz. U. nr 32 poz. 283 i 284].
148. Rozporządzenie MŚ z dn. 24.07.2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego [Dz. U. nr 137 poz. 984].
149. Rozporządzenie MZ z dn. 19.11.2002 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do picia przez ludzi, [Dz. U. nr 203 poz. 1717 i 1718].
150. Rózkowski A., „Perspektywy zastosowania izotopów naturalnych do rozwiązywania problemów hydrogeologii złożonej”, *Technika Poszukiwań Geologicznych*, rocznik. 17 zeszyt 6: 18-22, 1978
151. Rózkowski A., „Środowisko hydrogeologiczne wód geotermalnych w utworach karbonu produktywnego Górnosląskiego Zagłębia Węglowego”, *Proceedings of International Scientific Conference „Geothermal Energy in Underground Mines”*, Ustroń 2001
152. Rózkowski A., Pacholewski A., Witkowski A., „Kształtowanie się chemizmu zwykłych wód podziemnych w regionie górnosląskim w warunkach aktywnej antropopresji”, *Przegląd Geologiczny*, vol. 53, nr 9, 2005
153. Rózkowski, A., „Coal mine water chemistry (Upper Silesian Coal Basin, Poland)”; *Proceedings of 7th International Mine Water Association Congress*: 634-644, 3 fig.; Ustron 2000
154. Russel T.F., Wheeler M.F., „Finite element and finite difference methods for continuous flows in porous media”, *SIAM the mathematics of reservoir simulation*, R.E. Ewing, ed., Chapter II, 35-106, 1983
155. Sadurski A., „Zadania ochrony wód podziemnych wynikające z Ramowej Dyrektywy Wodnej UE”, *Przegląd Geologiczny*, vol. 52, nr 10, 2004
156. Seweryn L., Wojtkowiak B., Górski G., „The work of the well barrier around Dębina salt diapir for the protection of the water environment in the area of Bełchatów lignite mine, effects and methodology of the

- appraisal of this effectiveness”, Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej Nr 112, IV Międzynarodowy Kongres Górnictwo Węgla Brunatnego, Bełchatów 2005, Seria konferencje Nr 44
157. Skład naturalnych wód podziemnych”, Materiały do ćwiczeń, AGH Kraków, <http://home.agh.edu.pl/~jkania/cwicz1.1.html>
158. Skubacz K., „Zastosowanie metody spektrometrii alfa do pomiaru frakcji wolnej i stężenia radonu w powietrzu atmosferycznym”, Sesja Naukowa „Radon w Środowisku” zorganizowana przez Zakład Fizyki Środowiska i Transportu Promieniowania Instytutu Fizyki Jądrowej, Kraków 2000
159. Słownik hydrogeologiczny” pod redakcją A. S. Kleczkowskiego i A. Rózkowskiego, Wydawnictwo TRIO, Warszawa
160. Solecki A., Ziółko J., „Wstępne wyniki monitoringu aktywności radonu w mieszkaniach w Oławie”, Sesja Naukowa Zakładu Fizyki Środowiska i Transportu Promieniowania IFJ w Krakowie, Radon w środowisku, Kraków 2000, (<http://www.ifj.edu.pl/dept/no5/nz54/lpn/pl/sesjarn/index.htm>)
161. Sołtyk W., Owczarczyk A., Walendziak J., „Metody monitorowania i prognozowania zmian jakości wód podziemnych na obszarze oddziaływania zespołu górnictwo-energetycznego „Bełchatów”, Raporty IChTJ, seria B nr 2/2001
162. Sołtyk W., Walendziak J., „Zastosowanie metod izotopowych i pierwiastków śladowych do określania gezezy zmian jakości wód podziemnych”, Problemy Hydrogeologiczne Południowo-Zachodniej Polski, Wrocław 1996
163. Sołtyk W., Walendziak J., Dobrowolski A., „P/Bełchatów. Bieżące badania kontaktów hydraulicznych i kierunków przepływu wód podziemnych w rejonie wysadu solnego „Dębina” wraz z aktualizacją modelu hydrologicznego”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 13/VI/2002
164. Sołtyk W., Walendziak J., Dobrowolski A., Motyka J. Czop M., Górski G., Sadowy K., „Analiza jakości wód pompowanych w rejonie wysadu solnego w aspekcie funkcjonowania głębszej bariery ochronnej wysadu solnego „Dębina”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 7/VI/2007
165. Sołtyk W., Walendziak J., Dobrowolski A., Owczarczyk A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap IV: „Dokumentacja hydrochemicznych i izotopowych badań wód w rejonie Pola Szczerców; stan na 31.XII.2005 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 6/VI/2006
166. Sołtyk W., Walendziak J., Dobrowolski A., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego oraz prognoza jakości wód kopalnianych w BOT KWB „Bełchatów” zrzuconych do regionalnej sieci hydrograficznej w latach 2007 – 2008”, Etap IV: „Dokumentacja końcowa - stan na 31.XII.2006 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 02/VI/2007
167. Sołtyk W., Walendziak J., Dobrowolski A., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasowa”, Etap IV: „Dokumentacja hydrochemicznych i izotopowych badań wód w rejonie Pola Szczerców; stan na 31.XII.2006 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 04/VI/2007
168. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego –

- 2000”, Etap I: „Dokumentacja końcowa - stan na m-c wrzesień 2000 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 3/VI/2001
169. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., „Wykorzystanie badań hydrochemicznych, pomiarów trytu i izotopów stabilnych do oceny wpływu kopalni odkrywkowej na środowisko”, Sympozjum IChTJ – Technika jądrowa w przemyśle, medycynie, rolnictwie i ochronie środowiska, Raporty IChTJ, Seria A, 1/2002
170. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Burliński H., Derda M., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap III: „Zbiórce zestawienie wyników oznaczeń chemicznych i analiz izotopowych wód wykonanych w 2005 r. (stan na 31.X.2005 r.)”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 09/VI/05
171. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Burliński H., Derda M., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego - 2005 r.”, Etap III: „Zbiórce zestawienie wyników oznaczeń chemicznych i analiz izotopowych wód wykonanych w 2005 r. (stan na 31.X.2005 r.)”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 10/VI/2005
172. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Dobrowolski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwadniania Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap I: „Dokumentacja hydrochemicznych i izotopowych badań wód z rejonu O/Szczerców od momentu uruchomienia odwodnienia do dnia 28.02.2001 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 10/VI/01
173. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Dobrowolski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego – 2001”, Etap I: „Dokumentacja końcowa - stan na m-c wrzesień/ (listopad) 2001 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 3/VI/2002
174. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Dobrowolski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego - 2005 r.”, Etap IV: „Dokumentacja końcowa - stan na 31.XII.2005 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 3/VI/2006
175. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Dobrowolski A., Zimnicki R., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap IV: „Dokumentacja hydrochemicznych i izotopowych badań wód w rejonie Pola Szczerców wykonanych w roku 2002 - stan na 31.XII.2002 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 01/VI/03
176. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Dobrowolski A., Zimnicki R., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego - 2002 r.”, Etap IV: „Dokumentacja końcowa - stan na 31.XII.2002 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 03/VI/2003
177. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Dobrowolski A., Zimnicki R., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk

- popiołów i zwałowiska wewnętrznego - 2003 r.”, Etap IV: „Dokumentacja końcowa - stan na 31.XII.2003 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 01/VI/2004
178. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap III: „Zbiórce zestawienie wyników oznaczeń chemicznych i analiz izotopowych wód wykonanych w 2002 r. (do X.2002 r.)”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 19/VI/02
179. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap III: „Wyniki oznaczeń chemicznych i analiz izotopowych wód wykonanych do X.2001 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 21/VI/01
180. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap IV: „Dokumentacja hydrochemicznych i izotopowych badań wód w rejonie Pola Szczerców wykonanych w roku 2001 - stan na 30.X.2001 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 2/VI/02
181. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowisk nadkładu O/Bełchatów – 2000”, Etap I: „Zbiórce zestawienie wyników”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 3/VI/00
182. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego – 2001”, Etap II: „Zbiórce zestawienie wyników”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 22/VI/01
183. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego – 2002”, Etap III: „Zbiórce zestawienie wyników oznaczeń chemicznych i analiz izotopowych wód wykonanych do X.2002 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 20/VI/2002
184. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Zimnicki R., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego - 2004 r.”, Etap IV: „Dokumentacja końcowa - stan na 31.XII.2004 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 02/VI/2005
185. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Zimnicki R., Derda M., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap III: „Zbiórce zestawienie wyników oznaczeń chemicznych i analiz izotopowych wód wykonanych w 2004 r. (stan na 31.XI.2004 r.)”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 11/VI/04
186. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Zimnicki R., Derda M., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego - 2004 r.”, Etap III: „Zbiórce zestawienie wyników oznaczeń

- chemicznych i analiz izotopowych wód wykonanych w 2004 r. (stan na 31.X.2004 r.)", Raport IChTJ, Seria C, Nr 12/VI/2004
187. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Zimnicki R., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap III: „Zbiórce zestawienie wyników oznaczeń chemicznych i analiz izotopowych wód wykonanych w 2003 r. (stan na 31.XI.2003 r.)”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 4/VI/03
188. Sołtyk W., Walendziak J., Owczarczyk A., Zimnicki R., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego – 2003”, Etap III: „Zbiórce zestawienie wyników oznaczeń chemicznych i analiz izotopowych wód wykonanych w 2003 r. (stan na 31.X.2003 r.)”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 5/VI/2003
189. Sołtyk W., Walendziak J., Trembaczowski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia O/Bełchatów i bariery ochronnej wysadu solnego do rzeki Widawki oraz jej wpływ na wody w rzece poniżej kopalni z uwzględnieniem wpływu składowisk popiołów i zwałowiska wewnętrznego oraz prognoza jakości wód kopalnianych w BOT KWB „Bełchatów” zrzuconych do regionalnej sieci hydrograficznej w latach 2007 – 2008”, Etap III: „Zbiórce zestawienie wyników oznaczeń chemicznych i analiz izotopowych wód wykonanych w 2006 r. (stan na 31.X.2006 r.)”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 11/VI/2006
190. Sołtyk W., Walendziak J., Trembaczowski A., Burliński H., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap III: „Zbiórce zestawienie wyników oznaczeń chemicznych i badań izotopowych wód w 2006 r. (stan na 31.X.2006 r.)”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 10/VI/2006
191. Sołtyk W., Walendziak J., Trembaczowski A., Dobrowolski A., „Bieżące badania kontaktów hydraulicznych i kierunków przepływu wód podziemnych w rejonie wysadu solnego „Dębina” oraz na kierunku wysad solny – rów II rzędu”, Raport IChTJ Warszawa, seria C nr 09/VI/2006 (nr arch. KWB „Bełchatów” R/V/74-3/2.3).
192. Sołtyk W., Walendziak J., Zimnicki R., Burliński H., „P/Bełchatów. Bieżące badania kontaktów hydraulicznych i kierunków przepływu wód podziemnych w rejonie wysadu solnego „Dębina” – etap 04”, Raport IChTJ, Wa-wa, seria C nr 10/VI/2004
193. Sołtyk W., Walendziak J., Zimnicki R., Owczarczyk A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap IV: „Dokumentacja hydrochemicznych i izotopowych badań wód w rejonie Pola Szczerców; stan na 31.XII.2004 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 03/VI/05
194. Sołtyk W., Walendziak J., Zimnicki R., Owczarczyk A., Dobrowolski A., „Badania i ocena chemizmu wód odprowadzanych z systemu odwodnienia Pola Szczerców i ich wpływ na jakość rzeki Krasówki”, Etap IV: „Dokumentacja hydrochemicznych i izotopowych badań wód w rejonie Pola Szczerców wykonanych w roku 2003 - stan na 31.XII.2003 r.”, Raport IChTJ, Seria C, Nr 2/VI/04
195. Sołtyk W., Walendziak J., Zimnicki R., Trembaczowski A., „Bieżące badania kontaktów hydraulicznych i kierunków przepływu wód podziemnych w rejonie wysadu solnego „Dębina” - etap 03”, Etapy II i III: „Zestawienie wyników badań hydrochemicznych i izotopowych wykonanych w latach 2002 – 2003”, Sprawozdanie Częściowe nr 4, IChTJ, Warszawa 2004

196. Sośniak E., Frankowski R., „Technologia eksploatacji a budowa Geologiczna złoża „Bełchatów”, Prace naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej Nr 112, IV Międzynarodowy Kongres Górnictwo węgla brunatnego, Bełchatów 2005 Seria konferencje Nr 44
197. Staśko S., Wojtkowiak A., „Występowanie i jakość wód podziemnych w skałach krystalicznych Sudetów na podstawie badań ujęć”, Przegląd Geologiczny, vol. 52, nr 1, 2004
198. Szczepiński J., „Predictive modelling of filling with water the Bełchatów Lignite Mine final excavations”: Proceedings of 7th International Mine Water Association Congress: 331-341, 5 fig., 2 tab.; Ustron 2000
199. Szczepiński J., Seweryn L., Cichoń T., „Zagospodarowanie końcowe wyrobisk poeksploatacyjnych KWB „Bełchatów”, Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej Nr 112, IV Międzynarodowy Kongres Górnictwo węgla brunatnego, Bełchatów 2005, Seria konferencje Nr 44
200. Tomaszewska M., „Skład izotopowy siarki w wodach podziemnych”, Praca Magisterska, Zakład Fizyki Jądrowej UMCS, Lublin 1983
201. Trembaczowski A., „Przykład znacznego wzbogacenia siarczanów wód gruntowych w ciężkie izotopy siarki i tlenu w wyniku bakteryjnej redukcji”, Przegląd Geologiczny, vol. 43, nr 3, 1995
202. Tyburczy J., „Agresywność wód i gruntów w rejonie Wzgórz Trzebnickich”, Problemy Hydrogeologiczne Południowo-Zachodniej Polski, Wrocław 1996
203. Uberman R., Ostrega A., „Sposoby rekultywacji i zagospodarowania zwałowisk nadkładu i składowisk odpadów górniczych”, Górnictwo Odkrywkowe nr 7-8/2004, Poltegor - Instytut, Wrocław 2004
204. Ustawa o odpadach, Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r., Kancelaria Sejmu
205. Wachowiak G., Wachowiak A., „O kierunku wodnym rekultywacji w polskim górnictwie odkrywkowym węgla brunatnego”, Gazeta Obserwatora IMiGW nr 6, 2004
206. Wachowiak G., „Rozwój zespołu górnictwo-energetycznego „Bełchatów” na tle lokalizacji posterunków wodowskazowych Działu Służby Obserwacyjno-Pomiarowej Oddziału IMGW w Poznaniu”, Gazeta Obserwatora IMGW nr 5, 2005
207. Wachowiak G., „Wpływ kopalni węgla brunatnego „Konin” na stosunki wodne w zlewni Strugi Biskupiej”, Gazeta Obserwatora IMiGW nr 2, 2004
208. Wasilewicz M., Śliwa J., „Międzywydziałowe Studium Ochrony Środowiska, Ochrona i Rekultywacja Ekosystemów Wodnych”, http://levis.sggw.waw.pl/~ozw1/zgw/msos/00_01/wodypod/index.html
209. Węgiel brunatny – najtańszy nośnik energii w Polsce i jego perspektywy”, Biuletyn SEP, Teberia, www.teberia.pl/news.php?id=1019
210. Wiczysty A., „Hydrogeologia inżynierska”, PWN, Warszawa 1982
211. Wiktorowicz B., „Wstępna ocena stanu równowagi hydrogeochemicznej szczytów Ziemi Kłodzkiej przy zastosowaniu modelowania geochemicznego”, Przegląd Geologiczny, vol. 52, nr 11, 2004
212. Witczak S., Adamczyk A., „Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania”, Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ Warszawa [Tom I – 1993, Tom II -1995]
213. Woźniński C., „Ochrona środowiska naturalnego w BOT KWB „Bełchatów” S.A. – wybrane zagadnienia”, Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej Nr 112, IV Międzynarodowy Kongres Górnictwo węgla brunatnego, Bełchatów 2005, Seria konferencje Nr 44
214. Worsa-Kozak M., „Odra a pierwszy poziom wodonośny na terenie Starego Miasta we Wrocławiu”, Przegląd Geologiczny, vol. 52, nr 11, 2004

215. Woyciechowska J., Doilido J., „Jakość wód powierzchniowych w świetle dyrektywy Unii Europejskiej i polskich rozporządzeń”, Gazeta Obserwatora IMGW nr 6, 2004
216. „Wydobycie kopalin w Polsce w latach 1994-2004”, Surowce Mineralne Polski, Państwowy Instytut Geologiczny, http://www.pgi.gov.pl/surowce_mineralne/wydobycie.htm
217. Wysocki W., „Własności fizykochemiczne i biologiczne popiołów z elektrowni Rybickiego Okręgu Węglowego”, Mat. Sympozjum nt. „Składowanie i zagospodarowanie odpadów energetycznych i hutniczych”, Częstochowa 1973
218. Zabłocki Z., „Zmiany chemizmu opadów na obszarze oddziaływania emisji z elektrowni opalanej węglem w latach 1977-1994”, Problemy Hydrogeologiczne Południowo-Zachodniej Polski, Wrocław 1996
219. „Zagospodarowanie wyrobisk węgla brunatnego w Polsce”, REA nr 11, 2005, Informator Centrum Doskonałości Środowiska Abiotycznego, Państwowy Instytut Geologiczny
220. Zagórski Z.P., „Radon dobry i zły”, Sesja Naukowa Zakładu Fizyki Środowiska i Transportu Promieniowania IFJ w Krakowie, Radon w środowisku, Kraków 2000, (<http://www.ifj.edu.pl/dept/no5/nz54/lpn/pl/sesjarn/index.htm>)
221. Ziulkiewicz M., „Chlorki jako wskaźnik zanieczyszczenia wód podziemnych na obszarze Łodzi”, Przegląd Geologiczny, vol. 52, nr 10, 2004
222. Zuber A., „Review of existing mathematical models for interpretation of tracer data in hydrology”, IAEA-TECDOC-381, IAEA, Vienna (1986) 69

5 ZAŁĄCZNIKI

N-1	Najwyższe dopuszczalne lub zalecane wartości wskaźników zanieczyszczeń w wodach i ściekach wprowadzanych do wody
N-2	Najwyższe dopuszczalne lub zalecane wartości wskaźników zanieczyszczeń w wodach i ściekach wprowadzanych do wody
M-1	Mapa rejonu oddziaływania kopalni
M-2	Mapa lokalizacji otworów w rejonie składowiska Bagno-Lubień
M-3	Mapa lokalizacji punktów analiz w rejonie zwałowiska wewnętrznego
M-4	Przedstawienie sytuacji hydrochemicznej w rejonie wewnętrznego składowiska popiołów
M-5(A-E)	Lokalizacja eksperymentów znacznikowych – mapy szczegółowe
M-6	Wysad solny „Dębina”. Prezentacja zjawisk hydrochemicznych
M-7	Wysad solny „Dębina”. Lokalizacja otworów i studni bariery ochronnej wysadu solnego – stan na XII.2006 r.
B-1	Stężenia jonów chlorkowych w piezometrach obserwacyjnych w rejonie składowiska Bagno-Lubień
B-2	Stężenia siarczanów w piezometrach obserwacyjnych w rejonie składowiska Bagno-Lubień
B-3	Stężenia bromu w piezometrach obserwacyjnych w rejonie składowiska Bagno-Lubień
B-4	Stężenie jonów siarczanowych w wodach podziemnych bariery ochronnej mokrego składowiska
B-5	Stężenie jonów chlorkowych w wodach podziemnych bariery ochronnej mokrego składowiska
B-6	Wyniki obserwacji wód podziemnych w otworach obserwacyjnych w okresie składowania popiołów - mikroskładniki
CP-1	Stężenia jonów chlorkowych w punktach pomiarowych cieków powierzchniowych
CP-2	Stężenia jonów siarczanowych w punktach pomiarowych cieków powierzchniowych
CP-3	Porównanie podstawowych wskaźników jakości wód w ciekach powierzchniowych
CP-4	Porównanie podstawowych wskaźników jakości wód w punktach maksymalnej emisji
D-1	Stężenia jonów chlorkowych w wodach wprowadzanych do cieków powierzchniowych wysadu solnego
D-2	Wysad solny Dębina; średni skład hydrochemiczny wód w systemie odwodnienia powierzchniowego
D-3	Stężenia jonów siarczanowych w wodach wprowadzanych do cieków powierzchniowych z wysadu solnego

UW-1	Skład chemiczny wód podziemnych w ujęć wody pitnej
EXP-1	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-30 i studnią 35 SD-2
EXP-2a	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-7C i studnią 27 SD
EXP-2b	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-7C i studnią 28 SD
EXP-5	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem 25 SD-PD i studnią 24 SD
EXP-7a	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-26C i studnią 25SD-1
EXP-7b	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-26C i studnią 24SD
EXP-7c	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-26C i studnią 24SD-1
EXP-8	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-48A i studniami 3SD, 29SD, 30SD+ i 28SD
EXP-9a	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-2B i studnią 26SD
EXP-9b	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-2B i studnią 25SD-1
EXP-9c	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-2B0 i studnią 24SD-1
EXP-9d	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-2B i studnią 23SD-1
EXP-9e	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-2B i studnią 23SD
EXP-10	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD 47A i studniami 31SD-2, 34SD-1, 36SD-1 i 35SD-2
EXP-11	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD 22B i studniami 59SD i 56SD
EXP-12	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD 5D i studniami 7SD, 53SD i 6SD
EXP-13	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-51 i studniami 36SD-1, 34SD-1 i 32SD-2
EXP-14	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-47 i studniami 31SD-1, 32SD-2, 30SD-2 i 31SD-2
EXP-15	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-1D i studniami 56SD, 53SD i 59SD
EXP-16	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-48B i studniami 30SD+, 47SD, 45SD i 27SD+
EXP-16a	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-48B studnią 28 SD+
EXP-17	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-23C i studniami 56SD i 59SD

EXP-18	Porównanie modelu i krzywej eksperymentalnej dla przepływu znacznika pomiędzy otworem PD-18A i studniami 61SD i 155K
EXP-W	Zestawienie wyników eksperymentów znacznikowych wykonanych w rejonie wysadu solnego
EXP-Z	Badania znacznikowe wykonane w rejonie wysadu solnego Dębina
I-1	Skład izotopowy siarczanów wód podziemnych
I-2	Oznaczenia izotopowe: tryt, substancje radioaktywne Beta, radon-222, rad-226
I-3	Wykres interpretacyjny składu izotopowego $\delta^{34}\text{S}$ / $\delta^{18}\text{O}$
I-4	Oznaczenia izotopów niestabilnych w wodach podziemnych w rejonie odkrywki

dr inż. Michał Mańczak

dr inż. (M.M.) spytał o wynik.

mgr inż. Tediun, Chęcin

M.M. - 1 - wartości, my to ^{temat} Ydla 1-15

2. W latach 60 była m. we Wrocławiu - isotopy w
osm - to nie jest odkrycie metody

3. oceny odd. na środow. - jmi. używane modele wpływ
odd. ^{zanieczyszczenie} roznieknieci na jakości wody.

My ~~na~~ zna i się odnosi do istniejących modeli.
„podatność wody na zaniecz.” co to oznacza?
jak długo będą trwały badania?

Odp.: prace prof. w rej. mokrego stanowiska popiołów
- krótki okres czasu (24-36 miesięcy)

ON: do 5 lat ~~dot.~~

dr inż. Michał
Mańczak

Ra^{226} , S^{34}/S^{32} , O^{18}/O^{16} jma. przedt. węg. napa

(M.M.) - Ben Int. - badanie wpływ ~~jakos~~ odd. na jakości
wody podh. U jakim czasie badania? Analiza zmienności
st. qt. rozp. skł. wody t

2000 - do dziś - będzie przedt. na 30 lat do przedu
prof. Świerkko - Brzozi

prof. - S.K. My dysponujemy jakości w. przed, w trakcie i poexpl.
okresie?
skierować działań na aspekt składowych danych.

odp. Dane: przedexpl, u monitorie

po: uleżał będzie exp. - jenne przez 12 lat

dr inż. (M.M.) myli będzie ocena i weryfikacja modeli

A przepływ Horkay - mierzalność - z 1 qd

odp. Ocena zjawiska przepływu

prof. Ad. ma rację prof. Adamski
M.M. dr inż.

Adam: Temat dlo hydrogeologów, bada st. Cl^- , SO_4^{2-} . Czy ma stać
prof. Adam przed wybud? Czy ident. i dechilit środowca zale. wodon
czy Cl^- i SO_4 to jedynym wyprawy zale. (odpady).

Koncentracja Model transportu zale. - mechanizmy są określone.
Modele znane,
Brakuje analizy transformacji / p. wyprawy / ads.
Powinno być też uwzgl. kwestia uprzedzenia do transportu
zawiesin.

odp. Stwierdzenie środowca: sól. popiołów, iodek. kwasów
- anionochłony: Cl^- , SO_4^{2-} . Treba zrobić społeczną analizę
 Fe^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Ni , Zn . Nie przedstawiane w pr.,
ale zbierane.

prof. Adam Zmienić temat.

prof. S. W-B Skupić na jakości

odp.

Adam: Czy w modelu ost. będą opisane te mechanizmy
transf. zanieczyszczeń?

odp.: Tak.

dr. inż. Grzechulska-Segal

dr. G-Segal: Co kierowało się wybrać element te składniki?

odp. Cl^- , SO_4^{2-} dobrze transf., granica klasyfik. jakości wody
podr.

G-S - czy Fe^{3+} tylko?

odp. Fe^{2+} też.

dr. inż. GSA mangan?

dr. inż. M.M - jeżeli wyexp. sprawy zw. z przemianami -
- będzie fałszywy dół

prof. Adam hydrologicznie

tak, ale krótko, bo będzie zbyt ogólny.
Po przyjęciu uwagi po korektach

p. Ad: uzgodnić korespondencyjność prób- wzgl. nac przepływu
G-S - nac migracji
odp: zgadza się

prof Andrzej Oregore Chmielewski

: zjawisko transportu interes i dle i's i dle i, P.
z inż. procesowej, Łągodnienie radioznaczników: instytut pracował.
izotopy drożd: wykorzystywane. Badania izotopów stabilnych -
- odrośnięcie wody od wody, Zwr. uwagę na chemizację,
wysad solny - nie można robić go rozp. - Tak prowadzić
expl, aby nie zniszczyć wysadu.
Próba m. uov. bregowicz

Maincrak:

Czy to się kwalifikuje do naszego instytutu? (do prof. Świderskiej)
Na etapie ^{opracowywania} ~~pracy~~ wpływu na środowisko korzystamy
z dwóch modeli - czy ma Pan te modele, czy się
do nich odnosi, czy też zaczynamy pracę od nowa?

Co oznacza podatność wody na zanieczyszczenie?
jak długo może trwać badanie?

Analiza funkcji zmienności - w jakim czasie?

Świderska

Materiał badawczy nie będzie badawczy, tylko że Pan złoży.
Czy dysponuje Pan danymi jakości wody przed, w trakcie
i po eksploatacji?

Trzeba by skierować badanie na ^{zmiany} ścieki domowego.

Maincrak

"Ocena" a nie "Badanie", bo Pan ocenia, a nie
przeprowadza badanie.

Przebieg tytułu - proszę urzędnicę przyjąć tego modelu

Adamski

To bardziej temat dla hydrogeologów. ~~Warto~~ ocena
Pon^{tylko} ilości i składu? Czy nie Pon skład wód
przed powstaniem kopalin?

Modele istnieją i mechanizmy są różne. Mi brakuje
w tych modelach transformacji tych rozpryszczeń
(w wyniku sejsmy, wym. górowej) w warstwach
geol.

Można by dopracować temat - "modelowanie jakości wód"
W takim modelu te mechanizmy transformacji powinny
być opisane?

Grochulski:

Co kierowało Fawem, że wybrał te wskazniki rozpryszczenia.
Czy nie pewno chodzi o zero nie +3 st. uł?

A mangan?

maniech

jeżeli wykazuje ten sprawy związane z chemią,
przemianami - to daktor może być ciekawy w naszym
instytucie.

Sividerska

Musi tam mieć hydrologiczne sprężę, ale zwrócić.

Adamski

Proszę uwzględnić korespondencyjność prób, żeby
próbę wzięta na początku była później pobrana,
to jest często zaniedbywane

Grochulska

Warto dłużej czas migracji.

* prof. Chmielewski

Jestli chodzi o radioizotopy, prof. Herman z tym pracował.
To jest taki znacznik, że możemy odróżnić wodę starą od
nowej. Również oznaczenie izotopów pozwoliłyby
odróżnić wodę od wody.

Uogólnić również transportowe, zwłaszcza metody biogeochemiczne

prof. dr hab. inż. Maria Świdowska-Burż

prof. dr hab. inż. Wojciech Adamski

prof. dr hab. inż. Grzegorz Chmielewski

dr inż. Michał Mańcrak

dr inż. Elżbieta Grodzka-Segal

LISTA OBECNOŚCI

SEMINARIUM FIZYKOCHEMII WODY 28.03.2007

TEMAT: „Modelowanie jakości udd podziemnych w otoczeniu kopalni odkrywkowej z wykorzystaniem analiz izotopów środowiskowych”
mgr inż. Robert Zimnicki

1. Katarzyna Rucka	1-15	M. Rucka
2. Tomasz Krocak	1-15	Krocak
3. Magdalena Sitarz	1-15	M. Sitarz
4. Aleksandra Kupe	1-15	Kupe
5. Kamil Benasiewicz	1-15	Benasiewicz
6. Michał Stawicki		Stawicki
7. Sławomir Szaryna		Szaryna
8. Męgonka Babin	1-15	Babin
9. Piotr Ubr	1-15	Ubr
10. Izabela Kawalska	1-15	Kawalska
11. Agnieszka Jurek-Wyber	1-15	Jurek-Wyber
12. Agnieszka Sindaj	1-15	Sindaj
13. Krysztyna Rucka		K. Rucka
14. Beata Gierah	1-15	Gierah
15. Marianna Lesanowska	1-15	Lesanowska
16. Stanisław Miodonki	1-15	Miodonki
17. Michał Marinkowski	1-15	Marinkowski
18. Marek Motycz	1-15	Motycz
19. Henryk Małyga	1-15	Małyga
20. Elżbieta Grochulska-Segal	1-15	Grochulska-Segal
22. Jacek Marcinowski	1-15	Marcinowski
23. Jacek Witkowski	1-15	Witkowski
24. Andrzej Chmielewski	1-15	Chmielewski
25. J. Sniadowska-Broz	1-15	Sniadowska-Broz
26. Barbara Barbara		Barbara
27. Aleksandra Gotowska	1-15	Gotowska