

Jacek Rózkowski

**Przeobrażenia składu chemicznego
wód krasowych
południowej części Wyżyny Krakowskiej
(zlewnia Rudawy i Prądnika)**



WYDAWNICTWO UNIWERSYTETU ŚLĄSKIEGO
KATOWICE 1996

**Kras
i speleologia**

Numer specjalny 1(1996)

**Przeobrażenia składu chemicznego
wód krasowych
południowej części Wyżyny Krakowskiej
(zlewnia Rudawy i Prądnika)**

Jacek Rózkowski

**Transformations in chemical composition
of karst water
in the southern part of the Cracow Upland
(Rudawa and Prądnik drainage areas)**

**Prace Naukowe
Uniwersytetu Śląskiego
w Katowicach
nr 1586**

Jacek Różkowski

**Przeobrażenia składu chemicznego
wód krasowych
południowej części Wyżyny Krakowskiej
(zlewnia Rudawy i Prądnika)**



**WYDAWNICTWO UNIwersYTETU ŚLĄSKIEGO
KATOWICE 1996**

**Kras
i speleologia**

Numer specjalny 1(1996)

Redaktor serii (Editor of the Series:
Nauki o Ziemi — Earth Sciences)
ANDRZEJ T. JANKOWSKI

RECENZENT (REVIEWER)
JACEK MOTYKA

Redaguje Zespół (Editorial Board)
STANISŁAW DŻUŁYŃSKI, JERZY GLĄZEK
RYSZARD GRADZIŃSKI, ALFRED JAHN
(Przewodniczący — President)
VLADIMIR PANOŠ, MARIAN PULINA

REDAKTOR NAUKOWY (SCIENTIFIC EDITOR)
MARIAN PULINA

Na okładce: Dolina Kobyłańska
Autor fotografii
STEFAN MICHALIK

Projekt okładki i strony tytułowej
ANDRZEJ TYC



N 286/1586

Adres wymiany (Address for exchange)
UNIWERSYTET ŚLĄSKI
ZAKŁAD GEOMORFOLOGII KRASU
ul. Będzińska 60
PL 41-200 SOSNOWIEC, Poland

Treść

Wstęp	7
Metody badań i wykorzystane materiały	10
Wybrane elementy środowiska przyrodniczego	12
Szkic geomorfologiczny	12
Uwagi o budowie geologicznej	15
Stratygrafia i litologia	16
Tektonika	19
Uwagi o klimacie	19
Uwagi o hydrografii	21
Struktura użytkowania gruntów	21
Problemy hydrogeologii krasowej	23
Poziomy wodonośne	23
Czwartorzędowy poziom wodonośny	23
Jurajskie poziomy wodonośne	24
Paleozoiczne poziomy wodonośne	27
Krążenie wód w zbiorniku górnójurajskim	27
Rodzaj zasilania i wahań zwierciadła wód podziemnych	27
Warunki krążenia wód podziemnych	32
Zjawiska krasowe w masywie jurajskim	36
Chemizm wód w obszarze krasowym	38
Własności fizykochemiczne i skład chemiczny wód podziemnych	39
Chemizm wód w utworach czwartorzędowych	39
Chemizm wód w utworach górnójurajskich	39
Denudacja chemiczna	42
Tło hydrogeochemiczne	43
Zmienność stężeń metali w wodach z utworów jurajskich	46

Zmiany hydrogeochemiczne wynikające z antropopresji	51
Chemizm wód w obszarach o zróżnicowanym zagospodarowaniu	51
Porównanie własności fizykochemicznych wód cieków oraz wód ze źródeł	55
Regionalne zróżnicowanie chemizmu wód w obszarach o odmiennym stopniu zagospodarowania	56
Wpływ antropopresji widoczny w zmianach sezonowych i wieloletnich	56
Zmienność sezonowa chemizmu wód poziomu górnopodziemnego	56
Wieloletnie zmiany w jakości wód podziemnych (1960—1989)	59
Wieloletnie zmiany stężeń wybranych wskaźników zanieczyszczeń wód	64
Jakość wód	68
Jakość wód poziomu czwartorzędowego	68
Jakość wód poziomu górnopodziemnego	71
 Zagrożenia wód górnopodziemnego poziomu wodonośnego i ich ochrona	 75
Geologiczne uwarunkowania i hydrogeologiczne kryteria oceny potencjalnego zagrożenia wód podziemnych	75
Zagrożenie jakości wód jako efekt zanieczyszczeń przemysłowych i zagospodarowania terenu	81
Wpływ przemysłu na degradację wód zbiornika szczelinowo-krasowego	81
Rolnicze zanieczyszczenia wód podziemnych zlewni Rudawy i Prądnika	84
Ochrona wód podziemnych w obszarach krasowych zlewni Rudawy i Prądnika	90
 Uwagi końcowe	 93
 Literatura	 96
 Summary	103
Résumé	105

Wstęp

Niniejsza praca obejmuje obszar centralnej części Jurajskich Dolenek Krakowskich, w granicach zlewni Rudawy i Prądnika, które zajmują południową część Płaskowyżu Ojcowskiego wchodzącego w skład Wyżyny Krakowskiej. Granicę północną stanowi obszar wododziałowy rozdzielający zlewnię Prądnika oraz zlewnie Białej Przemszy i Dłubni. Południowa granica przebiega wzdłuż północnego obrzeżenia doliny Rudawy. Od wschodu badany obszar graniczy ze zlewnią Dłubni należącą do Niecki Nidziańskiej. Natomiast granica zachodnia jest wytyczona pomiędzy lokalną zlewnią Szklarki i Raclawki — lewobrzeżnych dopływów Rudawy. Położenie geograficzne badanego obszaru wyznaczają współrzędne: $50^{\circ}08' - 50^{\circ}15' \text{ N}$ i $19^{\circ}43' - 19^{\circ}54' \text{ E}$.

Specyfiką omawianego terenu jest kras rozwijający się w środowisku skał węglanowych jury górnej. Kras Wyżyny Krakowskiej charakteryzuje odmienność, która wyróżnia go na tle sąsiadujących obszarów krasowych. Wielokrotnie modyfikowany i odnawiany od okresu kredowego uzyskał swoisty kształt po trzeciorzędowych ruchach tektonicznych. Rozwój krasu w kierunku południowym ograniczyło powstanie Rowu Krzeszowickiego wypełnionego ponad 100-metrowej miąższości nadkładem ilastych utworów miocenu. W wyniku zaangażowania tektonicznego obszar krasowy został rozbity na szereg bloków, co odzwierciedla morfologia w postaci głębokich dolinek podkrakowskich, w tym malowniczej doliny Prądnika. Konsekwencją silnego rozcięcia wodonośca krasowego jest występowanie głębokiej strefy wadycznej i stosunkowo płytkiej strefy freatycznej.

Położenie geograficzne Jurajskich Dolenek Krakowskich warunkuje bezpośredni wpływ środowiskowy i gospodarczy na ten obszar dwóch wielkich aglomeracji miejsko-przemysłowych: Krakowa i Górnego Śląska. Bezpośrednie użytkowanie obszaru wiąże się z rozwojem rolnictwa, hodowli, eksploatacją wód podziemnych,

odkrywkową eksploatacją surowców skalnych, rekreacją. Jednocześnie niszczący wpływ na środowisko przyrodnicze wywiera napływ zanieczyszczonego powietrza z rejonów uprzemysłowionych oraz depozycja pyłów i opadów atmosferycznych. Próbą ochrony prawnej walorów przyrodniczych unikalnego środowiska krasowego było utworzenie w 1956 roku Ojcowskiego Parku Narodowego o powierzchni 1590 ha, a w 1981 roku strefy ochronnej o powierzchni 7000 ha i Parku Krajobrazowego „Dolinki Krakowskie” obejmującego powierzchnię 13 715 ha. Problematyka poruszana w pracy wiąże się nierozdzielnie z przedstawionymi uwarunkowaniami przyrodniczo-gospodarczymi badanego obszaru. Odzwierciedleniem złożonych oddziaływań pozytywnych i negatywnych są zasoby wód podziemnych o określonej charakterystyce ilościowej i jakościowej, o przeznaczeniu nie tylko na użytek gospodarczy (jeden z Głównych Zbiorników Wód Podziemnych w Polsce to Częstochowa E), lecz będące przede wszystkim źródłem życia, zjawisk i procesów naturalnych.

Oprócz bezpośredniego celu tej pracy, jakim było określenie dynamiki zmian i dokonanie aktualnej oceny jakości wód szczelinowo-krasowego poziomu górnurajskiego, przedstawiono wpływ działalności człowieka na stosunkowo szeroko pokazane tło środowiska geograficznego i geologicznego.

Pomimo tego, że tak postawione zadanie naukowe było trudne do wykonania, autor zdecydował się podjąć badania dzięki życzliwości, poparciu i silnemu zaangażowaniu kilku specjalistów, wśród których chciałby szczególnie wymienić Panią Profesor Aleksandrę Macioszczyk z Uniwersytetu Warszawskiego i Pana Profesora Mariana Pulinę z Uniwersytetu Śląskiego, którzy uznali, że przedstawiony temat mógłby być przedmiotem pracy doktorskiej.

Wymagała ona z jednej strony określenia niektórych cech środowiska geograficznego, wpływu lokalnych i regionalnych ognisk zanieczyszczeń na środowisko przyrodnicze, a przede wszystkim dotyczyła zagadnień z pogranicza krasowo-geologicznego i hydrogeologicznych. Opracowanie tej problematyki było możliwe dzięki bogatej literaturze specjalistycznej i udzielonym konsultacjom przez takie osoby jak: profesor Antoni S. Kleczkowski, profesor Jacek Motyka, profesor Edeltrauda Helios-Rybicka, profesor Andrzej Zuber z Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie, profesor Andrzej Rózkowski i profesor Stanisław Bukowy z Uniwersytetu Śląskiego oraz innych specjalistów.

Z drugiej strony badanie chemizmu wód podziemnych i określenie stopnia zanieczyszczenia tych wód wymagało specjalistycznych zabiegów. Spotkałem się z życzliwością wielu instytucji: Oddziału Górnośląskiego Państwowego Instytutu Geologicznego, Państwowego Instytutu Geologicznego w Warszawie, Uniwersytetu Śląskiego, Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji w Częstochowie, Instytutu Metali Nieżelaznych Politechniki Śląskiej w Katowicach, Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Katowicach, Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie, Dyrekcji Ojcowskiego Parku Narodowego. Opracowanie zagadnień geograficznych, ekologicznych i geologicznych ułatwiały wspólne badania oraz dyskusje

naukowe w mojej macierzystej uczelni z dr Wiesławą Krawczyk, mgr Jolantą Opołką-Gądek, mgr. Sylwestrem Sadowskim, mgr. Ryszardem Chybiorzem, dr. Mieczysławem Leśniokiem, dr. Janem Leszkiewiczem, dr. Andrzejem Tycem, oraz z dyrektorem Józefem Partyką z Ojcowskiego Parku Narodowego, mgr. Andrzejem Pacholewskim i inż. Anną Rózkowską z Państwowego Instytutu Geologicznego, prof. Jackiem Motyką, dr. Jerzym Grabczakiem, mgr Martą Wardas z Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie, mgr Olgą Rapach-Król i mgr Marią Wranką z Urzędu Wojewódzkiego w Krakowie, a także dostęp do archiwów Państwowego Instytutu Geologicznego, Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Krakowie, Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Krakowie, Wydziału Ochrony Środowiska, Gospodarki Wodnej i Geologii oraz Rolnictwa Urzędu Wojewódzkiego w Krakowie, Krakowskiego Biura Geodezji i Terenów Rolnych, Przedsiębiorstwa Geologicznego w Krakowie, Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Krakowie.

Oddaję do rąk czytelników omówienie wybranych problemów w postaci skondensowanej części pracy doktorskiej. Wiele innych zagadnień rozwiązywanych w tej pracy opiera się na materiałach zawartych wyłącznie w pracy doktorskiej. Wychodziłem z założenia, że ważniejsze było przedstawienie syntetycznych wyników odnośnie do przeobrażeń składu chemicznego wód krasowych, stopnia zagrożenia i propozycje ochrony zbiornika wód podziemnych na zbiorczych rysunkach i mapach, aniżeli pokazanie warsztatu, sposobu weryfikacji danych i szczegółowego omówienia wyników badań terenowych. Mam nadzieję, że praca pozwoli na określenie stanu jakości wód podziemnych, a także przyczyn, które powodują ich degradację, co ma duże znaczenie praktyczne dla obydwu sąsiadujących aglomeracji — zarówno w użytkowaniu omawianego obszaru krasowego, jak i jego ochronie. W przyszłości, opierając się na dotychczasowych doświadczeniach, przy większym zaawansowaniu prac terenowych, podjęte będą badania szybkości filtracji wód przez strefę wadyczną, wzajemnych relacji pomiędzy zbiornikiem szczelinowo-krasowym jury górnej a pozostającymi z nim w łączności hydraulicznej zbiornikami: triasowym rozprzestrzenionym w kierunku zachodnim oraz kredowym kontynuującym się w kierunku wschodnim, a także badania porównawcze w krasie solnym i gipsowym w zróżnicowanych strefach klimatycznych.

Metody badań i wykorzystane materiały

Pracę wykonano, opierając się na publikowanych i niepublikowanych materiałach archiwalnych z lat 1960—1989 oraz na wynikach badań własnych autora z lat 1988—1992.

Realizacja zadania badawczego wymagała przeprowadzenia studiów nad lokalnymi i regionalnymi ogniskami zanieczyszczeń i ich wpływem na określone elementy środowiska. Niezbędne było tu dobre rozeznanie warunków hydrogeologicznych warunkowanych budową geologiczną. Zakres badań wynikał z różnorodności i wzajemnej współzależności czynników decydujących o zagrożeniu i zanieczyszczeniu wód podziemnych zbiorników szczelinowo-krasowych.

Hydrochemiczne dane archiwalne obejmowały wyniki badań: Oddziału Górnośląskiego Państwowego Instytutu Geologicznego (OG PIG) z lat 1961—1973 oraz Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Krakowie z lat 1964—1989 (1281 analiz fizykochemicznych i bakteriologicznych, 1545 oznaczeń stężeń metali metodą ASA) wykonanych w 90 opróbowanych ujęciach poziomu czwartorzędowego i gómojurajskiego oraz w 20 źródłach.

W latach 1988—1992 przeprowadzono badania terenowe, podczas których dokonano kartowania hydrogeologicznego, pomiarów hydrometrycznych w ciekach i źródłach oraz sporządzono analizy własności fizykochemicznych wód (oznaczenia obejmowały stężenia makroskładników w wodzie). Część z tych analiz wykonano na miejscu za pomocą laboratorium terenowego (Krawczyk, 1992; Markowicz, Pulina, 1979), natomiast specjalistyczne analizy zrobiono w laboratoriach Uniwersytetu Śląskiego i Oddziału Górnośląskiego Państwowego Instytutu Geologicznego w Sosnowcu. Wykonano 379 oznaczeń składu jonowego wód w 84 punktach pomiarowych. Część oznaczeń obejmowała ponadto zawartość

trytu i izotopów trwałych (^{18}O , D). Badania zawartości trytu w wodach, pobranych w lipcu 1988 roku, wykonało laboratorium Instytutu Fizyki i Techniki Jądrowej Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie. Wyniki zinterpretowali P. Małoszewski i A. Zuber (1990), co pozwoliło na uzyskanie danych o średnim czasie przepływu wód krasowych w zbiorniku jury górnej. Część oznaczeń w próbach z lat 1988 i 1991 na zawartość związków biogennych przeprowadzono w laboratoriach: Wody i Ścieków Wojewódzkiego Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji w Częstochowie oraz Państwowego Instytutu Geologicznego w Warszawie. Poza makroskładem jonowym wód oznaczono występowanie metali (900 oznaczeń) metodą ASA w laboratoriach Instytutu Metali Nieżelaznych Politechniki Śląskiej w Katowicach (lata 1988—1990), Wojewódzkiego Instytutu Ochrony Środowiska w Katowicach (1989 rok). Część oznaczeń wykonano dodatkowo metodą ICP w Laboratorium Państwowego Instytutu Geologicznego (1991 rok), metodą woltoamperometrii inwersyjnej w Laboratorium Hydrochemii Krasowej (1990 rok), a w warunkach terenowych — z użyciem ditizonu (1990 rok). Ostatnia z wymienionych metod, opisana przez Ivantscheffa (1958), była z powodzeniem stosowana przez A. Adamczyka (1979) w rejonie olkuskim. Poza określeniem chemizmu wód dokonano również 80 opróbowań gleb i osadów dennych (frakcja $< 63\ \mu\text{m}$), rzek i potoków zlewni Rudawy i Prądnika w celu oznaczenia w nich zawartości metali wykonanych równolegle metodą ASA i ICP w Instytucie Geologii i Surowców Mineralnych Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie.

Ocena stanu zanieczyszczenia środowiska została rozszerzona o raporty Wojewódzkiej Inspekcji Ochrony Środowiska w Krakowie (1992 rok), materiały archiwalne Wydziału Ochrony Środowiska, Gospodarki Wodnej i Geologii Urzędu Wojewódzkiego w Krakowie, opracowania statystyczne GUS (1991), prace autorów: J. Gatlik, W. Szczegielniak (1982), E. Helios-Rybicka, J. Różkowski, M. Wardas (1991), W. E. Krawczyk, M. Leśniok (1991), M. Leśniok, J. Partyka (1991), P. T. Turzański (1991) oraz materiały archiwalne Zakładu Doświadczalnego Ośrodka Badawczo-Rozwojowego Górnictwa Surowców Chemicznych (Chemkop) z lat 1982—1984.

Chemizm i jakość wód poziomu jury górnej w zlewni Rudawy i Prądnika odnoszą się do kilkuletniego okresu badań autora. Stąd też tematyczne publikacje autorskie są szeroko wykorzystywane i cytowane w pracy (J. Różkowski, 1989a, b, 1990, 1991, 1993; J. Różkowski, Sadowski, 1992).

Opracowując zagadnienie związane z chemizmem wód podziemnych, autor posłużył się statystycznym programem komputerowym Statgraphics wersja 2.0.

Wybrane elementy środowiska przyrodniczego

Badany obszar obejmuje fragment Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej zlokalizowany na terenie północnej części zlewni Rudawy i Prądnika (ryc. 1). Jego powierzchnia wynosi 148 km². Obejmuje dolinki podkrakowskie oraz Płaskowyż Sułozowej i Skały. Tak wyznaczony obszar stanowi część Jurajskiego Parku Krajobrazowego „Dolinki Krakowskie”, a w części północnej wchodzi w granice Ojcowskiego Parku Narodowego.

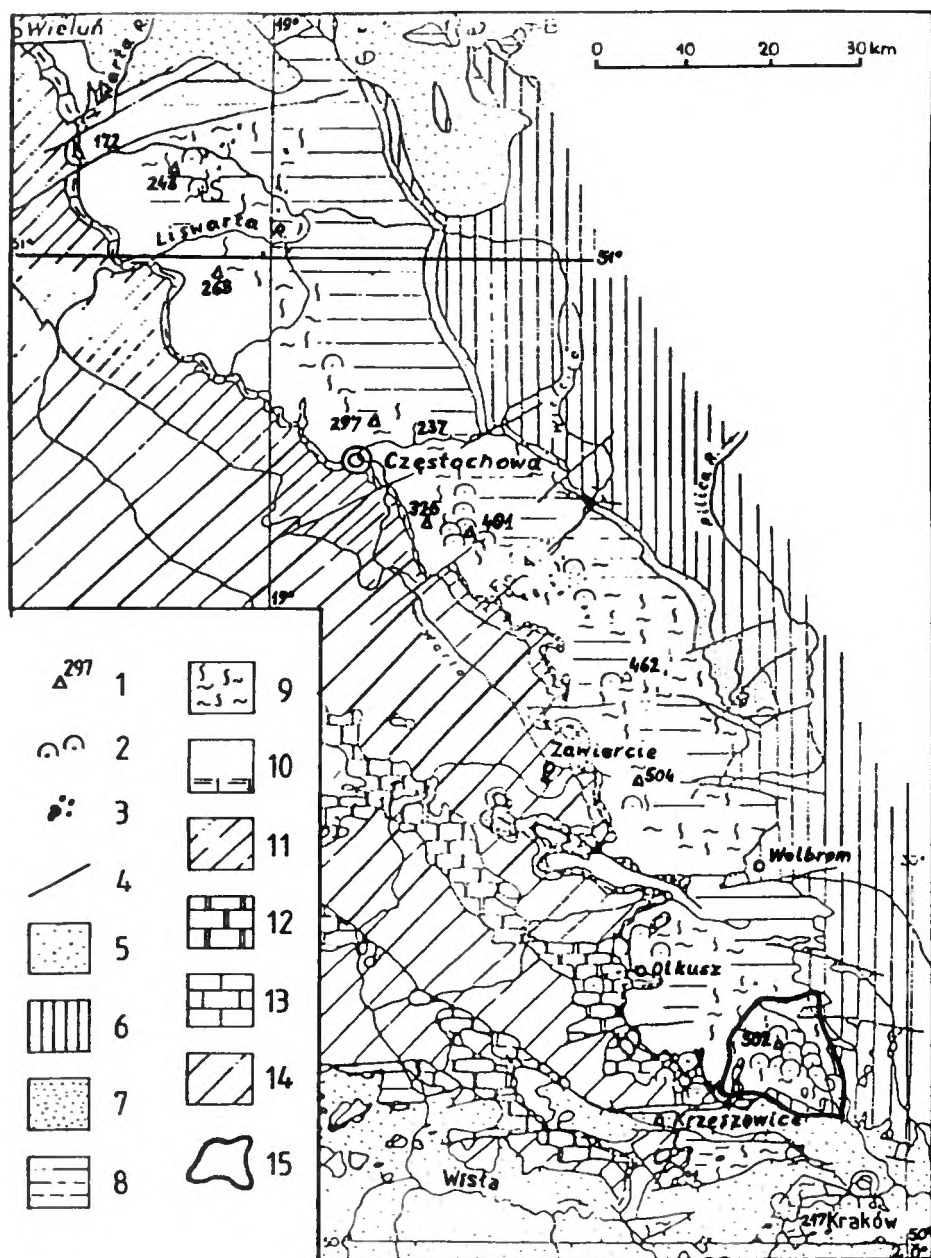
Szkic geomorfologiczny

Południowa część Wyżyny Krakowskiej rozpada się na szereg niższych zrębowych garbów, opadając ku południowi progiem morfologicznym będącym

Ryc. 1. Szkic geologiczny krasowego zbiornika wodonośnego Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej (według: Głazek, Pacholewski, A. Róžkowski, 1992)

1 — wzgórze (wysokość w m), 2 — jaskinie o długości powyżej 100,0 m, 3 — depresje krasowe wypełnione trzeciorzędowymi osadami piaszczysto-iltastymi, 4 — główne uskoki, 5 — osady trzeciorzędowe generalnie słabo przepuszczalne, 6 — górnokredowe margle tworzące górą warstwę półprzepuszczalną, 7 — przepuszczalne piaski i piaskowce wieku alb-cenoman; skały węglanowe tworzące zbiornik wodonośny: 8 — mikrytyczne wapienie i margle pomiędzy biohermą i ponad biohermą, 9 — masywne i kredowe wapienie biohermy gąbkowo-cyjanobakteryjnej środkowego i górnego oksfordu, 10 — wapienie warstwowe, piaski i ropy; jednostki stratygraficzne: 11 — środkowojurajskie ilowce rudonośne, 12 — środkowotriasowe skały węglanowe, 13 — górnopaleozoiczne skały węglanowe, 14 — górnopaleozoiczne i dolnomezozoiczne skały słabo przepuszczalne, 15 — granice obszaru szczegółowych badań

Fig. 1. Geological sketch-map of karst aquifer of the Cracow-Częstochowa Upland. (After: Głazek, Pacholewski, A. Róžkowski, 1992)



1 — hills (height in m), 2 — caves longer than 100,0 m, 3 — karst depressions filled with Tertiary sandy-clayey sediments, 4 — main faults, 5 — Tertiary sediments generally slightly permeable, 6 — marls of the Upper Cretaceous aquiclude, 7 — Albian-Cenomanian permeable sands and sandstones; rocks building a carbonate aquifer: 8 — micritic limestones and marls lying between or overlying bioherm, 9 — massive and chalky carbonate bioherms of sponge and cyanobacterial origin of Middle and Upper Oxford age, 10 — bedded limestones, sands and clays; stratigraphical units: 11 — Middle Jurassic ore-bearing claystones, 12 — Middle Triassic carbonate rocks, 13 — Upper Paleozoic carbonate rocks, 14 — Upper Paleozoic and Lower Mesozoic aquicludes, 15 — boundaries of investigated area

wschodnim odcinkiem dyslokacji będzińsko-krakowskiej (C z e p p e, 1972). Północna część badanego obszaru graniczy z terenem wododziałowym przebiegającym w okolicach Przegini i Skały, natomiast część południowa dochodzi do Rowu Krzeszowickiego. Badany teren, leżący w obrębie występowania skał węglanowych jury górnej, wydziela się wyraźnie od osadów kredy, rozpościerających się w kierunku wschodnim, i triasu — w kierunku zachodnim (ryc. 1).

W krajobrazie wyróżniają się dwie jednostki fizjograficzne: wierzchowiny i doliny Prądnika i Rudawy. Wierzchowiny przecięte są dolinami o założeniach tektonicznych. Obserwuje się nachylenie powierzchni wierzchowin w kierunku południowym. Spadek terenu wynosi przeciętnie 4,5%. Kulminacje położone w północnej części obszaru osiągają 445—513 m n.p.m., natomiast deniwelacje pomiędzy kulminacjami a doliną Rudawy sięgają do 275 m. Dolinki wcięte są w wierzchowinę na głębokość 50—100 m. Charakteryzują się stromymi zboczami i płaskim, skalistym dnem.

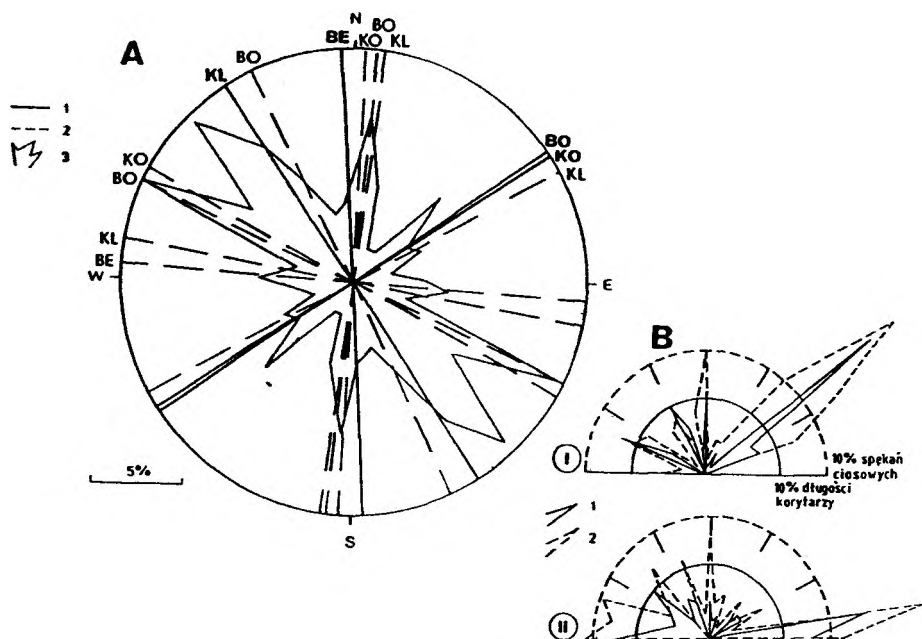
Przyjmuje się, że wierzchowina Wyżyny Krakowskiej stanowi paleogeńską powierzchnię zrównania, która powstała po okresie ruchów laramijskich, w warunkach ciepłego i wilgotnego klimatu, w wyniku intensywnej denudacji chemicznej i mechanicznej. Paleogeńska powierzchnia zrównania na skałach węglanowych ma cechy „kopiastego krasu”, co dokumentują występujące w rejonie Bębła i Jerzmanowic ostańcowe skałki wapienne będące prawdopodobnie przekształconymi paleogeńskimi mogotami (K l i m a s z e w s k i, red., 1972). Zestaw literatury dotyczący przedstawionych problemów geomorfologicznych znajduje się w pracach: K. B o g a c z (1967), Z. C z e p p e (1972), M. K l i m a s z e w s k i (1958a, b), J. P o l i c h t ó w n a (1962). Powierzchnia wierzchowiny zawiera liczne formy krasowe, w tym takie, które są bezpośrednio związane z istniejącymi próżniami skalnymi (między innymi lejki zapadliskowe zwane łykawcami).

Na powierzchni skał węglanowych jury górnej zalegają lessy. W utworach tych procesy rozpuszczania i odprowadzania CaCO_3 , które stanowi spoiwo wiążące skałę, uwalniają pozostałe komponenty niekrasowe skały i przygotowują je do transportu, w którym szczególna rola przypada denudacji mechanicznej (P u l i n a, 1992). W zlewni Rudawy i Prądnika występuje wysoki stopień zagrożenia powierzchniową erozją wodną, obejmującą 27% powierzchni, i eoliczną (81% powierzchni). Stwierdzono również wysoki wskaźnik gęstości wąwozowej (0,2—0,4 km/km²).

Charakterystykę form dolinnych o genezie krasowej i towarzyszących im form reliefu typowych dla badanego obszaru przedstawili dla rejonu Ojcowskiego Parku Narodowego M. D r z a ł (1972) i J. M a ł e c k i (1977).

Obszar znany jest z licznych form krasu podziemnego (G r a d z i ń s k i, 1962; K o w a l s k i, 1954; S z e l e r e w i c z, G ó r n y, 1986). Liczne jaskinie (około 360) są zlokalizowane przede wszystkim w obrębie dolin rzecznych Prądnika i Rudawy, a w szczególności w wąwozie Jamki. Są to przede wszystkim jaskinie poziome, które układają się w kilku horyzontach nad dnem dolin. Klasycznym przykła-

dem rozwinięcia jaskiń dolnych jest wąwóz krasowy Prądnika i Saspówki. Kierunki korytarzy jaskiń, rozwiniętych zwykle wzdłuż szczelin pionowych, pokrywają się z kierunkami regionalnych spękań ciosowych (45° , 95° i 130° — 140°) (ryc. 2).



Ryc. 2. Diagram spękań ciosowych w skałach masywu gómojurajskiego i odpowiadających im stref morfologicznych dolinek krakowskich (A — według: Alexandrowicz i in., 1974, B — według: Gradziński, 1962)

A. 1 — główne kierunki spękań ciosowych, 2 — drugorzędne kierunki spękań ciosowych, 3 — kierunki morfologiczne dolin (diagram zbiorczy); doliny: BE — Będkowska, KO — Kobylańska, KL — Kluczwoda, BO — Bolechowicka; B. 1 — kierunki rozwinięcia korytarzy jaskiniowych, 2 — kierunki spękań ciosowych; rejony: I — wąwozu Jamki (OPN), II — Wierchowia (dolina Kluczwody)

Fig. 2. Diagram of joint fissures of Upper Jurassic formation and adequate morphological zones of the Cracow Valleys (A — after Alexandrowicz et al., 1974, B — after Gradziński, 1962)

A. 1 — major directions of joint fissures, 2 — secondary directions of joint fissures, 3 — morphological directions of valleys (cumulative diagram); the valleys: BE — Będkowska, KO — Kobylańska, KL — Kluczwoda, BO — Bolechowicka; B. 1 — directions of cave galleries development, 2 — directions of joint fissures; regions: I — Jamki canyon (OPN), II — Wierchowia (valley of the Kluczwoda river)

Uwagi o budowie geologicznej

W budowie geologicznej tego obszaru, będącego częścią regionu śląsko-krakowskiego, wyróżnia się głębokie podłoże prekambryjskie, struktury wieku paleo-

zoicznego oraz formacje mezo-kenozoiczne budujące piętro pokrywowe. Budowę regionu krakowskiego wiąże się z orogenezą kaledońską (Harańczyk, 1982; Heflik i in., 1977; Znosko, 1983) bądź waryscyjską (Bukowy, 1984; Oberc, 1987).

Po zakończeniu rozwoju orogenicznego nastąpił w mezozoiku pełny rozwój epejrogeniczny prowadzący do utworzenia się piętra pokrywowego. W okresie jury oraz kredy następowały cyklicznie transgresje morza związane z formowaniem aulakogenu środkowopolskiego (Pożaryski, Brochwicz-Lewiński, 1979). Utworzyły się subsydencyjne niecki i monokliny, w tym monoklina śląsko-krakowska. W fazie laramijskiej nastąpiło uformowanie się głównych struktur tektonicznych mezozoiku, co spowodowało nachylenie warstw mezozoicznych monokliny ku NE. W trzeciorzędzie przebudowie uległa południowa część monokliny śląsko-krakowskiej.

Stratygrafia i litologia

Na Wyżynie Krakowskiej bezpośrednio pod pokrywą skał jurajskich (J_2 , J_3) występują utwory dolnego karbonu, dewonu i starszego paleozoiku. Charakteryzują się różnym stopniem zaangażowania tektonicznego, zmetamorfizowania i okruszczenia (Bukowy, 1982, 1984; Harańczyk, 1982; Narkiewicz, Racki, 1984; Stupnicka, 1989).

Marglisto-wapienne osady niższych ogniw oxfordu są podścielone piaszczystymi i wapienno-marglistymi utworami jury środkowej o zmiennej miąższości (do 17 m). W górnym oxfordzie dominują dwie zasadnicze, zamieniające się wzajemnie facje: uławiczna i skalista (ryc. 3) (Matyszkiewicz, 1989). Wapienie skaliste odsłaniają się na zboczach dolin, tworzą formy skałkowe. Wapienie ławicowe w morfologii zaznaczają się wierzchowinami o stromych zboczach (ryc. 4, 8). Szerokość pasa wychodni wapieni górnourajskich w okolicach Krakowa wynosi 20 km. Miąższość ich jest zmienna i sięga od kilkudziesięciu do powyżej 200 m w części wschodniej. Paleogeńska powierzchnia zrównania bowiem ścina niezgodnie utwory mezozoiczne monokliny śląsko-krakowskiej zapadające ku niecce miechowskiej.

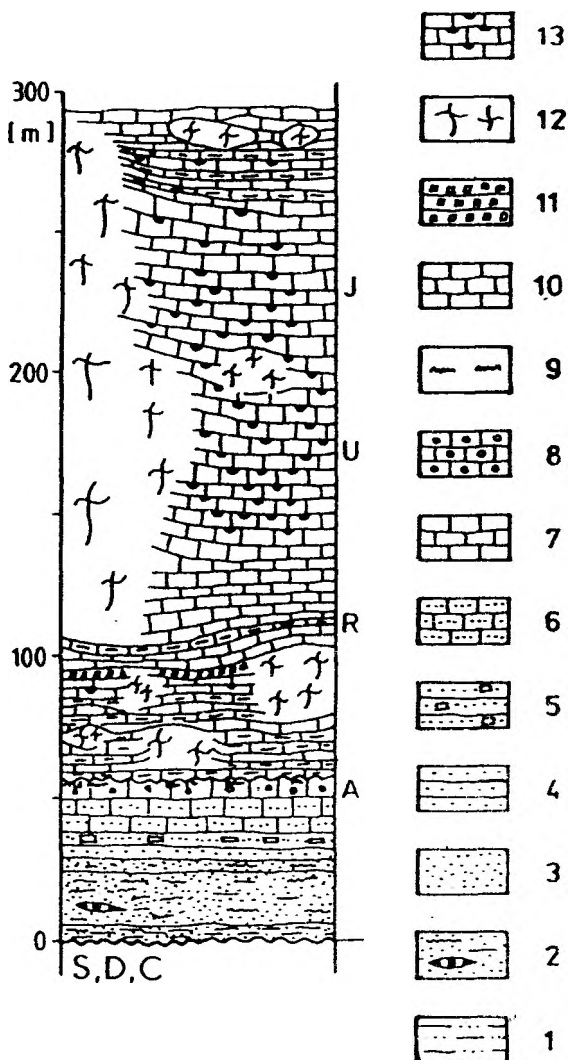
Silnie zerodowane utwory górnej kredy tworzą małe izolowane płaty pokrywające wapienie jurajskie. Wieku paleogeńskiego są ilasto-piaszczyste „warstwy z Rudawy” oraz prawdopodobnie czerwone gliny zwietrzelinowe i nagromadzenia krzemieni występujące na powierzchni wapieni jurajskich (Alexandrowicz i in., 1974).

Ryc. 3. Schematyczny profil utworów jurajskich w południowej części Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej (według: Matyszkiewicz, 1989)

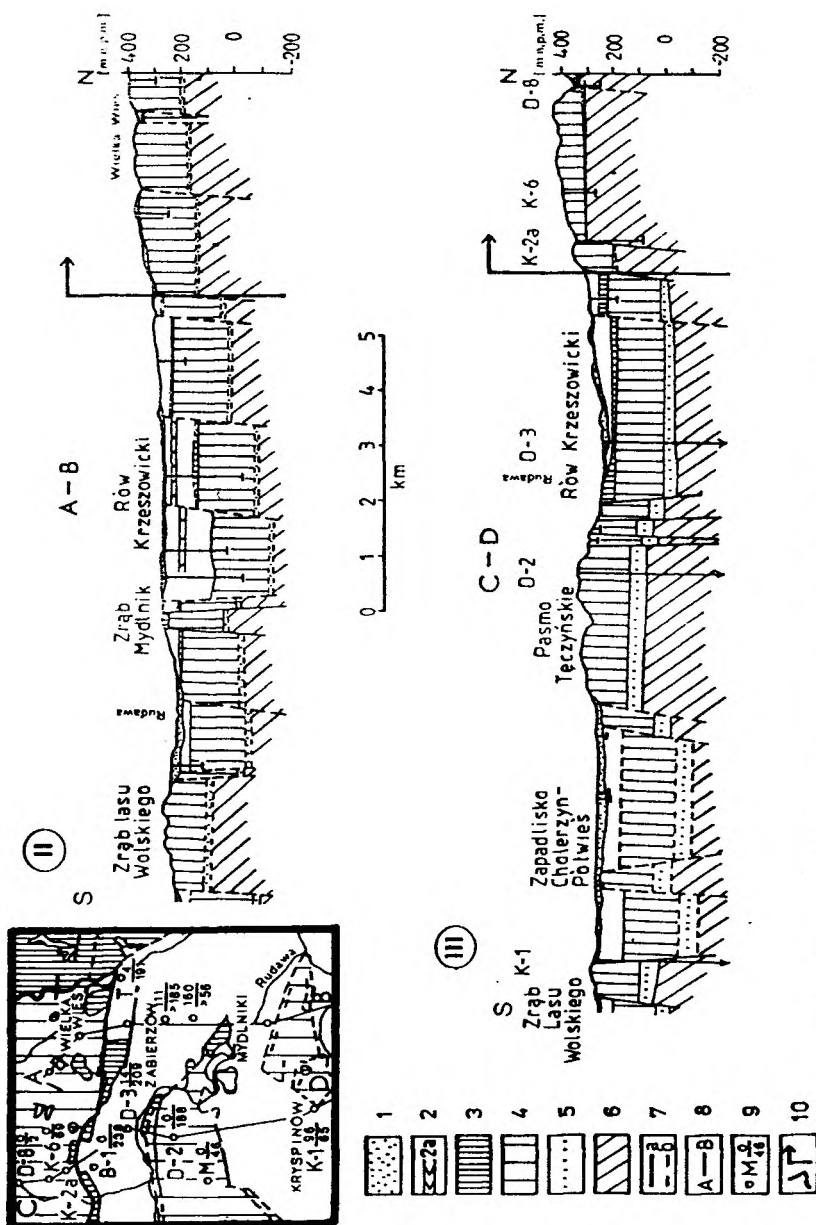
1 — ility piaszczyste, 2 — piaski i ility z wkładkami węgla, 3 — piaski, 4 — piaskowce, 5 — piaskowce wapieniste, 6 — wapienie piaszczyste, 7 — wapienie pelityczne (płytkowe i ziarniste), 8 — wapienie zlepiające, 9 — stromatolity, 10 — margle, 11 — brekcje sedymentacyjne, 12 — wapienie skaliste, 13 — wapienie utwardzone z krzemieniami

Fig. 3. Schematic profile of Jurassic deposits in the southern part of the Cracow-Częstochowa Upland (after Matyszkiewicz, 1989)

1 — sandy clays, 2 — sands and clays with inserts of coal, 3 — sands, 4 — sandstones, 5 — calcareous sandstones, 6 — sandy limestones, 7 — pelitic limestones (platy and grained), 8 — conglomeratic limestones, 9 — stromatolites, 10 — marls, 11 — sedimentary breccias, 12 — rocky limestones, 13 — layered limestones with flints



Czwartorzęd jest reprezentowany głównie przez lessy i utwory aluwialne o łącznej miąższości od 3 m w części południowo-wschodniej do 20 m w obszarze wododziałowym (ryc. 8). Lessy tworzą pokrywę wierzchowiny jurajskiej. Utwory aluwialne, wypełniające doliny, pochodzą wyłącznie z rozmywania materiału lokalnego, a więc lessów i skał jurajskich. Charakterystycznym utworem czwartorzędowym są martwice wapienne, z których najstarsze datowane są na dolny holocen (Rutkowski, 1989).



Ryc. 4. Przekroje geologiczne przez Rów Krzeszowski (według: Rutkowski, 1986)

I — szkic geologiczny odkryty w rejonie Rowu Krzeszowskiego, II — przekrój geologiczny (A-B): Wielka Wieś — Zrąb Lasu Wolskiego, III — przekrój geologiczny (C-D): Karmilowice — Zrąb Lasu Wolskiego; 1 — czwartorzęd, 2 — miocen, 2a — gipsy, 3 — kreda, 4 — jura górna, 5 — jura środkowa, 6 — paleozoik, 7 — ułanki; a — pewne, b — prawdopodobne, 8 — linie przekrojów, 9 — wiercenia i ich symbole (w liczniku miąższość miocenu, w mianowniku miąższość jury górnej), 10 — pociągnięcia granic obszaru badań

Fig. 4. Geological cross-sections of the Kreszowice trough (after Rutkowski, 1986)

I — geological sketch of uncovered Kreszowice trough area, II — geological cross-section (A-B): Wielka Wieś — Zrąb Lasu Wolskiego, III — geological cross-section (C-D): Karmilowice — Zrąb Lasu Wolskiego; 1 — Quaternary, 2 — Miocene, 2a — Gypsum, 3 — Cretaceous, 4 — Upper Jurassic, 5 — Middle Jurassic, 6 — Paleozoic, 7 — faults; a — determined, b — probable, 8 — cross-section lines, 9 — symbols of boreholes and thickness of Miocene sediments/thickness of Upper Jurassic sediments, 10 — the southern boundary of the investigated area

Cechą charakterystyczną budowy tektonicznej paleozoiku w południowej części Wyżyny Krakowskiej, zaliczanej do typu plikatywnego, łuskowego są asymetryczne antykliny o azymucie NNW-SE i wergencji NE (Bukowy, 1984).

Osady jury i kredy leżą prawie poziomo i są tylko nieznacznie wychylone ku NE. Jest to upad zarówno sedymencyjny, jak i wywołany ruchami młodokimeryjskimi i laramijskimi.

Tektonika uskokowa obszaru krakowskiego o zróżnicowanej genezie wiekowej (Rutkowski, 1986) przypuszczalnie charakteryzuje się istnieniem jednego wielkiego uskoku głównego (Bogacz, 1967), którego nachylenia ku południowi powierzchnia jest jednocześnie wygięta. Obecność takiej powierzchni spowodowała powstanie strefy zapadliska krzeszowicko-krakowskiego mającego charakter rowu antytetycznego (Gradziński, 1972). Badany obszar leży w obrębie skrzydła wiszącego w wymienionej strefie (ryc. 4).

W wapieniach górnourajskich występują dwa systemy spękań ciosowych ortogonalnie sprzężonych o ogólnych kierunkach biegów: N-S, W-E i NW-SE, NE-SW. Są one wieku górnokredowego lub młodotrzeciorzędowego (Alexandrowicz i in., 1974; Małecki, 1958).

W obszarze Jurajskich Dolinek Krakowskich istnieje związek pomiędzy kierunkami ciosów i uskoków a przebiegiem form dolinnych (Alexandrowicz i in., 1974; Gradziński, 1962; Małecki, 1958). W sumarycznym diagramie kierunków przebiegu form dolinnych największe maksima przypadają na kierunkach: 135—140°, 115°(95°), 5° i 45°, co odpowiada dwóm systemom spękań ortogonalnie sprzężonych (ryc. 2). Kierunki tektoniczne odegrały zasadniczą rolę w kształtowaniu się rzeźby, a systemy ciosowe wpływały decydująco na krążenie wód i rozwój zjawisk krasowych.

Uwagi o klimacie

Obszar zlewni Rudawy i Prądnika według E. Romera należy do regionu klimatów wyżyn środkowych krainy śląsko-krakowskiej. W podziale agroklimatycznym R. Gumiński (1948) zaliczył badany obszar do dzielnicy częstochowsko-kieleckiej. Średnia roczna temperatura powietrza wynosi 7,5°C, a amplituda roczna sięga 21,4°C (Klein, 1977).

Roczne sumy opadów atmosferycznych wahają się w granicach 500 mm—1140 mm, przy średnich z wielolecia (1961—1989) od 679 mm (Biały Kościół) do 784 mm (Smardzowice). Kulminacje opadów przypadają na miesiące:

maj—sierpień, natomiast minimalne opady występują w miesiącach zimowych i w październiku. Charakterystykę sezonów zimowych w wieloleciu 1961—1983 przedstawiono w tab. 1.

Tabela 1

Warunki meteorologiczne w sezonach zimowych w okresie 1961—1983
(według danych IMGW w Krakowie)

Table 1

Meteorological conditions during winter seasons in 1961—1983 in the southern part
of the Cracow-Częstochowa Upland (after IMGW in Cracow)

Charakterystyka sezonu zimowego	Rok	Liczba dni z temperaturą ujemną		Liczba odwilży zimowych [n]	Liczba okresów występowania zw. pokr. śnieżn. [n]	Czas utrzymywania się pokrywy śnieżnej [tyg.]	Maksym. miąższość pokrywy śnieżnej [cm]	Czas zanikania pokrywy śnieżnej [dni]
		<0°C [dni]	<-5°C [dni]					
I	1963	96	56	1	1	18	62	45
	1965	71	18	1	1	13	35	16
	1970	b. d.	b. d.	b. d.	1	18	26	21
	1979	b. d.	b. d.	b. d.	1	15	45	22
II	1962	71	27	3	3	6	17	23
	1964	91	45	2	1	15	24	31
	1966	65	31	4	3	2	8	8
	1968	68	17	3	2	11	28	23
	1971	b. d.	b. d.	b. d.	2	8	24	31
	1977	58	14	3	3	1	25	2
	1982	b. d.	b. d.	b. d.	1	11	31	50
III	1967	53	14	3	2	2	8	9
	1969	33 ¹⁾	10 ¹⁾	b. d.	1	15	18	45
	1972	b. d.	b. d.	b. d.	2	2	8	1
	1974	55	8	2	1	7	19	25
	1980	b. d.	b. d.	b. d.	1	5	22	7
IV	1983	b. d.	b. d.	b. d.	1	3	20	14
	1973	43 ²⁾	6 ²⁾	2 ²⁾	1	10	11	4
	1976	71	21	5	2	9	16	11
V	1981	b. d.	b. d.	b. d.	2	3	12	1
	1961	34	13	2	1	4	4	3
	1975	26	3	0	1	2	10	5
	1978	b. d.	b. d.	b. d.	3	3	6	14

Objaśnienia:

Charakterystyka sezonów zimowych (według interpretacji autora): I — zimy śnieżne, II — zimy o średnim bilansie śnieżnym, III — zimy o małym bilansie śnieżnym, IV — zimy o bardzo małej retencji śniegu, V — zimy o minimalnej retencji śniegu.

Analizowane lata hydrogeologiczne nie obejmują następujących okresów: ¹⁾ styczeń—marzec 1969 r., ²⁾ listopad—grudzień 1972 r. Czas zanikania pokrywy śnieżnej jest liczony od okresu osiągnięcia maksymalnej miąższości do jej całkowitego zaniku w okresie trwania temperatur dodatnich.

W latach 1989—1991 główną rolę odgrywała cyrkulacja SW (58,6%) i W (14,5%). Dominowały układy baryczne niżowe (88%), z którymi najczęściej związany był spływ wilgotnego powietrza polarnomorskiego (47%) (Leśniok, Partyka, 1991).

Uwagi o hydrografii

Dorzecza Rudawy i Prądnika należą do zlewni Wisły. Prądnik płynie z kierunku NNW na SSE, Rudawa ma przebieg równoleżnikowy z NWW na SEE, a jej lewobrzeżne dopływy spływające z Wyżyny Krakowskiej w obręb Rowu Krzeszowskiego wykazują przebieg południkowy (ryc. 5).

Rzeka Rudawa zasilana jest przez potoki: Szklarka, Będkówka, Kobylanka, Bolechówka i Kluczwoda. Prądnik w dolnym biegu zwany Białuchą bierze początek we wsi Sułoszowa ze źródeł szczelinowo-krasowych poziomego wodonośnego jury górnej (Kleczkowski, 1971). Źródłowiska dopływów Rudawy oraz Saspówki — prawobrzeżnego dopływu Prądnika, znajdują się na wysokości 360—410 m n.p.m. Długość potoków jest zróżnicowana od 4 km (Bolechówka) do 13 km (Szklarka z Rudawką). Przeciętne spadki dna dolin wynoszą 12—30%.

Przepływy potoków mierzone w okresach niżówkowych są zróżnicowane: od 16 l/s do 370 l/s (J. Różkowski, Sadowski, 1992).

Normalny roczny przepływ w Rudawie w przekroju wodowskazowym Balice wynosi 2,65 m³/s (Kleczkowski, 1972). Na południowej granicy Ojcowskiego Parku Narodowego w Prądniku Czajowskim średni przepływ Prądnika wynosi 367 l/s (Alexandrowicz, Wilk, 1962), a w rejonie Krakowa 1,32 m³/s (Stachy, 1966, vide Kleczkowski, 1972).

Reżim cieków jest zdeterminowany charakterem zasilania. Według A. Tlałki (1970) dla Rudawy można przyjąć 3 typy zasilania: 1) śnieżny, przypadający w miesiącach grudzień—kwiecień, są to wody pochodzące z odwilży i roztopów, 2) deszczowy, odpowiadający okresowi: koniec wiosny (maj) i jesień (listopad), oraz 3) gruntowy, przypadający na bezdeszczowy okres wczesnowiosenny i letni (lipiec—wrzesień) oraz zimą w okresie mrozów (grudzień—luty).

Struktura użytkowania gruntów

Ze względu na rodzaj użytkowania ziemi obszar dolinek krakowskich zaliczył Z. Czeppa (1972) do regionu leśno-rolniczego V, gdzie pola uprawne zajmują płaskie wierzchowiny, a strome zbocza dolin są przeważnie zajęte przez lasy.

W zagospodarowaniu przestrzennym obszaru dominują użytki rolne, które zajmują 78,5% powierzchni. Podrzędnie występują lasy (14,7% powierzchni), tereny osiedlowe i komunikacyjne (6% powierzchni), wody powierzchniowe (0,3% powierzchni) oraz nieużytki (0,5% powierzchni). Wśród użytków rolnych przeważają grunty orne dobre i średniej jakości (III i IV klasy bonitacyjnej) (86% powierzchni) tworzące głównie kompleksy pszenne (85% powierzchni) oraz żytnie (8,5% powierzchni).

O waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej decyduje między innymi typ gleb, stosunki wilgotnościowe, skład mechaniczny, podatność na erozję. Dominują tu gleby brunatne (67% powierzchni) i pseudobielicowe (23% powierzchni). Są to przeważnie gleby o właściwych stosunkach wilgotnościowych (61% powierzchni), na ogół zakwaszone (69% powierzchni), z czym wiąże się niska zawartość przyswajalnego potasu i fosforu oraz średnia zawartość przyswajalnego magnezu (odpowiednio: 86%, 53% i 61% powierzchni). Pod względem urabialności są to gleby średnie (80% powierzchni) (Mosur, Stańczak, 1986—1988).

W dolinkach krakowskich dominuje produkcja rolnicza związana z sektorem prywatnym. Wśród upraw przeważają zboża i ziemniaki. Duży areal zasiewów (19,6—36,1% powierzchni) zajmują trwałe użytki zielone i polowe uprawy pastewne. Produkcja wielkotowarowa, związana z gospodarką społeczną, występuje głównie w rejonie doliny Rudawy i ma charakter rolno-hodowlany (ryc. 17). Z produkcją rolniczą są związane zakłady przetwórcze: piekarnie, przetwórnictwo mięsa z ubojniami, mleczarnia, przetwórstwo spożywcze „zdrowa żywność”.

Problemy hydrogeologii krasowej

W badanej części obszaru Wyżyny Krakowskiej rozwój zjawisk krasowych jest ściśle uzależniony od czynników hydrogeologicznych i fakt ten dotyczy nie tylko przeszłego rozwoju paleogeograficznego, lecz widoczny jest także w procesach współczesnych. Przejawia się przede wszystkim powiązaniem form powierzchniowych ze strefami zasilania obszernego wodonośca krasowego, jak i miejscami wypływu tych wód (strefy drenażu). Obieg wody w omawianym obszarze krasowym jest odpowiedzialny za stosunkowo intensywną denudację chemiczną i własności retencyjne zbiornika, co ma swój wymiar w określonych możliwościach samooczyszczania się wód w ośrodku skalnym.

W profilu hydrogeologicznym południowej części Wyżyny Krakowskiej występują cztery piętra wodonośne: 1 — czwartorzędowe, 2 — kredowe, 3 — jurajskie, 4 — związane z różnowiekowymi utworami paleozoicznymi. Zasadniczą rolę w stosunkach wodnych badanego obszaru odgrywa poziom wodonośny występujący w utworach jury górnej. Pozostałe piętra i poziomy wodonośne mają znaczenie lokalne z powodu niewielkiego rozprzestrzenienia, słabego zawodnienia lub głębokiego występowania skał zbiornikowych.

Poziomy wodonośne

Czwartorzędowy poziom wodonośny

Czwartorzędowy poziom wodonośny charakteryzuje się zróżnicowanymi warunkami hydrogeologicznymi uzależnionymi głównie od miąższości i wykształcenia

litologicznego osadów. Jest to poziom nieciągły, związany głównie z terasami rzecznyymi o miąższości do kilkunastu metrów. Wody gruntowe mogą występować w utworach czwartorzędowych lub łącznie także w pokrywie zwietrzelinowej utworów górnjurajskich. Zasilanie poziomu czwartorzędowego odbywa się przez infiltrację wód opadowych bądź w strefach głęboko wciętych dolin przez wody dopływające z poziomu wodonośnego górnjurajskiego. Drenaż zaś poziomu czwartorzędowego odbywa się głównie poprzez cieki powierzchniowe i źródła. Poziom czwartorzędowy nie ma większego znaczenia jako zbiornik użytkowy. Zwierciadło wód podziemnych w utworach czwartorzędowych jest swobodne lub lokalnie lekko napięte. Występuje na głębokości od 0,2 m do 13 m w części SE badanego obszaru, gdzie miąższość utworów czwartorzędowych wzrasta.

Wodonośność utworów czwartorzędowych, związana z utworami piaszczysto-żwirowymi dolin rzecznych, jest średnia ($k = 1,75 \times 10^{-5}$ — $4,5 \times 10^{-4}$ m/s), a niska dla osadów ilasto-mułkowych ($k < 10^{-5}$ m/s). Wydajność studni o głębokości 6—38 m, ujmujących wody z utworów czwartorzędowych w obszarze dolinek krakowskich i lewobrzeżnej części doliny Rudawy, waha się od 0,1 m³/h przy depresji 1,2 m do 40 m³/h przy depresji 5,5 m (Jóźwiak, Kowalczevska, 1986). Najkorzystniejsze parametry eksploatacyjne mają ujęcia wód gruntowych w okolicach Krakowa, gdzie wydajność studni sięga do 73,3 m³/h przy depresji 6,7 m.

Jurajskie poziomy wodonośne

Warunki hydrogeologiczne zbiornika górnjurajskiego Kraków—Wieluń, w którego zasięgu znajduje się omawiany obszar, zostały przedstawione w licznych opracowaniach monograficznych i w artykułach (Głazek, Pacholewski, A. Rózkowski, 1990; Kleczkowski, 1972; E. Liszkowska, Pacholewski, 1989; A. Rózkowski, 1991, red., 1990). Zbiornik obejmuje wychodnie jury pod nakładem czwartorzędowym oraz, lokalnie, kredowym o zróżnicowanej przepuszczalności (ryc. 8). Miąższość zawodnionych węglanowych utworów jury górnej waha się w południowej części Wyżyny Krakowskiej w granicach od kilkudziesięciu metrów do około 200 m. Izolującą serią podścielającą są spagowe ogniwa dolnego oksfordu. Wapienie jury górnej występują na utworach jury środkowej i dolnej o nieciągłym rozprzestrzenieniu lub bezpośrednio na różnowiekowych utworach paleozoicznych. Wody krążące w tych utworach znajdują się pod ciśnieniem.

Jest to zbiornik szczelinowo-krasowo-porowy zbudowany z wapieni skalistych i ławicowych, podrzędnie margli. W badanym zbiorniku M. Pulina (Motyka i in., 1993) wyróżnia strefę wadyczną, dobrze wykształconą strefę przejściową

(vadose/phreatic) oraz strefę freaticzną płytką. Badania wiertnicze i geofizyczne w zlewni Wiercicy i Kobylanki wykazały występowanie w pełnym profilu jury górnej kanałów krasowych, zwykle wypełnionych karstytami. Zbiornik jury górnej tworzy jeden system hydrauliczny. W profilu pionowym istnieje więź hydrauliczna między wodami w utworach górnourajskich oraz czwartorzędowych.

Parametry hydrogeologiczne oraz wydajność zbiornika przedstawiono w tab. 2 i 3.

Tabela 2

Parametry hydrogeologiczne zbiornika jury górnej

Table 2

Hydrogeological characteristics of the Upper Jurassic aquifer

Przepuszczalność hydrauliczna zbiornika górnourajskiego w zlewni Wiercicy na podstawie wyników pompowań parametrycznych (według Pacholewskiego, 1984)

Źródło danych	Współczynniki filtracji [m/s]			
	minimalny	maksymalny	średni	odchylenie standardowe
42	$1,3 \times 10^{-7}$	$6,19 \times 10^{-3}$	$1,14 \times 10^{-4}$	$1,02 \times 10^{-4}$

Wyniki badań laboratoryjnych własności hydrogeologicznych wapieni jurajskich (według Pacholewskiego, 1987)

Nazwa parametru	Wartość minimalna	Wartość maksymalna	Wartość średnia	Odchylenie standardowe	Liczba prób
Przepuszczalność K_p [mD] k [m/s]	<0,1 $<9,6 \times 10^{-10}$	180 $1,76 \times 10^{-6}$	17,81 $1,72 \times 10^{-7}$	45,152 $4,35 \times 10^{-7}$	88 88
Porowatość efektywna [n] (w %)	0,62	29,78	9,29	6,73	100
Odsączalność [μ] (w %)	0,1	6,55	1,41	0,993	99

Masyw wapieni górnourajskich charakteryzuje się znaczną porowatością umożliwiającą wysoką retencję wód podziemnych w zbiorniku, jednakże odgrywającą drugorzędną rolę w przepuszczalności hydraulicznej tych skał. Średnia porowatość efektywna matrycy skalnej, uzyskana z badań laboratoryjnych, wynosi w poziomach wapieni skalistych i płytowych 3,4–4,6% (E. Liszkowska, Pacholewski, 1989). Podstawowe znaczenie w przewodzeniu wód przez wapienie odgrywa system spękań, szczelin i pustek krasowych (E. Liszkowska, Pacholewski, 1989; Motyka, 1989; Motyka i in., 1993). Rozwój

Wydajność i zasobność zbiornika jury górnej (według A. Rózkowskiego, red., 1990)

Table 3

Safe yield and water resources of the Upper Jurassic aquifer (after A. Rózkowski, ed., 1990)

Powierzchnia [km ²]	Mięższność [m]	Wodoprze- wodność [m ² /h] średnia min-max	Wydajność studni [m ³ /h] średnia min-max	Wydatek jednostk. [m ³ /h/mS] średni min-max	Zasoby dyspozycyjne i (pobór) [tys. m ³ /d]	Moduł zasobowy [l/s/km ²] średni min-max
3257	50—400	35 0,15—408,8	34,5 0,4—567	10 0,01—416,0	1120 (269)	3,6 0,048—8,37

pustek krasowych jest intensywny w poziomie litofacjalnym wapieni skalistych, natomiast niski w wapieniach ławcowych.

O wodonośności zbiornika świadczą wydatki źródeł. Badania krenologiczne na omawianym terenie są szeroko udokumentowane (Alexandrowicz, Wilk, 1962; Dynowska, 1983; Kleczkowski, 1971, 1972; J. Rózkowski, Sadowski, 1992).

Badania hydrometryczne wykonane przez autora w październiku 1992 roku wykazały utrzymującą się dominację źródeł o małych i średnich wydajnościach (0,1—10 l/s, 80% populacji). Największa wydajność charakteryzuje źródła główne potoku Będkówka — 46 l/s, oraz potoku Szklarka — 38 l/s.

Wyniki analizy statystycznej materiałów archiwalnych Oddziału Górnośląskiego Państwowego Instytutu Geologicznego z lat 1967—1971, wykonanej przez autora, wykazały, że zmienność roczna badanych źródeł kształtuje się w zakresie 1,16—5,37, przy czym dla większych źródeł (> 10 l/s) jest niska (< 1,58).

Zasilanie podziemne cieków charakteryzuje wysoka zmienność — od 7,5 l/s/km do 27,9 l/s/km (ryc. 6). Udział źródeł w zasilaniu podziemnym cieków jest wysoki. W dolinach Będkówki i Kobylanki wynosi około 65% (przy pełnej ewidencji źródeł).

Szczelinowo-warstwowy poziom wodonośny jury środkowej występuje w utworach piaszczystych i wapienno-marglistych. Współczynniki filtracji w omawianym poziomie wahają się w granicach $7,4 \times 10^{-4}$ — $4,6 \times 10^{-5}$ m/s. Trzeci poziom wodonośny jury występuje lokalnie w piaskach, żwirach i zlepieńcach liasu.

Piętro wodonośne jury może pozostawać w kontaktach hydraulicznych typu sedymentacyjno-facjalnego lub tektonicznego z wodonośnymi utworami karbonu i dewonu (Addom, 1984).

Paleozoiczne poziomy wodonośne

Poziomy wodonośne permo-stefańskie reprezentowane przez słabo związane piaskowce są typu szczelinowo-warstwowego, natomiast poziomy wodonośne występujące w węglanowych utworach dolnego karbonu i dewonu mają charakter szczelinowy i szczelinowo-krasowy. Współczynniki filtracji określone pompowaniami kształtują się w granicach $1,28 \times 10^{-5}$ — $7,8 \times 10^{-8}$ m/s (A. Różkowski, 1991).

Krażenie wód w zbiorniku górnójurajskim

Ze względu na ogólne warunki krążenia poziom jury górnej w badanym obszarze odpowiada hydraulicznemu, dynamicznemu modelowi płytkiego szczelinowo-krasowo-porowego zbiornika o swobodnym, lokalnie napiętym (pod przykryciem glinek lessowych) zwierciadle wody (J. Liszkowski, 1988).

Rodzaj zasilania i wahań zwierciadła wód podziemnych

Zasilanie górnójurajskiego zbiornika następuje na całym obszarze jego występowania bezpośrednio lub pośrednio przez utwory czwartorzędowe (ryc. 8). Szczelinowo-krasowy charakter wodonośca i występowanie przepuszczalnego nadkładu sprzyjają efektywnej infiltracji wód atmosferycznych oraz łatwej odnawialności jego zasobów, a także powodują redukcję spływu powierzchniowego. Współczynnik infiltracji efektywnej opadów atmosferycznych w skrasowiakach i szczelinowatych wapieniach jury górnej w dolinie Prądnika według E. Goc (1968) wynosi 25% i odpowiada odpływowi gruntowemu. Badania autora w zlewni Wiercicy wykazały wyższe zasilanie poziomu jury górnej w wysokości około 30% sumy opadów (J. Różkowski, 1982).

Analiza współzależności pomiędzy zasilaniem zbiornika górnójurajskiego (w obszarze badań) opadami atmosferycznymi a reakcją wahań zwierciadła wód podziemnych wykazała związek statystyczny między wymienionymi zjawiskami (Leszkiewicz i in., 1991). Maksymalne wartości współczynnika korelacji dla studni ujmujących płytko poziom wodonośny jury górnej (Radwanowice — 0,8, Przeginia — 0,7) przypadają na 165—200 dni poprzedzających obserwację stanu wód, a w przypadku ujęcia poziomu czwartorzędowego (Więckowice)

czas reakcji na zasilanie opadami atmosferycznymi jest krótszy (160—170 dni) (ryc. 7).

Zasilanie roztopowe lub roztopowo-deszczowe dla wód podziemnych Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej według H. Czarneckiej (1975) stanowi około 70% całkowitego zasilania. Duża zmienność reakcji zwierciadła wód podziemnych na zasilanie roztopowe, analizowana dla okresu 1961—1983, wynikała ze zróżnicowania lokalnych dróg krążenia, warunków hydrogeologicznych, warunków termicznych, zmienności retencji śniegowej, a także wielkości i rozkładu opadów atmosferycznych w roku wystąpienia roztopów oraz w roku poprzedzającym (tab. 1, 4) (Leszkiewicz i in., 1993). Wraz ze zmniejszającym się sezonowym bilansem śnieżnym czasy reakcji na roztopy ulegają wydłużeniu, a wielkość podniesienia zwierciadła ulega zmniejszeniu aż do zupełnego braku reakcji (tab. 4). Wpływ warunków hydrogeologicznych na reakcję roztopową wód podziemnych odzwierciedla się zróżnicowaniem czasu tej reakcji w studniach: 6—15 dni — płytkie ujęcia poziomu kredowego i czwartorzędowego, 15—80 dni — ujęcia górnej strefy zbiornika górnourajskiego, 40—125 dni — głębokie ujęcia poziomu jury górnej.

Tabela 4

Reakcja zbiornika wód podziemnych na zasilanie roztopowe

Table 4

Response of the aquifer to thawing recharge in the southern part of the Cracow-Częstochowa Upland in 1961—1983

Typ zimny	Rok	Rozłopy			Reakcja zwierciadła wód podziemnych w okresie zimowo-wiosennym			t	t _z
		m	termin		miejscowość	początek	maksimum		
			maks.	do					
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
I	1963 ¹⁾	62	10.03	23.03	Zalesie	18.03	3.06	85	
					Radwanowice	4.03	1.04	22	
					Chechło	11.03	8.04	29	
	1965	35	11.03	17.03	Zalesie	12.03	26.04	46	
					Radwanowice	8.03	5.04	25	
					Chechło	26.02	29.03	18	
	1970	26	9.03	22.03	Zalesie	23.03	11.05	63	
					Radwanowice	30.03	18.05	70	
					Chechło	20.03	6.04	28	
					Wielmoża	15.02	22.03	13?	
					Skąła	10.03	22.03	13	
	1979 ²⁾	45	5.03	13.03	Zalesie	9.03	19.03	14	
					Radwanowice	12.03	2.04	28	
					Chechło	2.03	26.03	21	
					Przegonia	3.03	31.03	26	
					Więckowice	3.03	17.03	12	
					Skąła	3.03	13.03	8	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
II	1962	28	4.03	29.03	Zalesie	12.03	30.04	57	
					Radwanowice	19.02	26.04	53	
					Czechło	19.02	16.04	43	
	1964	24	21.02	20.03	Zalesie	27.03	11.05	52	
					Radwanowice	16.03	13.04	51	
					Czechło	16.03	30.03	37	
	1966	29	30.01	18.02	Zalesie	11.02	4.04	64	
					Radwanowice	7.02	4.04	61	
					Czechło	4.02	25.02	26	
	1968 ³⁾	28	16.01	7.02	Zalesie	2.02	8.04	82	
					Radwanowice	29.01	8.04	82	
					Czechło	2.02	22.02	37	
					Wielmoża	11.02	12.05	116	
					Skała	14.01	18.01	2(4)	
	1971	29	a) 22.01 b) 15.03	8.02 18.03	Zalesie	5.02		80	
							12.04	28	
					Radwanowice	8.02		73	
							5.04	21	
					Czechło	15.01	19.02	28	
						12.03	19.03	4	
					Wielmoża			149	
						7.04	20.06	97	
					Skała	24.01	29.01/6.02	7(15)	
						13.03	21.03	6	
					Zalesie	10.02	4.04	66	
					Radwanowice	24.01	4.04	66	
	1977 ⁴⁾	25	28.01	8.02	Czechło	4.02	7.03	38	
					Skała	24.01	28.01	4/27	
						5.02	24.02		
					Zalesie	21.12	25.01	21	
	1982 ⁵⁾	31	4.01	10.02	Radwanowice	28.12	22.02	49	
					Czechło	1.01	11.01	7—12	
							18.01		
					Przeginia	17.11 (31.12)	19.01	15	
					Więckowice	1.11 (28.12)	7.01	3	
					Skała	31.12	12.01	4(8)	
III	1967 ⁶⁾	19	29.01	17.02	Zalesie	2.02	20.03	53	
					Radwanowice	30.01	21.03	54	
					Czechło	2.12	6.02	8	
	1969 ⁷⁾	18	a) 1.02 b) 20.02	7.03					

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
					Zalesie	3.04	12.05	81	
					Radwanowice	7.04	28.04	67	
					Chechło	14.02	7.04	46	
					Wielmoża	29.12			
						23.03/25.05		(31)94	
	1972 ⁸⁾	17	9.02	13.02	Skala	11.03	17.03	6	
					Zalesie	17.04	14.06	124	
					Radwanowice	brak reakcji		—	
					Chechło	27.03	24.04	74	
	1974 ⁹⁾	19	25.12	15.01	Skala	8.02	14.02	5	
					Zalesie	25.01	18.03	83	
					Radwanowice	14.01	4.02	41	
					Chechło	14.01	25.01	31	
					Skala	21.12	31.12	6	
						15.01	21.01	6(27)	
	1980	22	31.01	8.02	Zalesie	brak reakcji		—	
					Radwanowice	brak reakcji		—	
					Chechło	brak reakcji		—	
					Przebinia	brak reakcji		—	
					Więckowice	30.01	13.02	13	
					Skala	31.01	2.02/13.02	3(13)	
	1983	20	27.02	1.03	Zalesie	4.03	11.04	43	
					Radwanowice	28.02	11.04	43	
					Chechło	4.03	11.03	12	
					Skala	28.02	2.03/8.03	3(9)	
IV	1973 ¹⁰⁾	19	c) 23.01 c) 13.03	7.02 15.03	Zalesie			125	
					Radwanowice	6.04	28.05	76	100
						29.01		62	
					Chechło		26.03	13	38
						2.02		62	
					Skala		26.03	13	38
						5.02	10.02	18	
						16.03	22.03	6(9)	
	1976 ¹¹⁾	22	c) 21.01 c) 24.03	19.02 27.03	Zalesie			95	
					Radwanowice	2.04	26.04	33	64
								92	
					Skala	5.04	23.04	30	61
						24.03	29.03/3.04	5(10)	
	1981	17	c) 31.01 c) 25.02	1.02 28.02	Zalesie			72	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
					Radwanowice	20.03	13.04	47	60
					Chechło	23.02	6.04	65	52
					Przeginia	20.02	30.03	40	58
					Więckowice	7.02(10.03)	23.03(11.04)	33	46
					Skala	3.01	10.02	51	38
						7.03	13.03	26	10
						2.02	5.02/10.02	16	16
						7.03	13.03	5(10)	16
V	1961 ¹²⁾	4	brak roztopów		Zalesie	3.04	23.04	—	
					Radwanowice	6.03	17.04	—	
	1975 ¹³⁾	10	c) 24.02 27.02		Chechło	7.02	27.04	—	
					Zalesie	10.04	5.05	—	
					Radwanowice	brak reakcji		—	
					Chechło	21.03	28.04	—	
					Skala	brak reakcji		—	
	1978	11	c) 12.02 24.02		Zalesie	6.03	24.04	71	
					Radwanowice	23.01	20.03	36	
					Chechło	brak reakcji		—	
					Przeginia	1.03	16.03	32	
					Więckowice	25.02	22.03	38	
					Skala	24.02	2.03	6(18)	

Objaśnienia: *m* — grubość pokrywy (cm), *t* — czas reakcji wodonośca na zasilanie roztopowe, *t_s* — średni czas reakcji wodonośca na zasilanie roztopowe; typ zimy: I — zimy śnieżne, II — zimy o średnim bilansie śnieżnym, III — zimy o małym bilansie śnieżnym, IV — zimy o minimalnej retencji śnieżnej, V — zimy „beźśnieżne”; a) pierwsze maksimum roztopów, b) drugie maksimum roztopów, c) bardzo małe roztopy.

¹⁾ Zalesie — maksimum roztopowo-opadowe, ²⁾ maksimum roztopowo-opadowe, ³⁾ maksimum roztopowo-opadowe w grudniu (Chechło, Zalesie), ⁴⁾ maksimum opadowo-roztopowe, ⁵⁾ Więckowice — brak wyraźnej reakcji, ⁶⁾ Chechło — progresja opadowo-roztopowa, ⁷⁾ Skala — reakcja na koniec roztopów, ⁸⁾ Zalesie — maksimum głównie opadowe, Chechło — progresja roztopowo-opadowa, ⁹⁾ Skala — reakcja po zakończeniu roztopów, ¹⁰⁾ Zalesie — maksimum roztopowo-opadowe, Skala — brak wyraźnej reakcji, ¹¹⁾ maksimum opadowe w styczniu (Chechło, Skala), zasilanie opadowe w październiku, ¹²⁾ maksimum opadowe, ¹³⁾ maksimum opadowe.

Wysokie kulminacje zwierciadła wód podziemnych w roku wystąpienia roztopów są często poprzedzone dużą retencją zbiornika w roku poprzedzającym. Wynika ona z wysokich opadów deszczu (lata 1966—1967, 1974—1975) lub miększej pokrywy śnieżnej (lata 1970—1971). W latach z niewielką ilością opadów atmosferycznych, występujących po latach wilgotnych, zaznacza się czasem tendencja spadkowa zwierciadła w ciągu całego okresu wiosenno-lletniego (np. 1973 rok).

Zmienne natężenie opadów deszczu występujących w porze roztopów powoduje współoddziaływanie zasilania roztopowego i deszczowego zbiornika wód podziemnych, przyspieszając (1979 rok) lub wydłużając (1963 rok, 1972 rok) reakcję zwierciadła.

Badania przeprowadzone w zlewni Rudawy i Prądnika wykazały, że zwierciadło swobodne wody w zbiorniku występuje na głębokości 1,1—83,0 m od powierzchni w zależności od ukształtowania rzeźby terenu.

Cykle wahań długookresowych zwierciadła wód podziemnych w studniach, ujmujących płytko poziom jury górnej, trwają przeciętnie 2, 3 lata. Na podstawie przebiegu średnich ruchomych można wydzielić dłuższe cykle 4—6-letnie i ponad 10-letnie (Leszkiewicz i in., 1991). W okresach susz hydrologicznych obserwuje się czasowe zamiki wody w studniach obserwacyjnych (lata 1984—1985). Charakter oscylacji zwierciadła wód podziemnych odpowiadający w przybliżeniu cyklicznej zmienności warunków klimatycznych, a szczególnie opadów, jest zgodny z tendencjami przedstawionymi przez W. Chełmickiego (1991) i J. T. Tomaszewskiego (1988).

Charakter wahań średniookresowych górnego poziomu wodonośnego wykazuje wyraźny jeden okres wzniosu wiosennego oraz jedno obniżenie jesienno-zimowe. Wznios wiosenny kontynuuje się czasem w wysokich stanach letnich (Chełmicki, 1991; Dynowska, Pietrygowa, 1979).

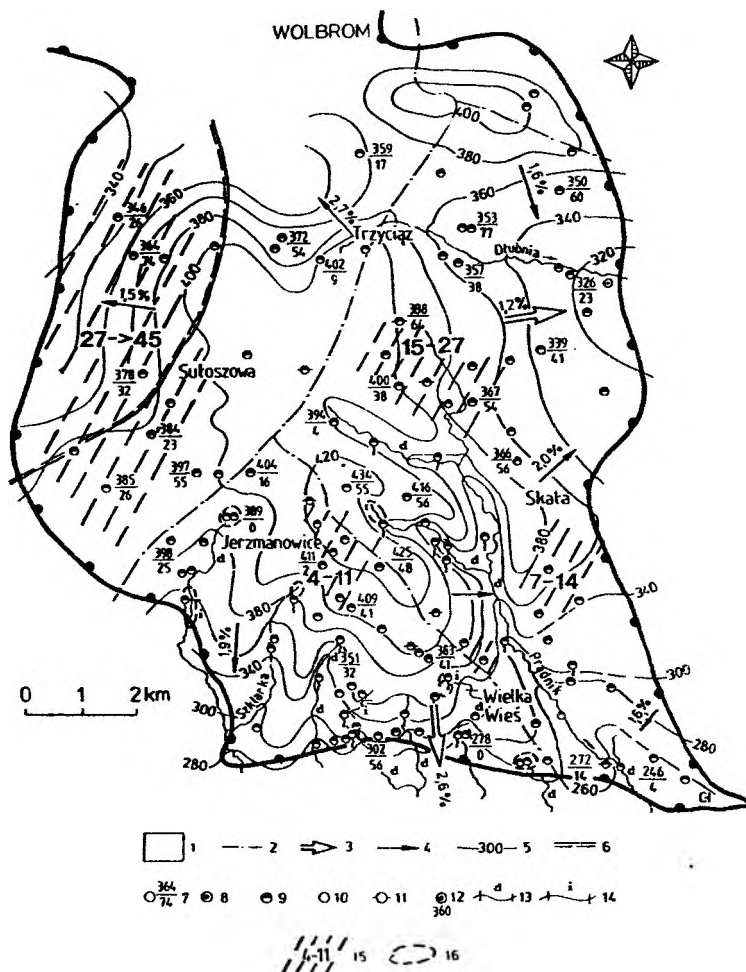
Przedstawiona tendencja jest zgodna z typem wahań rocznych wód płytko występujących w skałach szczelinowo-krasowych posiadających łączność hydrauliczną z powierzchnią (typ VII-2, Tomaszewski, 1988) (posterunki — Radwanowice, Przeginia). Głębsze położenie zwierciadła wód (typ VII-3, Tomaszewski, 1988) (posterunki — Wielmoża, Bębło) warunkuje występowanie wyrównanych wahań o dłuższych cyklach (czasem kilkuletnich) odpowiadających generalnym zmianom retencji wód podziemnych. Amplitudy „wielkopromiennych” oscylacji są znaczne.

Warunki krążenia wód podziemnych

Układ pola hydrodynamicznego wskazuje na występowanie w zbiorniku jurajskim trzech typów przepływu: regionalnego, pośredniego i lokalnego.

Regionalny system przepływu, stanowiący zaledwie około 15% odpływu podziemnego zbiornika (Pacholewski, 1987), kształtuje monoklinalne zapadanie utworów jurajskich pod Nieckę Nidziańską.

Zbiornik górnourajski jest drenowany głównie przez lokalne i pośrednie systemy przepływu, które zostały ukształtowane dzięki głęboko wciętym dolinom rzek i potoków.

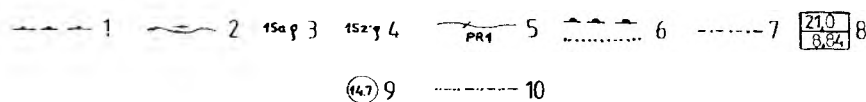
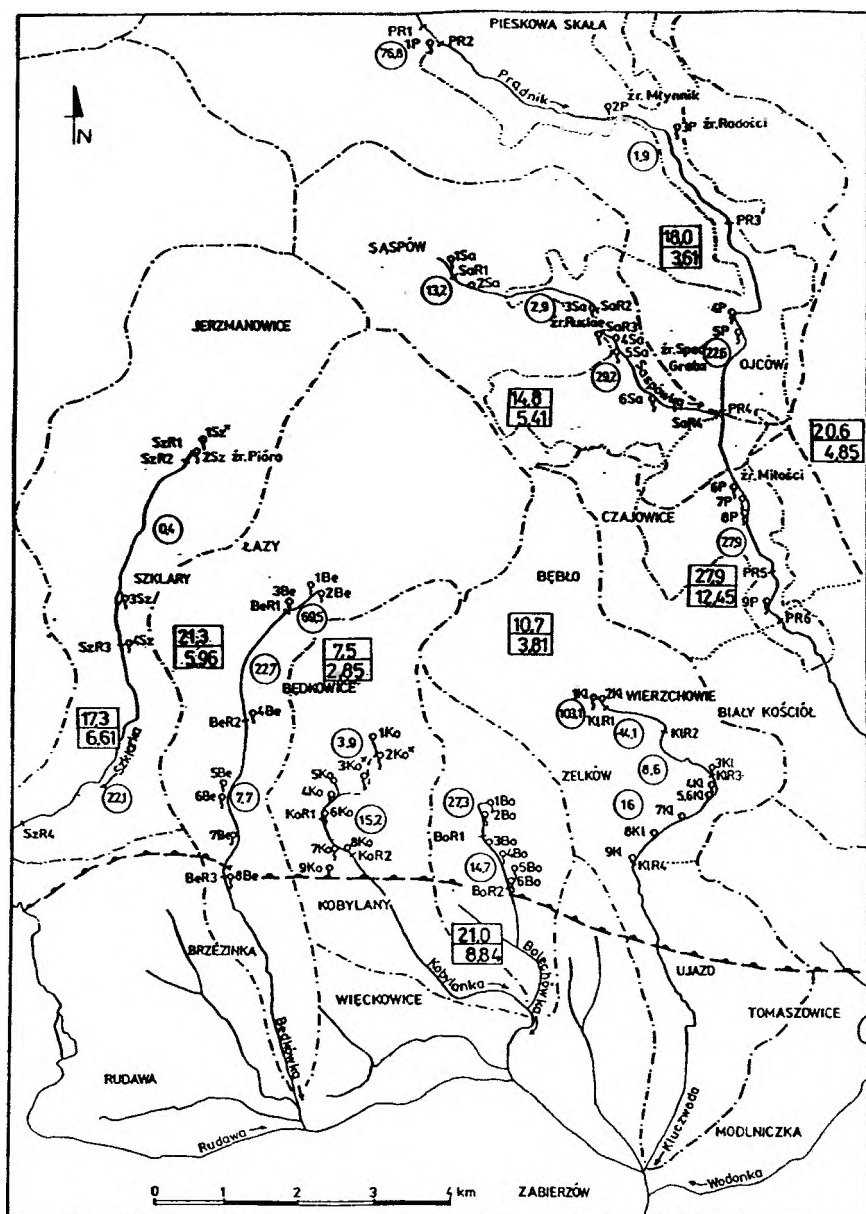


Ryc. 5. Krążenie wód podziemnych w zlewni Rudawy i Prądnika przedstawione na tle regionalnym

1 — obszary zasilenia, 2 — granice zlewni podziemnych; kierunki przepływu wód podziemnych wraz ze spadkami hydraulicznymi; 3 — regionalne, 4 — lokalne, 5 — hydroizohipsy; zasięg leżącej depresji obszaru akupionego drenażu wyrobiskami górniczymi; 6 — kopalnie rud cynku i ołowiu; studnie i otwory badawcze z badaniami hydrogeologicznymi: 7 — numer punktu, aktualne zwierciadło wody/głębokość do zwierciadła nawierconego; poziom wodonośny ujęty lub zbadany należy do utworów: 8 — kredowych, 9 — górniojurajskich; 10 — studnia czynna, 11 — studnia nieczynna, 12 — źródło: numer, rzędna terenu w m n.p.m.; kontakty hydrauliczne wód podziemnych z wodami powierzchniowymi: 13 — rzeki drenujące, 14 — rzeki infiltrujące; 15 — obszary o obniżonym dynamicznym zwierciadle wód podziemnych w latach 1970—1995, 16 — obszary zaburzonego drenażu wód podziemnych

Fig. 5. Groundwater circulation within the Rudawa and Prądnik rivers drainage basins against a regional background

1 — recharge areas, 2 — boundaries of the underground drainage basins; directions of groundwater flow with hydraulic gradients: 3 — regional, 4 — local; 5 — hydroisohypses; range of cone of depression of intensive drainage by mine workings: 6 — zinc/lead ore mines; wells and boreholes hydrogeologically investigated: 7 — point number, present water-level/depth of original water-level; the age of the penetrated aquifer: 8 — Cretaceous, 9 — Upper Jurassic; 10 — working well, 11 — non-working well, 12 — spring: number, elevation in m a.s.l. level; hydraulic connections of ground- and surface-waters: 13 — gaining streams, 14 — losing streams, 15 — areas of lowered groundwater-level in 1970—1995, 16 — areas of disturbed groundwater drainage



Zlewnie podziemne pośrednich systemów przepływu są drenowane przez doliny Prądnika i Rudawy. Układ hydroizohips wskazuje, iż przepływ wód podziemnych do Rudawy odbywa się z wyniesionej części wododziału rejonu Jerzmanowic w kierunku S i SE. Dopływ wód podziemnych do Prądnika odbywa się z rejonu Jerzmanowic w kierunku E i SE oraz z obszaru wierzchowiny okolic Skały w kierunku W, SW i S. Generalny spadek ciśnień hydrodynamicznych w poziomie jury górnej w kierunku Rudawy wynosi około 2%. Spadki hydrauliczne w zlewni Prądnika kształtują się podobnie jak w zlewni Rudawy z tendencją wzrostową w części N do około 3% (ryc. 5).

Spyw wód w zasięgu pośredniego systemu przepływu jest zakłócony drenującym wpływem dolin potoków, które stanowią podstawę drenażu lokalnych systemów przepływu (ryc. 5). Obszarami zasilania i działami wodnymi tych systemów są wierzchowiny położone między poszczególnymi dolinami. Wyniki modelowania analogowego (A. RóŹkowski, 1991) wykazały, że w obszarze badań około 70% odpływu podziemnego jest drenowane przez lokalne systemy przepływu (ryc. 5, 6). Odpływ podziemny (Hg) w zlewni Prądnika, określony na podstawie rozdziału hydrogramu, stanowi około 85% odpływu całkowitego (Goc, 1968).

Rozkład pola ciśnień w systemach lokalnych wykazuje, że na obszarach wierzchozin obok głównego przepływu bocznego występuje również przepływ pionowy w dół (A. RóŹkowski, red., 1990).

Prędkość lateralnego przepływu wód w zbiorniku jury górnej wykazuje duże zróżnicowanie. Przeciętne szybkości przepływu w spękanym i skrasowiłym górotworze, obliczone przez autora wzorem Darcy'ego, są rzędu od kilkuset m/rok do kilku tysięcy m/rok. W masywie skalnym jednorodnym prędkości przepływu wód mikrohydraulicznym systemem porowym wynoszą od kilkudziesięciu centymetrów do kilkunastu m/rok, co potwierdzają wyniki badań trytowych w zlewni Rudawy (Małoszewski, Zuber, 1990).

Regionalnie ruch strumienia wody w zbiorniku szczelinowo-krasowym odbywa się zgodnie z liniowym prawem Darcy'ego. Flucja może występować w strefach

Ryc. 6. Charakterystyka odpływu podziemnego w zlewniach lokalnych Rudawy i Prądnika (10.1992)

1 — granica zbiornika górnokarpackiego, 2 — ciek, 3 — źródła, 4 — źródła suche (1990—1992), 5 — przekroje hydrometryczne na ciekach, 6 — granice obszarów badawczych w obrębie lokalnych zlewni w S i E części rejonu, 7 — granice lokalnych zlewni powierzchniowych (według IMGW, 1983); charakterystyka odpływu podziemnego lokalnych zlewni, 8 — zasilanie podziemne cieków ($l/s/km$)/spływ jednostkowy ($l/s/km^2$), 9 — zasilanie podziemne cieków pomiędzy przekrojami hydrometrycznymi ($l/s/km$), 10 — granica Ojcowskiego Parku Narodowego

Fig. 6. Characteristics of the groundwater runoff within the Rudawa and Prądnik rivers drainage basins (10.1992)

1 — boundary of the Upper Jurassic aquifer, 2 — water-courses, 3 — springs, 4 — dry springs (1990—1992), 5 — hydrometric cross-sections of water-courses, 6 — boundaries of the investigated areas within the local drainage basins in the southern and eastern parts of the region, 7 — boundaries of the local surface drainage basins (after IMGW, 1983); characteristics of the underground runoff of the local drainage basins: 8 — underground recharge of water-courses ($l/s/km$)/specific runoff ($l/s/km^2$), 9 — underground recharge of water-courses between hydrometric cross-sections ($l/s/km$); 10 — boundary of the Ojców National Park

dyslokacji tektonicznych i kanałów krasowych, co stwierdzono na podstawie wyników pompowań wielostopniowych w zlewni Wiercicy (Pacholewski, 1982).

Zjawiska krasowe w masywie jurajskim

Górnójurajski zbiornik wodonośny w skałach węglanowych ulegał skrasowieniu w kredzie i kenozoiku (Głazek, 1989; Głazek i in., 1990).

W okresie tyton — cenoman rozwój krasu był nieznaczny, spowodowany niewielkim zróżnicowaniem krajobrazu, trwałą izolacją gliniastych osadów regresywnych górnej jury, a także silną, wtórną sylifikacją wapieni górnej jury.

Ostatni z okresów rozwoju paleokrasu przypada na późną kredę — trzeciorzęd. W najstarszej fazie (mastrycht — eocen) występuje krajobraz krasu kopiastego.

W fazie oligoceńskiej, w której nastąpiło podniesienie brzegowej powierzchni kontynentalnej paleogeńskiego basenu karpackiego, cyrkulacja krasowa wód na Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej sięgała do bazy wapieni górnójurajskich (300 m ppt). Głębokość lejów krasowych przewyższała 100 m, a jaskiń pionowych 50 m.

Rozwój podziemnych form krasowych reprezentujących wczesną fazę stadium freatycznego na przełomie paleogenu i neogenu dotyczył z kolei — według R. Gradzińskiego (1962) — tylko obszarów położonych na południe i wschód od rejonu badań i był związany z usuwaniem pokrywy osadów senonu.

Kolejna faza krasowienia nastąpiła po erozji nadkładu środkowioceńskiego, przyspieszonej wypiętrzeniem plioceniskim. Po głównej fazie ruchów tektoniki uskokowej nastąpił rozwój dolin rozcinających głęboko kompleks wapienny. Funkcjonowanie wywierzyisk rozmieszczonych w pobliżu dna dolin umożliwiała ukierunkowany, szybki przepływ w obrębie skały, formowanie zbiorczych, dużych kanałów. Nastąpiła zmiana warunków freatycznych na wadyczne. Dalsze pogłębianie lokalnych baz drenażu doprowadziło do wyłączenia jaskiń z systemu odwadniania krasowego.

S. W. Alexandrowicz i Z. Wilk (1962) analizując powstanie doliny Prądnika, uważają, że w wyniku ruchów tektonicznych, z którymi ma związek powstanie Rowu Krzeszowickiego, w elementach zrębowych zachowały się tylko górne części dolin.

Zintensyfikowanie zjawisk krasowych w eocenie i pliocenie jest udokumentowane nasileniem chemicznych przeobrażeń wietrzeniowych (kaolinizacja) (Krysowska-Iwaszkiewicz, 1974).

Epoka glacialna charakteryzowała się krótkotrwałymi zmianami w warunkach rozwoju krasu. W trakcie zlodowaceń następowało pogrzebanie i ekshumacja

starszych form krasu zależnie od aktualnej lokalnej dynamiki cyrkulacji wody. Bezpośrednio w rejonie Ojcowa nie stwierdzono obecności pokrywy lodowcowej, co sprzyjało zachowaniu się istniejących jaskiń. Główne epizody rozwoju krasu w plejstocenie ujawniają jaskinie Doliny Sąspowskiej (Małowska, 1977, 1982). Od recesji fazy warciańskiej następuje ekshumacja rzeźby paleokrasowej i dróg krążenia wód podziemnych warunkowana wysokością obszaru powyżej bazy drenażu formowanej przez Wisłę.

Chemizm wód w obszarze krasowym

W badanym obszarze są następujące piętra wodonośne: czwartorzędowe, kredowe, jurajskie i związane z różnowiekowymi utworami paleozoicznymi. Poziomy wodonośne występujące w węglanowych utworach górnej jury, dolnego karbonu i dewonu mają charakter głównie szczelinowo-krasowy. Zasadniczą rolę w stosunkach wodnych odgrywa poziom górnójurajski pozostający w łączności hydraulicznej z nadległym piętrzem czwartorzędowym oraz, w części wschodniej zbiornika, z piętrzem kredowym. Lokalnie piętro jurajskie może pozostawać w kontaktach hydraulicznych z wodonośnymi utworami węglanowymi paleozoiku. Miąższość zawodnionych wapieni górnójurajskich wzrasta od kilkudziesięciu metrów w części południowo-zachodniej badanego obszaru do ponad 300 m w północnej części Wyżyny Krakowskiej. Na skład chemiczny wód, oprócz skał zbiornikowych, mają wpływ własności fizykochemiczne wód zasilających, wykształcenie utworów nadkładu, warunki krążenia wód w poszczególnych strefach hydrogeologicznych oraz czas retencjonowania wód w matrycy skalnej. O zróżnicowaniu cyklu obiegu wód w górotworze świadczą między innymi czasy reakcji roztopowej wód podziemnych nie przekraczające dwóch tygodni dla poziomu czwartorzędowego, a sięgające do czterech miesięcy dla głębszej strefy poziomu jury górnej (Leszkiewicz i in., 1993).

Własności fizykochemiczne i skład chemiczny wód podziemnych

Chemizm wód w utworach czwartorzędowych

Wody poziomu czwartorzędowego należą do płytkiego systemu krążenia. Podległe początkowym stadiom antropogenicznego przeobrażenia zachowują pierwotny dwujonowy typ $\text{HCO}_3\text{-Ca}$, natomiast silnie zdegradowane należą do typów wielojonowych, między innymi $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ i $\text{HCO}_3\text{-Cl-Ca}$. Odczyn wód jest słabozasadowy (pH 7,1—8,0), a w okresie intensywnych roztopów oraz odwilży także słabokwaśny. Według klasyfikacji Z. Pazdry (1983) są to wody twarde i bardzo twarde (5,0—18,7 mval/dm³). Dominuje zasadowość wodorowęglanowa występująca w zakresie 3—11 mval/dm³. Przeważają wartości ponad 7 mval/dm³, które w badanym obszarze są typowe dla wód przeobrażonych antropogenicznie. Wpływ antropopresji na środowisko wód gruntowych potwierdza też występowanie w szerokim zakresie stężeń: związków azotu (0—3 mg N-NH₄/dm³, 0,001—0,226 mg N-NO₂/dm³, 0,02—33,3 mg N-NO₃/dm³), żelaza (0—7,4 mg/dm³) i chlorków (9—206 mg/dm³). W statystycznych rozkładach stężeń badanych składników w wodach czwartorzędowych wyróżnia się zarówno izolowane klasy ponadnormatywnie wysokich stężeń (na przykład dla NH₄⁺, NO₂⁻, Fe), jak i przejścia o charakterze ciągłym do wartości ponadnormatywnych (NO₃⁻, twardość ogólna).

Wśród cech fizycznych odróżniających czwartorzędowe wody gruntowe od wód poziomu górnopaleozajskiego należy wymienić mętność i — sporadycznie — barwę. Mętność wód gruntowych występuje w zakresie 1—30 mg/dm³. Dla około 30% populacji badanych wód przekracza ona wartości typowe dla wód poziomu górnopaleozajskiego (1—2 mg/dm³). Barwa wód gruntowych nie przekracza zwykle wartości 10 mg Pt/dm³ (92% populacji), sięgając maksymalnie do 25 mg Pt/dm³ (tab. 11).

Płytko występujące wody gruntowe są narażone na silną antropopresję szczególnie w obszarach wiejskich, gdzie oddziaływanie to manifestuje się głównie skażeniem bakteriologicznym wód oraz wysoką zawartością substancji organicznych.

Chemizm wód w utworach górnopaleozajskich

Wody poziomu górnopaleozajskiego formują się w systemie płytkiego krążenia w środowisku skał węglanowych. Są to typowe wody dwujonowe $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ (ryc. 8).

W klasyfikacji Alekina należą do klasy wód wodorowęglanowych o symbolu C, grupy Ca, typu II, charakteryzującego się stosunkiem jonów:

$$r\text{HCO}_3 < r\text{Ca}^{2+} + r\text{Mg}^{2+} < r\text{HCO}_3^- + r\text{SO}_4^{2-}$$

W lokalnych systemach krążenia skład chemiczny wód wzdłuż dróg ich przepływu zmienia się, co sygnalizują wartości wskaźnika hydrochemicznego $r\text{Ca/Mg}$, wynoszące dla badanych wód 76—4,6 (ryc. 9). Wody intensywnie przeobrażone antropogenicznie należą natomiast do typów wielojonowych: $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ i $\text{HCO}_3\text{-Cl-Ca-Mg}$. Wartości wskaźnika hydrochemicznego $r\text{HCO}_3/\text{SO}_4 + \text{Cl}$, występujące w zakresie 15,2—1,9, nie przekraczają dla wód silnie zdegradowanych jakościowo wartości 4,0.

Wody krążące w masywie skał wapiennych są słabozasadowe ($\text{pH} < 8,3$). W okresie wzmożonych roztopów w wodach źródłanych obserwuje się odczyn wód słabokwaśny ($6,3 < \text{pH} < 6,8$). Naturalne czynniki kształtujące chemizm wód w formacji węglanowej są przyczyną występowania wód słabo zmineralizowanych o suchej pozostałości wynoszącej przeciętnie 200—400 mg/dm^3 (tab. 5). Lokalnie wskutek zmian antropogenicznych sięga ona do około 900 mg/dm^3 , przewyższając wartość dopuszczalną dla wody pitnej. Udział jonów głównych przekracza zazwyczaj 80% sumy milivali kationów oraz anionów. Powyższa proporcja jest wielkością charakterystyczną dla wód podziemnych obszarów krasowych (Pulina 1974). Są to wody średniotwarde (3,5—5,5 mval/dm^3). Dominuje w nich twardość węglanowa dochodząca do 94% twardości ogólnej, o czym świadczą wysokie wartości wskaźnika hydrochemicznego $r\text{Ca} + \text{Mg}/\text{HCO}_3$ w zakresie 1,3—1,05. Wzrost twardości ogólnej w wodach o zdegradowanej jakości sięga do 13 mval/dm^3 , czemu towarzyszy wyższy udział twardości niewęglanowej (do 40% twardości ogólnej). Obszar zmienności stężeń makroskładników w wodach poziomu jury górnej przedstawia wykres Pipera (ryc. 9) oraz formuła Kurlowa:

$$M^{0,3-0,9} \frac{\text{HCO}_3^{64-90} \text{Cl}^{3-19} \text{SO}_4^{2-15} \text{NO}_3^{1-9}}{\text{Ca}^{88-96} \text{Mg}^{1-13} \text{Na}^{2-6} \text{K}^{0-5}}$$

Pomiędzy ogólną mineralizacją wód podziemnych i stężeniami występujących w nich makroskładników, a także pomiędzy składnikami głównymi oraz jonami będącymi wskaźnikami zanieczyszczenia wód występuje istotna korelacja. Świadczą o tym wyniki analizy regresyjnej, której poddano populację 298 analiz chemicznych wód opróbowanych w latach 1988—1991 (tab. 6). Niska wartość korelacji w przypadku stężeń azotanów świadczyć może o antropogenicznym pochodzeniu związków azotu w wodach podziemnych nie podwyższających znacząco ogólnej mineralizacji wody.

Tabela 5

Podstawowe dane statystyczne oraz wyznaczone zakresy tła hydrogeochemicznego
wybranych składników wód poziomu górnójurajskiego w latach 1960—1989
[mg/dm³]

Table 5

Statistic data and range of hydrogeochemical background of the selected components of
groundwaters of the Upper Jurassic aquifer in 1960—1989 [mg/dm³]

Badana cecha	n	Min	Max	Moda	Mediana	Tło	[%]	x
1960—1969								
sucha								
pozostałość	276	120(200)	704	283	300	200—500	97	1/0,4
Ca ²⁺	260	28(49)	155	93	92	50—120	97	—
Mg ²⁺	275	0	37,6	1,9	3,6	0—20	97	—
N-NH ₄	194	0	0,34	0	0	śląd	97	0
HCO ₃ ⁻	285	159	537(399)	258	256	175—350	94	—
SO ₄ ²⁻	274	0(49)	121	15,7	17,5	0—25	71	0
Cl ⁻	286	3	80	7,9	9	3—25	88	0
N-NO ₃	256	0,2	8,5	2,2	2,3	0,2—6	96	0
1970—1979								
sucha								
pozostałość	75	197	642	288	298	200—450	96	1/1,4
Ca ²⁺	75	50	131	85	86	60—110	88	—
Mg ²⁺	68	0	24,9	1,9	2,8	0—15	96	—
N-NH ₄	323	0	1,4	0	0	0—0,1	96	1/0,3
HCO ₃ ⁻	313	98	488(390)	234	244	150—350	94	—
SO ₄ ²⁻	73	2,1	90	11,6	13,5	2—25	78	0
Cl ⁻	326	3,5	92	10,7	14	3—30	95	0
N-NO ₃	331	0,2	15(10)	3,6	3,7	0,2—7	98	1/0,3
PO ₄ ³⁻	49	0	0,30	0,05	0,06	0—0,15	73	—
F ⁻	146	0	0,4	0	0	0,2	98	0
1980—1989								
sucha								
pozostałość	410	189	892	292	304	200—550	95	15/3,6
Ca ²⁺	397	52	186	93	92	60—130	93	—
Mg ²⁺	391	0	42,8	1,7	2,7	0—20	96	—
N-NH ₄	474	0	0,49	0	0	0—0,1	98	0
HCO ₃ ⁻	530	134	597	250	259	150—375	93	—
SO ₄ ²⁻	384	2,1	144	9,1;15	16,2	2—30	83	0
Cl ⁻	767	3,3	112	8,5;20	18	3—50	96	0
N-NO ₃	652	0,2	20(12)	3,5	3,6	0,5—7	98	5/0,8
PO ₄ ³⁻	85	0	1,45	0,07	0,09	0—0,2	86	—
F ⁻	196	0	0,5	0,09	0,05	0,3	99	0

Objaśnienia: n — liczebność populacji; min — wartość minimalna; max — wartość maksymalna; moda — wartość modalna; mediana — wartość mediany; tło — przyjęty zakres tła hydrogeochemicznego; % — procentowy udział analizy w tle; x — liczebność (procentowy udział oznaczonych ponadnormatywnych).

0 — ekstremalne stężenia składników po odrzuceniu wartości odbiegających od zbioru; HCO₃⁻ — zasadowość ogólna praktycznie równoważna ilościowo z dominującą zasadowością wodorowęglanową.

Analiza regresyjna liniowa współzależności: przewodności (C_M) i stężeń oraz wzajemnych stężeń wybranych składników (cech) w wodach poziomu górnojurajskiego (1988—1991)

Table 6

Linear regression analysis of the selected components (of features) of the Upper Jurassic aquifer groundwaters (1988—1991)

Współzależność cech	<i>n</i>	<i>r</i>	$R = r^2$ [%]	<i>S</i>
Zasadowość ogólna/ C_M	298	0,95	89,77	6,47
Cl^-/C_M	298	0,95	89,89	6,43
SO_4^{2-}/C_M	298	0,90	80,48	8,94
NO_3^-/C_M	202	0,51	25,71	18,49
Twardość ogólna/ C_M	298	0,97	94,40	4,79
Na^+/C_M	84	0,92	85,04	7,01
K^+/C_M	84	0,95	90,73	5,52
Twardość ogólna/zasadowość ogólna	298	0,94	87,54	0,38
Cl^-/SO_4^{2-}	298	0,84	70,74	10,10
SO_4^{2-} /twardość ogólna	298	0,88	76,80	9,56

Denudacja chemiczna

Chemizm wód w utworach węglanowych obszaru badań wiąże się bezpośrednio z denudacją chemiczną obszaru. Intensywność denudacji chemicznej, określona metodą hydrometryczną, dla Jury Polskiej wynosi 24 mm/1000 lat (Pulina, 1974, 1992). W skali krajowej przedstawiona wielkość należy do średniej klasy intensywności denudacji chemicznej. O niszczeniu obszarów krasu węglanowego w ponad 80% decydują czynniki klimatyczne. Efektem stosunkowo niskich opadów atmosferycznych występujących w Jurze Polskiej oraz, związanym z nimi, małym spływem jednostkowym (około 8—10 l/s/km²) jest więc umiarkowane tempo denudacji chemicznej wynoszące zaledwie 17—24 m³/km² × rok (Pulina, 1974, 1992). Dynamika procesów denudacji chemicznej w obszarach krasu węglanowego jest szczególnie wysoka w klimatach tropikalnych i wilgotnych, o czym świadczą wyniki badań hydrochemicznych w masywie Guajabon na Kubie (Pulina, Fagundo, red., 1984, 1992). Obserwowana współcześnie w tym regionie wielkość denudacji chemicznej może odpowiadać dynamice tego procesu w okresie trzeciorzędowym w południowej części Wyżyny Krakowskiej, którego efektem geomorfologicznym są formy wspomnianego uprzednio „krasu kopiastego”.

Tło hydrogeochemiczne

Tło hydrogeochemiczne poziomu jury górnej badanego obszaru zlewni Rudawy i Prądnika opracowano statystycznie zgodnie z metodyką podaną przez A. Macioszczyk (1987b, 1990).

Tło hydrogeochemiczne jest rozumiane jako charakterystyczny dla badanego środowiska zakres występowania jednego (tło cząstkowe), wielu, lub zespołu podstawowych elementów hydrogeochemicznych (tło ogólne). Jako stężenia anomalne z kolei należy rozumieć wartości odbiegające od zakresu tła hydrogeochemicznego w badanym środowisku. Naturalne tło hydrogeochemiczne, zwane tłem pierwotnym, określa chemizm wód w pierwotnym, naturalnym środowisku, nie zmienionym w żadnym zakresie działalnością człowieka. Przekształcone w wyniku antropopresji tło hydrogeochemiczne określające chemizm wód w chwili obecnej nazywamy aktualnym tłem hydrogeochemicznym lub tłem współczesnym. Tło hydrogeochemiczne ustalone dla dużych jednostek nosi nazwę regionalnego tła hydrogeochemicznego, ustalone zaś dla niewielkiego obszaru lub fragmentu jednostki ma charakter tła lokalnego (A. Macioszczyk, 1990).

Określono tło hydrogeochemiczne dla dwóch populacji próbek wód: 1) z terenów występowania źródeł szczelinowo-krasowych i 2) dla zlewni Rudawy i Prądnika (tab. 5) (J. Rózkowski, 1993). Tło hydrogeochemiczne dla pierwszej populacji wód ma węższe zakresy stężeń składników niż dla populacji drugiej. Przekroczenia tego tła w stronę rosnących stężeń, szczególnie suchej pozostałości, chlorków

Tabela 7

Lokalne tło hydrogeochemiczne w Jurajskich Dolinkach Krakowskich (1988—1990)

Table 7

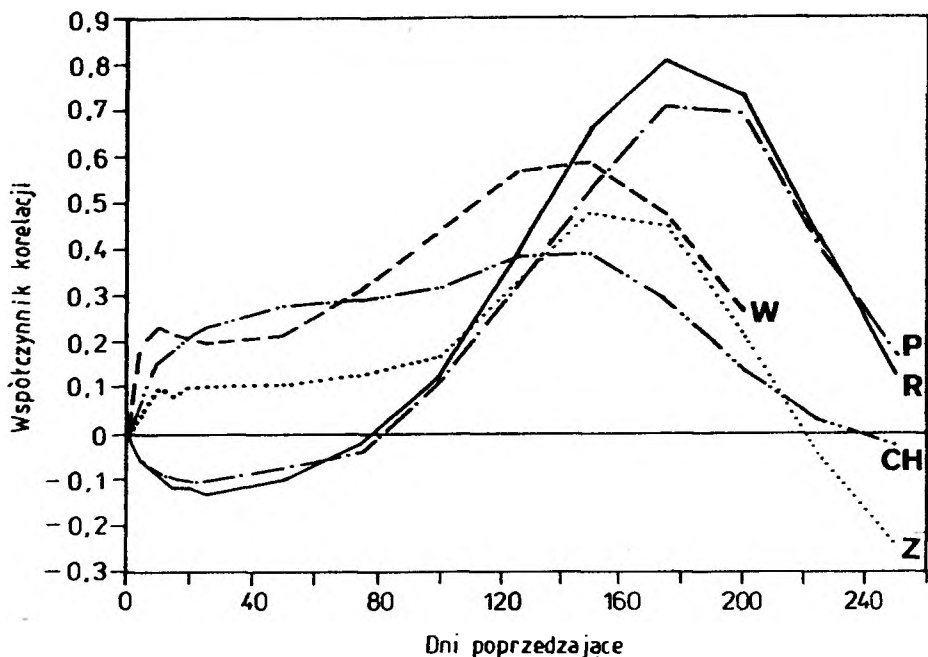
Local hydrogeochemical background in the Cracow Jurassic Valleys (1988—1990)

Badana cecha	Lokalizacja doliny						
	Będkowska	Bolechowska	Sąpowska	Prądnicka	Kobylińska	Kluczwody	Szklarki
Sucha pozostałość	250—300	240—290	250—300	260—300	280—330	290—340	280—360
Ca ²⁺	74—91	72—90	75—91	86—102	85—104	90—99	88—98
Mg ²⁺	0,5—5,0	1,1—5,2	0—2,6	0—4,7	1,2—4,9	1,2—6,5	1,2—3,6
Twardość ogólna	3,6—4,9	3,8—4,7	4,0—4,6	4,3—5,1	4,5—5,3	4,8—5,3	3,9—5,0
Na ⁺	2,3—3,3	2,6—4,5	2,2—3,0	2,5—5,3	2,5—4,7	3,6—5,0	5,5—6,1
K ⁺	0—0,9	0—0,1	0,5—0,9	0—1,3	0—0,9	0,9—1,8	1,3—1,7
HCO ₃ ⁻	2,8—4,3	3,4—4,1	3,8—4,5	3,9—4,7	3,8—4,6	3,6—4,6	3,6—4,0
SO ₄ ²⁻	9—24	9—18	9—18	5—15	12—25	10—26	16—29
Cl ⁻	5—13	7—12	5—12	6—12	6—13	9—20	15—20
NH ₄ ⁺	śląd	śląd	śląd	śląd	śląd	śląd	śląd
NO ₂ ⁻	śląd	śląd	śląd	śląd	śląd	śląd	śląd
NO ₃ ⁻	0,5—5,0	2,0—4,3	1,4—4,1	1,8—3,6	1,8—5,4	2,3—5,6	5,0—7,0

Objaśnienia: Sucha pozostałość, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, SO₄²⁻, Cl⁻ — mg/dm³; twardość ogólna, HCO₃⁻ — mv/dm³, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻ — mg N/dm³.

i zasadowości należy wiązać z ujmowaniem wód badanego poziomu w obszarach o zintensyfikowanej gospodarce rolnej. Zmienność stężeń siarczanów i azotanów w wodach jest w obu populacjach zbliżona, co dowodzi aktywnej migracji tych zanieczyszczeń w obrębie zbiornika.

Chemizm wód ze źródeł położonych w dolinach drenujących lokalne systemy krążenia wód poziomu jury górnej jest zmienny (tab. 7). Obserwuje się przyrost mineralizacji i wzrost stężeń rozpuszczonych soli występujący wraz ze wzrostem zasięgu i głębokości dróg krążenia.



Ryc. 7. Związek statystyczny pomiędzy opadami atmosferycznymi poprzedzającymi a wysokością zwierciadła wody podziemnej w południowej części Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej (według: Leszkiewicz, RóŹkowski, Tyc, 1991)

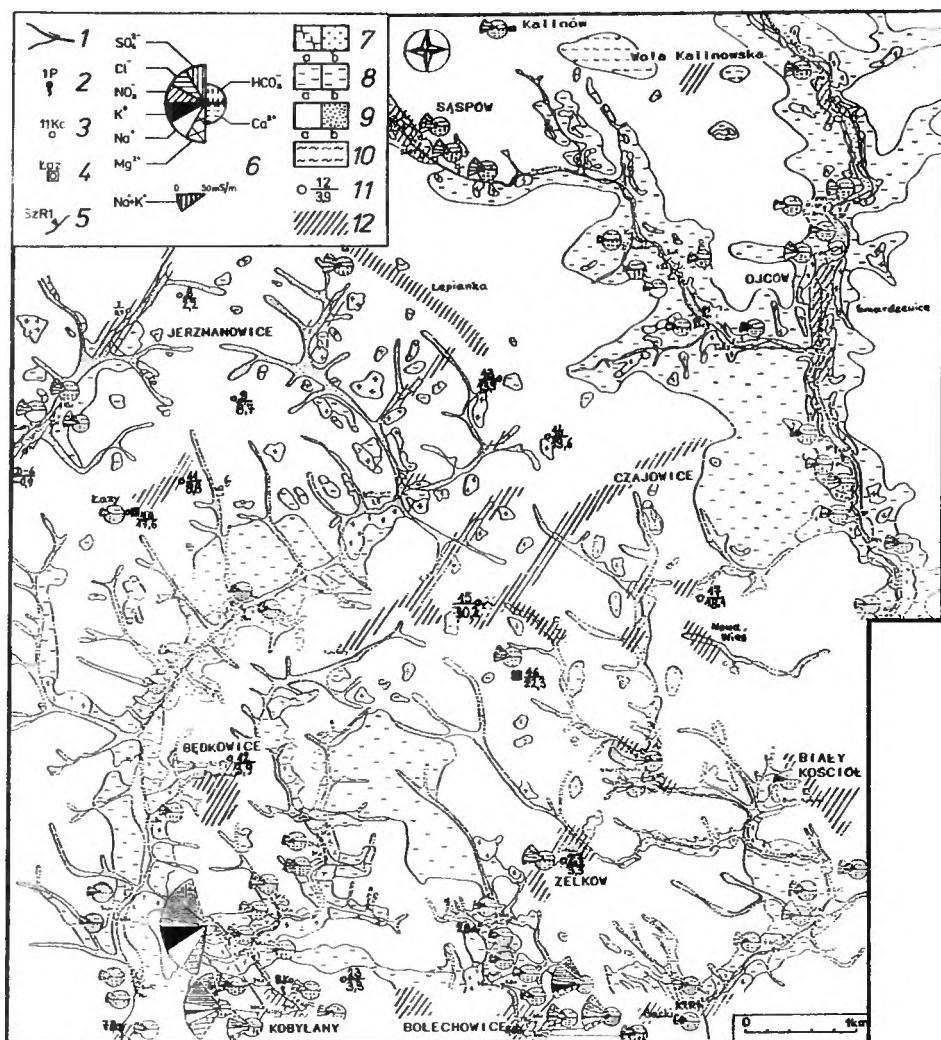
Korelogramy obliczono dla następujących posterunków opadowych i studni: P — Ujazd—Przegonia, R — Ujazd—Radwanowice, CH — Chechło—Chechło, Z — Chechło—Zalesie, W — Ujazd—Więckowice

Fig. 7. Statistical correlation between precipitation and groundwater level in the southern part of the Cracow-Częstochowa Upland (after Leszkiewicz, RóŹkowski, Tyc, 1991)

Correlograms calculated for the following precipitation stations and wells: P — Ujazd—Przegonia, R — Ujazd—Radwanowice, CH — Chechło—Chechło, Z — Chechło—Zalesie, W — Ujazd—Więckowice

Rys. 8. Chemizm wód poziomu jury górnej na tle przepuszczalności osadów powierzchniowych w zlewni Rudawy i Prądnika

1 — ciekł wodne; lokalizacja punktów opróbowania hydrochemicznych (dokonanych w okresie czerwiec—lipiec, 1988); 2 — źródła, 3 — studnie gospodarskie (kopane), 4 — studnie głębinowe, 5 — punkty opróbowania rzek i potoków; 6 — diagramy kołowe składu jonowego wód wybranych punktów opróbowania (dłuższy promień diagramu obrazuje wielkość przewodnictwa właściwego wody w mS/m); przepuszczalność utworów powierzchniowych (według Mapy geologicznej zakrytej Ojcowskiego Parku Narodowego (Alexandrowicz, Wilk, 1962); Mapy fotointerpretacyjnej obszaru zlewni między dolinami Będkówni i Prądnika (Alexandrowicz i in., 1974)); 7 — utwory dobrze przepuszczalne ($k = 10^{-4} - 10^{-3}$ m/s): a) wapienie kaliste górnego oxfordu (J_3) $k = 7,6 \times 10^{-4} - 2,6 \times 10^{-3}$ m/s,



b) piaski kwarcowe albu (K_2), 8 — utwory średnio przepuszczalne ($k = 10^{-5} - 10^{-4}$ m/s): a) wapienie ławicowe (J_3) $k = 1.5 \times 10^{-5} - 2.5 \times 10^{-4}$ m/s, b) piaszczyste wapienie turoonu (K_2), 9 — utwory słabo przepuszczalne ($k = 10^{-7} - 10^{-6}$ m/s): a) gliny lessowe (Q), b) mułki i ły ze żwirami wapiennymi (Q), 10 — utwory półprzepuszczalne ($k = 10^{-7} - 10^{-6}$ m/s) — gliny z krzemieniami (Q); 11 — otwór hydrogeologiczny: numer ewidencyjny/czas infiltracji pionowej wód atmosferycznych przez strefę aeracji w latach, 12 — obszary zasiedlone

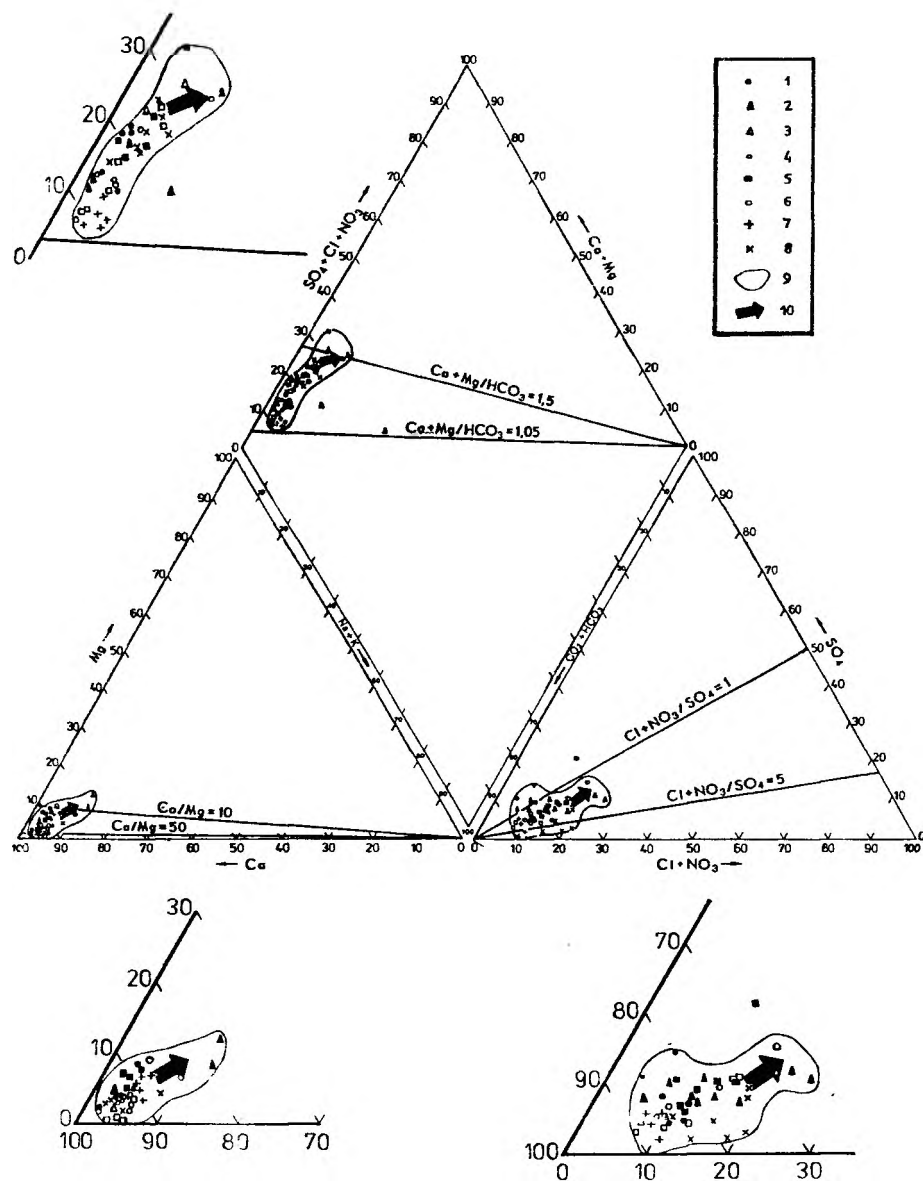
Fig. 8. Groundwater chemistry of the Upper Jurassic aquifer against permeability of superficial sediments within the Rudawa and Prądnik rivers drainage basins

1 — water-courses; location of hydrochemical sampling points (done in June–July, 1988): 2 — springs, 3 — shallow farm wells, 4 — deep wells, 5 — river and stream sampling points; 6 — circular diagrams of ionic composition of waters from selected sampling points (the longer radius of diagram represents electrical conductivity of water in mS/m); permeability of surface sediments (after *Geological Map of the Ojców National Park* by Alexandrowicz, Wilk, 1962, *Aerial map of the drainage area between the Będzówka and Prądnik rivers valleys* by Alexandrowicz et al., 1974): 7 — highly permeable sediments ($k = 10^{-4} - 10^{-3}$ m/s): a) rocky limestones of the Upper Oxford (J_3), $k = 7.6 \times 10^{-4} - 2.6 \times 10^{-3}$ m/s, b) quartzitic sands of the Albian (K_2), 8 — semi-aquicludes ($k = 10^{-5} - 10^{-4}$ m/s): a) platy limestones (J_3), $k = 1.5 \times 10^{-5} - 2.5 \times 10^{-4}$ m/s, b) sandy limestones of the Turonian (K_2), 9 — aquicludes ($k = 10^{-7} - 10^{-6}$ m/s): a) loess clays (Q), b) silts and clays with calcareous gravels (Q), 10 — semi-aquicludes ($k = 10^{-7} - 10^{-6}$ m/s) — clays with flints (Q); 11 — hydrogeological well: number of well/time of vertical infiltration of meteoric waters through vadose zone in years, 12 — settled areas

Wśród badanych zlewni lokalnych niskie wartości stężeń analizowanych składników w obrębie tła hydrogeochemicznego mają zlewnie Będkówki, Bolechówki i Saspówki, z których dwie ostatnie objęte są częściową ochroną (ryc. 7). Najwyższe wartości lokalnego tła stwierdzono w dolinach: Kobyłanki, Klucz wody i Szklarki, gdzie procesy przeobrażeń antropogenicznych wód jest najbardziej zaawansowany. Wiąże się to z osadnictwem wiejskim (Kobyłany, Wierzchowie, Gacki, Jerzmanowice, Szklary), a także gospodarką hodowlaną w tych rejonach.

Zmienność stężeń metali w wodach z utworów jurajskich

Interpretacja stężeń metali w wodach poziomu górnopodziemnego (zbadanych w latach 1988—1990) wykazała powszechną obecność w wodzie żelaza ($6\text{--}300\text{ }\mu\text{g/dm}^3$), miedzi ($2\text{--}30\text{ }\mu\text{g/dm}^3$), cynku ($30\text{--}300\text{ }\mu\text{g/dm}^3$) i ołowiu ($2\text{--}20\text{ mg/dm}^3$) (ryc. 10) (J. Rózkowski, 1990, 1993). Na podstawie histogramów rozkładów statystycznych metali stwierdzono podwyższone stężenia Zn, Pb, Fe, Mn i Hg aż do wystąpienia oznaczeń ponadnormatywnych (Zn 2%, Pb 5%, Fe 4%, Mn 2%) obejmujących izolowane małowielicznościowe klasy w rozkładzie statystycznym stężeń badanych metali. Występują tu prawoskośne i J-kształtne rozkłady stężeń, z wyjątkiem Zn, w przypadku którego obserwujemy rozkład wielowierzchołkowy. Porównanie przyjętego przez autora zakresu tła z przedstawionymi przez T. Paczesa (1983) najczęściej spotykanymi stężeniami mikroskładników w wodach podziemnych strefy utleniającej potwierdza nienaturalny wzrost stężeń Zn, Pb, Al ($17\text{--}80\text{ }\mu\text{g/dm}^3$), Cd (do $3\text{ }\mu\text{g/dm}^3$) oraz Hg (do $0,8\text{ }\mu\text{g/dm}^3$). Wartość mediany rozkładu statystycznego stężeń Zn ($510\text{ }\mu\text{g/dm}^3$) jest wyższa od wartości modalnej stężenia tego pierwiastka ($69\text{ }\mu\text{g/dm}^3$), podkreślając skośność rozkładu (ryc. 10). Wysokie stężenia cynku, według kryteriów J. Romana (1980), należy wiązać z obszarami poddanymi silnej antropopresji. Przeprowadzone badania potwierdzają ten wniosek. Obliczone wartości wskaźnika Cu/Zn wprowadzonego przez S. G. Karlemana (1981; vide Małecki, 1988) dla oceny zanieczyszczeń środowiska metalami ciężkimi, oscylowały w zakresie $0,14\text{--}0,002$ (dla 64% oznaczeń, w których stężenie Cu było wyższe od 0). Dla podwyższonych wartości Zn (powyżej $800\text{ }\mu\text{g/dm}^3$) wartość tego wskaźnika waha się w zakresie $0,002\text{--}0,0016$, natomiast dla niższych stężeń Zn w granicach $0,015\text{--}0,14$. Wartości stosunku wagowego Cu/Zn $< 0,1$ przyjął J. Małecki (1988) jako wskaźnik zanieczyszczenia wód podziemnych cynkiem w dolinie Białego. W świetle przeprowadzonych badań słuszne wydają się wnioski K. Kowalewskiej i in. (1987) dotyczące możliwości wcześniejszego wykrycia antropopresji zmieniającej jakość wód podziemnych przez interpretację stężeń mikroskładników, niż makroskładników wód. W całej badanej populacji nie stwierdzono obecności chromu.

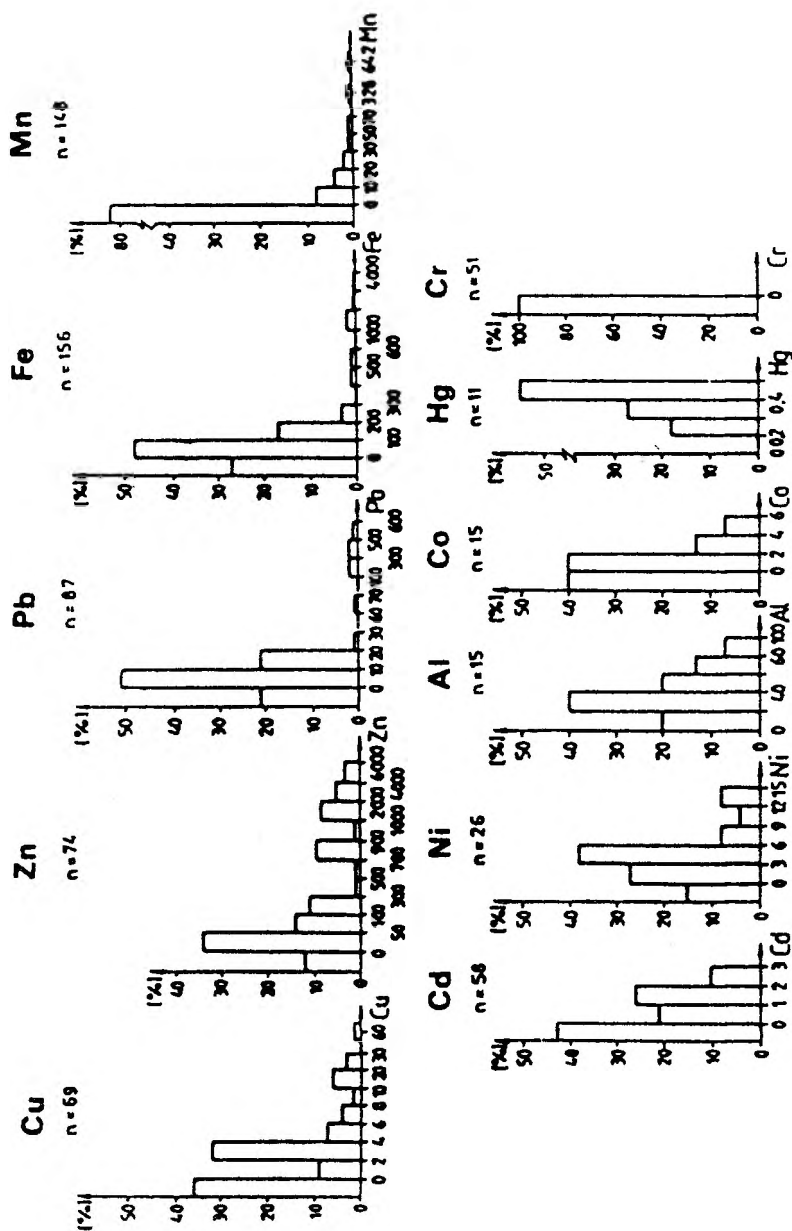


Ryc. 9. Zmienność chemizmu wód poziomu górnourajskiego przedstawiona na wykresie Pipera (07.1988)

Wyniki analiz chemicznych wód: I — źródeł opróbowanych w dolinach: 1 — Będowska, 2 — Kobylańska, 3 — Szklarki, 4 — Bolechowicka, 5 — Kluczwody, 6 — Saspówka, 7 — Prądznika; II — opróbowanych w ujęciach: 8 — głębiniowych; 9 — obszar zmienności stężeń interpretowanych składników, 10 — kierunek przemian chemizmu wód podziemnych pod wpływem antropopresji

Fig. 9. Variability of groundwater chemistry of the Upper Jurassic aquifer shown on the Piper's diagram (07.1988)

Results of waters chemical analyses: I — from springs sampled in the valleys: 1 — Będowska, 2 — Kobylańska, 3 — Szklarki, 4 — Bolechowicka, 5 — Kluczwody, 6 — Saspówka, 7 — Prądznika; II — sampled from wells: 8 — deep wells; 9 — range of variation of analysed components concentration, 10 — trend of groundwater chemistry changes under human impact



Ryc. 10. Histogramy rozkładu stężeń metali w wodach poziomu górnojurajskiego [$\mu\text{g/dm}^3$]
 Fig. 10. Histograms of metal concentrations in groundwaters of the Upper Jurassic aquifer [$\mu\text{g/dm}^3$]

Pochodzenie Fe, Mn, Sr i Ba w wodach podziemnych ma charakter głównie geogeniczny i obserwowana zmienność stężeń tych składników zależy od lokalnego wykształcenia aluwów rzecznych bądź utworów węglanowych (Ratajczak, Witczak, 1983). Skażenie środowiska związkami Fe i Mn może się wiązać z emisjami zanieczyszczeń lotnych przez hutnictwo (Kabata-Pendias, Pendias, 1979). W latach 1960—1990 obserwuje się umiarkowane podwyższenie stężeń tych metali w wodach poziomu górnopodziemnego objawiające się wzrostem wykrywalności Fe (33—56% oznaczeń) i Mn (3—5% oznaczeń), a także występowaniem oznaczeń ponadnormatywnych (Fe — 3%, Mn — 2%). Koncentracje strontu towarzyszącego wapniowi w migracji wodnej nie przekraczają (z wyjątkiem górnej strefy zbiornika) średniej zawartości w wodach podziemnych klimatu umiarkowanego, wynoszącej 0,245 mg/dm³ (Szwarczew, 1978). Stężenia baru zaliczanego z kolei do słabo ruchliwych migrantów wodnych zdecydowanie przewyższają przeciętne stężenia tego metalu w płytkich wodach strefy utleniającej sięgające 2—10 ppb.

Powinowactwo geochemiczne tych metali i czynniki przyrodnicze są przyczyną występowania istotnych korelacji ich stężeń (Fe i Mn, Sr i Ba) oraz stężeń metali z przewodnictwem właściwym wód (tab. 8). Badania J. Małeckiego (1991) potwierdzają istotność korelacji pomiędzy suchą pozostałością, barem oraz strontem w rejonach nieznacznego przeobrażenia wód podziemnych (Nowy Targ), a także brak istotnych związków pomiędzy wymienionymi elementami w środowisku poddanym silnej antropopresji (Białystok). Uzyskane wyniki wskazują na umiarkowaną antropopresję w badanym obszarze.

Stężenia mikroskładników pochodzenia antropogennego w obszarze badań (Zn, Cu, Pb, Cd, Hg) przekraczają przeciętne stężenia tych metali w obszarach o umiarkowanej antropopresji. Zmienność stężeń metali w wodach podziemnych zależy od rodzaju i intensywności gospodarki rolnej oraz wiejskiej gospodarki komunalnej, a także jest związana z przemysłowymi zanieczyszczeniami lotnymi. Należą one do metali o bardzo wysokim i wysokim stopniu potencjalnego zagrożenia środowiska biologicznego (Kudła, 1986). Kontrowersyjny jest problem obecności rtęci dobrze migrującej w środowisku zasadowym skał węglanowych. Zakres stężeń rtęci w wodach opróbowanych w czerwcu 1989 roku wynosił 0,35—0,80 µg/dm³, o rząd wielkości przekraczając jej naturalne stężenia wynoszące — według Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Katowicach — 0,02—0,07 µg/dm³. Metale sztucznie wprowadzane do hydrosfery podziemnej nie wykazują korelacji z wielkością przewodnictwa właściwego (tab. 8).

W latach 1980—1990 nie stwierdza się tendencji do wzrostowego zanieczyszczenia wód podziemnych omawianymi mikroskładnikami. Jednocześnie analizując stężenia metali w wodach ujęć głębinowych w latach 1984—1989 da się zaobserwować generalną tendencję: wzrostu stężeń metali w latach 1985 i 1988 oraz względnego spadku w latach 1986—1987 i 1989. Tendencje te nie są skorelowane z roczną wielkością opadów atmosferycznych (J. Rózkowski, 1993).

Obecność metali w środowisku krasowym jest także udokumentowana w strefie wadycznej, a więc w jaskiniach Ojcowskiego Parku Narodowego (Pb, Zn, Cu, Fe), oraz w wodach powierzchniowych (Pb, Al, Sr, Ba, Fe, Mn, Cd, Ni).

Badania terenowe z użyciem ditizonu, umożliwiające orientacyjną ocenę sumy stężeń rozpuszczonych w wodzie metali metodą kolorymetryczną, a także wyniki badań stężeń Zn, Pb, Cu i Cd metodą woltoamperometrii inwersyjnej, nie potwierdziły powszechnej obecności tych metali w wodach badanego poziomu wodonośnego.

Tabela 8

**Analiza regresyjna liniowa współzależności: przewodności (C_M)
i stężeń metali oraz wzajemnej współzależności stężeń
wybranych metali w wodach poziomu górn jurajskiego (1988—1991)**

Table 8

**Linear regression analysis of electrical conductivity (C_M)
and metal concentrations in waters of the Upper Jurassic aquifer
(1988—1991)**

Współzależność cech	<i>n</i>	<i>r</i>	$R = r^2(\%)$	<i>S</i>
Al/ C_M	16	-0,02	0,04	12,26
Ba/ C_M	16	0,93	85,74	4,63
Co/ C_M	15	0,12	1,44	20,50
Cu/ C_M	16	-0,09	0,82	12,21
Fe/ C_M	16	-0,01	0,01	12,26
Hg/ C_M	10	0,11	1,14	19,35
Mn/ C_M	16	0,04	0,21	12,25
Ni/ C_M	23	0,37	13,43	15,49
Pb/ C_M	41	0,07	0,47	19,37
Sr/ C_M	16	0,65	41,80	9,35
Zn/ C_M	16	-0,14	1,87	12,15
Fe/Mn	16	0,87	75,78	248,27
Sr/Ba	16	0,65	42,90	71,31
Zn/Cu	16	0,27	7,28	456,34

Zmiany hydrogeochemiczne wynikające z antropopresji

Zniekształcenie naturalnego składu chemicznego wód zbiornika górnopolskiego jest efektem sztucznego przeobrażenia chemizmu wody w jej naturalnym cyklu obiegu. Zanieczyszczenia, o genezie przemysłowej i komunalnej, w postaci opadu suchego i mokrego, wnikają z powierzchni ziemi w glebę i przepuszczalny nadkład skał wapiennych. Infiltrując w głąb w postaci roztworów wodnych wyługowują ponadto mobilne składniki występujące w lokalnych i przestrzennych rolniczych ogniskach zanieczyszczeń powierzchniowych. W warstwie glebowej i ilasto-piaszczystym nadkładzie zanieczyszczone wody infiltracyjne ulegają częściowemu oczyszczeniu, głównie wskutek procesów adsorpcyjnych. Szczelinowo-krasowe środowisko skał węglanowych ma natomiast znikome możliwości samooczyszczania. Modyfikacja składu chemicznego wód w tym środowisku jest związana głównie z długością dróg krążenia w wodoności, rzutującą na natężenie procesów rozpuszczania skał wapiennych.

Chemizm wód w obszarach o zróżnicowanym zagospodarowaniu

Jakość wód poziomu górnopolskiego zależy od charakteru zagospodarowania obszaru. Na przeobrażenia wód szczelinowo-krasowych dominujący wpływ wywiera zintensyfikowana gospodarka rolna (tab. 9). Na diagramach porównawczych przeciętnych analiz wód podziemnych z rejonów użytkowanych rolniczo stężenia K^+ są

Tabela 9

Parametry statystyczne rozkładu stężeń wybranych składników (cech) w wodach poziomu jury górnej
w obszarach o zróżnicowanym zagospodarowaniu (1988—1991)

Table 9

Statistic parameters of distribution of selected component concentrations (or features)
in waters of the Upper Jurassic aquifer in areas of different usage (1988—1991)

Parametry statystyczne	C _x [mS/m]				Zasadowość ogólna [mV/dm ³]				Cl ⁻ [mg/dm ³]				SO ₄ ²⁻ [mg/dm ³]			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Populacja	69	104	129	230	69	104	129	230	69	104	129	230	69	104	129	230
Średnia	43	46	65	56	3,9	4,1	4,9	4,6	8,8	9,3	28	20	13	14	34	25
Mediana	42	46	55	48	3,9	4,2	4,4	4,2	8,2	8,9	20	12	12	12	24	18
Moda	39	44	48	44	3,4	4,2	4,0	4,2	6,0	9,9	18	12	9,6	19	29	19
Średnia geometryczna	43	46	61	54	3,8	4,1	4,7	4,4	8,5	—	21	15	13	13	26	19
Odczylenie standardowe	3,4	3,2	26	22	0,3	0,3	1,4	1,2	2,5	2,6	24	21	4,1	7,1	25	22
Błąd standardowy	0,4	0,3	2,3	1,4	0,04	0,03	0,13	0,08	0,3	0,3	2,1	1,4	0,5	0,7	2,2	1,4
Minimum	37,5	38,5	34	34	3,2	3,2	2,8	2,8	3	0	5	5	4,8	4,8	4,1	4,1
Maximum	51	56,5	166	166	4,6	4,7	10,8	10,8	19,9	18,4	108	108	25,1	52,8	122,2	122,2
Zakres	18			1	1,4	1,5	8,0	8,0	16,9	18,4	103	103	20,3	48	118,1	118,1

Parametry statystyczne	NO ₃ ⁻ [mg/dm ³]				Twardość ogólna [mv/dm ³]				Na ⁺ [mg/dm ³]				K ⁺ [mg/dm ³]			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Populacja	41	67	95	162	69	104	129	230	19	27	39	65	19	27	39	65
Średnia	12	12	23	19	4,4	4,7	6,1	5,5	3,1	3,4	7,4	5,8	0,5	0,7	4,9	3,2
Mediana	11	11	23	17	4,4	4,7	5,4	4,9	2,8	3,1	5,8	4,4	0,9	0,5	1,3	0,9
Moda	10	10	22	22	4,5	4,6	4,8	4,6	2,5	3,1	2,8	3,1	0,9	0,9	0,9	0,9
Średnia geometryczna	11	12	21	17	4,4	4,6	5,9	5,3	3,0	3,3	6,1	4,8	—	—	—	—
Odchylenie standardowe	5,3	4,2	9,5	9,3	0,4	0,3	2,0	1,7	0,8	0,9	4,8	4,2	0,4	0,7	6,5	5,5
Błąd standardowy	0,8	0,5	1,0	0,7	0,04	0,03	0,2	0,1	0,2	0,2	0,8	0,5	0,09	0,14	1,0	0,7
Minimum	1,7	7,8	4,4	4,3	3,8	3,8	3,4	3,4	2,2	2,2	1,9	1,9	0	0	0	0
Maximum	25,5	24,5	54	54	5,2	5,3	12,8	12,8	5,3	5,9	19,2	12,2	0,9	3,5	20,4	20,4
Zakres	23,8	16,7	49,7	49,7	1,4	1,5	9,4	9,4	3,1	3,7	17,3	17,3	0,9	3,5	20,4	20,4

Objaśnienia: 1 — lasy, 2 — łąki i pastwiska, 3 — grunty orne i obszary wiejskie, 4 — użytki rolne (leżnie) i obszary wiejskie.

Ryc. 11. Porównanie przeciętnych analiz wód podziemnych w obszarach o różnym typie zagospodarowania południowej części Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej. Według Kleczkowskiego (red., 1984) w przypadku stosowania nawożenia mineralnego 1 — z lasu, 2 — z pól uprawnych i łąk, według autora (J. Ródkowski, 1993) w obszarze zlewni Rudawy i Prądnika: 3 — z lasu, 4 — z użytków rolnych oraz z obszarów wiejskich

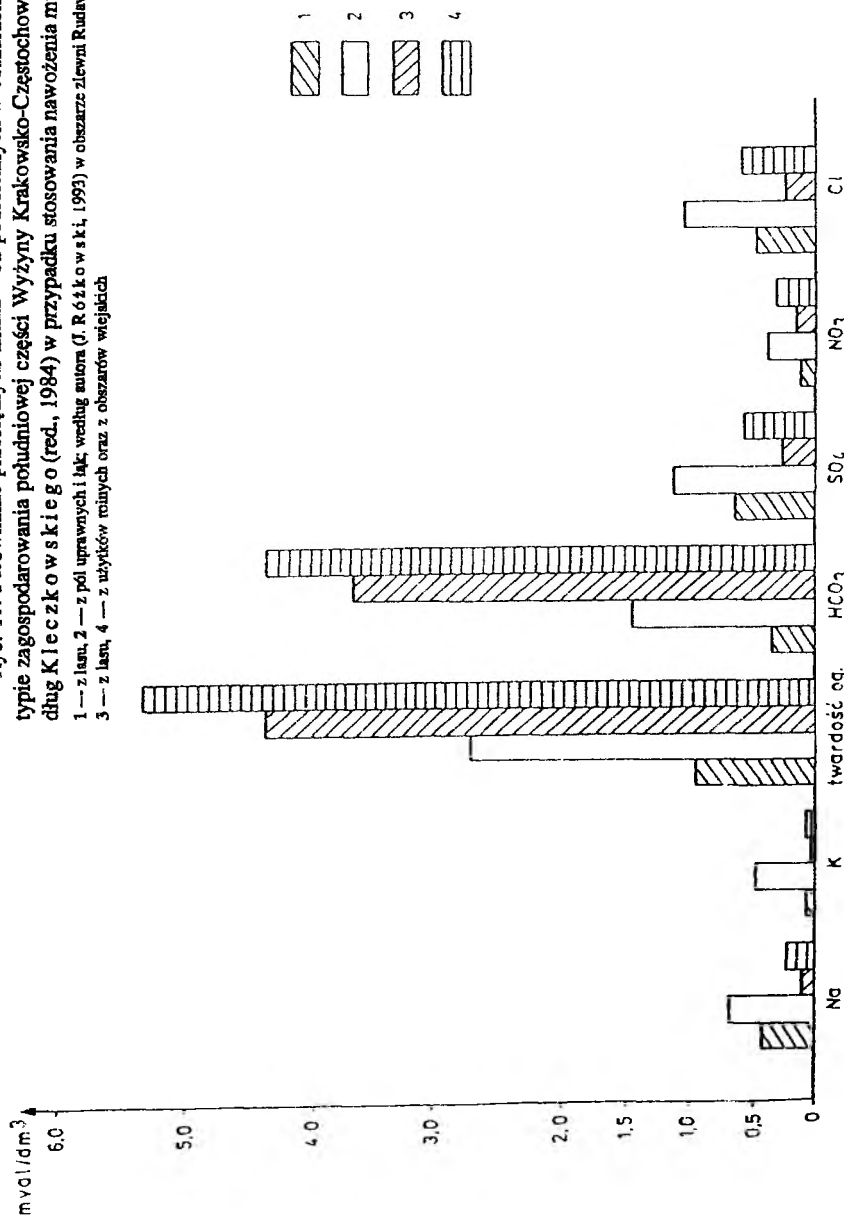


Fig. 11. Comparison of the average groundwater analyses from the areas of different types of land use in the southern part of the Cracow-Częstochowa Upland. After Kleczkowski (ed., 1984) in case of usage of mineral fertilizers 1 — forest, 2 — fields and meadows; after author (J. Ródkowski, 1993) in area of the drainage basins of the rivers Rudawa and Prądnik: 3 — forest, 4 — crop land and settled areas

sześciokrotnie wyższe, Cl^- , SO_4^{2-} i Na^+ — dwukrotnie wyższe, a NO_3^- zaledwie 1,5 razy wyższe niż w wodach podziemnych z rejonów lasów (ryc. 11). Potwierdza to regionalny charakter zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami. Natomiast dla składników decydujących o charakterze chemizmu wód zbiornika szczelino-wo-krasowego, tj. jonów Ca^{2+} i HCO_3^- , autor stwierdził zaledwie 1,2-krotnie wyższe stężenia w obszarach użytkowanych rolniczo w porównaniu z obszarami leśnymi. Budowa geologiczna oraz wieloletni wpływ rolnictwa warunkują więc regionalne występowanie w wodach podziemnych Ca^+ , HCO_3^- i NO_3^- . W przypadku pozostałych makroskładników charakter zagospodarowania obszaru jest wyznacznikiem wielkości stężeń tych składników w wodach. W gospodarce ekstensywnej wyższe stężenia makroskładników występują w obszarach łąk i pastwisk w porównaniu z obszarami leśnymi. Prawidłowość ta jest najsilniejsza w odniesieniu do stężeń składników typowych dla zanieczyszczeń bytowych, takich jak Cl^- i SO_4^{2-} oraz przewodności elektrolitycznej wód podziemnych (tab. 9).

Porównanie własności fizykochemicznych wód cieków oraz wód ze źródeł

Wody powierzchniowe w zlewni Rudawy i Prądnika (w granicach parku) ulegają zanieczyszczeniu ściekami komunalnymi, rolniczymi i przemysłowymi, jak również odciekami z odpadów komunalnych. Istotny wpływ na jakość wód powierzchniowych ma również skład chemiczny wód źródłanych, które są też częściowo zdegradowane. Wody powierzchniowe są narażone na zanieczyszczenie pyłami i gazami pochodzącymi z atmosfery. W celu określenia stopnia degradacji wód powierzchniowych wskutek oddziaływania czynników antropogenicznych porównano właściwości fizykochemiczne wód cieków oraz źródeł (przewodność elektrolityczną, twardość ogólną, stężenia jonów Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^-) w górnych i środkowych częściach zlewni lokalnych (ryc. 8).

W obszarach zagospodarowanych ekstensywnie, występujących przeważnie w górnych częściach dolin, własności fizykochemiczne wód źródeł oraz potoków przeważnie nie wykazują większego zróżnicowania. Jedynie stężenia łatwo migrujących jonów Cl^- i NO_3^- są wyższe w górnym biegu potoków Będkówki, Kobylanki i Bolechówki w porównaniu z wodami źródeł.

Rzeka Prądnik, odbierająca ścieki komunalne Sułoszowej i Skały, przepływa tranzytowo przez teren Ojcowskiego Parku Narodowego. Zdegradowane jakościowo wody rzeczne charakteryzują się wyższymi wartościami wszystkich analizowanych cech (10—50%) w porównaniu z wodami wywierzysk znajdujących się w dolinie Prądnika.

Wyraźne przeobrażenie chemizmu wód źródłanych przejawiające się wyższym poziomem stężeń badanych anionów 1,2—7,2 razy w porównaniu z wodami

potoków obserwuje się w zabudowanych rejonach wiejskich (między innymi Kobylany, Bolechowice). Degradacja jakościowa dotyczy także wód powierzchniowych w górnym biegu potoków, jeżeli źródłowiska inicjujące potoki znajdują się w obszarach poddanych silnej antropopresji (Wierzchowie, Saspów).

Regionalne zróżnicowanie chemizmu wód w obszarach o odmiennym stopniu zagospodarowania

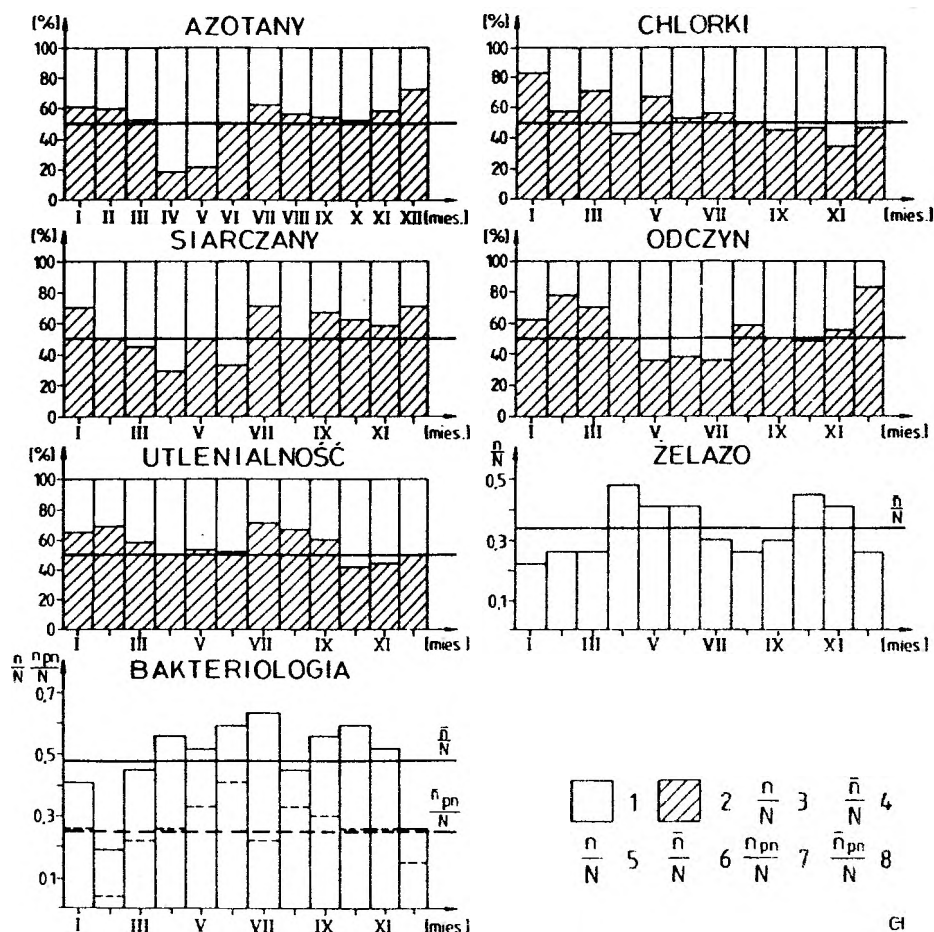
Przeobrażanie jakości wód podziemnych w obszarach o zróżnicowanej gospodarce ma charakter regionalny, o czym świadczą wyniki badań chemizmu wód podziemnych Wyżyny Krakowskiej dokonanych przez autora w latach 1991—1992. Wody o najwyższej mineralizacji są ujmowane przez studnie bądź drenowane przez źródła występujące w obrębie dużych skupisk wiejskich, głównie w południowej i zachodniej części Wyżyny. W obrębie jednostek osiedlowych występuje wyraźna stratyfikacja pionowa chemizmu wód, a wody gruntowe ujmowane studniami gospodarskimi do głębokości około 20 m są silnie zdegradowane jakościowo. Wody najmniej zmienione antropogenicznie zaobserwowano w obszarach o ekstensywnej gospodarce, przeważnie zalesionych.

Wpływ antropopresji widoczny w zmianach sezonowych i wieloletnich

Zmienność sezonowa chemizmu wód poziomu górnopodziemnego

Ocenę sezonowej zmienności właściwości fizykochemicznych wód oraz stężeń anionów będących wskaźnikami zanieczyszczenia wód zbiornika szczelinowo-krasowego dokonano dla lat 1964—1989 na podstawie analizy porównawczej, w której wykorzystano wyniki 1055 analiz fizykochemicznych Sanepidu w Krakowie. Porównywano częstość występowania ekstremalnych wartości stężeń wybranych składników w wodach poziomu jury górnej w poszczególnych miesiącach roku na przestrzeni wielolecia (ryc. 12).

Zmienność sezonowa własności fizykochemicznych wód oraz stężeń występujących w nich makroskładników jest skorelowana z dynamiką wahań zwierciadła wód poziomu jury górnej (ryc. 12). Jedyna wyraźna kulminacja roztopowa przypadająca



Ryc. 12. Zmienność sezonowa ekstremalnych wartości stężeń wybranych składników (cech) w wodach poziomu jury górnej w latach 1964–1990

1 — procentowy udział maksymalnych stężeń badanego składnika w danym miesiącu w wieloletniu, 2 — procentowy udział minimalnych stężeń badanego składnika w danym miesiącu w wieloletniu; stężenia jonów żelaza: 3 — udział wysokich stężeń jonów żelaza (n) w badanej populacji (N) w danym miesiącu w wieloletniu, 4 — przeciętny udział wysokich stężeń żelaza (\bar{n}) w badanej populacji (N) w wieloletniu; warunki bakteriologiczne: 5 — udział podwyższonych koncentracji bakterii Coli (n) w badanej populacji (N) w danym miesiącu w wieloletniu, 6 — przeciętny udział podwyższonych koncentracji bakterii (\bar{n}) w badanej populacji (N) w wieloletniu, 7 — udział podwyższonych wartości wskaźnika Coli typu fekalnego (n_{pn}) w badanej populacji (N) w danym miesiącu w wieloletniu, 8 — przeciętny udział podwyższonych wartości wskaźnika Coli typu fekalnego (\bar{n}_{pn}) w badanej populacji (N) w wieloletniu

Fig. 12. Seasonal change of the extreme concentrations of selected components of the Upper Jurassic aquifer waters in 1964–1990

1 — percentage of maximal concentration of examined component in a specified month in long time period, 2 — percentage of minimal concentration of examined component in a given month in many years period; concentration of iron ions: 3 — percentage of high concentration of iron ions (n) in the examined population (N) in a specified month in long time period, 4 — percentage of high iron concentration (\bar{n}) in the examined population (N) in long time period; bacteriological conditions: 5 — percentage of high concentration of Coli bacteria (n) in the examined population (N) in a specified month in long time period, 6 — percentage of high concentration of bacteria (\bar{n}) in the examined population (N) in long time period, 7 — percentage of high values of fecal coliform bacteria index (n_{pn}) in the examined population (N) in a specified month in long time period, 8 — percentage of high values of fecal coliform bacteria index (\bar{n}_{pn}) in the examined population (N) in long time period

na okres od połowy marca do maja odpowiada generalnemu wzrostowi przewodności właściwej, podwyższeniu stężeń jonów, utlenialności. W tym okresie obserwuje się wzmożoną aktywność bakteriologiczną kontynuującą się także w czerwcu. Ogromną rolę roztopów w kształtowaniu się reżimu hydrochemicznego wód podziemnych Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej potwierdzają badania w rejonie Kluczy i Ryczówka (Krawczyk i in., 1990; Pulina i in., 1991). Mokra depozycja zanieczyszczeń atmosferycznych bowiem ma odmienny charakter oddziaływania na środowisko w lecie i odmienny w zimie. W sezonie wegetacyjnym zanieczyszczenia dostają się do podłoża systematycznie w trakcie występowania opadów deszczu. W zimie zanieczyszczenia są zatrzymywane w warstwie śniegu i docierają do środowiska wraz z wiosennymi roztopami w sposób skondensowany i niemal jednorazowy. Istnieje więc niebezpieczeństwo depozycji w środowisku dużych ilości zanieczyszczeń w krótkim czasie. Część z nich będzie akumulowana przez wierzchnią warstwę gleb, część będzie spływała po podłożu do cieków wodnych, a część będzie infiltrować pionowo w głąb do wód gruntowych, powodując ich degradację. Wody roztopowe podnosząc poziom zwierciadła wody, uruchamiają duże ilości związków azotu, fosforu, siarki i żelaza, substancji organicznych utlenionych uprzednio do form bardziej mobilnych przez tlen penetrujący obniżoną włącznie strefę aeracji. Efektem tego procesu są podwyższone stężenia w wodzie między innymi związków azotu, siarki, żelaza, chlorków, wzrost utlenialności, rozwój flory bakteryjnej, a także niższe wartości pH obserwowane przy wysokich stanach wód podziemnych, przeważnie do końca kwietnia. W sezonach letnim i jesiennym, w których występuje stała tendencja spadkowa poziomu zwierciadła wód podziemnych oraz w sezonie zimowym, odpowiadającym umiarkowanemu podnoszeniu się poziomu zwierciadła wody, zmienność właściwości fizykochemicznych wód ma charakter mniej dynamiczny. W sezonie letnim, a więc w okresie intensywnej wegetacji, obserwuje się obniżone stężenia jonów NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Fe, O_2 i wzrost aktywności bakteriologicznej (ryc. 12). Czasem skutkiem intensywnych opadów przypadających po okresie długotrwałej suszy w lecie może być silne zakwaszenie wód gruntowych (Bergström i in., 1989). Reakcją na zakończenie sezonu upraw rolnych, wegetacji biologicznej oraz niskie stany zwierciadła wód podziemnych są podwyższone stężenia badanych elementów w okresie jesiennym, które kształtują się następująco: NO_3^- , Cl^- (wrzesień — listopad), SO_4^{2-} (listopad), O_2 , Fe (październik — listopad) (ryc. 12). Względnie niskie stężenia badanych elementów obserwuje się w okresie zimowym (grudzień — luty) odpowiadającym minimalnym stanom wody. Dominuje wtedy dopływ lateralny, a niewielką rolę odgrywa zasilanie zbiornika wodami infiltracyjnymi, zanieczyszczonymi już w atmosferze i transportującymi zanieczyszczenia z powierzchni. Miesiącami grudzień—marzec odpowiadają także stosunkowo niskie wartości pH w skali rocznej. W wodach o zmienionym chemizmie naturalnym w obszarach wiejskich dynamika zmian przewodności właściwej w skali rocznej przekracza nawet 20 mS/m (J. Różycki, 1989b).

Badania sezonowej zmienności chemizmu z lat 1988—1990 wykazują, że w rozkładzie przestrzennym uwidacznia się, szczególnie w zlewni Rudawy, dominacja wysokich stężeń jonów odzwierciedlających rolniczy charakter zagospodarowania obszaru w okresie wyżówek odpowiadających sezonom wiosennemu i letniemu. Jeśli chodzi o potas to przedstawiony trend dotyczy tylko obszarów z zabudową wiejską. Odmienna tendencja (lub brak tendencji) obserwuje się w obszarach chronionych: w Ojcowskim Parku Narodowym (przewodność elektrolityczna, stężenia jonów NO_3^- , K^+), w Wąwozie Bolechowskim (stężenia SO_4^{2-}). W wodach poziomu czwartorzędowego występowanie podwyższonych stężeń azotanów jest silnie zróżnicowane — szczególnie w zagospodarowanej rolniczo dolinie Rudawy, gdzie wyższe stężenia przeważają w okresie niżówek.

Wieloletnie zmiany w jakości wód podziemnych (1960—1989)

Ocenę stopnia degradacji jakości wód poziomu jury górnej dokonano na podstawie obowiązujących w Polsce przepisów sanitarnych oraz klasyfikacji A. Macioszczyk (1987b) i A. S. Kleczkowskiego (red., 1990).

Aby ustalić dynamikę zmian stężeń makroskładników w trzydziestoletnim przedziale czasowym, zgrupowano analizy archiwalne oraz bieżące w trzech zbiorach odnoszących się do lat: 1960—1969, 1970—1979, 1980—1989. Porównania dokonano na podstawie analizy statystycznej rozkładów stężeń analizowanych składników (tab. 5).

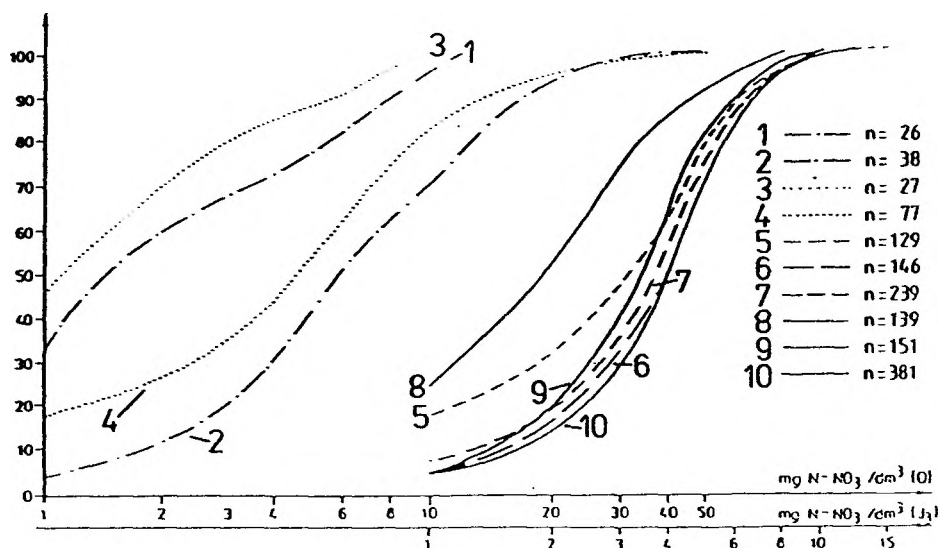
Tendencje wieloletnich zmian chemizmu wód poziomu jury górnej i poziomu czwartorzędowego autor prześledził także na podstawie krzywych kumulacyjnych rozkładów statystycznych stężeń makroskładników przy wydzieleniu subpopulacji odpowiadających okresom wyżówkowemu i niżówkowemu wód podziemnych (ryc. 13). W powyższej interpretacji uwzględniono głównie składniki, których podwyższone stężenia mogą świadczyć o rolniczym charakterze zanieczyszczeń wód podziemnych.

Interpretując zebrany materiał archiwalny obserwuje się tendencję wzrostu stężeń większości makroskładników w badanych wodach podziemnych (ryc. 13, tab. 5). Najwyraźniejsza dynamika zmian charakteryzuje azotany, a następnie siarczany i chlorki, czyli jony najbardziej odzwierciedlające wpływ czynników antropogenicznych na skład chemiczny wód (Kleczkowski, red., 1984; A. Macioszczyk, 1987a). Jon chlorkowy jest jednym z najważniejszych migrantów wodnych, w związku z czym zanieczyszczenia zasolonymi ściekami bytowymi są szybko rejestrowane wzrostem jego stężeń. Podwyższone stężenia siarczanów wiążą się z kolei z zanieczyszczeniami bytowymi, na przykład punktowymi dopływami ścieków komunalnych oraz prawdopodobnie z zanieczyszczeniami przestrzennymi,

których efektem jest sucha i mokra depozycja związków siarki na powierzchni terenu. Zanieczyszczenia bytowe i intensywne stosowanie nawozów najpełniej są rejestrowane stężeniami azotanów charakteryzujących się dobrą migracją wodną w warunkach utleniających. Azotany i siarczany jako końcowe produkty rozpadu substancji organicznej w środowisku utleniającym stanowią w obszarach zagospodarowanych rolniczo stosunkowo trwałe zanieczyszczenie wód podziemnych.

Interpretacja rozkładów statystycznych stężeń analizowanych składników (wyłączając azotany omówione osobno) uwidacznia generalnie umiarkowaną w skali krajowej tendencję degradacji jakości wód. Świadczą o tym następujące przesłanki: — wzrost wartości ekstremalnych stężeń jonów Ca^{2+} , Mg^{2+} , $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$, HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , F^- ;

A Z O T A N Y



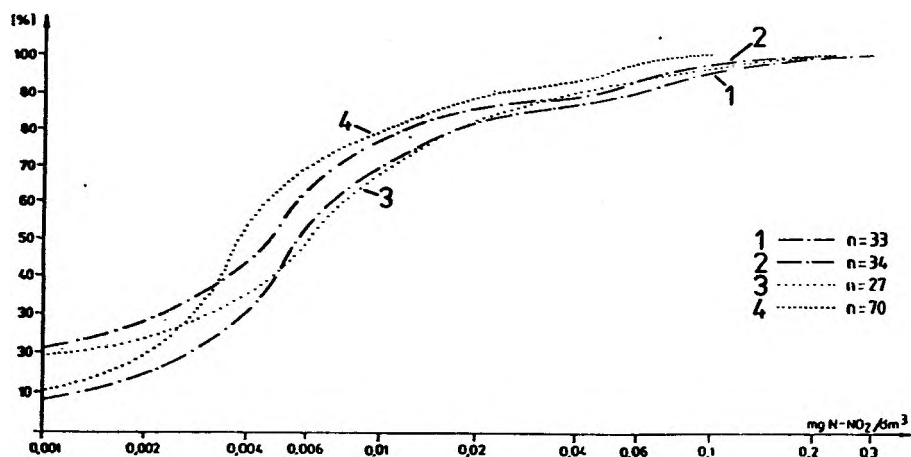
Ryc. 13a. Krzywe kumulacyjne stężeń wybranych składników (azotanów) w wodach podziemnych w dekadach lat sześćdziesiątych, siedemdziesiątych i osiemdziesiątych dla niskich i wysokich poziomów zwierciadła wód podziemnych

Stężenia wybranych składników w wodach podziemnych poziomu czwartorzędowego (Q): stany wysokie: 1 — 1965—1975, 2 — 1988—1989; stany niskie: 3 — 1965—1975, 4 — 1988—1989; stężenia wybranych składników w wodach poziomu górnojurajskiego (J₃): stany wysokie: 5 — 1960—1969, 6 — 1970—1979, 7 — 1980—1989; stany niskie: 8 — 1960—1969, 9 — 1970—1979, 10 — 1980—1989; stany wysokie i niskie (łącznie) — stężenia K: 11 — 1970—1979; n — liczba oznaczeń

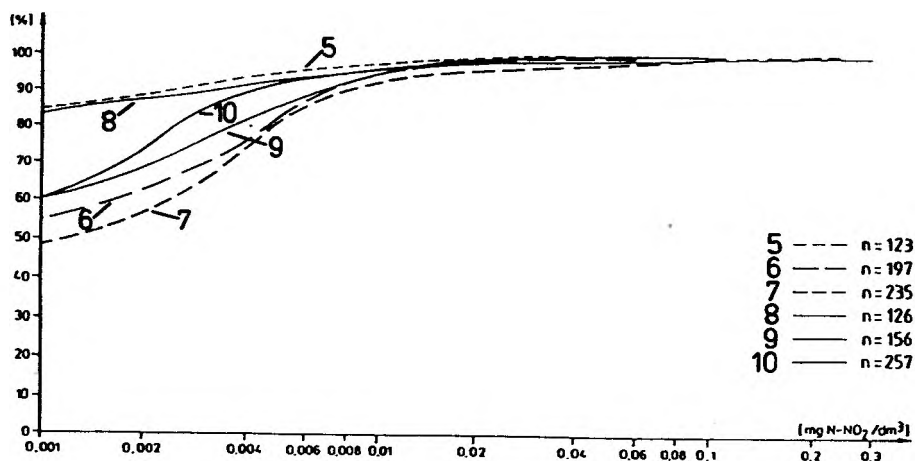
Fig. 13a. Cumulative diagrams of the selected groundwater component concentrations for the low and high groundwater levels in decades of 60., 70. and 80. years

Concentration of the selected groundwater components of the Quaternary aquifer (Q): high groundwater levels: 1 — 1965—1975, 2 — 1988—1989; low groundwater levels: 3 — 1965—1975, 4 — 1988—1989; concentration of the selected groundwater components of the Upper Jurassic aquifer (J₃): high groundwater levels: 5 — 1960—1969, 6 — 1970—1979, 7 — 1980—1989; low groundwater levels: 8 — 1960—1969, 9 — 1970—1979, 10 — 1980—1989; concentration of potassium for cumulative high and low groundwater levels: 11 — 1970—1979; n — number of determinations

AZOTYNY



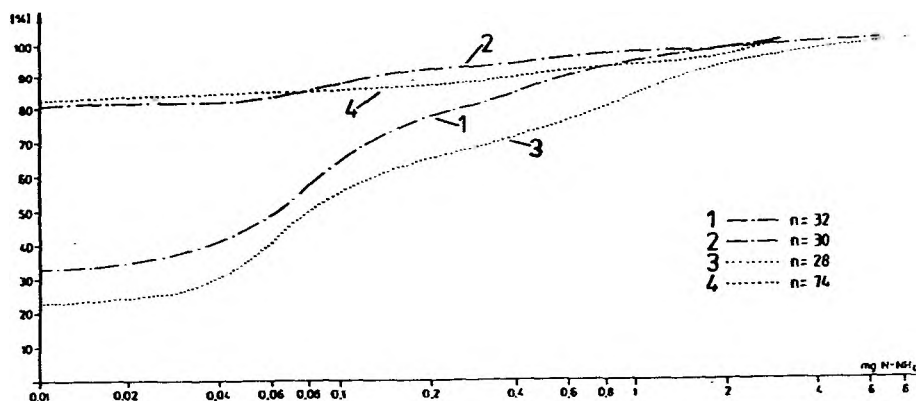
AZOTYNY



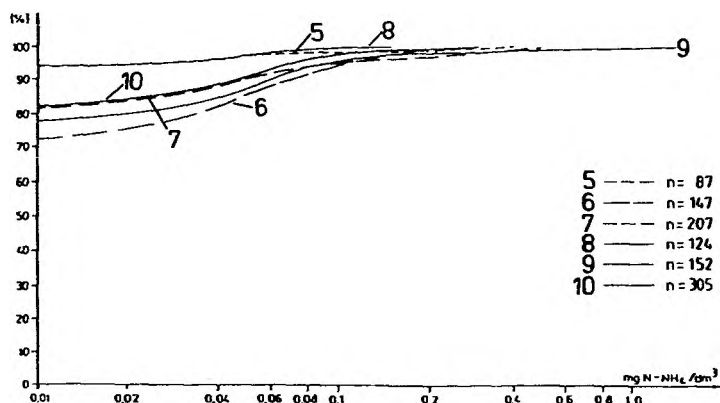
Ryc. 13b. Krzywe kumulacyjne stężeń azotynów w wodach podziemnych w dekadach lat sześćdziesiątych, siedemdziesiątych i osiemdziesiątych

Stężenia wybranych składników w wodach podziemnych poziomu czwartorzędowego (Q): stany wysokie: 1 — 1965—1975, 2 — 1988—1989; stany niskie: 3 — 1965—1975, 4 — 1988—1989; stężenia wybranych składników w wodach poziomu górnopiękajskiego (J₃): stany wysokie: 5 — 1960—1969, 6 — 1970—1979, 7 — 1980—1989; stany niskie: 8 — 1960—1969, 9 — 1970—1979, 10 — 1980—1989; stany wysokie i niskie (łącznie) — stężenia K: 11 — 1970—1979; n — liczba oznaczeń

JONY AMONOWE



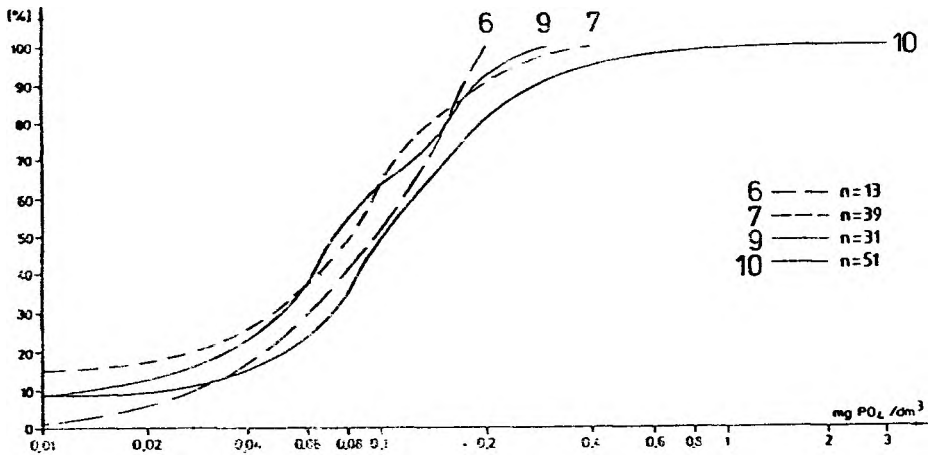
JONY AMONOWE



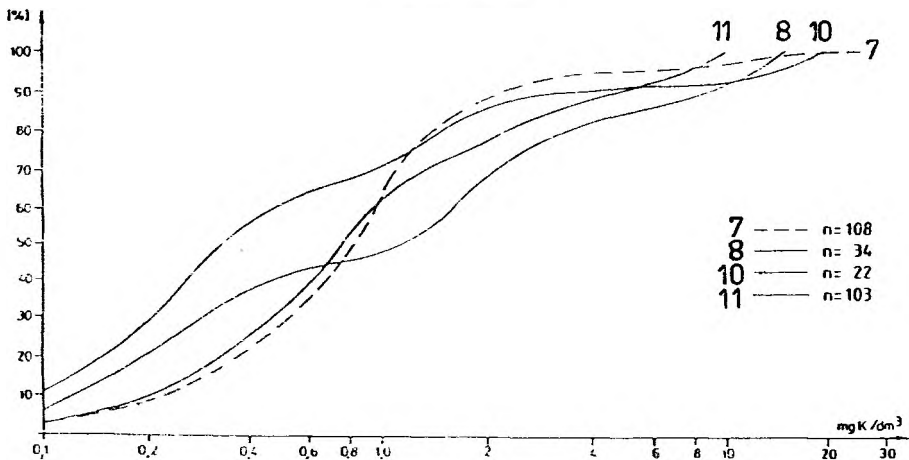
Ryc. 13c. Krzywe kumulacyjne stężeń jonów amonowych w wodach podziemnych w dekadach lat sześćdziesiątych, siedemdziesiątych i osiemdziesiątych

Stężenia wybranych składników w wodach podziemnych poziomu czwartorzędowego (Q): stany wysokie: 1 — 1965—1975, 2 — 1988—1989; stany niskie: 3 — 1965—1975, 4 — 1988—1989; stężenia wybranych składników w wodach poziomu gómojurajskiego (J₁): stany wysokie: 5 — 1960—1969, 6 — 1970—1979, 7 — 1980—1989; stany niskie: 8 — 1960—1969, 9 — 1970—1979, 10 — 1980—1989; stany wysokie i niskie (łącznie) — stężenia K: 11 — 1970—1979; n — liczba oznaczeń

FOSFORANY



POTAS



Ryc. 13d. Krzywe kumulacyjne stężeń fosforanów i potasu w wodach podziemnych w dekadach lat sześćdziesiątych, siedemdziesiątych i osiemdziesiątych

Stężenia wybranych składników w wodach podziemnych poziomu czwartorzędowego (Q): stany wysokie: 1 — 1965—1975, 2 — 1988—1989; stany niskie: 3 — 1965—1975, 4 — 1988—1989; stężenia wybranych składników w wodach poziomu gómojurskiego (J₁): stany wysokie: 5 — 1960—1969, 6 — 1970—1979, 7 — 1980—1989; stany niskie: 8 — 1960—1969, 9 — 1970—1979, 10 — 1980—1989; stany wysokie i niskie (łącznie) — stężenia K: 11 — 1970—1979; n — liczba oznaczeń

- pojawienie się izolowanych przedziałów klasowych w zakresie rosnących stężeń ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$), Cl^- , HCO_3^- , PO_4^{3-} ;
- przesunięcie górnej granicy tła jonów Ca^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} ku wyższym stężeniom;
- wzrost wartości parametrów pozycyjnych: mody i mediany populacji stężeń jonów HCO_3^- , Cl^- , PO_4^{3-} , F^- ;
- spłaszczenie rozkładów normalnych populacji stężeń jonów SO_4^{2-} , Cl^- (ryc. 13, tab. 5).

Porównanie chemizmu wód źródeł krasowych w obszarze chronionym, a więc w Ojcowskim Parku Narodowym, opróbowanych w latach 1965—1970 i w 1988 roku, wykazało wyraźny wzrost stężeń jonów Na^+ , SO_4^{2-} i Cl^- przejawiający się rozszerzeniem przedziału zmienności badanych cech (2—17 mg Na^+/dm^3 , 7—76 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, 6—96 mg Cl^-/dm^3). W odniesieniu do stężeń pozostałych makroskładników nie stwierdzono trendów wzrostowych.

Wieloletnie zmiany stężeń wybranych wskaźników zanieczyszczeń wód

Związki azotu. Zanieczyszczenia wód podziemnych *azotanami* w badanych obszarach rolniczych mają charakter regionalny i trwały (Krawczyk i in., 1990; J. Rózkowski, 1990, 1991; Wall-Ellstrom, Gustafson, 1989). Poszczególne dekadom odpowiadają szerokie zakresy tła hydrogeochemicznego (6—10 mg $\text{N-NO}_3/\text{dm}^3$). Najwyższy przedział wartości stężeń w latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych (15—53 mg $\text{N-NO}_3/\text{dm}^3$) odpowiada lokalnej degradacji wód gruntowych spowodowanej intensywną gospodarką rolno-hodowlaną. Degradacja jakości wód ma charakter postępujący, co objawia się praktycznym brakiem wód I klasy jakości, dominacją stężeń w zakresie 0,5—6,7 mg $\text{N-NO}_3/\text{dm}^3$, występowaniem stężeń ponadnormatywnych we wszystkich populacjach, wzrostem wartości parametrów pozycyjnych rozkładów statystycznych (tab. 5, 12). W latach sześćdziesiątych i siedemdziesiątych wyższe stężenia składnika występują w okresach wyżówkowych, co świadczy o większym dowozie azotanów w okresie wegetacyjnym. W latach osiemdziesiątych występuje tendencja odwrotna związana między innymi z mniejszym zużyciem nawozów mineralnych (ryc. 13).

Porównując stężenia azotanów w wodach poziomu czwartorzędowego i górnopiękowskiego stwierdzono, iż w wodach poziomu czwartorzędowego jest co prawda większy zakres zmienności stężeń (0,02—33 mg $\text{N-NO}_3/\text{dm}^3$) oraz wyższy udział oznaczeń ponadnormatywnych (15%) (tab. 10), ale jednocześnie wyższy jest procentowy udział niskich koncentracji azotanów. Wskazywać to może z jednej strony na punktowy charakter zanieczyszczeń z powierzchni wód poziomu czwartorzędowego, a z drugiej strony na regionalny, przestrzenny charakter zanieczyszcze-

nia azotanami wód poziomu górnopozostawskiego (ryc. 13, tab. 10). W wodach poziomu czwartorzędowego, w latach osiemdziesiątych, zaobserwowano tendencję wzrostu stężeń azotanów (przy wyraźnie niższym dowozie składnika w okresach niżówkowych).

Tabela 10

Występowanie związków azotu w wodach podziemnych w dolinkach krakowskich

Table 10

Occurrence of nitrogen compounds in groundwaters of the Cracow Jurassic Valleys area

Stratygrafia	Analizowany okres	Rodzaj ujęcia	n	1	2	3	4		
Jon amonowy: N-NH₄									
czwartorzęd	1964—1969	I	13	69,2	15,4	15,4	—		
	1970—1976		57	21,1	43,9	17,5	0,0—0,2		
	1988—1989		146	80,1	5,5	6,8	śląd		
jura górna	1964—1969	II	30	90,0	3,3	0	śląd		
	1970—1979		225	75,1	20,9	0	0,0—0,1		
	1980—1989		372	77,4	19,9	0	0,0—0,1		
	1960—1969	III	164	98,2	1,8	0	śląd		
	1970—1979		98	75,5	22,5	1,0	0,0—0,1		
	1980—1989		102	83,3	14,7	0	0,0—0,1		
	Jon azotynowy: N-NO₂								
	czwartorzęd		I	13	30,9	46,2	7,7	—	
58		10,3		39,7	6,9	0,0—0,02			
140		2,9		71,4	3,6	0,0—0,01			
jura górna	II	28	53,6	32,1	3,6	0,0—0,05			
		223	48,0	36,3	0,4	0,0—0,01			
		359	39,8	54,0	1,1	0,0—0,005			
	III	191	83,8	12,6	1,0	0,0—0,005			
		99	59,6	30,3	0	0,0—0,01			
		111	55,9	34,2	0	0,0—0,005			
		Jon azotanowy: N-NO₃							
czwartorzęd	I	13	0	38,5	7,6	—			
		59	0	16,9	22,0	0,1—8,0			
		158	0	10,8	14,5	0,02—10,0			
jura górna	II	30	0	6,7	0	0,2—6,0			
		227	0	0,9	0,4	0,5—8,0			
		401	0	1,7	0,3	0,2—8,0			
	III	226	0	15,5	0	0,2—6,0			
		104	0	13,5	0	0,2—7,0			
		251	0	1,6	1,6	0,5—7,0			

Objaśnienia: n — liczba analiz; 1 — % analiz, w których nie wykryto oznaczanego związku; 2 — % analiz ze stężeniem kwalifikowanym do I klasy jakości; 3 — % analiz ze stężeniem ponadnormatywnym; 4 — zakres występowania dla hydrogeochemicznego; I — studnie kopane (płytkie); II — studnie wiercone (głębokie); III — źródła szczelinowo-krasowe; N-NO₂ > 0,05.

Azotyny stanowią pośrednią formę w przemianach azotu i współwystępują z azotanami. Stężenia ich nie przekraczają zwykle $0,01 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$. Obserwowana jest postępująca degradacja jakości wód azotynami, przy czym skala zjawiska w wodach gruntowych była największa w latach siedemdziesiątych. O długotrwałym charakterze zjawiska świadczy obecność podwyższonych stężeń już w latach sześćdziesiątych wynoszących $0,1\text{—}0,3 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ (tab. 10).

W wodach poziomu jury górnej nastąpił wyraźny wzrost wykrywalności azotynów od dekady lat siedemdziesiątych, choć zakres ich występowania nie rozszerzył się. Obserwuje się wtedy wyższe stężenia składnika w okresach wyżówkowych odpowiadających sezonowi wegetacyjnemu (ryc. 13).

Azotyny w wodach poziomu czwartorzędowego występują w znacznie wyższych stężeniach. Próg ich wykrywalności przekracza 80% badanej populacji, a podwyższone stężenia ($>0,05 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$) stanowią do 10% populacji i mogą być traktowane, przy podwyższonych stężeniach współwystępujących azotanów ($>8 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$), jako wskaźniki zanieczyszczenia wód (ryc. 13, tab. 10). Najwyższe stężenia azotynów w okresach badawczych obserwuje się, podobnie jak w wodach poziomu górnourajskiego, w sezonach wyżówek.

Jony amonowe w wodach poziomu czwartorzędowego występują w zróżnicowanych stężeniach, wykazując mozaikowe zmienności stężeń ($0\text{—}9 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$). Maksymalne stężenia utrzymują się w płytkich studniach o głębokości $2\text{—}8 \text{ m}$. W wodach gruntowych obserwuje się wyższe stężenia jonów amonowych w okresach niżówkowych, co świadczy o bezpośrednim wpływie lokalnych zanieczyszczeń na jakość wód jedynie przy dopływach lateralnych. Jednocześnie jest grupa anomalnie wysokich stężeń, w zakresie $0,7\text{—}3,0 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$, co świadczy o lokalnym, często trwałym zanieczyszczeniu wód (ryc. 13, tab. 10).

W wodach poziomu górnourajskiego stężenia jonów amonowych są niskie, mieszczą się zwykle w I klasie jakości (93—99% analiz) i sięgają maksymalnie do $3,0 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$. W wodach tych bowiem dominują utlenione formy azotu, a drogi migracji pionowej zanieczyszczeń z powierzchni mogą być wydłużone i skomplikowane. Stężenia jonów amonowych, podobnie jak stężenia azotynów, są wyższe w okresach wyżówkowych w porównaniu z niżówkowymi.

Siarczany. Zdecydowana dominacja siarczanów wśród anionów w mokrym opadzie (60%) (Turzański, 1991), jak również obecność lokalnych ognisk zanieczyszczeń stwarza korzystne warunki zanieczyszczenia siarczanami wód gruntowych. Stąd w latach osiemdziesiątych obserwuje się wyraźne podwyższenia ich stężeń w wodach poziomu czwartorzędowego, gdzie występują w zakresie $24\text{—}160 \text{ mg}/\text{dm}^3$ (ryc. 13). Stężenia siarczanów w wodach poziomu górnourajskiego są wyraźnie niższe ($\text{Me}_Q = 43 \text{ mg}/\text{dm}^3$, $\text{Me}_N < 18 \text{ mg}/\text{dm}^3$). W badanych dekadach ilość siarczanów w wodach głębszego poziomu zmniejsza się, co w przypadku drugiej połowy lat osiemdziesiątych może być spowodowane spadkiem emisji przemysłowych (WIOŚ, 1992). Jednocześnie utrzymuje się, niewielka procentowo, grupa wysokich stężeń tego składnika. Większe ilości siarczanów

dostają się do wód podziemnych w okresie wyżówek z wodami roztopowymi niosącymi ładunek skumulowany zimą na powierzchni oraz z wodami opadowymi.

Fosforany. Wzrost stężeń fosforanów w latach osiemdziesiątych w stosunku do lat siedemdziesiątych prawdopodobnie należy wiązać z wysyceniem pojemności sorpcyjnej gleb. Wyższe koncentracje w okresie niżówek lat osiemdziesiątych mogą wskazywać na uprzywilejowaną rolę dowozu składnika w systemie regionalnego krążenia, podczas gdy wody roztopowe odgrywają głównie rolę rozcieńczającą (ryc. 13).

Potas. Dwumodalność wykresu odpowiadającego niżówkom dekady lat sześćdziesiątych wskazuje na dominację wód charakteryzujących tło naturalne (do $1,0 \text{ mg K}^+/\text{dm}^3$), a także obecność wód antropogenicznie wzbogaconych w potas (do $15 \text{ mg K}^+/\text{dm}^3$) (ryc. 13). W latach osiemdziesiątych nie obserwuje się wyraźnej różnicy między stężeniami potasu w wodach podziemnych w okresach wyżówek i niżówek, co zdaje się wskazywać na mały udział procesów sorpcyjnych w okresie wzmożonego dowozu potasu — pierwiastka urodzaju — do wód podziemnych.

Sucha pozostałość. Mineralizacja silniej przeobrażonych antropogenicznie wód poziomu czwartorzędowego jest wyraźnie podwyższona w porównaniu z wodami poziomu górnourajskiego. Wartości parametrów pozycyjnych rozkładów statystycznych są dla wód gruntowych wyższe przeciętnie o $150 \text{ mg}/\text{dm}^3$. W wodach poziomu górnourajskiego nie obserwuje się istotnych zmian w mineralizacji w latach 1960—1990. Efektem pewnego podwyższenia stężeń makroskładników w tych wodach jest nieznaczny wzrost suchej pozostałości (do $890 \text{ mg}/\text{dm}^3$), rozszerzenie zakresu tła hydrogeochemicznego, a także podwyższony udział oznaczeń ponadnormatywnych (3,6%) (tab. 5). Mineralizacja wód dla okresów niżówek jest w poszczególnych dekadach zwykle wyższa niż w okresach wyżówek (ryc. 13). Świadczy to o bardziej rozcieńczającym charakterze wód opadowych infiltracyjnych w okresie wzmożonego zasilania pionowego (okresy wyżówek) niż lateralnie dopływających wód podziemnych przy ograniczonej infiltracji pionowej (okresy niżówek).

Zmienność sezonowa i wieloletnia warunków bakteriologicznych. W okresie trzydziestoletnim w 70% ujęć wód podziemnych poziomu górnourajskiego o głębokości 35—110 m stwierdzono krótkotrwałe skażenia bakteriologiczne (wskaźnik Coli: 1—10) występujące głównie w miesiącach wiosennych. Wystąpienie oznaczeń ponadnormatywnych w wieloleciu sięga: w maju i czerwcu 35—40%, natomiast w miesiącach zimowych (grudzień, luty) zaledwie 5—15% (ryc. 12). Koreponduje z tym zmienność utlenialności (do $8,0 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$).

W latach 1960—1990 w zlewni Rudawy i Prądnika obserwuje się tendencję do wzrostu stężeń w wodach podziemnych wszystkich omawianych składników. Wyższa dynamika przeobrażeń antropogenicznych występuje w wodach poziomu czwartorzędowego, co dokumentują subpopulacje stężeń związków azotu, siarczanów, a także suchej pozostałości. W wodach poziomu górnourajskiego naj-

wyraźniejsza dynamika zmian charakteryzuje azotany, a następnie siarczany, chlorki, fosforany oraz sól, czyli jony odzwierciedlające wpływ rolnictwa i gospodarki wiejskiej na zanieczyszczenie wód podziemnych.

Jakość wód

Oceny degradacji jakości wód podziemnych dokonano na podstawie klasyfikacji: A. Macioszczyk (1987b) oraz A. S. Kleczkowskiego (1990). W opisie posługiwano się pierwszą z wymienionych klasyfikacji.

Klasyfikacje jakości wód podziemnych

A. Macioszczyk (1987)		A. S. Kleczkowski (1990)
Klasa	Charakterystyka	Klasa
I, II	przeznaczone do zaopatrzenia ludności w wodę bardzo czyste i czyste, do użytku bez uzdatniania	I Ia, b
III	bardzo nieznacznie zanieczyszczone, łatwe do uzdatniania	Ic
IV	zanieczyszczone, wymagające uzdatniania	Id
>IV	nie przeznaczone do zaopatrzenia ludności w wodę do picia	II

W odniesieniu do składników nie ujętych ramami klasyfikacji, jak Na, Al, Ni, wykorzystano Rozporządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 4 maja 1990 roku (zał. nr 1, poz. 205) w sprawie warunków organoleptycznych i fizyczno-chemicznych, jakim powinna odpowiadać woda przeznaczona zarówno do picia, jak i na potrzeby gospodarcze.

Jakość wód poziomu czwartorzędowego

Ocenę jakości wód podziemnych oparto na wynikach badań wód z 52 ujęć wykonanych w czerwcu 1989 roku.

W badanej populacji dominują wody pozaklasowe (50%) i niskiej jakości (23%). Wody dobrej jakości stanowią zaledwie 15% populacji. O obniżeniu jakości wód decydują warunki bakteriologiczne, podwyższone stężenia azotanów, twardość ogólna oraz mętność wód (tab. 11). Skażenie bakteriologiczne degraduje wody gruntowe do wód pozaklasowych, a twardość ogólna, mętność, sporadycznie związki azotu — do wód IV klasy.

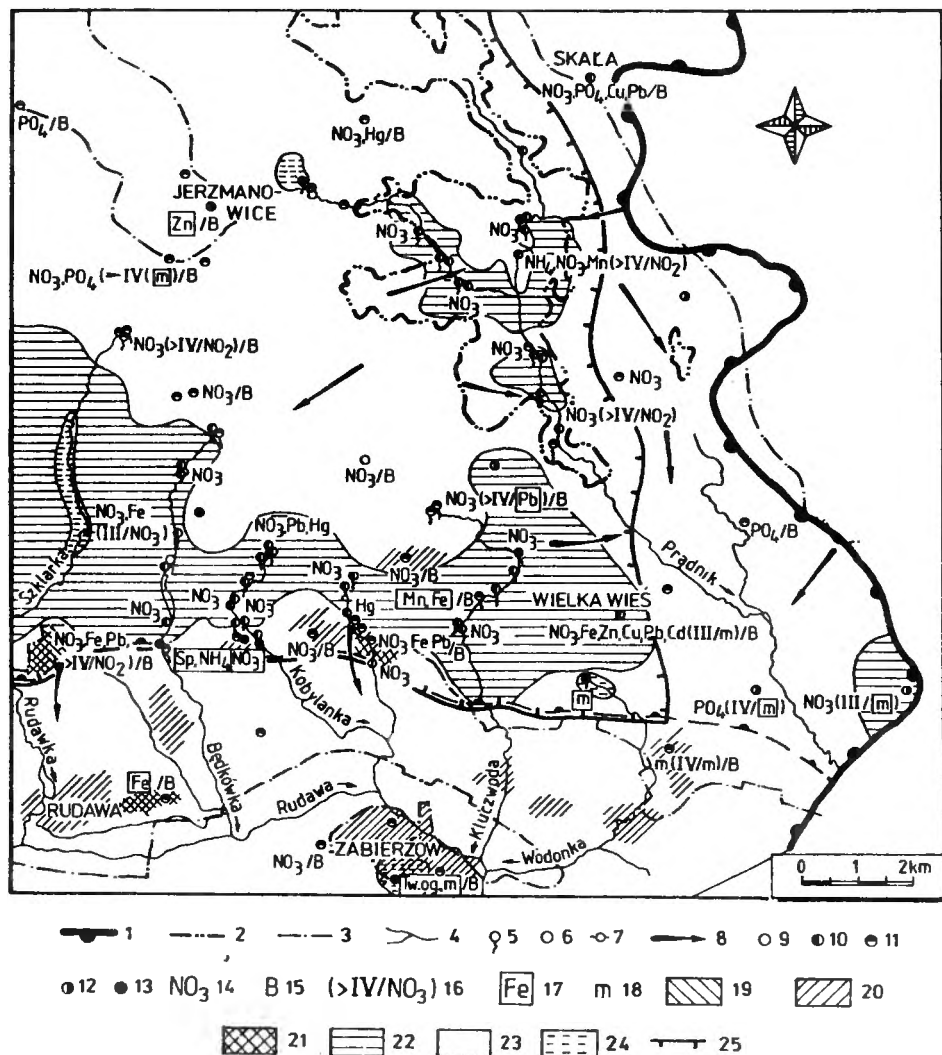
Tabela 11

Jakość wód podziemnych w zlewni Rudawy i Prądnika

Table 11

Quality of groundwaters of the Rudawa and Prądnik river drainage basins

Składnik (cecha)	Populacja	Udział wód klasowych w populacji [%]				
		I	II	III	IV	>IV
Jakość wód poziomu czwartorzędowego w zlewni Rudawy (07.1989) (na podstawie danych Sanepidu — Oddział w Krakowie)						
Mętność	52	87	2	0	9	2
Barwa	52	98	0	2	0	0
pH	52	98	2	0	0	0
Twardość ogólna	52	36	12	31	15	6
Utlenialność	52	50	32	8	10	0
NH ₄ ⁺	52	88	4	0	8	0
NO ₂ ⁻	52	69	13	2	12	4
NO ₃ ⁻	52	8	46	27	19	0
Cl ⁻	52	17	83	0	0	0
Fe	52	46	40	12	2	0
Mn	52	97	3	0	0	0
F ⁻	52	98	0	2	0	0
Warunki bakteriologiczne	52	35	2	19	2	42
Jakość wód poziomu jury górnej w zlewni Rudawy i Prądnika (07.1988) (na podstawie badań autora i danych Sanepidu — Oddział w Krakowie)						
pH	92	100	0	0	0	0
Twardość ogólna	92	84	4	4	0	0
Sucha pozostałość	80	90	8	2	0	0
NH ₄ ⁺	69	92	4	2	2	0
NO ₂ ⁻	81	96	0	0	1	3
NO ₃ ⁻	92	2	66	32	0	2
Cl ⁻	92	86	14	0	0	0
SO ₄ ²⁻	78	92	8	0	0	0
Fe	55	56	33	11	0	0
Mn	49	92	4	4	0	0
Zn	34	89	8	0	3	0
Cr	30	100	0	0	0	0
Cu	36	72	28	0	0	0
Pb	41	32	63	5	0	0
Cd	33	76	24	0	0	0
Hg	10	0	40	60	0	0
PO ₄ ³⁻	16	0	44	37	19	0
F ⁻	30	100	0	0	0	0
Warunki bakteriologiczne	31	81	0	10	3	6



Ryc. 14. Mapa jakości wód podziemnych w obszarze zlewni Rudawy i Prądnika (1988—1990):

1 — granice zbiornika górnourajskiego, 2 — granice Ojcowskiego Parku Narodowego, 3 — granice Jurajskich Parków Krajobrazowych, 4 — cieki, 5 — źródła, 6 — ujęcia głębinowe, 7 — studnie kopane, 8 — kierunki przepływu wód podziemnych; jakość wód podziemnych (według klasyfikacji: Macioszczyk, 1987; Kleczkowski, 1990): 9 — klasa I (Ia), 10 — klasa II (Ib), 11 — klasa III (Ic), 12 — klasa IV (Id), 13 — klasa >IV (II), 14 — składnik decydujący o klasie wód, 15 — wody przeobrażone antropogenicznie, 16 — okresowa degradacja jakości wód do niższej klasy, 17 — składnik, którego stężenia w wodzie przekraczają dopuszczalną zawartość dla wód pitnych i na potrzeby gospodarcze, 18 — warunki bakteriologiczne; obszary występowania wód poziomu czwartorzędowego zróżnicowanych klasowo: 19 — wody słabo zmienione antropogenicznie klasy II (Ib), 20 — wody wyraźnie i silnie zmienione antropogenicznie klasy III, IV, >IV (Ic, d, II), 21 — obszary o mozaikowej zmienności jakości wód słabo i silnie zmienionych antropogenicznie; obszary występowania wód poziomu górnourajskiego zróżnicowanych klasowo: 22 — wody słabo zmienione antropogenicznie klasy I, II (Ia, b), 23 — wody wyraźnie zmienione antropogenicznie klasy III, IV (Ic, d), 24 — wody silnie zmienione antropogenicznie klasy >IV (II), 25 — granice Obszaru Wysokiej Ochrony (OWO)

W porównaniu z wodami poziomu jury górnej charakterystyczne w wodach gruntowych są: podwyższone wartości twardości ogólnej (do min. III klasy jakości), utlenialności (II—IV klasa), stężeń chlorków (do II klasy) i żelaza (do II i III klasy) oraz długotrwałe skażenia bakteriologiczne (tab. 11).

Wyrażna degradacja jakości wód gruntowych i mozaikowe występowanie wód o różnym stopniu przeobrażenia (ryc. 14) pozwala zaliczyć badaną populację wód gruntowych do podklasy B — wód zmienionych antropogenicznie, zanieczyszczonych (A. Macioszczyk, 1987b, 1990).

Jakość wód poziomu górnójurajskiego

Badania jakości wód objęły populację 92 punktów: źródeł szczelinowo-krasowych (66% populacji), studni kopanych, ujmujących płytko poziom wodonośny, oraz ujęć głębinowych (ryc. 14, tab. 11). Ocenie jakościowej podlegały wody opróbowane głównie w lipcu 1988 roku, co koresponduje z wcześniej przedstawionym chemizmem tych wód.

W obszarze zlewni Rudawy i Prądnika dominują wody II klasy jakości (48% populacji) oraz wody zanieczyszczone III i IV klasy (43% populacji) (ryc. 14, tab. 11).

O zaliczeniu wód do II klasy jakości decydowały głównie podwyższone stężenia azotanów w zakresie do 5 mg N-NO₃/dm³, drugorzędnie — stężenia metali, sporadycznie — jonów amonowych i fosforanów.

Zwarty obszar występowania wód czystych obejmuje górną i środkową część zlewni lokalnych dopływów Rudawy, gdzie dominują lasy, łąki i pastwiska, oraz Ojcowski Park Narodowy (ryc. 14). W dolinie Prądnika stwierdzono obecność w wodach wysokich stężeń Fe (do 3 mg/dm³) pochodzenia geogenicznego, kwalifikujących je do III klasy jakości. Lokalne występowanie czystych wód stwierdzono ponadto w rejonie Garlicy Murowanej i Skały.

Fig. 14. Map of groundwater quality of the Rudawa and Prądnik river drainage basins (1988—1990)

1 — boundary of the Upper Jurassic aquifer, 2 — boundary of the Ojców National Park, 3 — boundary of the Jurassic Landscape Parks, 4 — water-courses, 5 — springs, 6 — deep wells, 7 — dug wells, 8 — directions of groundwaters flow; quality of groundwater (after classification of Macioszczyk, 1987, and Kleczkowski, 1990): 9 — I (Ia) class, 10 — II (Ib) class, 11 — III (Ic) class, 12 — IV (Id) class, 13 — >IV (II) class; 14 — component determining a class of water quality, 15 — waters affected by human impact, 16 — temporary degradation of water quality to the lower class, 17 — component with concentration exceeding standards for usable waters, 18 — bacteriological conditions; areas of occurrence of the Quaternary aquifer waters variable in quality: 19 — waters slightly affected by human impact, of the class II (Ib), 20 — waters distinctly and strongly affected by human impact, of the classes III, IV, >IV (Ic, d, II), 21 — areas of the mosaic variation of water quality slightly and strongly affected by human impact; areas of the occurrence of the Upper Jurassic aquifer waters variable in quality: 22 — waters slightly affected by human impact, of class II (Ia, b), 23 — waters distinctly affected by human impact, of classes III, IV (Ic, d), 24 — waters strongly affected by human impact, of class >IV (II), 25 — boundary of the high protection area (HPA)

O zaliczeniu wód do III i IV klasy jakości decydują podwyższone stężenia azotanów ($> 5 \text{ mg N-NO}_3$), a także fosforanów oraz drugorzędnie metali (Fe, Hg, Pb, Mn, Zn), sucha pozostałość, twardość ogólna i warunki bakteriologiczne.

Obecność wysokich stężeń fosforanów, sięgających do $1,45 \text{ mg PO}_4^{3-}/\text{dm}^3$, wiąże się z przestrzennym rolniczym zanieczyszczeniem wód. Występują one powszechnie w obszarach wiejskich na poziomie $0,05\text{—}0,20 \text{ mg PO}_4^{3-}/\text{dm}^3$, a w obszarach leśnych i hodowlanych (doliny Kobylańska i Będkowska) do $0,15 \text{ mg PO}_4^{3-}/\text{dm}^3$. Fosforany, podobnie jak związki azotu, pochodzą głównie z rozkładu roślinnych i zwierzęcych związków organicznych, stanowiąc ostatni etap ich mineralizacji. Ponadto obok związków azotowych i potasowych są podstawowym składnikiem stosowanych nawozów mineralnych.

Podwyższone i zróżnicowane stężenia metali: Fe, Mn, Hg, Pb, Cd, Cu i Zn, na poziomie II i III klasy jakości, w wodach ujęć podziemnych oraz niektórych źródeł, świadczą o wielu możliwościach antropogenicznego zanieczyszczenia wód mikroskładnikami. W sieci wodociągowej może występować antropogenne wzbogacenie wód w Zn do $> 5 \text{ mg}/\text{dm}^3$ (Jerzmanowice).

Zanieczyszczenie bakteriologiczne wód ma przeważnie charakter krótkotrwały i odnosi się do punktów zlokalizowanych w pobliżu ferm hodowlanych bądź wsi i miast z nieuporządkowaną gospodarką wodno-ściekową.

W większej części badanego obszaru: w rejonach intensywnej gospodarki rolnej w dolinach, ekstensywnych upraw rolnych na wierzchowinach oraz w osiedlach wiejskich występują wody słabo zanieczyszczone, dość dobrej i niskiej jakości (ryc. 14). Wody pozaklasowe występują wyłącznie w obszarach miejskich i wiejskich (7% badanej populacji). O skażeniu decydują wysokie stężenia związków azotu bądź warunki bakteriologiczne. Klasycznym przykładem wpływu nieuporządkowanej gospodarki wiejskiej na przeobrażenie jakości wód są Tomaszowice. W rejonie wywierzyska ujętego dla zaopatrzenia w wodę pitną miejscowej tuczarni i wsi występują dzikie wysypiska odpadów komunalnych, między innymi w Jaskini Borsuczej znajdującej się na linii spływu wód podziemnych do ujęcia.

Badania chemizmu wód w latach 1988—1990 wykazały, że sezonowe obniżenie jakości wód wskutek podwyższonych stężeń azotanów ($0,2\text{—}0,5 \text{ mg NO}_2^-/\text{dm}^3$) i skażenia bakteriologicznego może dotyczyć około 30% badanej populacji. W skrajnie niekorzystnym wariancie udział wód czystych spadłby do 37%, zanieczyszczonych do 39%, na rzecz pozaklasowych (24%) (ryc. 14).

Dla podziału opróbowanych wód poziomu jury górnej na wody o naturalnym chemizmie (podklasa A) i zmienione antropogenicznie (podklasa B) zinterpretowano wskaźniki zanieczyszczenia wód podziemnych (A. Maciośczyk, 1987b, 1991).

Wody o naturalnym chemizmie (głównie I i II klasy jakości) stanowią niemal połowę badanej populacji (45%) i zajmują zwarty obszar w zlewniach Rudawy i Prądnika (ryc. 14). Wody zmienione antropogenicznie, głównie wskutek działalności rolniczej i gospodarki wiejskiej, stanowią 50% populacji opróbowanych wód. W tej subpopulacji zaledwie 5% stanowią wody bardzo słabo zmienione

antropogenicznie (IIB), a dominują wody zmienione antropogenicznie klasy IIB i IVB (38% populacji). Odpowiadają one wodom dość dobrej jakości i niskiej jakości wskutek podwyższonych stężeń związków azotu, fosforu, metali oraz zanieczyszczenia bakteriologicznego. Występują głównie na wierzchowinie oraz w intensywnie zagospodarowanych rolniczo dolinach Rudawy i Prądnika — w środkowym biegu. Wody pozaklasowe mają ograniczony zasięg, jednakże obecność tych wód w systemie szczelinowo-krasowym zbiornika górnopodziemnego stanowi potencjalną groźbę dla całego poziomu wodonośnego w strefach drenażu (ryc. 14).

Badanie jakości wód poziomu jury górnej w skali regionalnej w 1991 roku potwierdziło występowanie przestrzennego zanieczyszczenia wód podziemnych fosforanami i azotanami. Fosforany manifestowały swą obecność wysokimi stężeniami w obszarach wiejskich ($0,2\text{—}1,0\text{ mg PO}_4^{3-}/\text{dm}^3$), a także w wodach powierzchniowych dolin Dłubni i Prądnika ($0,4\text{—}0,5\text{ mg PO}_4^{3-}/\text{dm}^3$). Wysokie stężenia fosforanów nie są jednak zjawiskiem powszechnym, gdyż w zachodniej części regionu były one zbliżone do przeciętnej zawartości tego składnika dla wód klimatu umiarkowanego, wynoszącej $0,07\text{ mg PO}_4^{3-}/\text{dm}^3$ (Szwarczew, 1978).

Stężenia azotanów rzędu $4,5\text{—}10\text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ degradowały wody do minimum III klasy jakości, natomiast przy płytkim ujęciu wód poziomu jury górnej sięgały do $31\text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ (Jangrot) (IV klasa jakości). Punktowo stwierdzono podwyższone stężenia metali: żelaza (Racławice, Wielka Wieś — do $0,65\text{ mg Fe}/\text{dm}^3$, źródła w Sułoszowej — $1,96\text{ mg Fe}/\text{dm}^3$), manganu i baru oraz mineralizacji ogólnej.

Z wód opróbowanych na Wyżynie Krakowskiej w 1991 roku aż 85% populacji stanowią wody zanieczyszczone wskutek działalności rolnictwa, zaliczone do III i IV klasy jakości.

Stan sanitarny wód poziomu czwartorzędowego i górnopodziemnego w latach 1988—1989. Analiza porównawcza własności fizykochemicznych wód poziomu czwartorzędowego i górnopodziemnego pobranych z ujęć wody pitnej wykazała zwiększony obszar zmienności wszystkich elementów w wodach czwartorzędowych, z wystąpieniem wartości ponadnormatywnych. Degradacja jakości wód gruntowych ujmowanych przez płytkie studnie kopane i narażonych na łatwą infiltrację zanieczyszczeń komunalnych i rolniczych z powierzchni objawia się skażeniem bakteriologicznym wód oraz wysokimi wartościami utlenialności, stężeń związków azotu i żelaza, twardości ogólnej (tab. 11).

W połowie badanych studni kopanych obserwowano długotrwałe skażenie bakteriologiczne ujmowanych wód. Aż 56% oznaczeń utlenialności przekraczało $3\text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, czyli wartość graniczną dla czystych wód podziemnych.

Zanieczyszczenie wód związkami azotu oraz żelaza pochodzenia geogenicznego dokumentowane jest dość dużym udziałem wartości ponadnormatywnych jonów NH_4^+ (8%) NO_3^- (23%) oraz podwyższonych stężeń jonów NO_2^- (6% oznaczeń

$>0,005 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$), szerokim zakresem tła hydrogeochemicznego azotanów ($0,02\text{—}10,0 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$) oraz występowaniem izolowanej podgrupy stężeń Fe ($0,5\text{—}5,0 \text{ mg}/\text{dm}^3$) stanowiącej 15% populacji.

W porównaniu z rozkładami statystycznymi cech dla poziomu wodonośnego jury górnej badane rozkłady mają szerszy zakres z przesunięciem wartości modalnej i mediany ku wyższym wartościom. Cechują się one także wyraźniejszym spłaszczeniem (np. chlorki występujące w zakresie $10\text{—}206 \text{ mg}/\text{dm}^3$, azotany w zakresie $0,02\text{—}33,3 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$). Część rozkładów ma nienaturalny charakter dwuwierchołkowy, jak wartości modalne rozkładu statystycznego stężeń twardości ogólnej. Wynoszą one $<8 \text{ mval}/\text{dm}^3$ i $11 \text{ mval}/\text{dm}^3$, co odpowiada wodom o naturalnym i sztucznym reżimie chemicznym.

Stan sanitarny wód poziomu górnourajskiego, badany w 38 ujęciach głębiniowych i źródłach, wykazuje fluktuacje czasowe oraz zróżnicowanie w profilu pionowym. W latach 1988—1989 stwierdzono sporadyczne występowanie bakterii typu fekalnego (12% oznaczeń) oraz podwyższoną twardość ogólną ($>10 \text{ mval}/\text{dm}^3$ dla 16% populacji). Wartości pozostałych składników, z wyjątkiem antropogennie wprowadzanych azotanów ($0,07\text{—}12 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$), mieszczą się przeważnie w I i II klasie czystości (tab. 11). Statystyczne rozkłady stężeń badanych składników mają charakter naturalny jednowierchołkowy (twardość ogólna, F, NO_2^- , NO_3^- , Fe, utlenialność), J-kształtny (NH_4^+ , obecność bakterii), wyjątkowo dwuwierchołkowy (Cl^-).

Zagrożenia wód górnajurajskiego poziomu wodonośnego i ich ochrona

Geologiczne uwarunkowania i hydrogeologiczne kryteria oceny potencjalnego zagrożenia wód podziemnych

Oceny stopnia zagrożenia jakości wód omawianego zbiornika dokonano na podstawie analizy: czasu przesiąkania pionowego wód z powierzchni terenu, czasu poziomego przepływu wód podziemnych w warstwie wodonośnej — liczonego od granic obszaru (część NW) do stref drenażu, oraz oceny czasu przebywania wód w zbiorniku, opierając się na wynikach badań trytowych (R ó ż k o w s k i, 1989b, 1990).

Podstawowym parametrem w tego typu ocenie jest przepuszczalność utworów powierzchniowych (ryc. 8). W zlewni Rudawy i Prądnika występują utwory o zróżnicowanej przepuszczalności: dobrze przepuszczalne wapienie skaliste ($k=10^{-4}$ — 10^{-3} m/s), średnio przepuszczalne wapienie ławicowe ($k=10^{-5}$ — 10^{-4} m/s) oraz słabo przepuszczalne glinki lessowe, a także mułki i ropy ($k=10^{-6}$ — 10^{-5} m/s). Uśrednione współczynniki filtracji dla facji wapieni skalistych i ławicowych przyjęto zgodnie z wynikami badań terenowych E. Liszkowskiej i A. Pacholewskiego (1989).

Czas przesiąkania (t_a) według uproszczonego wzoru N. N. B i n d e m a n a, opisującego szybkość przepływu wód w strefie aeracji (v_a), obliczył autor dla wytypowanych otworów hydrogeologicznych o znanym profilu geologicznym:

$$t_a = \sum_{i=1}^n m_i / (v_a)_i \quad v_{ai} = n_{ai}^{-1} (\omega_i^2 k_i)^{1/3},$$

gdzie:

v_a — szybkość przesiąkania (m/rok) w i -tej warstwie o współczynniku filtracji k (m/rok), porowatości efektywnej n_e i intensywności infiltracji ω (m/rok).

Na podstawie badań wykonanych w ramach podprogramu CPBP 04.10.09, zadania 02.06.05, autor przyjął następujące wartości parametrów hydrogeologicznych dla poszczególnych litotypów i litofacji:

— glinki lessowe:

$$n_e = 0,42; k = 10^{-6} \text{ m/s}; \omega = 0,09 \text{ m/rok}; v_a = 1,51 \text{ m/rok};$$

— wapienie skaliste w obszarze wychodni:

$$n_e = 0,06; k = 10^{-3} \text{ m/s}; \omega = 0,35 \text{ m/rok}; v_a = 261,7 \text{ m/rok};$$

— wapienie ławicowe w obszarze wychodni:

$$n_e = 0,06; k = 10^{-4} \text{ m/s}; \omega = 0,35 \text{ m/rok}; v_a = 124,4 \text{ m/rok}.$$

W strefach wychodni wapieni skalistych i ławicowych czas przesiąkania pionowego wynosi kilka miesięcy, co wiąże się z dobrą przepuszczalnością tych utworów. W rejonach występowania aluwii rzecznych czas infiltracji pionowej to około 1 rok. W obszarze wierzchowin wyróżniono część południową (Będkowice, Żelków, Karniowice) o znikomej miąższości nadkładu czwartorzędowego, gdzie czas przesiąkania nie przekracza 4 lat, oraz część północną charakteryzującą się dłuższym czasem infiltracji pionowej (od 7 do 30 lat) uzależnionej od miąższości utworów czwartorzędowych oraz stopnia zaglinienia lessu (ryc. 8). Najdłuższy czas przesiąkania (powyżej 20 lat) uzyskano w rejonie Bębła, gdzie miąższość utworów czwartorzędowych ze zwiertzeliną jurajską przekracza nawet 36 m przy zwiększonym udziale glin w materiale lessowym. Przeciętny czas pionowego przesiąkania w obszarze występowania w nadkładzie utworów czwartorzędowych waha się w granicach od 3 do 20 lat.

O umiarkowanej szybkości infiltracji pionowej wód atmosferycznych przez warstwę lessów świadczą badania w rejonie Krakowa (Bury, 1991; Zuber, Grabczak, 1991). Prędkości migracji określone badaniami izotopowymi z wykorzystaniem znacznika Cl^- oraz z pomocą programu CXTFIT wynosiły w tym obszarze 0,33—0,63 m/rok.

Interpretację czasu przepływu wód podziemnych w warstwie wodonośnej — od kulminacji w części północnej (na wododziale podziemnym Rudawy i Prądnika oraz na zachód od Skały) do stref drenażu — przedstawia mapa przepływu poziomego wód (ryc. 13). Prędkość rzeczywistą przepływu wód (u) oraz średni rzeczywisty czas poziomego przepływu (t_p) obliczono według wzorów:

$$u = k_{fr} \cdot n_o^{-1} \cdot I \text{ (m/s),}$$

gdzie:

k_{fr} — średni współczynnik filtracji (m/s),

n_o — porowatość otwarta,

I — spadek hydrauliczny.

$$t_i = l_i / u_i \quad (\text{lata}),$$

gdzie:

l_i — długość odcinka linii prądu, dla którego liczony jest czas przepływu (m),

u_i — prędkość rzeczywista przepływu wzdłuż danej linii prądu w danym odcinku (m/a).

Do obliczeń czasu poziomego przepływu wód podziemnych w warstwie wodonośnej przyjęto uśrednione wielkości parametrów z badań polowych oraz laboratoryjnych: $k_{fr} = 10^{-4}$ m/s, $n_o = 0,06$.

Średni rzeczywisty czas poziomego przepływu wód (t_i) w skałach jury górnej wzdłuż dróg krążenia, od kulminacji w rejonie Jerzmanowic i Skały, kształtuje się od ułamka roku w strefach bezpośredniego drenażu do powyżej 12 lat w obszarach lokalnych wododziałów podziemnych (ryc. 15). Maksymalne prędkości przepływu obserwuje się w strefach intensywnego drenażu: w rejonie doliny Saspówki i Prądnika oraz skłonu wierzchowiny między Będkowicami i Bolechowicami.

Wyniki badań zawartości naturalnego trytu w wodach podziemnych przeprowadzone w 1988 roku dowodzą, że źródła drenują wody połączonego poziomu czwartorzędowego i jury górnej głównie lokalnych systemów krążenia. Świadczą o tym wyższe stężenia trytu w wodach źródeł inicjujących cieki (43-33 TU) w stosunku do wód studni głębinowych na wierzchowinach (<30 TU).

W lokalnych systemach drenażu wiek wód jest zróżnicowany w zależności od długości dróg krążenia i procesów mieszania się wód poziomów czwartorzędowego i górnopaleozoicznego. Wraz z wydłużaniem dróg krążenia w kierunku ujścia dolin następował spadek zawartości trytu w wodach (od 43 do 31,5 TU w dolinie Kobylanki, od 37 do 34 TU w dolinie Szklarki, od 33 do 22,5 TU w dolinie Będkówki) (ryc. 4).

Także analiza porównawcza zawartości trytu w opadach (tab. 12) oraz w wodach podziemnych dowodzi zróżnicowania wieku i warunków krążenia wód w zbiorniku skał węglanowych.

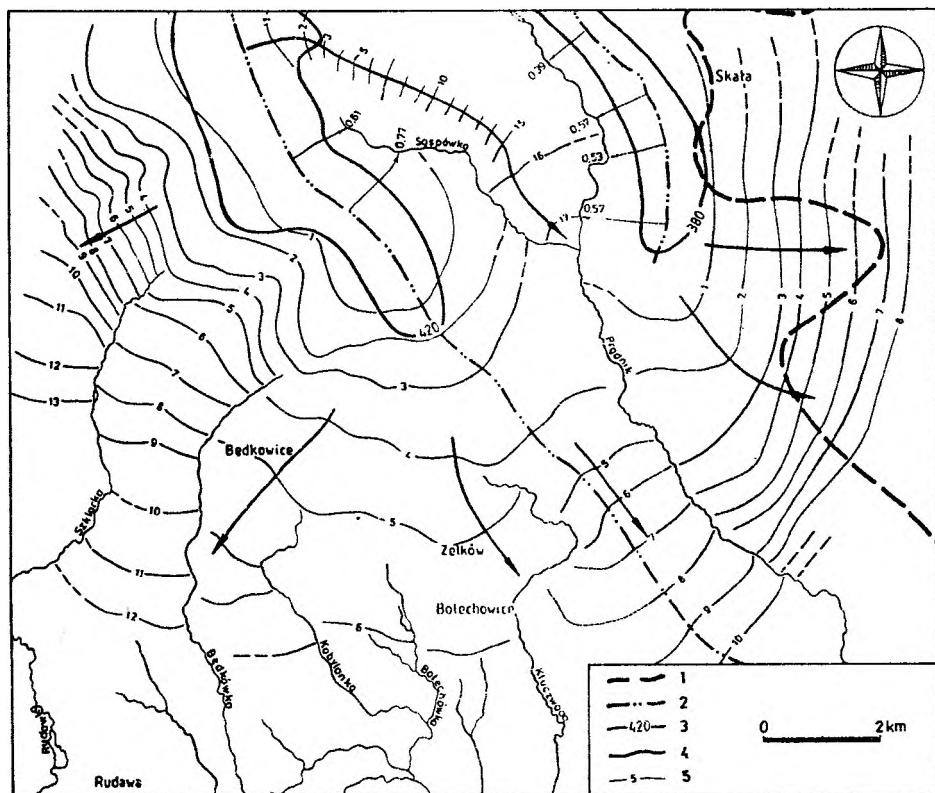
Tabela 12

Stężenia trytu w opadach z Woli Justowskiej (Kraków) w latach 1980—1991

Table 12

Tritium concentration in precipitations at Wola Justowska (Cracow) in 1980—1991

Lata:	1980	1981	1982—1983	1984	1985	1986	1987—1989	1990—1991
Tryt (TU):	48	49	ok. 30	<25	24	23	21—22	<20



Ryc. 15. Mapa przepływu poziomego wód w zbiorniku górnourajskim w rejonie Jurajskich Dolinek Krakowskich (interpretacja przy braku zasilania pionowego)

1 — granica zbiornika wód podziemnych poziomu górnourajskiego, 2 — wododział zlewni powierzchniowych, 3 — hydroizohipsy poziomu górnourajskiego w najwyższych wyniesionych obszarach wododziałów powierzchniowych, 4 — kierunki przepływu wód podziemnych, 5 — izochrony roczne przepływu poziomego

Fig. 15. Map of the horizontal groundwater flow in Upper Jurassic aquifer in the area of the Jurassic Cracow Valleys (without a vertical recharge)

1 — boundary of the Upper Jurassic aquifer, 2 — watershed of the surface drainage basins, 3 — hydroisohyps of the Upper Jurassic aquifer in the highest areas of surface watersheds, 4 — directions of groundwater flow, 5 — annual isochrones of the horizontal flow

Stężenie trytu w środkowych częściach zlewni lokalnych oraz w Będkowicach jest bliskie stężeniom trytu w opadach w ciągu ostatnich lat poprzedniej dekady. Stwierdzone koncentracje (20–30 TU) są w górnym zakresie wyższe od średnich rocznych stężeń ważonych, jednakże opróbowania dokonano w lipcu 1988 roku, a więc w okresie rocznego maksimum wiosenno-lętniego (Zuber, 1986). Średni czas przepływu wody może sięgać w tych zlewniach powyżej 20 lat. W opróbowanych wodach z ujęcia w Łazach stężenie trytu jest kilkakrotnie niższe (6,4 TU) od stężenia trytu w opadach w latach osiemdziesiątych. W tym przypadku możemy mieć do czynienia z rozległym systemem krążenia odwadnianym poprzez drenaż pośredni do rzeki Rudawy, w którym średni czas przepływu może przekraczać nawet 50 lat.

Stężenie trytu w górnych częściach zlewni lokalnych przewyższa stężenie trytu w opadach. Przy wyraźnym zróżnicowaniu stężeń trytu w obu ośrodkach woda pochodzi głównie z okresu znacznych stężeń trytu w opadach, czyli — jak należy sądzić — z lat 1963—1975. Średni czas przepływu może być jednak dłuższy niż 20 lat.

Jednocześnie zakres zmienności składu izotopowego wód opróbowanych w lipcu 1988 roku ($\delta^{18}\text{O}$ — $-10,1$ — $-10,9\text{‰}$, δD — -69 — -76‰) jest zbliżony do podawanych przez A. Zuberę (1986) średnich składów izotopowych współczesnych wód infiltracyjnych w Polsce ($\delta^{18}\text{O}$ — $-9,6$ — $-10,3\text{‰}$, δD — -66 — -73‰).

Czas przebywania wód w zbiorniku określony na podstawie interpretacji naturalnej koncentracji trytu w wodach poziomu górnopolskiego z wykorzystaniem modelu EPM odnoszącego się do ośrodka o podwójnej porowatości (porowo-szczelinowej) waha się od 70 lat do ponad 130 lat (Małosszewski, Zuber, 1990). Model eksponencjalny należy do grupy modeli „czarnej skrzynki” (*black-box models*). System wodny traktowany jest jako blok, w którym nie dopuszcza się możliwości przestrzennych zmian parametrów. Natomiast dopuszcza się zmienność stężenia znacznika w systemie, rozpatrując jedynie stężenia na wejściu i wyjściu systemu. Interpretacja polega na znalezieniu funkcji $g(\tau)$, tzw. funkcji odpowiedzi systemu, przez dopasowanie teoretycznych wartości wyjściowych stężeń znacznika do istniejących danych doświadczalnych (Zuber, 1986). Przeprowadzona interpretacja dotyczyła wywierzysk krasowych w dolinie Będkówek ($t_r = 76$ — 115 lat), gdzie zaobserwowano korelację czasu przepływu wód z długością dróg krążenia. W przypadku źródeł doliny Kobylanki stwierdzono krótsze czasy przepływu wód ($t_r = 65$ — 85 lat) przy bardziej skomplikowanych drogach krążenia. Najdłuższe okresy przebywania w wodonoścu (ponad 130 lat) wykazują wody tranzytowe na wododziale między dolinami Będkówek i Kobylanki. Powyższa interpretacja odnosi się do potrójnej porowo-szczelinowo-kanalowej struktury filtrowej i dotyczy czasu krążenia wód od bezpośredniej infiltracji do strefy drenażu.

Średni wiek wody wyznaczony metodą trytową jest równy średniemu wiekowi wody w skałach porowatych. W skałach szczelinowych, wskutek istnienia mikropor zawierających wodę stagnacyjną, ruch trytu jest opóźniony w stosunku do ruchu masy wody w wyniku dyfuzji trytu ze szczelin do mikropor. Średni wiek wyznaczony metodą trytową będzie więc opisywał ruch zanieczyszczeń pojawiających się na całym obszarze zasilania (Zuber, 1986). Średni wiek wody w badanym systemie został zdefiniowany jako:

$$t_w = V/Q,$$

gdzie:

V — objętość wody w systemie,

Q — wydatek przepływu przez system.

Jest on związany ze średnim wiekiem wyznaczonym metodą trytową (t), następującą zależnością:

$$t_i = (n_f + n_p) / n_f \cdot t = R_p \cdot t,$$

gdzie:

- n_f — współczynnik szczelinowatości,
- n_p — współczynnik mikroporowatości,
- R_p — wskaźnik retardacji.

Jako założenia wyjściowe dla funkcjonowania modelu DM przyjmuje się, że znacznik nie ulega procesom sorpcji i radioaktywnego rozpadu (znacznik idealny).

Do obliczenia czasu przepływu wód w systemie szczelinowo-krasowym autor wykorzystał wyniki badań parametrów szczelinowatości skał węglanowych w zlewni Wiercicy (E. Liszkowska, J. Liszkowski, 1989; E. Liszkowska, Pacholewski, 1989) (tab. 13).

Tabela 13

Porowatość skał węglanowych i czas obiegu wody (t_w) w zlewniach lokalnych Rudawy

Table 13

Porosity of carbonate rocks and average time of water circulation (t_w) in the local drainage basins of the Rudawa river

Porowatość matrycy skalnej (n_p)	0,04
Porowatość szczelinowa (n_f)	0,002
Porowatość krasowa (n_k)	0,01
Wskaźnik retardacji (R_p)	21
Średni czas obiegu wody w systemie szczelinowym (t_w) w latach:	
Dolina Będkowska — 5,5	
Dolina Kobylańska — 4	
Będkowiec — 6,6	

Zakładając dominującą rolę porowatości szczelinowej, związaną genetycznie z zaangażowaniem tektonicznym górotworu, w przepływie wód podziemnych rzeczywisty czas obiegu wody w systemie szczelinowo-krasowym drenowanym lokalnie w zlewni Rudawy nie przekracza 7 lat.

W systemach szczelinowo-kanałowych obserwuje się krótki czas przepływu wód podziemnych (Schwartz, Domenico, 1991). Strukturom tym odpowiadają wysokie wartości stałej dyspersji α_L rzędu od kilku do kilkudziesięciu metrów (Klęczkowski, red., 1984). Istnieje więc możliwość szybkiego rozprzestrzenienia się zanieczyszczeń w warstwie wodonośnej wskutek dużych rozmiarów strefy przejściowej pomiędzy strefą wód zanieczyszczonych a strefą wód wypieranych z systemu. W strukturze porowej, której odpowiadają bardzo niskie wartości stałej

dyspersji α_L (rzędu $n \times 10^{-2}$ — $n \times 10^{-1}$ m), czas przepływu wód podziemnych jest odpowiednio długi. Prędkość przesuwania się strefy wód zanieczyszczonych jest ograniczona, co rzutuje na długi czas przebywania wód w wodoności. W lokalnych zlewniach Rudawy czas przebywania zanieczyszczonych wód w zbiorniku jest przeciętnie aż 15-krotnie dłuższy od czasu rozplywu tychże wód systemem szczelinowo-krasowym. Jednocześnie skały zwięzłe typu ośrodka szczelinowo-krasowego wykazują małe możliwości oczyszczania (Matthess, 1972; Quentin i in., 1973, vide Kleczkowski, red., 1984).

Zagrożenie jakości wód jako efekt zanieczyszczeń przemysłowych i zagospodarowania terenu

Degradacja jakości wód zbiornika górnourajskiego jest efektem migracji zanieczyszczeń antropogenicznych z atmosfery i powierzchni terenu. Ogniska zanieczyszczeń mają charakter przestrzenny, liniowy i punktowy. Wielkopowierzchniowe zanieczyszczenia wiążą się z zanieczyszczonym powietrzem i rolnictwem, liniowe — ze zdegradowanymi jakościowo wodami rzek (Prądnik, Rudawa) oraz szlakami komunikacyjnymi, punktowe — z gospodarką komunalną i rolniczym zagospodarowaniem obszaru.

Wpływ przemysłu na degradację wód zbiornika szczelinowo-krasowego

Oddziaływanie przemysłu aglomeracji śląsko-krakowskiej na obszar zlewni Rudawy i Prądnika objawia się degradacją środowiska krasowego. Gazy i pyły przemysłowe oraz kwaśne deszcze poprzez depozycję suchą i moką obniżają znacząco jakość gleb, wód powierzchniowych i podziemnych.

Zanieczyszczenie powietrza. Na stan środowiska naturalnego w zlewni Rudawy i Prądnika mają wpływ emisje zanieczyszczeń przemysłowych z województw katowickiego i krakowskiego. Należą one do najwyższych w kraju i w 1990 roku wynosiły odpowiednio: pyły 34 t/km² i 19 t/km², gazy 151 t/km² i 133 t/km², dwutlenek siarki 73 t/km² i 21 t/km², przy niskiej skuteczności urządzeń do redukcji zanieczyszczeń gazowych (poniżej 15%) (GUS, 1991). Emitorzy występujący w obszarze Jurajskich Dolinek Krakowskich mają wyłącznie lokalne znaczenie. Wysokość emisji rocznej tych emitorów nie przekracza 66 tys. kg pyłów, 70 tys. kg SO₂, 18 tys. kg NO₂, 6,5 tys. kg CO.

Wartości stężeń średniorocznych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego wzrastały w kierunku Krakowa, sięgając do ponad $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pyłu zawieszonego, $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 , $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 i $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ F w pyłe zawieszonym. Opad pyłu sięgał od $45 \text{ t}/\text{km}^2 \times \text{rok}$ w rejonie Ojcowskiego Parku Narodowego, wzrastając w kierunku Krakowa aż 2-krotnie (ryc. 16) (WIOŚ, 1992). Wśród metali najwyższe stężenia w powietrzu i imisje w pyłe opadającym rejestrowano w 1991 roku dla Fe i Zn, niższe dla Pb, Cu, Ni i Cr. Indeks toksyczności wynosił $25\text{--}30 \text{ t}/\text{km}^2 \times \text{rok}$, podczas gdy w uprzemysłowionych dzielnicach Krakowa przekraczał $75 \text{ t}/\text{km}^2 \times \text{rok}$ (WIOŚ, 1992) (ryc. 16).

Zanieczyszczenia w opadach atmosferycznych. Badania w rejonie Ojcowa z lat 1986—1990 wykazały, że formowanie się składu chemicznego wód opadowych zależy głównie od efektu „rainout”, w którym stężenia zanieczyszczeń w opadach zależą od napływu chmur opadowych z rejonu odległych emitorów. Uprzywilejowana cyrkulacja W przynosi ze sobą silnie zanieczyszczone powietrze znad obszaru Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego, obciążone pyłami i gazami. Opady związane z tą cyrkulacją charakteryzuje lekko podwyższona wartość pH, a także wysokie stężenia siarczanów i metali ciężkich. Z pozostałymi cyrkulacjami związany jest obniżony odczyn pH opadów (tab. 14) (Krawczyk i in., 1990; Krawczyk, Leśniok, 1991; Leśniok, Partyka, 1991; Turzański, 1991).

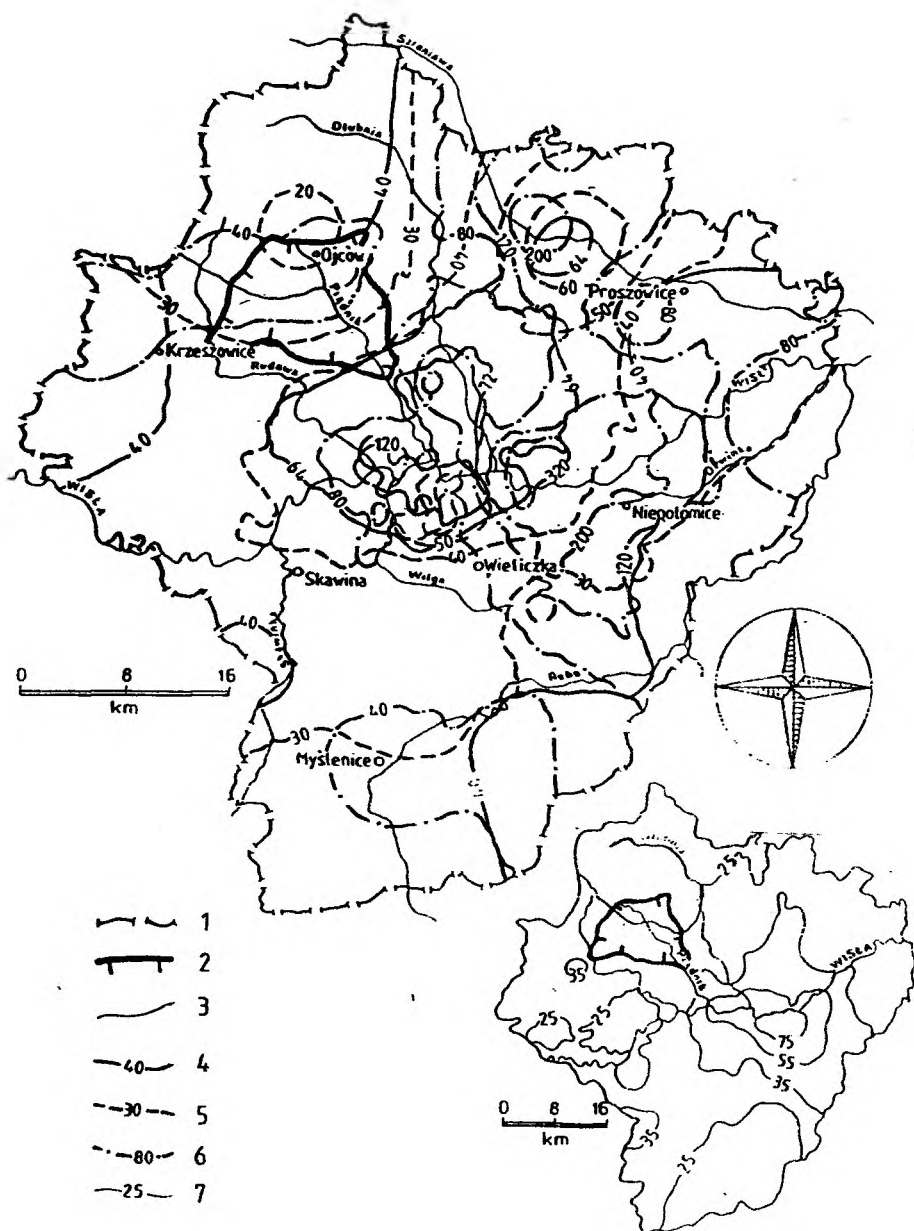
Największe miesięczne wartości imisji wykazują siarczany (58,4%), chlorki (13,0%), wapń (9,5%) i azotany (7,7%). Udział metali ciężkich w mokrym opadzie wynosi 0,9% (Turzański, 1991).

Opady atmosferyczne w rejonie Ojcowa charakteryzują się więc, na podstawie kryteriów klasyfikacji W. Jansena, A. Blocka i J. Knaacka (1988), znacznie i mocno podwyższonym przewodnictwem, podwyższoną i mocno podwyższoną koncentracją zanieczyszczeń, kwasowością od znacznie obniżonej do lekko podwyższonej.

Zanieczyszczenia roślinności i gleb metalami ciężkimi. Do najgroźniejszych zanieczyszczeń powietrza należą metale ciężkie, które poprzez depozycję suchą i moką wnikają do ekosystemów, podlegają procesom migracji i akumulacji, powodując degradację komponentów tych systemów.

Powszechnie stosowanymi bioindykatorami zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi są mchy i porosty (Grodzińska, 1980; Monitor, 1985). Badania zanieczyszczenia mchów zasiedlających polskie parki narodowe wykazały 3-krotnie większe zanieczyszczenie Ojcowskiego Parku Narodowego niż Słowińskiego Parku Narodowego, uznanego za wskaźnikowy. Średnie stężenia: kadmu (6,0), kobaltu (2,0), chromu (12,2), ołowiu (231), cynku (292) i żelaza (3474) (ppm s.m.) oraz syntetyczny wskaźnik zanieczyszczenia w obszarze OPN (28) były najwyższe w badanej populacji (Grodzińska, 1980).

Zanieczyszczenie powietrza emisjami gazów i pyłów przemysłowych powoduje zakwaszenie gleb obejmujące 60% powierzchni gruntów uprawnych. Skład mechaniczny gleb oraz ich zakwaszenie ułatwiają migrację metali ciężkich w profilu



Ryc. 16. Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego w województwie krakowskim w 1991 roku (na podstawie danych WIOŚ w Krakowie, 1992):

1 — granice województwa krakowskiego, 2 — granice obszaru szczegółowych badań, 3 — ciekły, 4 — izolinie stężeń dwutlenku siarki ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), 5 — izolinie stężeń pyłu zawieszonego ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), 6 — izolinie wielkości opadu pyłu ($\text{t}/\text{km}^2 \times \text{rok}$), 7 — izolinie indeksu toksyczności ($\text{t}/\text{km}^2 \times \text{rok}$) (1989)

Fig. 16. Pollution of atmospheric air in Cracow province (after WIOŚ in Cracow data, 1992)

1 — boundary of Cracow province, 2 — boundary of investigated area, 3 — water-courses, 4 — isolines of sulphur dioxide concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), 5 — isolines of dust in air concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), 6 — isolines of amount of dust precipitation ($\text{t}/\text{km}^2 \times \text{year}$), 7 — isolines of toxicity index ($\text{t}/\text{km}^2 \times \text{year}$) (1989)

Tabela 14

Średnia zawartość niektórych wskaźników zanieczyszczenia opadów dla poszczególnych kierunków cyrkulacji atmosferycznej w rejonie Ojcowa (według: M. Leśniak, J. Partyka, 1991)

Table 14

Average concentration of some components used as pollution indices in precipitations for different directions of atmospheric circulation in Ojców area

Kierunek cyrkulacji*	pH	C [mg/m]	Ca ²⁺ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	Zn [ppb]	Pb [ppb]	Cu [ppb]	[%]
SW	4,8	5,4	3,7	6,7	5,0	18,6	0,06	0,8	58,6
W	5,9	9,7	7,6	11,9	6,0	450,6	7,2	2,8	14,5
NW	5,1	6,1	5,0	7,8	3,8	10,1	0,0	0,8	6,7
N	4,8	3,5	1,7	4,9	3,7	0,9	0,5	0,3	5,3
NE	4,2	8,0	2,5	8,2	4,6	109,8	3,1	0,7	9,3
SE	3,7	7,1	1,6	7,8	3,0	102,4	0,0	1,8	4,0

* Kierunku N i S nie zanotowano.

pionowym. Jednocześnie w głębszych warstwach gleby i w strefie aeracji, bogatych w węglan wapnia, zachodzą naturalne procesy buforowania zakwaszonych, infiltrujących wód.

W latach 1990—1991 w powierzchniowych poziomach gleb stwierdzono podwyższone stężenia Cd, Zn, Pb i Co (tab. 15) (Helios-Rybacka i in., 1991), wyższe od przeciętnych stężeń tych metali w glebach nie zanieczyszczonych w Polsce (Kabata-Pendias, 1989). Stężenia badanych metali są przeciętnie 1,5—3-krotnie wyższe w rejonach zasiedlonych dolin aniżeli w obszarze wierzchowin. Maksymalne koncentracje w glebach Zn (175—182 mg/kg) i Pb (82—135 mg/kg) stwierdzono jednakże w obszarach objętych ochroną (Ojcowski Park Narodowy).

Ilość metali ciężkich w osadach dennych rzek jest dobrym wskaźnikiem zanieczyszczenia środowiska (Helios-Rybacka, 1986). Zawartość większości metali we frakcji < 63 µm osadów dennych jest niższa niż w próbkach gleb (Cu, Pb, Cd, Ni, Cr, Mn) lub na porównywalnym poziomie (Fe). W osadach dennych zanieczyszczonych rzek Rudawy i Prądnika najsilniej akumuluje się Zn (229—369 mg/kg) i Cd (6—8 mg/kg) (Helios-Rybacka i in., 1991).

Rolnicze zanieczyszczenia wód podziemnych zlewni Rudawy i Prądnika

Rolnicze zagospodarowanie rejonu zlewni Rudawy i Prądnika według R. Cymermana i J. Suchty (1990) powoduje przeciętne w skali ogólnopolskiej

zagrożenie środowiska przyrodniczego. Zagrożenia związane z rolnictwem obejmują również wody podziemne. Rolnicze zanieczyszczenia przestrzenne związane są głównie z szeroko rozumianą chemizacją rolnictwa. Zanieczyszczenia punktowe wód podziemnych w badanym obszarze mają charakter zanieczyszczeń bytowych bądź związane są z infrastrukturą gospodarki rolnej (ryc. 17).

Zanieczyszczenia rolnicze dostarczają do wód podziemnych przede wszystkim związki azotu, fosforu i potasu, a także metali (Pb, Cu, Hg, Cd, Cr, Zn, Se) (M o o r e, 1986) powodujące ponadto zagrożenie bakteriologiczne, które koresponduje z zanieczyszczeniami chemicznymi wód.

Rolnicze zanieczyszczenia przestrzenne. Do chemizacji produkcji roślinnej przyczyniają się substancje: nawozy, środki ochrony roślin, substancje strukturotwórcze, zaprawy. Istotna rola przypada także odpadom stałym i płynnym produkcji zwierzęcej i roślinnej oraz przetwórstwa rolnego (K l e c z k o w s k i, red., 1984).

Nadmierne stosowanie nawozów mineralnych i naturalnych, przekraczające bieżące potrzeby roślin i pojemność sorpcyjną gleb, może doprowadzić do zanieczyszczenia wód podziemnych. Wykorzystanie nawozów mineralnych w czystym składniku utrzymuje się w ostatnich latach gospodarczych na poziomie 80—230 kg NPK/ha przy strukturze zużycia wynoszącej 1 : 0,84 : 1,13.

Przenikanie związków azotu, fosforu i potasu, pochodzących z nawozów mineralnych, do wód podziemnych ma zróżnicowany charakter, który warunkuje głównie szybkość migracji tworzonych przez nie związków, zasobność gleb w przyswajalne formy tych pierwiastków oraz zdolność sorpcyjną gleb. Najlepszym migrantem są azotany, czemu sprzyja niskie wykorzystanie przez rośliny azotu zawartego w nawozach mineralnych (około 50%). W przypadku intensywnej uprawy dodatkowym zagrożeniem jest masa substancji organicznej pozostająca po zebraniu plonów, ulegająca mineralizacji do 20 kg N/ha/miesiąc (S a p e k, 1990a, b).

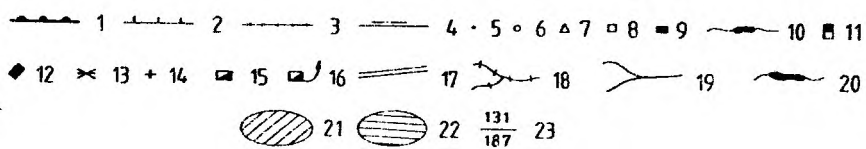
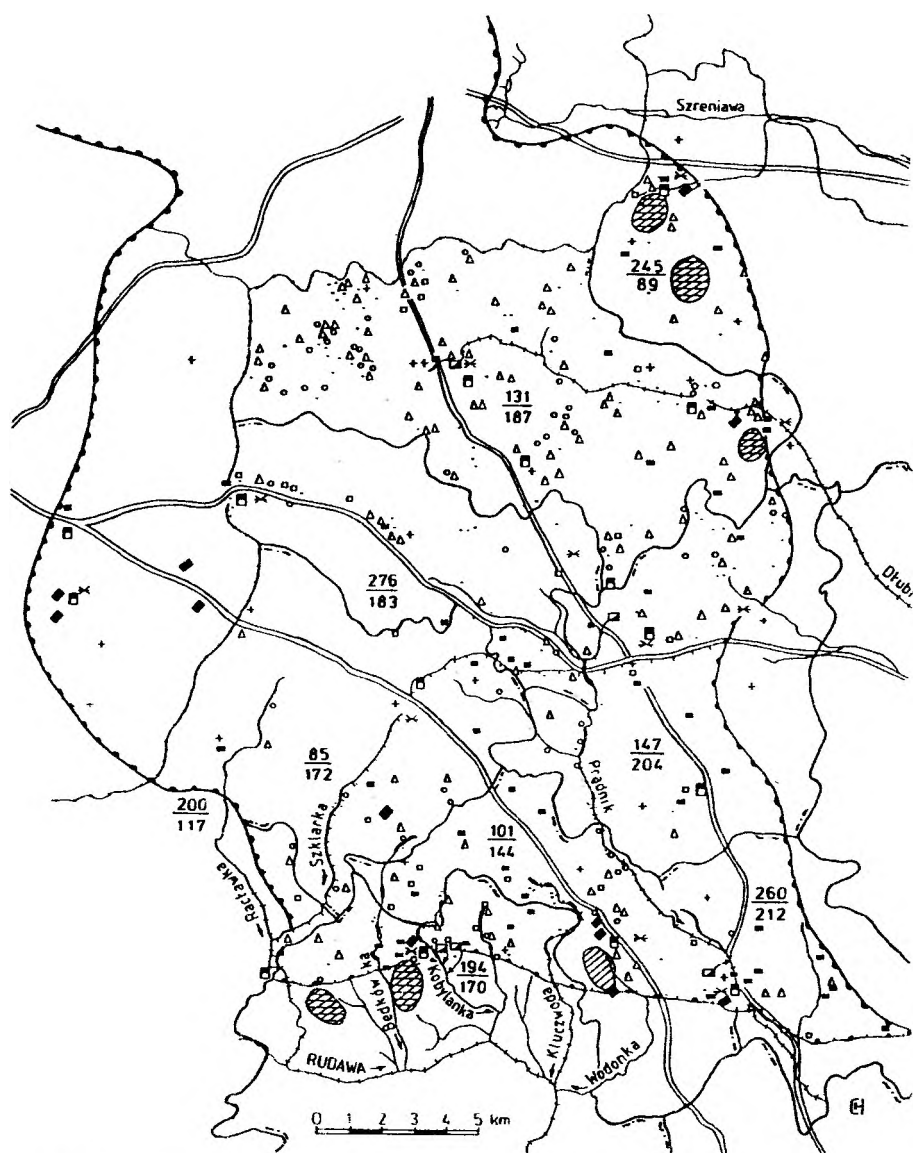
Istnieje wyraźny związek między stężeniami azotanów w wodach glebo-gruntowych a poziomem nawożenia azotem pól uprawnych (P o n d e l, 1989).

Fosfor nawozów mineralnych nie pobrany przez rośliny ulega zwykle sorpcji w poziomach akumulacyjnych gleb. W przypadku przekroczenia pojemności sorpcyjnej gleb obserwuje się gwałtowny wzrost stężeń fosforanów w wodach podziemnych.

Straty potasu z nawozów zależą od składu granulometrycznego gleb i maleją w miarę wzrostu ilości frakcji ilastej wykazującej selektywną sorpcję w stosunku do jonów potasu. Skład mechaniczny lessów, przeważnie zaglinionych w spagu, nie sprzyja migracji pionowej potasu.

Wśród nawozów naturalnych stosowanych w badanym terenie dominuje obornik i gnojowica.

Wapniowanie gleb w obszarze badań, nie przekraczające 0,2 t CaO/ha (1987—1989), jest niedostateczne dla zubożenia środowiska glebowego, a jednocześnie może dostarczać podwyższonych ilości fosforu, siarki oraz metali ciężkich (Mn, Zn, Cu, Co, Pb) (B o j a k o w s k a, 1990).



Środki ochrony roślin (SOR) powszechnie stosuje się w badanym terenie do ochrony zbóż, ziemniaków, buraków pastewnych i warzyw. W obszarze badań tylko część brunatnoziemów o zawartości części ilastych > 15% oraz lokalnie występujące czarnoziemy mogą intensywnie zatrzymywać SOR. Bielice, część gleb brunatnych o małym zasileniu, a także rędziny cechujące się dużą przepuszczalnością nie mogą

Tabela 15

Zmienność stężeń metali ciężkich w próbkach gleb i osadów dennych frakcji <63 µm potoków i rzek oraz osadów jaskiniowych w Jurajskich Dolinkach Krakowskich w latach 1990–1991 (mg/kg s.m.)

Table 15

Variability of heavy metal concentrations in samples of soil and bottom sediments (of fraction <63 µm) from streams and rivers and cave sediments (in 1990–1991) in the Cracow Jurassic Valleys area

Metal	Gleby			Osady dennie			Osady jaskiniowe		
	min.	maks.	średnio	min.	maks.	średnio	min.	maks.	średnio
Cd	<1	4	1,7	<0,5	6	1	<1	3	1,5
Ni	5	35	23	<5	33	19	31	41	35
Cr	<1	13	7	<1	17	8	9	18	14
Cu	7	26	13	3	20	10	33	64	45
Pb	<9	135	48	<9	44	23	23	64	40
Zn	47	182	118	51	369	130	207	349	296
Co	6	20	11	<2	13	7	11	20	14
Mn	321	1093	508	87	706	258	749	1332	967
Fe (%)	0,41	1,60	0,95	0,50	1,66	0,78	0,75	2,82	1,77

Liczba oznaczeń: gleby — 16, osady dennie — 18, osady jaskiniowe — 3.

Ryc. 17. Mapa powierzchniowych ognisk zanieczyszczeń zbiornika górnojurajskiego

Zanieczyszczenia powierzchni terenu i wód. Granice: 1 — zbiornika górnojurajskiego (GZWP), 2 — obszaru szczegółowych badań, 3 — województw, 4 — gmin; źródła składowiska odpadów komunalnych o kubaturze [m³]: 5 — do 5, 6 — 5–10, 7 — 10–50, 8 — 50–100, 9 — >100; 10 — składowiska w dnach cieków i wąwozów; inne zanieczyszczenia punktowe: 11 — obiekty obrotu produktami naftowymi, 12 — fermy hodowlane, 13 — magazyny nawozów mineralnych, 14 — cementarze, 15 — oczyszczalnie ścieków, 16 — miejsca zrzutów ścieków z oczyszczalni do wód powierzchniowych, 17 — główne arterie komunikacyjne jako liniowe strefy zanieczyszczeń; stan czystości wód powierzchniowych w 1990 roku (według OBIKS w Krakowie): 18 — wody pozaklasowe, 19 — nie badano, 20 — wysypiska odpadów komunalnych w ciekach; wykorzystanie nawozów naturalnych i mineralnych (dane orientacyjne): 21 — terytory intensywnego nawożenia chemicznego, 22 — tereny intensywnego nawożenia gnojowicą, 23 — zużycie nawozów mineralnych i wapna nawozowego w gminach (gospodarstwa nieuczęszczające): NPK/CaO [kg/ha] — przełom lat osiemdziesiątych i dziewięćdziesiątych

Fig. 17. Map of the surface sources of the Upper Jurassic aquifer pollution

Pollution of soil and water. Boundaries of: 1 — Upper Jurassic aquifer (MGWB), 2 — area of detailed investigations, 3 — provinces, 4 — communities; illegal waste disposal siting of capacity [m³]: 5 — to, 5, 6 — 5–10, 7 — 10–50, 8 — 50–100, 9 — >100; 10 — waste disposal siting in the bottoms of the water-courses and canyons; other local pollution sources: 11 — gas stations, 12 — animal farms, 13 — stores of mineral fertilizers, 14 — cemeteries, 15 — sewage treatment plants, 16 — outflow from sewage treatment plants to surface waters, 17 — main traffic lines as the linear pollution zones; quality of surface waters in 1990 (after OBIKS in Cracow): 18 — waters beyond classes, 19 — non-examined, 20 — communal disposal siting in water-courses; use of natural and mineral fertilizers (approximate data): 21 — areas of intensive chemical fertilization, 22 — areas of intensive manure fertilization, 23 — consumption of mineral fertilizers and agricultural limestones in communities: NPK/CaO [kg/ha] — turn of the 80. and 90.

spełniać funkcji bariery sorpcyjnej względem SOR. Większość współcześnie stosowanych pestycydów jednakże łatwo ulega sorpcji, a część insektycydów i herbicydy także degradacji bioorganicznej, co jest dogodne ze względu na strukturę upraw w obszarze badań. Pestycydy wymywane z gleby dostają się do wód podziemnych w warunkach krajowych przeważnie przez nieszczelne obudowy studzienne, a w mniejszym stopniu wskutek przesiąkania przez strefę aeracji.

Punktowe i liniowe ogniska zanieczyszczeń rolniczych. Zagrożenia jakości wód związane z osadnictwem wiejskim są powszechnie uznawane za oddziaływania rolnictwa. Postępujące zwodociągowanie wsi wobec braku sieci kanalizacyjnej, a także brak uporządkowanych wysypisk odpadów komunalnych prowadzi do wzrostu liczby ścieków oraz produktów odpadowych. Z produkcją rolniczą bezpośredni związek mają potencjalne ogniska zanieczyszczeń: doraźnie składowane nawozy mineralne i środki ochrony roślin, fermy tuczu przemysłowego i komunalne oczyszczalnie ścieków. Transport i budownictwo rolne są odpowiedzialne za tworzenie lokalnych ognisk zanieczyszczeń materiałami pędnymi (ryc. 17).

W badanym obszarze aktualnie brakuje uporządkowanych wysypisk komunalnych. Dominują wysypiska nieuporządkowane, których zewidencjonowano 406, przeważnie o pojemności do 50 m³ (65% populacji) (ryc. 17) (Chemkop, 1982—1984; Rózkowski, 1993). W wieloskładnikowych wysypiskach (94% populacji) przeważają: nierozpuszczalne w wodzie związki nieorganiczne (żłom metalowy, szkło, gruz) i pochodzenia organicznego (tworzywa sztuczne), rozpuszczalne w wodzie odpady spożywcze, a także odpady nierozpuszczalne, transportowane przez wody powierzchniowe w formie zawiesin (np. popiół). Lokalizację wysypisk stanowią głównie lokalne zagłębienia terenu (72% populacji). Większość składowisk znajduje się stale powyżej zwierciadła wód podziemnych, w związku z czym ługowanie odpadów następuje tylko przez opadowe wody wsiąkające. W składowiskach zlokalizowanych w ciekach powierzchniowych (Szkłarka, Prądnik, Bolechówka) lub na terasie zalewowej (33% populacji) obserwuje się stale lub okresowe wymywanie i rozpuszczanie zanieczyszczeń wodami powierzchniowymi (ryc. 17).

Rozbudowa wodociągów na wsi wyprzedza zdecydowanie budowę kanalizacji i oczyszczalni ścieków. W 1987 roku w województwie krakowskim zwodociągowanych było 28,7% wsi, a skanalizowanych zaledwie 1,1% (GUS, 1991). W obszarach wiejskich z wodociągami lokalnymi, nie skanalizowanych, wskutek zróżnicowanego użytkowania studni gospodarskich, często obserwuje się większe zanieczyszczenie wód w tych ujęciach niż w miejscowościach nie zwodociągowanych. W 1990 roku aż 50,8% studni przydomowych na wsi miało wodę złej jakości (GUS, 1991).

Ogniskami zanieczyszczeń wód podziemnych stają się doraźnie przechowywane środki agrochemiczne przeznaczone do bezpośredniego wykorzystania. Zanieczyszczenie wód podziemnych występuje szczególnie łatwo przy nieprawidłowym ich stosowaniu, myciu naczyń służących do ich rozpuszczania lub urządzeń po zabiegach agrotechnicznych (Rajski, Rydlewska, 1990).

Fermy hodowlane zaś są rozmieszczone przeważnie na obrzeżach występowania zbiornika górnojurajskiego, na kierunkach pośredniego i regionalnego spływu wód podziemnych, co zmniejsza potencjalne zagrożenie zbiornika (ryc. 17). Zagrożeniem tym jest przemysłowa hodowla bydła i trzody chlewnej o dużym obciążeniu nawozami naturalnymi, szczególnie płynnymi, a także przetwórstwo rolno-spożywcze związane z hodowlą. Dostarczają one ścieków ilościowo odpowiadających 20—30-tysięcznemu miastu (RóŹkowski, 1993).

Oczyszczalnie ścieków są nieliczne i przeważnie funkcjonują nieefektywnie (ryc. 17). Badania Ośrodka Badań i Kontroli Środowiska w Krakowie przeprowadzone w 1991 roku wykazały przekroczenia w „oczyszczonych” ściekach dopuszczalnych wartości BZT₅, CHZT, N-NH₄, części rozpuszczalnych i zawiesiny ogólnej oraz podwyższone stężenia fosforanów.

Jakość wód powierzchniowych ze względu na zanieczyszczenie bakteriologiczne nie odpowiada obowiązującym przepisom sanitarnym (3E-6—2E-3 ml/bakt. Coli fek.) (Synowiec, red., 1991). Badania kontrolne Ośrodka Badań i Kontroli Środowiska w Krakowie dowodzą zanieczyszczenia wód badanych cieków substancjami organicznymi oraz zanieczyszczeniami fizykochemicznymi: zawiesiną ogólną, azotanami i fosforanami oraz związkami żelaza, manganu i cynku. W Prądniku utrzymuje się natomiast ponadnormatywne zanieczyszczenie: zawiesiną ogólną (80—160 mg/dm³), podrzędnie fosforanami (1,2 mg/dm³), żelazem. Lokalnie stwierdzono wysoki wskaźnik BZT₅ (19,6 mg/dm³). Pod względem saprobowości wody zlewni Rudawy i Prądnika można zaliczyć do II i III klasy czystości.

W pobliżu ruchliwych dróg (Kraków—Katowice, Kraków—Olkusz, Kraków—Wolbrom) w okresie roztopów może występować podwyższenie zawartości chlorków w podłożu spowodowane stosowaniem soli rozmrzających w czasie zimy, a także wzrost stężeń metali, szczególnie Zn, Pb, Cu, a także Cr, Ni, V i innych w poziomach glebowych o charakterze kumulacyjnym. Dotychczas w badanym obszarze nie stwierdzono poważniejszych awarii związanych z zanieczyszczeniem wód podziemnych węglowodorami (Gatlik, Szczegielniak, 1982).

Warunki przyrodnicze w obszarze badań predisponują przenikanie zanieczyszczeń z powierzchni do zbiornika wód podziemnych, szczególnie w rejonach występowania wychodni wapieni. W zbiorniku skał węglanowych odbywa się szybki rozptył zanieczyszczonych wód systemem szczelinowo-krasowym, natomiast w systemie porowym następuje okresowa „retencja” zanieczyszczeń. Jednocześnie zbiornik szczelinowo-krasowy charakteryzuje się bardzo ograniczonym zakresem procesów samooczyszczania się wód podczas infiltracji i filtracji w środowisku skalnym. Położenie obszaru badań w sąsiedztwie aglomeracji śląsko-krakowskiej powoduje przestrzenne zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego pyłami oraz gazami, opadów atmosferycznych, a poprzez depozycję zanieczyszczeń na powierzchni — zakwaszenie i degradację biosfery i gleb. Rolniczy charakter zagospodarowania terenu stwarza jednocześnie poważne zagrożenie dla wód podziemnych, aczkolwiek nieporównywalnie mniejsze w porównaniu z sąsiednimi agłome-

racjami miejsko-przemysłowymi. Wynika to głównie z chemizacji rolnictwa, wprowadzenia hodowli wielkotowarowej oraz nieuporządkowanej gospodarki komunalnej.

Ochrona wód podziemnych w obszarach krasowych zlewni Rudawy i Prądnika

Problematyka ochrony jakości wód podziemnych w obszarze Wyżyny Krakowskiej była przedstawiana w kontekście regionalnym (Adamczyk i in., 1990; Kleczkowski, red., 1990; A. Różkowski, red., 1990). Istotną rolę odgrywa w niej zadanie wyznaczania stref ochronnych ujęć wód podziemnych, szczególnie uniwersalnie potraktowane w hydrogeologii amerykańskiej i francuskiej (Kleczkowski, red., 1984; Kryza i in., 1991; Lallemant-Barres, Roux, 1989, vide Rodzoch, 1992; T. Macioszczyk i in., 1992; Instrukcja US EPA 1987, vide Witczak, 1992). Duże znaczenie ma metodyka opracowania map jakości, zagrożeń i ochrony wód podziemnych umożliwiających kompleksowe przedstawienie problemu badawczego (Kleczkowski, red., 1984, red., 1990, 1991; Kowalewska i in., 1987; A. Macioszczyk, Płochniński, 1985). Na podstawie cytowanych publikacji autor opracował, przedstawiony poniżej, program ochrony wód podziemnych w obszarach krasowych zlewni Rudawy i Prądnika.

Zbiornik szczelinowo-krasowy jury górnej w obszarze zlewni Rudawy i Prądnika ma charakter zbiornika odkrytego, jest więc wyraźnie zagrożony ze strony szeroko rozumianej gospodarki rolnej. Czas pionowego przesiąkania wód, traktowany jako główne kryterium stopnia potencjalnego zagrożenia zbiornika ze strony zanieczyszczeń migrujących z powierzchni terenu, jest zróżnicowany i kształtuje się od kilku miesięcy w strefach wychodni do około 30 lat w części północnej wierzchowiny (ryc. 8). Dla obszarów, w których czas przesiąkania pionowego nie przekracza 25 lat, zaproponowano wprowadzenie strefy wysokiej ochrony (OWO) (Kleczkowski, red., 1990), w której zasięgu obowiązywałyby ograniczenia w planowaniu przestrzennym oraz zagospodarowaniu i użytkowaniu terenów. Analiza migracji potencjalnych zanieczyszczeń w obrębie badanego zbiornika wykazała, że front zanieczyszczeń przepływających systemem szczelin i kawern pojawia się w strefie drenażu w ciągu 4—7 lat. Całkowity czas przebywania zanieczyszczeń w zbiorniku związany z ich „czasową retencją” w systemie porowym będzie wielokrotnie dłuższy (od 65 do powyżej 130 lat).

Wysoką ochroną, zgodnie z kryteriami wypracowanymi w podprogramie CPBP 04.10.09 (Kleczkowski, red., 1990), powinno się objąć obszary o istotnych wartościach przyrodniczych i krajobrazowych, a więc Park Krajobrazowy Jurajskich Doleń Krakowskich, a szczególnie Ojcowski Park Narodowy, z uwzględnieniem

stref zasilania tych obszarów (m.in. Płaskowyż Sułoszowej i Skały) (ryc. 14). Planowa ochrona środowiska przyrodniczego powinna zapewnić właściwą ochronę wód podziemnych przed degradacją jakości i zubożeniem ilościowym, co sygnalizował już odnośnie do głównego źródła Prądnika w Sułoszowej A. S. Kleczkowski (1971).

Interpretacja obecnego stanu zagrożenia i degradacji jakości wód zbiornika jury górnej umożliwia wysunięcie programowych propozycji ochrony wód podziemnych.

W zakresie **ochrony biernej** proponuje się podjęcie działań o charakterze doraźnym:

1. Ustalenie w badawczych zespołach interdyscyplinarnych intensywności nawożenia, optymalnych dawek, terminów i sposobów stosowania chemicznych SOR z jednoczesnym wyeliminowaniem środków pylistych.

2. Wypracowanie przepisów prawnych uniemożliwiających zanieczyszczenie wód podziemnych przez użytkowników indywidualnych i społecznionych; dotyczy to zwłaszcza przeciwdziałania tworzeniu lokalnych ognisk zanieczyszczeń (np. zamienianie studni gospodarskich w szamba po zwodociągowaniu wsi).

3. Wydanie zakazu lokalizacji nowych ognisk zanieczyszczeń zagrażających wodom podziemnym w obszarze wysokiej ochrony.

Jako długoterminowe środki ochrony biernej proponuje się uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej w obszarach wiejskich poprzez:

4. Prawne uznanie każdego ujęcia wód podziemnych, a szczególnie indywidualnych studzien za ujęcia wody w rozumieniu prawa wodnego (Surowiec i in., 1981), co między innymi oznacza konieczność wyznaczenia strefy ochronnej bezpośredniej na terenie większości gospodarstw wiejskich.

5. Radykalną poprawę warunków higieniczno-sanitarnych w gospodarstwach wiejskich przez rozbudowanie indywidualnej i zbiorczej kanalizacji ściekowej, zwodociągowanie wsi — z zachowaniem właściwego stanu sanitarnego indywidualnych ujęć, izolowanie podłoża od składowanych odpadów produkcji roślinnej i zwierzęcej oraz nawozów mineralnych.

W systemie działań sygnalizacyjnych:

6. Wykonywanie regularnych analiz fizykochemicznych i bakteriologicznych przez Terenowe Stacje Sanitarne-Epidemiologiczne dla głównych ujęć wód podziemnych oraz sieci ujęć wodociągów lokalnych, zwłaszcza w południowej części wierzchowiny, a także w dolinach Prądnika i Szklarki, gdzie występuje dobrze przepuszczalne podłoże skalne. Zakres analiz chemicznych wskaźnikowych powinien być rozszerzony o składniki związane z chemizacją rolnictwa, takie jak: fosforany, potas, biocydy, metale ciężkie. Badania Sanepidu należy traktować jako system wczesnego ostrzegania przed zanieczyszczeniem.

7. Wśród działań długofalowych należy wykonać opracowanie i wdrożenie monitoringu jakości wód podziemnych (regionalnego i lokalnego) dla obszaru istniejących i projektowanych ujęć oraz obszaru ich zasilania zgodnie z wytycznymi

PIOŚ (1991) oraz UNESCO-UNEP (Syczew, red., 1988, vide A. Rózkowski i in., 1991).

8. W obszarach, gdzie prowadzi się wielkotowarową gospodarkę roślinną i zwierzęcą, powinna być założona sieć monitoringu strefy aeracji obejmująca badanie zarówno gleb, jak i ich skał macierzystych oraz wód przenikających przez te ośrodki. Wynikiem badań monitoringowych będą dane dotyczące: stopnia zanieczyszczenia wód i regionalnej zmienności, tendencji zmian zanieczyszczenia wód, zagrożeń ze strony głównych ognisk zanieczyszczeń, określenie odporności zbiornika na zanieczyszczenie głównie wielkopowierzchniowe, niezbędnych działań w ograniczaniu lub likwidacji zanieczyszczeń, a także w planowym zagospodarowaniu powierzchni terenu zbiornika. Monitoring jakości wód podziemnych powinien być powiązany z monitoringami: powietrza atmosferycznego, wód powierzchniowych i opadów, składowisk odpadów komunalnych i gleb.

W zakresie ochrony czynnej proponuje się:

9. Poprawienie jakości wód powierzchniowych, szczególnie Prądnika, Saspówki, Kluczwody i Szklarki, przez uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej w miejscowościach znajdujących się w obszarach źródłowych tych cieków. Z zadaniem tym wiąże się modernizacja istniejących i budowa nowych oczyszczalni ścieków (m.in. w Sułoszowej, Skale, Saspowie, Tomaszowicach) oraz wdrażanie metod zmierzających do efektywniejszego oczyszczania ścieków obejmujących między innymi usuwanie substancji biogenych — azotu i fosforu (Bartoszewski, 1989; Eklund i in., 1989; Peter, Sarfert, 1989).

10. Likwidację dzikich wysypisk odpadów komunalnych, w pierwszej kolejności zlokalizowanych w ciekach (Szklarka, Prądnik) i w suchych wąwozach, oraz w miejscach posiadających warunki sprzyjające infiltracji w podłoże. Dotyczy to także studni używanych aktualnie jako wysypiska lub szamba. W przypadku konieczności lokalizacji nowych uporządkowanych składowisk powinny one spełniać wymogi norm prawnych (Ustawa z dnia 22.04.1959 r., Dz. U. nr 27 poz. 167) oraz warunki przedstawione w pracach między innymi A. S. Kleczkowskiego (red., 1984) i W. L. Rathje (1991).

11. Systematyczne eliminowanie wpływu na środowisko krasowe lokalnych ognisk zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego i wód powierzchniowych, takich jak Kopalnia Wapienia „Czatkowice”, Zabierzowska Fabryka Maszyn, a także mleczarnia w Skale oraz zakłady przetwórstwa rolno-spożywczego i mięsnego.

Przedsięwzięcia z zakresu ochrony czynnej powinny być rozpatrywane kompleksowo podczas opracowywania planów przestrzennego zagospodarowania z uwzględnieniem rachunku ekonomicznego. Ochrona wód podziemnych, zwłaszcza zbiorników odkrytych, wymaga prowadzenia komplementarnych prac nad ochroną atmosfery, powierzchni terenu, a zwłaszcza ochroną gleb oraz wód powierzchniowych.

Uwagi końcowe

Wyniki pracy są przedstawione w dwóch rozdziałach: zmiany hydrogeochemiczne wynikające z antropopresji oraz zagrożenia i ochrona wód górnourajskiego poziomu wodonośnego. W rozdziałach tych autor wskazuje, że zostały stwierdzone następujące fakty.

1. Na modyfikację tła hydrochemicznego silnie wpływa antropopresja związana z rolniczym zagospodarowaniem obszaru. Dobre rozeznanie tła hydrochemicznego lokalnego i regionalnego umożliwia określenie stopnia i kierunku aktualnych przeobrażeń chemizmu wód podziemnych, a także odniesienie ich do tła pierwotnego.

2. Zmienność sezonowa chemizmu wód ma bezpośredni związek z dynamiką wahań zwierciadła wód poziomu jury górnej oraz występowaniem okresu wegetacyjnego. W skali lokalnej obserwuje się także odmienne tendencje zmian w stężeniach poszczególnych składników wód w obrębie zlewni Rudawy i Prądnika.

3. Degradacja jakości wód podziemnych w latach 1960—1990 miała charakter postępujący, przy czym największa dynamika zmian dotyczy azotanów. Mogą one być wykorzystywane jako naturalne trasery informujące o rozprzestrzenieniu i trwałości zanieczyszczeń wód podziemnych ze strony rolnictwa.

4. Degradacja środowiska krasowego i jakości wód podziemnych jest efektem migracji pionowej zanieczyszczeń antropogenicznych z powierzchni terenu. Zanieczyszczenia związane z gospodarką wiejską, a także hodowlą bezściółkową dostarczane są stale, co wynika z cyklu roku gospodarczego. Natomiast zanieczyszczenia pochodzące z sąsiadujących aglomeracji miejsko-przemysłowych zależą od warunków atmosferycznych, a zatem dostarczane są w określonych przedziałach czasowych.

5. W obszarze zlewni Rudawy i Prądnika obserwuje się wysoki poziom zagrożenia jakości wód podziemnych; niewspółmiernie do tego obserwowane

stosunkowo niskie zanieczyszczenia wód związane są z występującą przeważnie gospodarką ekstensywną. Postępujący wzrost zanieczyszczeń środowiska grozić może degradacją głównego zbiornika wód podziemnych zaopatrującego badany obszar w wodę pitną.

Syntezę wyżej omówionych problemów stanowią tab. 3, 7, 8 oraz ryc. 12, 13, 14.

Realizacja pracy badawczej wymagała zastosowania obok standardowych także specjalnych metod pomiarowych. Dążeniem autora nie było opróbowanie wszystkich punktów badawczych oraz określenie zawartości wszystkich elementów o znaczących zawartościach w wodach podziemnych, lecz oznaczenie określonych składników z zastosowaniem ilościowej półmikroanalizy chemicznej wód krasowych bazującej na laboratorium terenowym (Markowicz, Pulina, 1979; Krawczyk, 1992). W pierwszej kolejności wykonywano szybkie i proste oznaczenia własności fizykochemicznych i składu jonowego wód w warunkach terenowych i laboratoryjnych (odczyn wody, przewodność elektryczna właściwa, zasadowość ogólna i wodorowęglanowa, twardość ogólna, zawartość wapnia, chlorków, siarczanów i azotanów). Dopiero w dalszej kolejności w punktach badawczych podjęto regularne opróbowanie wód do analiz wskaźnikowych, a dla wytypowanej grupy wykonywano analizy rozszerzone, obejmujące około 40 elementów składu chemicznego wód. Badania hydrochemiczne miały charakter kompleksowy, co pozwoliło na uchwycenie związku przyczynowo-skutkowego zjawisk przyrodniczych w obszarze krasowym. Podstawą analizy stopnia degradacji chemicznej wód było wykonanie odpowiednich oznaczeń zarówno w podziemnych wodach strefy freatycznej, jak i w wodach jaskiń należących do strefy wadycznej oraz zasilających je wód opadowych. Poza wodami podziemnymi szczególną uwagę przywiązywano do odpowiedniego opróbowania wód powierzchniowych drenujących obszar krasowy. Analizy wód poza składem makrojonowym obejmowały zawartości metali wykonywanych różnicowanymi metodami, a także analizowano koncentracje metali w glebach, osadach jaskiniowych i osadach dennych rzek.

Określenie skomplikowanych warunków krążenia wód w zbiorniku szczelinowo-krasowym oraz zagrożeń antropogenicznych wymagało specjalnych metod badawczych. Dlatego też w pracy analizowano: przepuszczalność utworów nadkładu, czas przenikania pionowego potencjalnych zanieczyszczeń z powierzchni terenu, czas poziomego przepływu wód podziemnych w warstwie wodonośnej liczony od granic obszaru do stref drenażu. Wykonano też badania trytowe umożliwiające określenie wieku wód przebywających w zbiorniku, ze szczególnym uwzględnieniem „czasowej retencji” trytu w systemie porowym i czasu obiegu wody w systemach szczelinowo-krasowych.

Stwierdzone zmiany antropogeniczne jakości wód lokalnie ograniczają ich użytkowanie. Bez przedsięwzięcia zdecydowanych działań zmierzających do uporządkowania zagospodarowania terenu degradacja jakości wód może przybrać charakter regionalny. Wniosek ten potwierdzają badania autora w obszarze Wyżyny Krakowskiej, wykonane w latach 1991—1995, gdzie stwierdzono regionalne

zanieczyszczenie wód badanego zbiornika gómojurajskiego azotanami i częściowo fosforanami, zwłaszcza w zachodniej części i wzdłuż południowej granicy zbiornika.

Interpretacja warunków hydrogeologicznych i hydrogeochemicznych oraz charakteru zagospodarowania obszaru zlewni Rudawy i Prądnika wskazuje na zagrożenie zbiornika jury górnej zanieczyszczeniami o charakterze przestrzennym i punktowym. Stan zagrożenia jakości wód determinuje konieczność ochrony badanego środowiska krasowego. Wysoką ochroną proponuje się objąć część obszaru należącego do Jurajskiego Parku Krajobrazowego Dolinek Krakowskich, a szczególnie stref bezpośredniego zasilania wodonośca. Proponowany program ochrony wód podziemnych zawiera: ochronę bierną, badanie dynamiki zmian zjawisk hydrochemicznych oraz ochronę czynną.

W ochronie biernej proponuje się przede wszystkim wprowadzenie ograniczeń odnośnie do planowania przestrzennego, zagospodarowania i użytkowania terenu.

Elementami sygnalizacyjnymi o charakterze długoterminowym powinny być: zmodyfikowany system badań wód podziemnych do celów sanitarnych wykonywanych przez stacje sanitarno-epidemiologiczne oraz monitoring wód podziemnych i wód strefy aeracji, wraz z ośrodkiem skalnym, przeprowadzany zgodnie z wytycznymi UNESCO-UNEP oraz PIOŚ.

Przedsięwzięcia w ochronie czynnej powinny objąć: wyeliminowanie lub ograniczenie wpływu istniejących ognisk zanieczyszczeń, a także poprawę stanu czystości wód powierzchniowych.

Dla autora badany obszar miał charakter eksperymentalny, w którym zaistniała możliwość przetestowania wpływu antropopresji na nietypowe środowisko krasowe. Autor jest zdania, że rezultaty badań w danym temacie eksperymentalnym mogą mieć szersze znaczenie, wykraczające poza wymiar lokalny i być uwzględnione w innych obszarach, gdzie środowisko krasowe poddawane jest różnorodnej antropopresji. Istnieje potrzeba poddania tak prowadzonym badaniom całej Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej, a także obszarów sąsiednich, w których zbiornik jurajski pozostaje w łączności hydraulicznej z utworami wodonośnymi kredy i triasu, między innymi zasięg i rozprzestrzenienie strefy freatycznej, głównie w kierunku wschodnim po Niekę Nidziańską, jak również relacje między stopniem eksploatacji wód w utworach triasowych a zachowaniem wodnośca jurajskiego. Problemem zasygnalizowanym w pracy była próba analizy strefy wadycznej dobrze obserwowanej w jaskiniach Ojcowskiego Parku Narodowego. Autor jest zdania, iż właśnie tutaj są duże możliwości rozwiązania kwestii dotyczących mechanizmu antropopresji między strefą zasilania a strefą freatyczną. Zagadnienie to ma zasadnicze znaczenie w programowaniu ochrony wód użytkowych.

Autor jest świadomy faktu, iż wiele tematów pozostało jeszcze do rozwiązania. Niemniej najważniejsze z nich: reakcja wodonośca na antropopresję i skutki degradacji chemicznej wód krasowych, wydają się poznane i to zarówno w przestrzeni geograficznej, jak i z punktu widzenia samego procesu.

Literatura

- Adamczyk A., 1979: Cynk i ołów w wodach dołowych kopalń rejonu olkuskiego. AGH, Kraków [Praca doktorska].
- Adamczyk A. F., Bury W., Haładus A., Hejmanowski J., Kleczkowski A. S., Kulma R., Motyka J., Nałęcki T., 1990: Główne zbiorniki wód podziemnych (GZWP) w Polsce — własności hydrogeologiczne, jakość wód, badania modelowe i poligonowe. Podprogram CPBP 04.10. Z. 55. Wyd. SGGW-AR. Warszawa, 120 s.
- Addoum S., 1984: Hydrogeologia północnego obrzeżenia Rowu Krzeszowickiego między dolinami Dulówki i Szklarki. AGH, Kraków [Praca doktorska], 163 s.
- Alexandrowicz S. W., Alexandrowicz Z., Krokowski J., 1974: Fotogeologiczna interpretacja obszaru między dolinami potoków: Będkówki i Pradła. PiG. Oddział Górnośląski. Sosnowiec. Mat. archiw., 22 s.
- Alexandrowicz S. W., Wilk Z., 1962: Budowa geologiczna i źródła doliny Prądnika w Ojcowskim Parku Narodowym. W: Ochrona Przyrody. Rocznik 28. PAN, Kraków, s. 187—210.
- Bartoszewski K., 1989: Kinetyka usuwania węglowodanów i białek ze ścieków w procesie osadu czynnego. Mat. Międzynar. Konf. Nauk. nt. „Wysokoefektywne metody oczyszczania ścieków i odnowa wody”. T. 1. Pol. Krakowska, Międzynar. Stow. Badania Zanieczyszczenia i Ochrony Wód. Kraków, s. 47—52.
- Bergström S., Ahl T., Bringmark L., 1989: Sulphur and acid in soil and water. W: Monitor 1989. Climate and the natural environment. National Environmental Protection Board. SMHI. Stockholm. Sweden, s. 70—89.
- Bogacz K., 1967: Budowa geologiczna północnego obrzeżenia Rowu Krzeszowickiego. Prace Komisji Nauk Geol. 41, 93 s.
- Bojakowska I., 1990: Wykorzystanie surowców węglanowych w rolnictwie. W: Wykorzystanie surowców skalnych w ochronie środowiska przyrodniczego. Podprogram CPBP 04.10. Z. 15. Wyd. SGGW-AR. Warszawa, s. 24—41.
- Bukowy S., 1982: Problemy budowy paleozoiku regionu śląsko-krakowskiego. W: Przewodnik L.IV Zjazdu PTG, Sosnowiec. Warszawa, s. 7—26.
- Bukowy S., 1984: Struktury waryscyjskie regionu śląsko-krakowskiego. Uniwersytet Śląski, Katowice, s. 7—78.

- Bury W., 1991: Badanie szybkości migracji znacznika przez lessy jako typowe utwory przepuszczalne strefy aeracji. W: *Mat. Konf. V Ogólnopolskiego Sympozjum „Współczesne problemy hydrogeologii”*. Warszawa—Jachranka. Podprogram CPBP 04.10. Z. 48. Wyd. SGGW-AR, s. 223—228.
- Chełmicki W., 1991: Reżim płytkich wód podziemnych w Polsce. Uniw. Jagielloński. Rozprawy habilitacyjne nr 218. Kraków, 136 s.
- Chemikop (Zakład Doświadczalny Ośrodka Badawczo-Rozwojowego Górnictwa Surowców Chemicznych), 1982—1984. Rozpoznanie możliwości lokalizacji składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych w rejonie Krakowa. Kraków. Etapy 03—08, 11, 280 s.
- Cymerman R., Suchta, J., 1990: Produkcyjna działalność rolnicza a zagrożenie środowiska. W: *Ekologiczne uwarunkowania gospodarki przestrzennej na obszarach o funkcji rolniczej*. Podprogram CPBP 04.10. Z. 30. Wyd. SGGW-AR. Warszawa.
- Czarnecka H., 1975: Reżim źródeł na Wyżynie Małopolskiej. *Prace IMGW* nr 6. Warszawa.
- Czeppe Z., 1972: Rzeźba Wyżyny Krakowsko-Wieluńskiej. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*. T. I. Wyd. PAN, Kraków, s. 20—30.
- Drzał M., 1972: Wybrane zagadnienia ochrony przyrody Wyżyny Krakowsko-Wieluńskiej. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*. T. I. Wyd. PAN, Kraków, s. 211—225.
- Dynowska I., 1983: Źródła Wyżyny Krakowsko-Wieluńskiej i Miechowskiej. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*. T. IX. Kraków, 75 s.
- Dynowska I., Pietrygowa Z., 1979: Wahania stanów wód gruntowych w dorzeczu górnej Wisły. W: *„Folia Geographica”*, ser. *Geographica Phisica*. Vol. XII, s. 103—119.
- Eklund L., Hellström B. G., Hultman B., Lind J. E., Nordström B., 1989: Swedish full — scale experiments on modified operational modes in removal of nutrients. *Mat. Międzynar. Konf. Nauk. nt. „Wysokoeffektywne metody oczyszczania ścieków i odnowa wody”*. T. 1. Pol. Krakowska, Międzynar. Stow. Badania zanieczyszczenia i ochrony wód. Kraków, s. 155—158.
- Gatlik J., Szczegielniak W., 1982: Sprawozdanie o stanie zanieczyszczenia i zagrożenia wód podziemnych i gruntów produktami naftowymi na terenie województwa śląskiego krakowskiego. G-775. PG Oddz. w Krakowie, 30 s.
- Głazek J., 1989: Paleokarst a systematic and regional review. *Paleokarst of Poland*. Ed. by Pavel Bosak. Czechoslovak Academy of Sciences. Praha, s. 77—106.
- Głazek J., Pacholewski A., Rózkowski, A., 1990: Karst aquifer of the Cracow—Wieluń Upland (Poland). W: *Hydrogeology of selected karst regions*, s. 289—306.
- Goc E., 1968: Metodyka określania bilansu hydrogeologicznego na przykładzie doliny Prądnika. W: *Mat. II Nauk.-Tech. Konf. Hydrogeol. i Geol. Inż.*, Gdańsk, 14 s.
- Gradziński R., 1962: Rozwój podziemnych form krasowych w południowej części Wyżyny Krakowskiej. *Rocznik PTG*, T. XXXII. Z. 4. Kraków, s. 429—482.
- Gradziński R., 1972: Przewodnik geologiczny po okolicach Krakowa. *Wyd. Geol.*, Warszawa, s. 335.
- Grodzińska K., 1980: Zanieczyszczenie polskich parków narodowych metalami ciężkimi. *Ochrona Przyrody*. R. 43. PAN. Zakład Ochrony Przyrody, Kraków, s. 9—25.
- Gumiński R., 1948: Próba wydzielenia dzielnic rolniczo-klimatycznych w Polsce. *Przegl. Meteor.* 1, s. 1—20.
- GUS, 1991: Ochrona Środowiska 1991. Materiały i Opracowania Statystyczne. Warszawa, s. 311.
- Harańczyk C., 1982: Nowe dane do poznania kaledońskiego górotworu Krakowidów. W: *Przewodnik LIV Zjazdu PTG*, Sosnowiec. Warszawa, s. 90—101.
- Heflik W., Muszyński M., Parachoniak W., 1977: Petrografia i warunki tworzenia się staropaleozoicznych skał podłoża Wyżyny Śląsko-Krakowskiej. *Zeszyty Naukowe AGH. Geologia*. T. 3. Z. 4, s. 25—34.
- Helios-Rybicka E., 1986: Rola minerałów ilastych w wiązaniu metali ciężkich przez osady rzeczne górnej Wisły. *Zeszyty Naukowe AGH. Geologia* 32, Kraków, s. 123.

- Helios-Rybicka E., Rózkowski J., Wardas M., 1991: Degradacja środowiska szczelinowo-krasowego obszaru zlewni Rudawy i Prądnika w wyniku zanieczyszczenia metalami ciężkimi. *Mat. Krajowej Konf. „Geologiczne aspekty ochrony środowiska”*. Wyd. AGH. Kraków, s. 160—164.
- Ivantscheff H., 1958: *Ditizon i jego priamienienije*. Izdat. Inostr. Liter., Moskwa (tłum. z jęz. niem.).
- Jansen W., Block A., Knaack J., 1988: *Kwaśne deszcze. Historia, powstawanie, skutki* (tłum.). W: AURA 4/88. Kraków, s. 18—19.
- Jóźwiak A., Kowalczevska G., 1986: *Objaśnienia do mapy hydrogeologicznej Polski*. Arkusz Kraków (red. A. Rózkowski). Wyd. Geol., Warszawa.
- Kabata-Pendias A., 1989: Zanieczyszczenie pierwiastkami śladowymi gleb użytków rolnych. *Zbiór studiów. Wybrane zagadnienia związane z chemicznym zanieczyszczeniem gleb*. Wyd. PAN. Wrocław, s. 69—82.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1979: *Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym*. Wyd. Geol., Warszawa, s. 300.
- Kleczkowski A. S., 1971: Wydajność minimalna głównego źródła Prądnika i znaczenie ochrony jego wód dla Ojcowskiego Parku Narodowego. *Ochrona Przyrody*. R. 28. PAN. Kraków, s. 361—378.
- Kleczkowski A. S., 1972: Wody powierzchniowe i podziemne Wyżyny Krakowsko-Wieluńskiej. Zubożenie i zanieczyszczenie wód Wyżyny Krakowsko-Wieluńskiej. W: *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*. T. 1. Kraków, s. 31—67.
- Kleczkowski A. S. (red.), 1984: *Ochrona wód podziemnych*. Wyd. Geol. Warszawa, 328 s.
- Kleczkowski A. S., red., 1990: *Mapa obszarów głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) w Polsce wymagających szczególnej ochrony (z objaśnieniami)* (38 s.) Skala 1:500 000, CPBP 04.10.09. *Ochrona i kształtowanie środow. przyrodniczego*. Wyd. AGH, Kraków.
- Kleczkowski A. S., 1991: Rozwój metodyki map ochrony wód podziemnych. W: *Przegl. Geol.* Nr 1. Wyd. Geol. Warszawa, s. 5—6.
- Klein J., 1977: *Przyroda Ojcowskiego Parku Narodowego. Klimat*. PAN. Zakład Ochrony Przyrody. *Studia Naturae*. Nr 28. Warszawa—Kraków, s. 91—119.
- Klimaszewski M., 1958a: Rozwój geomorfologiczny terytorium Polski w okresie przedczwartorzędowym. *Przegl. Geogr.* T. 30. Z. 1, s. 3—43.
- Klimaszewski M., 1958b: Nowe poglądy na rozwój rzeźby krasowej. *Przegl. Geogr.* T. 30. Z. 3, s. 421—438.
- Klimaszewski M., red., 1972: *Geomorfologia Polski*. T. 1. Polska Południowa. Góry i Wyżyny. PWN. Warszawa, s. 385.
- Kowalewska K., Macioszczyk A., Płochniewski Z., 1987: Potrzeba sporządzania oraz zarys metodyki opracowania map jakości, zagrożeń i ochrony wód podziemnych. *Przegl. Geol.* Nr 11. Wyd. Geol. Warszawa, s. 575—579.
- Kowalski K., 1954: *Jaskinie polskie*. Państw. Muzeum Archeolog. Warszawa, s. 466.
- Krawczyk E. W., 1992: Metody terenowej analityki wód krasowych. W: *Metody hydrochemiczne w geomorfologii dynamicznej. Wybrane problemy* (A. Kostrzewski i M. Pulina, red.). UŚ, Katowice, s. 65—83.
- Krawczyk E. W., Leśniok M., 1991: Skład chemiczny opadów atmosferycznych na obszarze Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego i jego obrzeży. *Mat. Symp. Polsko-Czeskiego „Człowiek i jego środowisko w Górnośląsko-Orawskim Regionie Przemysłowym”*. UŚ, Sosnowiec, s. 68—73.
- Krawczyk E., Pulina M., Tyc A., 1990: Zmiany położenia zwierciadła i degradacja jakości wód podziemnych w utworach jurajskich rejonu olkuskiego. W: *Oddziaływanie górnictwa i przeróbki rud cynku i ołowiu na środowisko na przykładzie Olkuskiego Okręgu Rudnego*. *Sozologia i Sozotechnika* nr 32. *Zeszyty Naukowe AGH. Geologia*. Kraków, s. 57—76.

- Krysowska-Iwaszkiewicz M., 1974: Studium mineralogiczno-petrograficzne kenozoicznych osadów lądowych Wyżyny Krakowskiej. Pr. miner. Komis. Nauk Miner. PAN. Oddz. w Krakowie, s. 69.
- Kryza J., Staśko S., Witczak S., Żurek A., 1991: Sposób wyznaczania strefy ochrony chemicznej dużych ujęć wód podziemnych na przykładzie ujęcia Grotowice Utrata dla miasta Opola. W: Mat. Krajowej Konf. nt. „Geologiczne aspekty ochrony środowiska”. Kraków, Wyd. AGH, s. 225—229.
- Kudła J., 1986: Pierwiastki śladowe w badaniach wpływu źródeł zanieczyszczeń na jakość wód ujętych do celów pitno-gospodarczych. Tech. Posz. Geol., 5. Wyd. Geol., Warszawa, s. 14—18.
- Leszkiewicz J., Róžkowski J., Tyc A., 1991: Dynamika wahań zwierciadła wód podziemnych poziomu gómojurajskiego i jej związek z opadami atmosferycznymi na przykładzie wybranych studni położonych na Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej. W: Mat. Konf. Hydrograficznej „Przeobrażenia stosunków wodnych na obszarach silnej antropopresji”. Sosnowiec, s. 26—43.
- Leszkiewicz J., Róžkowski J., Tyc A., 1993: Reakcja zwierciadła wód podziemnych poziomu gómojurajskiego w południowej części Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej na zasilanie roztopowe. W: „Kras i Speleologia”. T. 7 (XVI). UŚ, Katowice, s. 43—56.
- Leśniok M., Partyka J., 1991: Zanieczyszczenie opadów atmosferycznych na obszarze Ojcowskiego Parku Narodowego w latach 1989—1991. W: Ochrona czynna zasobów przyrodniczych. Kol. Nauk. nr 4. „Chemiczne skażenie ekosystemów w parkach narodowych i rezerwach. Dokumentacja, modelowanie i ochrona przed zagrożeniem”. OPN, 10—12.09.1991.
- Liszkowska E., Liszkowski J., 1989: Wyznaczanie parametrów migracji na podstawie równań dyfuzyjno-dyspersyjnego transportu mas. Zadanie 09.02.06.05. Etap III. UŚ, Sosnowiec, s. 26.
- Liszkowska E., Pacholewski A., 1989: Ilościowa ocena struktury hydraulicznej masywu wapieni gómojurajskich zlewni Wiercicy. Mat. Konf. „Wody szczelinowo-krasowe i problemy ich ochrony”. Karniowice. Wyd. SGGW-AR, Warszawa, s. 23—32.
- Liszkowski J., 1988: O możliwości rozróżniania wód krasowych od krasowo-szczelinowych i szczelinowych. W: Geologia. T. 9. UŚ, Katowice, s. 72—88.
- Macioszczyk A., 1987(a): Hydrogeochemia. Wyd. Geol. Warszawa, s. 475.
- Macioszczyk A., 1987(b): System oceny jakości i stopnia zanieczyszczenia wód podziemnych eksploatowanych do celów pitnych. Przegl. Geol. Nr 12. Wyd. Geol., Warszawa, s. 628—636.
- Macioszczyk A., 1990: Tło i anomalie hydrogeochemiczne. Metody badania, oceny i interpretacji. CPBP 04.10. Z. 54. Wyd. SGGW-AR, Warszawa, s. 75.
- Macioszczyk A., 1991: Początkowe stadia antropogenicznych przekształceń chemizmu wód podziemnych — ich ocena i interpretacja. Mat. V Ogólnopol. Symp. „Współczesne problemy hydrogeologii”. Warszawa—Jachranka. Podprogram CPBP 04.10. Wyd. SGGW-AR. Z. 48. Warszawa, s. 254—258.
- Macioszczyk A., Płochniewski Z., 1985: Kartograficzna ocena zagrożenia wód podziemnych zanieczyszczeniami rolniczymi. W: Mat. VI Symp. nauk.-techn. „Problemy wykorzystania wód podziemnych w gospodarce komunalnej”. Częstochowa, s. 112—127.
- Macioszczyk T., Rodzoch A., Frączek E., 1992: Wyznaczanie stref ochronnych ujęć wód podziemnych. Wymagania formalne a możliwości metodyczne. Mat. VI Ogólnopolskiego Symp. „Współczesne problemy hydrogeologii”, Wrocław, s. 381—386.
- Madeyska T., 1977: Zróżnicowanie wiekowe jaskiń i schronisk skalnych oraz ich osadów w Dolinie Sąpsowskiej koło Ojcowa. W: „Kras i Speleologia”. T. 1(X). UŚ, Katowice, s. 71—80.
- Madeyska T., 1982: Late Pleistocene cave deposits in Poland. W: „Kras i Speleologia”. T. 4(XIII). UŚ, Katowice, s. 43—66.
- Małecki J., 1958: Z geologii i geomorfologii Wyżyny Krakowskiej między Zabierzowem a Ojcowem. Zeszyty Naukowe AGH. Geologia. 15. s. 3—21.
- Małecki J., 1977: Przyroda Ojcowskiego Parku Narodowego. Morfologia i hydrografia. PAN. Studia Naturae. Nr 28. PWN, Warszawa—Kraków, s. 63—80.

- Małecki J., 1988: Wpływ antropopresji na stężenia mikroskładników w wodach Białego Dunajca. W: *Przegl. Geol.* Nr 12. Wyd. Geol., Warszawa, s. 713—717.
- Małecki J., 1991: Rola mikroskładników w ocenie antropogenicznych przekształceń chemizmu wód podziemnych. *Mat. V Ogólnopol. Symp. „Współczesne problemy hydrogeologii”*. Warszawa—Jachranka. Podprogram CPBP 04.10, Wyd. SGGW-AR. Z. 48. Warszawa, s. 40—48.
- Małoszewski P., Zuber A., 1990: Interpretacja wyników badań zawartości trytu w wodach poziomu górnojurajskiego w rejonie dolinek krakowskich. AGH, Kraków, s. 8.
- Markowicz M., Pulina M., 1979: Ilościowa półmikroanaliza chemiczna wód w obszarach krasu węglanowego. UŚ, Katowice, s. 67.
- Matyszkiewicz J., 1989: Sedymentacja utworów jury okolic Krakowa. *PIG. Przewodnik LX Zjazdu PTG.* Kraków, Wyd. AGH, Kraków, s. 72—74, 78—88.
- Monitor, 1985: The National Swedish Environmental Monitoring Programme (PMK). National Swedish Environmental Protection Board. INFORMS. Stockholm. Sweden, s. 54—69.
- Moore J. E., 1987: Groundwater protection from agricultural practices in the United States. W: 19th Congress IAH. Karlovy Vary. Czechoslovakia. Symp. on Integrated land use planning and ground-water protection management in rural areas, s. 37—46.
- Mosur J., Stańczak M., 1986—1988: Przydatność rolnicza gleb gmin: Jerzmanowice (1986), Wielka Wieś (1987), Skała (1987), Zabierzów (1988). Krakowskie Biuro Geodezji i Terenów Rolnych w Krakowie, s. 120.
- Motyka J., 1989: Uwagi na temat modeli pojęciowych sieci hydraulicznej w skałach szczelinowo-krasowych. W: *Mat. Konf. „Wody szczelinowo-krasowe i problemy ich ochrony”*. Karniowice. Podprogram CPBP 04.10. Z. 10. Wyd. SGGW-AR, Warszawa s. 124—129.
- Motyka J., Pulido-Bosh A., Pulina M., 1993: Wybrane problemy hydrologii i hydrogeologii krasowej w skałach węglanowych. W: „*Krasi Speleologia*” T. 7 (XVI). UŚ, Katowice, s. 7—22.
- Narkiewicz M., Racki G., 1984: Stratygrafia dewonu antykliny Dębника. *Kwart. Geol.*, T. 28. Nr 3/4. Wyd. Geol., Warszawa, s. 513—534.
- Oberc J., 1987: Historia ruchów paleozoicznych w południowo-zachodniej Polsce. *Kwart. Geol.*, T. 31. Nr 4. Wyd. Geol., Warszawa, s. 523—530.
- Pacholewski A., 1982: Wody szczelinowo-krasowe jury górnej w rejonie Częstochowy. *Przewodnik LIV Zjazdu PTG.* Wyd. Geol., Warszawa, s. 239—267.
- Pacholewski A., 1984: Opracowanie bilansu wodnego zlewni rzeki Wiercicy za lata 1979—1983. *PIG, Sosnowiec*, s. 84.
- Pacholewski A., 1987: Badania wybranych parametrów migracji zanieczyszczeń na podstawie badań terenowych na wybranych obiektach w obrębie szczelinowo-krasowych zbiorników wód podziemnych. [Maszynopis]. UŚ, Sosnowiec.
- Paczes T., 1983: *Zakłady geochemie vod.* Ceskoslovenska Akademia Véd. Praha, s. 300.
- Pazdro Z., 1983: *Hydrogeologia ogólna.* Wyd. Geol., Warszawa, s. 575.
- Peter A., Sarfert F., 1989: Operation experiences with biological phosphorus removal at the sewage treatment plants of Berlin (West). T. 1. *Mat. Międzynar. Konf. Nauk. nt. „Wysokoefektywne metody oczyszczania ścieków i odnowa wody”*. Pol. Krakowska, Międzynar. Stow. Badania Zanieczyszczenia i Ochrony Wód. Kraków, s. 195—210.
- PIOŚ (Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska), 1991: Wskazówki metodyczne dotyczące tworzenia regionalnych i lokalnych monitoringu wód podziemnych. *Bibl. Monitor. Środ.*, Warszawa, s. 18.
- Polichtówna J., 1962: Ostańce Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej, ich geneza i znaczenie w krajobrazie. *Ochrona Przyrody. Rocznik* 28. PAN, Kraków, s. 256—284.
- Pondel H., 1989: Wpływ nawożenia mineralnego na chemiczne właściwości gleb oraz na wody glebowo-gruntowe i powierzchniowe. *Zbiór studiów. Wybrane zagadnienia związane z chemicznym zanieczyszczeniem gleb.* PAN, Wrocław, s. 11—40.
- Pozaryski W., Brochwicz-Lewiński W., 1979: O aulakogenie środkowopolskim. *Kwart. Geol.* T. 23. Nr 2. Warszawa, s. 271—290.

- Pulina M., 1974: Denudacja chemiczna na obszarach krasu węglanowego. W: „Prace Geograficzne IG PAN”. Nr 105. Wrocław, s. 159.
- Pulina M., 1992: Denudacja krasowa. W: Metody hydrochemiczne w geomorfologii dynamicznej. UŚ, Katowice, s. 16—39.
- Pulina M., Fagundo J. R., red., 1984: The dynamic of the contemporary karstic processes in the tropical area of Cuba. Prelim. report of the field invest. performed by the Exp. Guajabon '84 in the winter season 1984. UŚ, Sosnowiec, s. 40.
- Pulina M., Fagundo J. R., 1992: Tropical karst and chemical denudation of Western Cuba. *Geographica Polonica*. Warszawa, s. 195—216.
- Pulina M., Krawczyk W., Gądek J., Tyc A., 1991: Sprawozdanie z realizacji projektu pt.: „Zbadanie współczesnych procesów krasowych z uwzględnieniem zagadnień ochrony środowiska”. Praca nr NB-36G/WNoZ/90. UŚ, Sosnowiec, 15 s.
- Rajski W., Rydlewska E., 1990: Problemy ochrony wód przed zanieczyszczeniami z technicznej obsługi rolnictwa. W: Ochrona wód przed wpływem rolniczych zanieczyszczeń obszarowych. IMiUZ. Mat. Sem. nr 27. Falenty, s. 193—198.
- Ratajczak T., Witczak S., 1983: Mineralogia i geochemia żelaza w kolmatacji filtrów studziennych ujmujących wody czwartorzędowe. W: Zeszyty Naukowe AGH. Geologia. Z. 29. Kraków, s. 229.
- Rathje W. L., 1991: Once and future landfills. *National Geographic*. Vol. 179. No 5. Nat. Geogr. Soc., Washington, s. 116—134.
- Rodzich A., 1992: Przewodnik metodologiczny wyznaczania stref ochronnych ujęć wód podziemnych dla celów konsumpcyjnych (tłum. publ. A. Lallemand-Barres, J.-C. Roux: BRGM, 1989). PG, Warszawa (arch.), s. 22.
- Roman J., 1980: Zanieczyszczenia wód podziemnych w obrębie dużych zespołów przemysłowych. „Gospodarka Wodna”, nr 8/9. Warszawa, s. 234—236.
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 4.05.1990 r. (zał. nr 1, poz. 205) w sprawie warunków organoleptycznych i fizyczno-chemicznych, jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarcze.
- Rózkowski A., (red.), 1990: Szczelinowo-krasowe zbiorniki wód podziemnych Monokliny Śląsko-Krakowskiej i problemy ich ochrony. Podprogram CPBP 04.10, Ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczego. Z. 57. Wyd. SGGW-AR, Warszawa, s. 123.
- Rózkowski A., 1991: Region krakowsko-śląski. W: Budowa geologiczna Polski. T. VII. Hydrogeologia. PIG. Wyd. Geol., Warszawa, s. 157—177.
- Rózkowski A., Kropka J., Siwek P., Witkowski A., 1991: Koncepcja regionalnego monitoringu jakości wód podziemnych. Tech. Posz. Geol. Geosynoptyka i Geotermia, nr 5—6. Wyd. Geol., Warszawa, s. 45—50.
- Rózkowski J., 1982: Bilans wodny w eksperymentalnej zlewni rzeki Wiercicy oraz określenie wielkości zasilania i zmian retencji gruntowej poziomu wodonośnego jury górnej w roku hydrologicznym 1980/1981. AGH, Kraków. [Praca magisterska]. s. 78.
- Rózkowski J., 1989a: Problemy degradacji jakości wód szczelinowo-krasowych w obszarach rolniczych okolic Krakowa. VI Polsko-Czechosłowackie Sympozjum „Ochrona i zanieczyszczenie wód podziemnych”. Dąbrowa, s. 251—261.
- Rózkowski J., 1989b: Dynamika rozwoju zanieczyszczeń wód w krasowo-szczelinowym poziomie jury górnej zlewni Rudawy i Prądnika. Mat. Konf. z Karniowic „Wody szczelinowo-krasowe i problemy ich ochrony”. Podprogram CPBP 04.10. Wyd. SGGW-AR. Z. 10. Warszawa, s. 73—78.
- Rózkowski J., 1990: Wpływ rolnictwa na jakość wód szczelinowo-krasowego zbiornika górnourajskiego w rejonie krakowskim. W: Szczelinowo-krasowe zbiorniki wód podziemnych Monokliny Śląsko-Krakowskiej i problemy ich ochrony (monogr.). Podprogram CPBP 04.10. Wyd. SGGW-AR. Z. 57. Warszawa, s. 84—99.
- Rózkowski J., 1991: Ocena zanieczyszczenia wód szczelinowo-krasowych związkami azotu w rejonie rolniczym (dolinki krakowskie). W: Mat. V Ogólnopolskiego Symp. Warszawa—Jachranka

- „Współczesne problemy hydrogeologii”. Podprogram CPBP 04.10. Z. 48. Wyd. SGGW-AR. Warszawa, s. 80—88.
- Rózkowski J., 1993: Degradacja jakości wód poziomu górnopozostającego w obszarach rolniczych zlewni Rudawy i Prądnika. Uniwersytet Warszawski, Warszawa, 113 s. [Praca doktorska].
- Rózkowski J., Sadowski S., 1992: Reżim źródeł poziomu jury górnej w południowej części Wyżyny Krakowskiej. Komunikat Komisji Nauk Geol. PAN. Kraków, 6 s.
- Rutkowski J., 1986: O trzeciorzędowej tektonice uskoku okolic Krakowa. *Przegl. Geol.* Nr 18. Wyd. Geol., Warszawa, s. 587—590.
- Rutkowski J., 1989: Wybrane problemy czwartorzędu na zachód od Krakowa. *PIG. Przewodnik LX Zjazdu PTG.* Kraków. Wyd. AGH, Kraków, s. 128—134.
- Sapek A., 1990a: Procesy związane z wymywaniem azotu z gleb użytkowanych rolniczo. W: *Zanieczyszczenia obszarowe w zlewniach rolniczych.* IMiUZ. Mat. Sem. nr 26. Falenty, s. 11—29.
- Sapek A., 1990b: Ocena przydatności modelu CREAMS do przewidywania wpływu nawożenia, uprawy i właściwości gleby na wymywanie azotanów z gleb ornych w warunkach polskich. Mat. uzupełniające do sprawozdania z projektu FG-Po-376 (PL-ARS-129). Inst. Melioracji i Użytków Zielonych. Falenty, 91 s.
- Schwartz F., Domenico P., 1991: *Physical and chemical hydrogeology.* J. Wiley and Sons. Inc. New York.
- Stupnicka E., 1989: *Geologia regionalna Polski.* Wyd. Geol., Warszawa, s. 286.
- Surowiec S., Tarasiewicz W., Zwięglińska T., 1981: *Prawo wodne. Komentarz. Przepisy wykonawcze.* Wyd. Prawnicze, Warszawa.
- Synowick K., red., 1991: Klasyfikacja jakości wód powierzchniowych płynących na terenie województwa krakowskiego za rok 1990. Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska w Krakowie. (Pracownia Planowania, Koordynacji i Opracowań). Kraków.
- Szelerewicz M., Górny A., 1986: *Jaskinie Wyżyny Krakowsko-Wieluńskiej.* Wyd. PTTK „Kraj” Warszawa—Kraków, 200 s.
- Szwarczew S. L., 1978: Średnie koncentracje chemicznych elementów w podziemnych wodach zony gipiergeniezu. *Akad. Nauk SSSR. Geologia i geofizyka.* No 4. Izd. Nauka. Nowosibirsk.
- Tłałka A., 1970: Obieg wody w zrębowym obszarze wyżynnym na przykładzie dorzecza Rudawy. *Zesz. Nauk. UJ, Prace Geograficzne,* z. 24. Kraków, 148 s.
- Tomaszewski J. T., 1988: Charakter wahań zwierciadła górnego horyzontu wód podziemnych na przykładach z południowo-zachodniej i środkowej Polski. Wrocław, 155 s. [Praca habilitacyjna].
- Turzański P. T., 1991: Zanieczyszczenie wód opadowych południowej Polski. Kwaśne deszcze i ich monitoring. *Zeszyty Naukowe AGH. Sozologia i Sozotechnika.* Z. 34. Kraków, 106 s.
- Wall-Ellström S., Gustafson A., 1989: *Nutrients in soil and water.* W: *Monitor 1989. Climate and the natural environment.* National Environmental Protection Board. SMHL Stockholm, Sweden, s. 90—100.
- WIOŚ w Krakowie, 1992: Informacja o stanie środowiska w województwie krakowskim w 1991 r. Kraków, 64 s.
- Witczak S., 1992: Zasady wymiarowania stref ochronnych ujęć stosowanych w Stanach Zjednoczonych (wg instrukcji US EPA-1987 „Guidelines for delineation of wellhead protection areas”). AGH, Kraków, 10 s.
- Znosko J., 1983: Tektonika środkowo-południowej Polski pozakarpaciej. *Kwart. Geol.* T. 27. Nr 3. Wyd. Geol., Warszawa, s. 457—470.
- Zuber A., 1986: Zastosowanie metod znacznikowych w zagadnieniach ochrony wód podziemnych. W: *Sprawozdanie do zadania 02.04.01 pt. „Katalog podstawowych parametrów migracji niezbędnych przy wyznaczaniu stref ochronnych — instrukcja metodyczna”.* Inst. Fizyki Jądrowej w Krakowie. Kraków, 78 s.
- Zuber A., Grabczak J., 1991: Badania izotopowe wód podziemnych Krakowa i okolic. W: *Mat. Konf. Nauk.-Tech. „Budowa geologiczna, warunki hydrogeologiczne i geotechniczne podłoża Krakowa”.* Kraków, s. 51—58.

Transformation in chemical composition of karst water in the southern part of the Cracow Upland (Rudawa and Prądnik drainage areas)

Summary

The work comprises central part of the Jurassic Cracow Valleys, namely, Rudawa and Prądnik drainage areas, which belong to Cracow—Częstochowa Upland. Karst developed in the Upper Jurassic carbonate rocks makes a specific feature of this area. The Cracow—Częstochowa Upland karst have been many times modified and renewed since the Cretaceous times and obtained its specific nature after Tertiary tectonic movements. Due to intensive tectonic activity, the karst area was broken into number of blocks, which may be observed in modern morphology as deep Cracow valleys, including picturesque Prądnik valley. As a result of cutting of karst groundwater aquifer, a deep vadose zone and relatively narrow phreatic zone occur there.

Geographical location of the Jurassic Cracow Valleys results in direct environmental and economic impacts of two large urbano-industrial agglomerations namely Cracow and Upper Silesia. The land use of the Jurassic Cracow Valleys is related to agriculture, cattle-breeding, exploitation of underground water, surface exploitation of rock resources and recreation. The problems included in this work are inseparably associated with natural and economic conditions of the area studied. Resources of underground water of certain quantitative and qualitative characteristics reflect complex positive and negative influence in the area studied. Not only are these resources used for economic purposes, but, first of all, they are sources of life, phenomena and natural processes. The main objective of this work is to determine dynamics of changes and estimate quality of water of the Upper Jurassic karst-fissure aquifer. The additional objective is to discuss human impact on the geographical and geological environment of the area studied. Practical aspect of this impact is very important for two adjacent agglomerations, both for the land use reason and for the protection of this karst area.

The analyses of the hydrochemical changes resulted from human impact together with studies on possible hazard and protection of the Upper Jurassic groundwater aquifer show the following regularities:

1. Agricultural land use causes modification in the hydrogeochemical background of the area studied. Proper recognition of the local and regional hydrogeochemical backgrounds makes it possible to determine degree and direction of present transformations of groundwater chemistry and to relate it to the original background.

2. Seasonal variability of water chemistry is directly associated with dynamics of fluctuations of the Upper Jurassic groundwater table and with vegetational seasons. In a local scale, some different trends of changes in concentrations of individual elements present in water of Rudawa and Prądnik drainage areas occur.

3. Degradation of groundwater quality in the period 1960—1990 increased; nitrates showed the largest dynamics of changes. Therefore nitrates may be used as natural tracers which inform about expansion and duration of groundwater pollution of agricultural origin.

4. Degradation of karst environment and groundwater quality results from vertical migration of pollution from the ground surface. Agricultural pollution is delivered permanently which results from the cycle of economic year. Pollution from the adjacent urban-industrial agglomerations depends on atmospheric conditions, thus it is delivered in certain periods.

5. In the Prądnik and Rudawa drainage areas, considerably hazardous level of groundwater quality keeps up. On the other hand, relatively small water pollution connected with extensive farming is observed. Growing increase of environment pollution may cause degradation of main groundwater aquifer which supply the area studied.

Apart from the standard methods used in the investigation, some special measurement methods were applied. The aim of the Author was to determine certain components using quantitative chemical semi-microanalysis of karst water basing on field laboratory of the Department of Karst Geomorphology, University of Silesia. In the first place, simple determinations of physico-chemical properties of water and its macro-ion composition were carried out both in field and laboratory. Then, regular sampling of water for test-analyses was carried out; in the selected sites, additional analyses were carried out which included 40 elements of chemical composition of water. Hydrochemical investigation was complex which enabled to observe cause-effect relationship of natural phenomena in the karst area. The analysis of chemical degradation of karst water was based on certain determinations of groundwater in phreatic zone and water of vadose zone in caves and also surface water which drains the karst area studied. Apart from the macro-ion composition, the analyses included metal determinations using different methods and also analyses of heavy metal concentrations in soils, speleothems and bottom deposits in the rivers.

Determination of complex conditions of water circulation in the karst-fissure aquifer and human impact on this aquifer required particular research methods. Therefore, the following elements were studied during the project: permeability of cap-rock lithologies, time of vertical infiltration of potential pollution from the ground, time of horizontal flow of groundwater in the aquifer (counting from the area boundaries to drainage zones). Also tritium studies were carried out which enabled to determine the age of the water present in the aquifer with particular reference to „time retention” of tritium in the pore system and time of water circulation in fissure-karst systems.

Interpretation of hydrogeological and hydrogeochemical conditions and nature of land use in the Prądnik and Rudawa drainage areas indicates spatial and point pollution hazard of the Upper Jurassic aquifer. Water quality hazard determines necessity of protection of the karst area studied. Particular protection should include part of the area of the Landscape Jurassic Park of Cracow Valleys, especially zone of direct supply of the aquifer. The programme of groundwater protection includes passive protection, investigation of hydrochemical phenomena and active protection.

The passive protection should include limitation of town and country planning and limitation of land use. Signalling elements should consist of: modified system groundwater research for health purposes carried out by Health-Epidemiological Stations and monitoring of groundwater and aeration zone water together with rock body carried out according to directions of UNESCO-UNEP and PIOS. The active protection should include: limitation or elimination of influence of present pollution centers and improvement of surface water quality.

For the Author, the area studied has become an experimental area where it was possible to test human impact on non-typical karst environment. Results of the research in certain experimental project have, perhaps, wider importance, exceeding local dimension and may be accepted in other areas where karst environment is subjected to various human impact, for example in the whole area of Cracow—Częstochowa Upland and adjacent areas where Upper Jurassic aquifer has hydraulic contact with Triassic and Cretaceous aquifers.

Les transformations de la composition chimique des eaux karstiques de la partie sud du Plateau de Cracovie (bassins versants de Rudawa et Prądnik)

Résumé

L'étude concerne la partie centrale des Vallées Jurassiques de Cracovie, situées dans la zone des bassins versants de Rudawa et Prądnik, faisant partie du Plateau de Cracovie. La particularité de cette région est le karst se développant dans les roches carbonatées du Jurassique supérieur. Le karst du Plateau de Cracovie, étant à plusieurs reprises modifié et renouvelé à partir du Crétacé, a obtenu sa forme spécifique après les mouvements tectoniques du Tertiaire. La région karstique, par suite des mouvements tectoniques, a été découpée en plusieurs blocs, ce qui se reflète dans sa morphologie sous forme de profondes vallées, comme la pittoresque vallée de Prądnik. La conséquence de ce fort découpage de l'aquifère karstique est la présence d'une profonde zone vadose et d'une zone phréatique relativement basse.

Les deux grandes agglomérations urbaines et industrielles, celle de Cracovie et de Haute-Silésie, ont une influence directe, tant du point de vue économique que du point de vue de l'environnement, sur les Vallées de Cracovie. L'aménagement de la région étudiée est lié à l'agriculture, l'élevage, l'utilisation des ressources d'eaux souterraines, l'exploitation des carrières et aux loisirs. Les problèmes posés dans l'étude sont donc relatifs aux conditions économiques et géographiques de cette région. L'exemple plus caractéristique des effets positifs et négatifs est celui des eaux souterraines, qui sont utilisées non seulement dans l'industrie, mais sont tout d'abord une source de vie, de phénomènes et de processus naturels. A part l'objectif principal de cette étude, qui était la détermination du dynamisme des changements et l'analyse actuelle de la qualité des eaux karstiques du Jurassique supérieur, on a présenté l'impact de l'activité de l'homme sur le milieu géographique et géologique. Tout cela a une importance pratique pour les deux agglomérations dans l'aménagement de la région karstique et sa protection.

En analysant les changements hydrogéochimiques dus à l'anthropo-pression, ainsi que le degré de menace écologique et les possibilités de protection des eaux du Jurassique supérieur, nous avons constaté les faits suivants:

1. L'anthropo-pression due à l'agriculture a une influence très forte sur la modification du fond hydrogéochimique. La bonne connaissance du fond hydrogéochimique local et régional permet de déterminer le degré et l'évolution des transformations actuelles du chimisme des eaux souterraines et ensuite de les comparer avec le fond naturel.

2. La variation saisonnière du chimisme des eaux est directement liée au dynamisme des variations de la nappe d'eau du Jurassique supérieur, et au cycle de végétation. A l'échelle locale, on observe également des changements dans les concentrations des composants particuliers de l'eau au sein des bassins versants de Rudawa et Prądnik.

3. La dégradation de la qualité des eaux souterraines, dans les années 1960—1990, a un caractère progressif. Les nitrates révèlent le mieux les transformations, et peuvent être utilisés comme traceurs naturels qui informent sur la propagation et la permanence de la pollution des eaux souterraines due à l'agriculture.

4. La dégradation du milieu karstique et de la qualité des eaux souterraines est le résultat de la migration verticale de la pollution anthropogénique de la surface du terrain. La pollution due à l'agriculture et à l'élevage est permanente, en raison du cycle agricole. La pollution issue des agglomérations urbaines et industrielles est fonction des conditions atmosphériques et évolue dans le temps.

5. Dans la région des bassins versants de Prądnik et Rudawa, il existe un important risque de la dégradation de la qualité des eaux souterraines, mais on observe un degré de pollution d'eau relativement bas, ce qui est dû au système extensif de l'agriculture. Cependant la pollution progressive de l'environnement peut entraîner la dégradation des eaux souterraines du réservoir principal, approvisionnement en eau toute la région étudiée.

La réalisation de ces recherches a demandé, en plus des méthodes traditionnelles, l'utilisation de méthodes spéciales de mesures. Le souhait de l'auteur était l'identification des composants déterminés à partir de la semi-microanalyse chimique quantitative des eaux karstiques. Premièrement, on a fait des désignations simples et rapides des propriétés physiques et chimiques des eaux et de leur composition macro-élémentaire, sur le terrain et en laboratoire. Ensuite, on a fait des prélèvements réguliers d'échantillons dans différents endroits pour les analyses des indices. On a également fait des analyses plus approfondies pour des groupes sélectionnés, comprenant 40 éléments de la composition chimique des eaux. Les recherches hydrochimiques avaient un caractère plus complexe ce qui a permis de comprendre le rapport entre les causes et les effets des phénomènes naturels dans la région karstique. La base de l'analyse du degré de la dégradation chimique des eaux était l'élaboration d'indicateurs convenables dans les eaux de la zone phréatique et également dans les eaux des grottes faisant partie de la zone vadose, ainsi que dans les eaux de surface drainant la région karstique. Les analyses des eaux, mis à part la composition macro-ionique, ont compris la détermination de la teneur en métaux, effectuée à partir de différentes méthodes. On a également analysé les concentrations de métaux lourds dans les sols, les dépôts de grottes et les dépôts fluviaux.

L'analyse des conditions très complexes de la circulation de l'eau dans le réservoir karstique fissureux et des menaces anthropogéniques a exigé la mise en oeuvre de méthodes de recherches spéciales. Ainsi, on a analysé: perméabilité des formations de recouvrement, temps du passage vertical de la pollution potentielle de la surface du terrain, temps de l'écoulement horizontal des eaux souterraines dans la nappe phréatique, compté à partir des limites de la région étudiée jusqu'aux zones de drainage. On a également fait des analyses au tritium, permettant de déterminer l'âge des eaux du réservoir, en tenant compte d'une «rétention temporaire» du tritium dans le système poreux, et du temps de la circulation de l'eau dans les systèmes karstiques fissureux.

L'interprétation des conditions hydrogéologiques et hydrogéochimiques, ainsi que le caractère d'aménagement de la région des bassins versants de Rudawa et Prądnik, révèle la menace de la pollution de l'aquifère du Jurassique supérieur. Le risque de la dégradation de la qualité des eaux implique la nécessité de la protection du milieu karstique. On propose de protéger une partie du Parc Naturel Jurassique des Vallées de Cracovie, notamment la zone alimentée en eau directement par l'aquifère. Le programme de la protection des eaux souterraines proposé comprend: la protection passive, l'analyse du dynamisme des phénomènes hydrochimiques et la protection active.

Pour la protection passive, on propose tout d'abord de réduire les projets de construction et d'aménagement du territoire. On propose également de modifier le système de recherches sur les eaux souterraines effectuées par les stations sanitaires et d'effectuer le monitoring des eaux souterraines et eaux de la zone d'aération conformément aux prescriptions de l'UNESCO et PIOS. Les actions menées dans le cadre de la protection active devraient comprendre: l'élimination ou la diminution des sources de pollution déjà existantes ainsi que l'amélioration de la qualité des eaux de surface.

Pour l'auteur, la région étudiée avait un caractère expérimental. Il a pu y tester l'impact de l'anthropo-pression sur le milieu karstique atypique. Les résultats des analyses peuvent aller plus loin et dépasser leur contexte local. Ils pourraient être mis en oeuvre dans d'autres régions karstiques soumises à l'anthropo-pression, par exemple sur tout le Plateau de Cracovie—Częstochowa et dans les régions avoisinantes, où le bassin du Jurassique supérieur reste en liaison hydraulique avec des couches aquifères du Triasique et du Crétacé.

Redaktor
Grażyna Wojdała

Redaktor techniczny
Alicja Zajączkowska

Korektor
Włodzimierz Dobrzański

Copyright © 1996
by Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego
Wszelkie prawa zastrzeżone

ISSN 0208-6336
ISSN 0137-5482

Wydawca
Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego
ul. Bankowa 12B, 40-007 Katowice

Wydanie I. Nakład: 500 + 50 egz. + 25 nadb. Ark. wyd. 9.5.
Ark. druk. 6,75. Oddano do druku we wrześniu 1996 r. Podpisano
do druku w grudniu 1996 r. Papier offset. Kł. III, 80 g, 70 × 100.
Zam. 461/96 Cena 5 zł

Drukarnia Uniwersytetu Śląskiego
ul. 3 Maja 12, 40-096 Katowice

Jacek Rózkowski

Przeobrażenia składu chemicznego wód krasowych południowej części Wyżyny Krasowskiej
(zlewnia Rudawy i Prądnika)

Wykaz ważniejszych błędów dostrzeżonych w druku

Strona	Wiersz		Jest	Powinno być
	od góry	od doła		
21	16		12—30%.	12—30%.
35		10	zlewni, §	zlewni: §
41		2	0 — ekstremalne stężenia	() — ekstremalne stężenia
41		4/3	liczebność (procentowy udział ozna- czeń ponadnormatywnych)	liczebność (procentowy udział) ozna- czeń ponadnormatywnych
65		1	; N-NO ₃ > 0,05	; *N-NO ₃ > 0,05 mg/dm ³
65		2	tła hydrogeochemicznego	tła hydrogeochemicznego (mg/dm ³)
71		6	areas of occurence	areas of the occurrence
76		8/7	Prędkości migracji określone bada- niami izotopowymi z wykorzystaniem znacznika Cl ⁻ oraz z pomocą programu CXTFIT	Prędkości migracji określone bada- niami izotopowymi oraz z wykorzy- staniem znacznika Cl ⁻ (z pomocą pro- gramu CXTFIT)
79		10	w skałach porowatych	w matrycy skalnej
80	3		$I_t = (n_t + n_p)/n_t \cdot I = R_p \cdot I$	$I_t = (n_t + n_p)/n_t \cdot I_t = R_p \cdot I_t$
87		7	5 — to, 5	5 — to 5,
94	5		tab. 3, 7, 8	tab. 5, 7, 9, 10
104	15		during	during
105	8		étant	s'étant
105	17		l'exploitation	à l'exploitation
105	19/20		qui sont utilisées non seulement	qui non seulement sont utilisés
105	20		tout d'abord	avant tout
106	1		le région	la région
106	1		un important risque	un risque important
106	1, 2		de la dégradation	de dégradation
106	3	-	du	dé
106	7		déterminés	déterminés
106	12		de la composition	de composition
106		25	perméabilité	la perméabilité
106		25	temps	le temps
106		24	temps de l'écoulement	le temps d'écoulement
106		17	de la dégradation	de dégradation
106		17/16	implique la nécessité de la protection	rend nécessaire la protection
106		15/14	de la protection	de protection
106		9	et PIOS	et du PIOS

nr inw.: BGN - 286



BG N 286/1586

ISSN 0208-6336
ISSN 0137-5482