Przyczyny zmian jakości wód podziemnych ujęcia Trzaski w latach 90.

Józef Górski*, Zofia Kaźmierczak-Wijura**

Reasons of ground water quality changes on the Trzaski well field in the 90s. (central Poland). Prz. Geol., 50: 424–430.

S u m m a r y. Trzaski well field is tapping water of confined Quaternary aquifer that is connected through discontinuity of aquitard with shallow unconfined aquifer. After the drought period (1989–1992) a strong deterioration of water quality was observed. This deterioration involved at first an increase in ammonia that is followed by an increase in sulphate and manganese. The increase in these components was the result of contaminants accumulation in the aeration zone during the drought and their out–wash to the saturated zone after the drought. The accumulated contaminants in the soil and upper part of aeration zone were mostly nitrate from arable lands. The movements of nitrates were limited because of decrease in effective infiltration. In the lower part of aeration zone were accumulated contaminates (mainly ammonia) that have surcharge from domestic and animal sewage. Accordingly, after the drought sewage contaminants accumulated in the lower part of aeration zone reached the saturated zone early and thus caused an increase in ammonia. The increase in sulphate, after that, was mainly due to denitrification process in reducing conditions (lower part) of aeration zone. The increase of manganese was also connected with reducing conditions in the lower part of aeration zone and upper part of aquifer. The increase of iron was limited because its precipitation in the upper part of aeration zone under oxidation conditions and in the lower part because of reducing conditions (precipitation of sulphides).

Key words: *ground water, hydrogeochemistry, denitrification*

W latach 1989–1992, występowała w Polsce, a szczególnie w Wielkopolsce, głęboka susza hydrologiczna. Po jej ustąpieniu, na wielu ujęciach, obserwowano niekorzystne zmiany jakości wód podziemnych, zwłaszcza w zakresie azotanów, a także siarczanów, żelaza i manganu (Górski & Przybyłek, 1997; Kaźmierczak-Wijura, 1999). Analiza obserwacji z ujęć wód gruntowych dla aglomeracji poznańskiej wykazała, że przyczyną tych zmian była, z jednej strony, kumulacja zanieczyszczeń antropogenicznych, a zwłaszcza azotanów z terenów rolniczych, w strefie aeracji, z drugiej strony — aktywizacja procesów utleniania substancji organicznych pochodzenia naturalnego i antropogenicznego oraz towarzyszących im siarczków. Duże zmiany jakości wody po okresie suszy hydrologicznej zaobserwowano również na ujęciu Trzaski dla Inowrocławia pobierającego wodę z międzymorenowego zbiornika wodonośnego, będącego jednak w kontakcie poprzez okno hydrogeologiczne z płytkim zbiornikiem wód gruntowych. W tym przypadku zaobserwowano jednak głównie wzrost azotu amonowego, a także siarczanów i manganu, w niewielkim zaś stopniu — żelaza. Wskazuje to na inny mechanizm zmian hydrogeochemicznych, a próba wyjaśnienia tego mechanizmu jest przedmiotem niniejszego artykułu.

Charakterystyka ujęcia

Ujęcie wód podziemnych w rejonie Trzask istnieje od ok. 100 lat. Początkowo oparte było na wodach płytkiej odkrytej struktury dolinnej, z której czerpano wodę poprzez wielkośrednicowe studnie (średnicy 2,5–5 m) o głębokości 7–10 m, wytwarzając ok. 5 m depresję rejonową. W okresie powojennym, wraz ze wzrostem zapotrzebowania na wodę (w warunkach narastającego osuszenia płytkiej struktury dolinnej) zaczęto sięgać po wody głębiej występującego poziomu międzymorenowego (20–45 m), który jest eksploatowany również obecnie przez ujęcie w Trzaskach. W latach 60. ujęcie składało się z 11 studni (w tym 2 studni awaryjnych), z których czerpano ok. 400 m^3/h wody. Wzrastające stale zapotrzebowanie pokrywano zwiększając pobór wody z coraz większej liczby studzien. W latach 80. sięgano również po wody poziomu trzeciorzędowego, jednak silny wzrost chlorków skłonił do rezygnacji z tych studni.

Obecnie ujęcie składa się z 19 nierównomiernie rozmieszczonych studni eksploatacyjnych (ryc. 1) zafiltrowanych w przedziale doliny kopalnej na głębokości 20–40 m (ryc. 2). Eksploatacja ujęcia z wydajnością 450–500 m^3/h, przy depresji rejonowej ok. 14 m odbywa się w warunkach ograniczonych zasobów eksploatacyjnych, zależnych od infiltracji opadów, przesiąkania wód z niewielkich cieków i sąsiednich poziomów wodonośnych. Obszar leja depresji obejmuje powierzchnię ok. 30 km^2.

Systematyczne obserwacje ujęcia, prowadzone w ostatnim 25-leciu, pozwalają określić zmiany wydajności, depresji oraz składu jakościowego wody z ujęcia. Eksploatacja z poziomu doliny kopalnej zmieniała się w tym okresie w szerokim zakresie od 300 do 650 m^3/h, przy depresji rejonowej do 14 m, obserwowanej w piezometrze XX (ryc. 3). Silne obniżenie zwierciadła wody obserwowano w latach 1989–1992 mimo zmniejszania wydajności ujęcia. Przyczyną narastania depresji była wówczas susza hydrologiczna, która w tym rejonie zaznaczyła się szczególnie niskimi opadami w zakresie 200–450 mm/rok (ryc. 3).

Warunki hydrogeologiczne

W obszarze zasilania ujęcia, położonym w rejonie wysadów solnych Inowrocławia i Góry, użytkowe wody podziemne należą do trzech pięter wodonośnych: czwartorzędowego, trzeciorzędowego i kredowego. Ujęcie w Trzaskach eksploatuje wody z utworów czwartorzędu. Rozpoznanie warunków hydrogeologicznych w tym rejonie, mimo licznych otworów wiertniczych, należy uznać za

*Instytut Geologii, Uniwersytet im. A. Mickiewicza, ul. Maków Polnych 16, 61-606 Poznań

niedostateczne w świetle zmienności budowy geologicznej obszaru wokół wysadów solnych (ryc. 2). Przyczyną tej zmienności były różnorodne procesy, których wyrazem jest m.in. silne zróżnicowanie miąższości i granulacji osadów czwartorzędu.

Na wody piętra czwartorzędowego w rejonie Trzask składają się dwa poziomy wodonośne zawarte w różnowiekowych strukturach dolinnych. Poza rejonem ujęcia stwierdzono ponadto, występowanie lokalnych warstw wodonośnych, zwłaszcza w przegłębieniach czwartorzędu w strefie depresji przywysadowej Inowrocławia (ryc. 2).

Pierwszy od powierzchni terenu, poziom wód gruntowych, jest zawarty w strukturze dolinnej prawego dopływu Noteci o przebiegu NE–SW i szerokości ok. 1,5 km, uformowanej podczas zlodowacenia północnopolskiego (zlodowacenia Wisły) i w holocenie. Na strukturę wodonośną, przeważnie o miąższości ok. 10 m, składają się osady pylasto-piaszczyste i mułkowate w stropie oraz piaszczysto-żwirowe w spągu. W lokalnych przegłębieniach doliny miąższość osadów osiąga ok. 30 m. Swobodna powierzchnia zwierciadła występowała pierwotnie na głębokości 2–3 m.

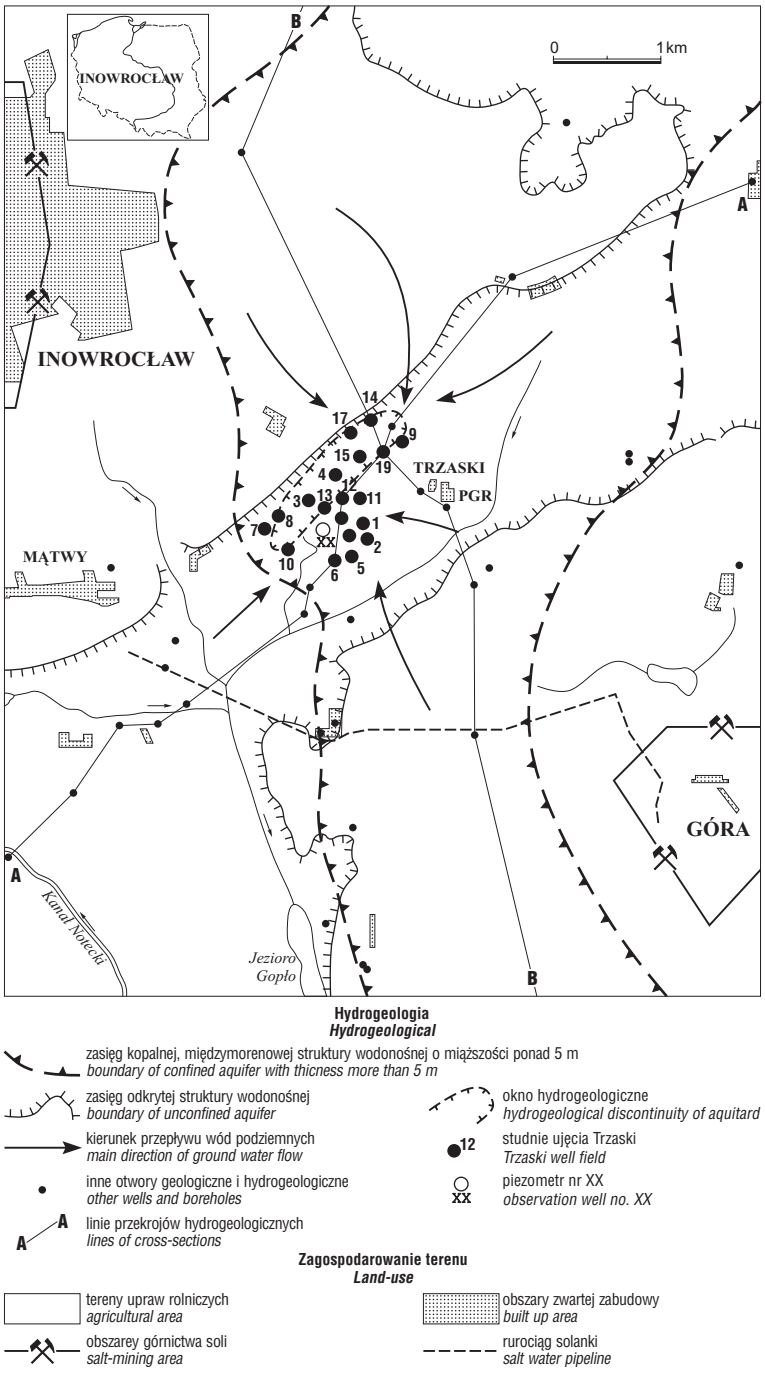
Główny, eksploatowany w Trzaskach poziom wodonośny, jest zawarty w osadach starszej, międzymorenowej struktury dolinnej, przypuszczalnie z okresu interglacjału wielkiego. Dolinę kopalną o przebiegu północ–południe, szerokości ok. 5 km w rejonie ujęcia wypełniają głównie piaski średnio- i drobnoziarniste o miąższości kilku do kilkunastu metrów, współczynniku filtracji 0,3–2 m/h i przewodności 0,5–45 m^2/h. Zawarty w niej poziom wodonośny charakteryzuje swobodno-naporowe zwierciadło wody obniżone do 14 m w centrum eksploatacji.

Ujęcie Trzaski jest zlokalizowane w rejonie nakładania się obu struktur dolinnych. Na przeważającej części obszaru obydwie struktury wodonośne rozdziela pokrywa glin morenowych o miąższości od kilku do ok. 20 m. Lokalnie, w przegłębieniu górnej struktury dolinnej, wzdłuż jej północnej krawędzi, obydwa poziomy wodonośne kontaktują się bezpośrednio poprzez okno hydrogeologiczne (ryc. 1, 2).

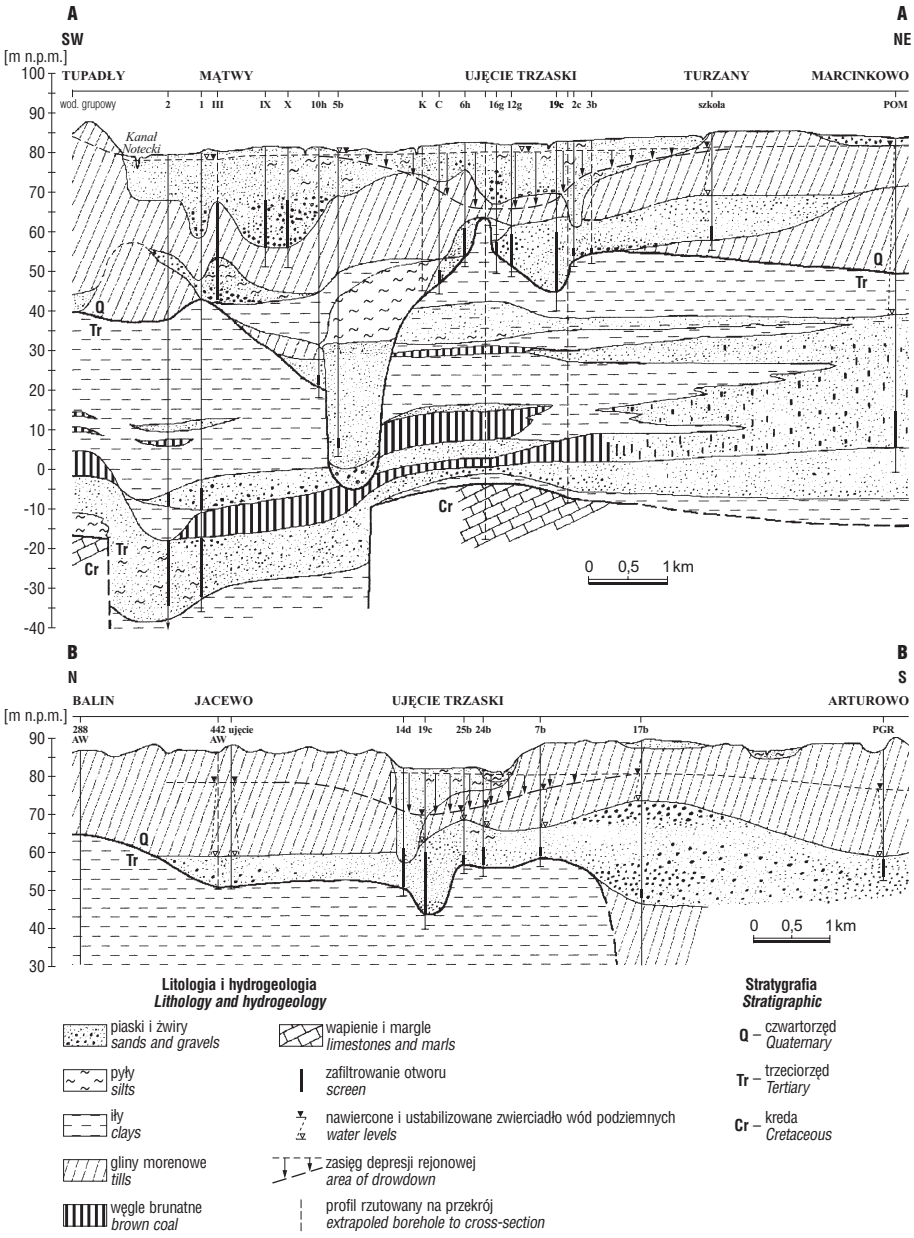
Trzeciorzędowe piętro wodonośne składa się z 1–2 poziomów wodonośnych zawartych w piaskach drobno- i średnioziarnistych o miąższości 5–20 m, współczynniku filtracji 0,2–1,0 m/h i przewodności wodnej ok. 5–15 m^2/h. Zwierciadło wody w całym obszarze ma charakter subartezyjski.

Rozpoznane fragmentarycznie partie wód mezozoiku występują w spękanych wapieniach i marglach kredy górnej o zróżnicowanej przepuszczalności (k = 0,2–1,5 m/h). Wody te pozostają w kontakcie hydraulicznym z poziomem trzeciorzędowym (ryc.2).

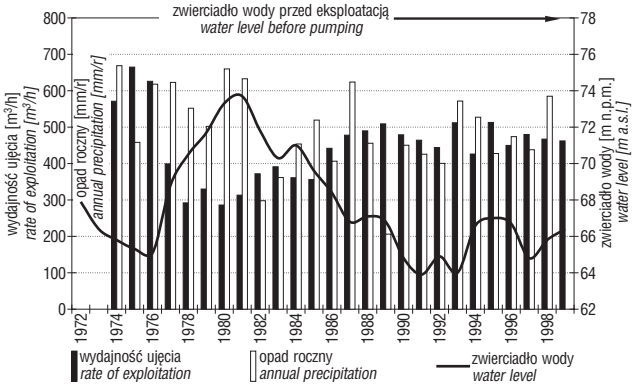
W naturalnych warunkach hydrodynamicznych, przed eksploatacją ujęcia, główny strumień przepływu wód podziemnych był skierowany na południowy zachód ku dolinie Noteci. Zasilanie wód podziemnych w utworach czwartorzędu odbywało się w całym obszarze w wyniku infiltracji opadów. W rejonach wysoczyznowych poziomy wyżej położone zasilały niżej położone, a w strefach dolin rzecznych miała miejsce ascenzja wód z głębszego podłoża. W początkowym okresie eksploatacji ujęcia, kiedy wodę pobierano wyłącznie z poziomu wód gruntowych w strefie dolinnej, wytwarzana depresja rejonowa intensyfikowała dopływ z głębszych poziomów wodonośnych do poziomu wód gruntowych. W latach 60., wraz z zaprzestaniem eksploatacji wód gruntowych i uruchomieniem w tym samym obszarze poboru wody z poziomu międzymorenowego, doszło do zmiany



Ryc. 1. Szkic warunków hydrogeologicznych w rejonie ujęcia Trzaski
Fig. 1. Sketch of hydrogeological conditions near Trzaski well field



Ryc. 2. Przekroje hydrogeologiczne A–A, B–B
Fig. 2. Hydrogeological cross–sections A–A and B–B



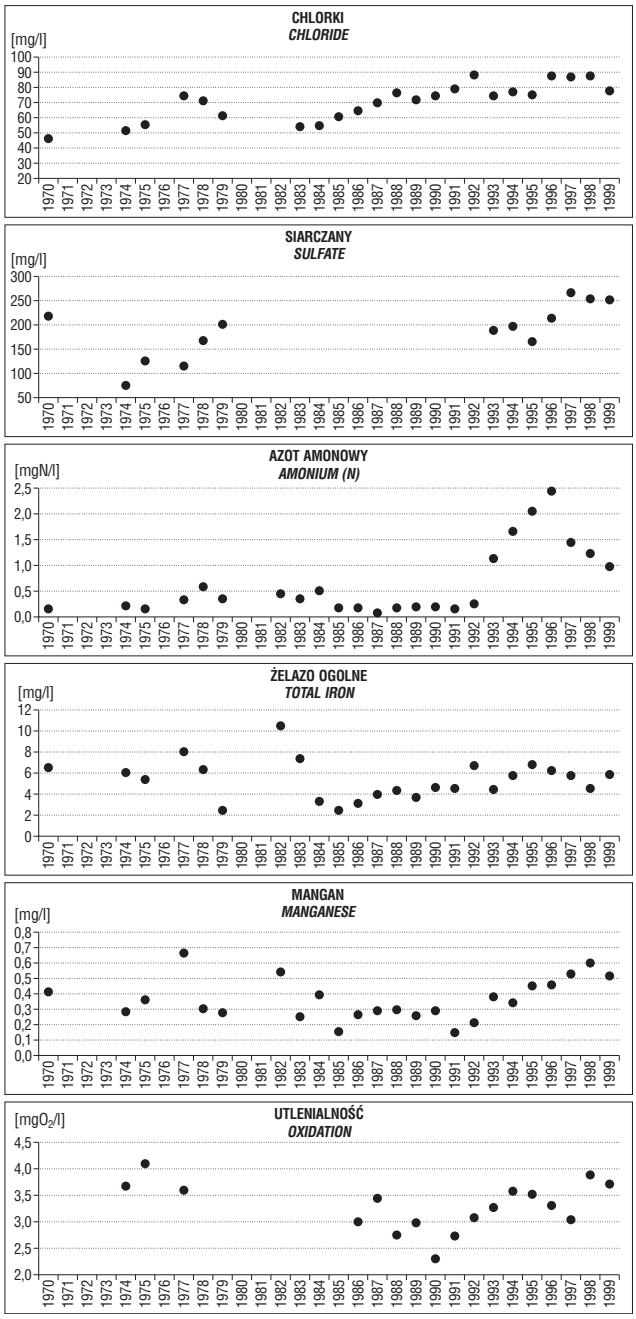
Ryc. 3. Zmienność średniej rocznej depresji rejonowej (piezometr nr XX) na tle średniej rocznej wydajności ujęcia oraz rocznych sum opadów
Fig. 3. Changes of average annual drowdown in (observation well no. XX) and distributions of average annual exploitation and precipitation rates

systemu krążenia wody w utworach czwartorzędu rejonu Trzask. Odtąd bowiem wody poziomu gruntowego zasilają poziom międzymorenowy, a intensywność eksploatacji poprzez wytworzenie 13–14 m depresji rejonowej przyczyniła się do lokalnego osuszenia poziomu wód gruntowych. W tych warunkach dochodzi również do intensywnej infiltracji wód powierzchniowych skutkiem czego jest osuszenie cieku, który przed eksploatacją drenował wody podziemne w rejonie Trzask. W mniejszym stopniu do wód podziemnych infiltrują również cieki i rowy położone dalej od ujęcia.

Środowisko hydrogeochemiczne i jego zmiany w trakcie eksploatacji ujęcia

Obecny stan jakości wody w rejonie ujęcia Trzaski rozpoznano na podstawie wyników 19 analiz fizyczno-chemicznych próbek wody pobranych z 13 studni i 6 otworów obserwacyjnych we wrześniu 1999 r. Charakterystykę statystyczną wyników analiz przedstawiono w tab. 1. Zawarte w tym zestawieniu wyniki wskazują, że ujmowane wody charakteryzują się niekorzystną jakością, zwłaszcza w zakresie siarczanów, twardości ogólnej, żelaza, manganu, azotu amonowego. Stężenia tych parametrów są typowe dla niekorzystnych środowisk hydrogeochemicznych dolin rzecznych lub też wód silnie zanieczyszczonych antropogenicznie. Brak niestety danych o jakości wód ujmowanego poziomu sprzed rozpoczęcia eksploatacji ujęcia. Na podstawie charakterystyki litologicznej ujętego poziomu wodonośnego, a także danych z otoczenia ujęcia Trzaski (tab. 2) można przyjąć, że jakość wody była tu znacznie korzystniejsza, typowa dla czwartorzędowych struktur międzymorenowych. Nie można jednak wykluczyć pewnego wzbogacenia wód w warunkach naturalnych w chlorki i siarczany, w wyniku ascenzji zasolonych wód z poziomu mioceńskiego oraz podłoża mezozoicznego. Mniej korzystną jakością, szczególnie w zakresie żelaza i manganu, charakteryzowały się niewątpliwie wody poziomu gruntowego. Wody te nie miały jednak wpływu na poziom międzymorenowy, pomimo istnienia okna hydrogeologicznego, ze względu na drenaż wód z poziomu międzymorenowego do gruntowego.

Po rozpoczęciu eksploatacji ujęcia doszło do zmiany warunków krążenia wód, co doprowadziło do niekorzyst-



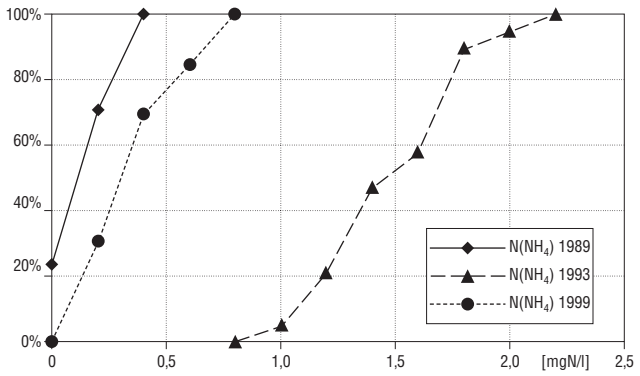
Ryc. 4. Czasowa zmienność średnich rocznych stężeń wybranych wskaźników jakości wody ujęcia Trzaski
Fig. 4. Historical variations of average annual concentrations of some chosen quality indicators in exploited ground water from Trzaski intake

nych zmian chemizmu wody. Zmiany te zostały spowodowane zarówno w wyniku dopływu wód o gorszej jakości z poziomu gruntowego poprzez okno hydrogeologiczne, jak również w wyniku przesączania się wód z poziomu mioceńskiego i podłoża mezozoicznego. Przesączanie wód z podłoża, znacznie zintensyfikowane w warunkach eksploatacji, ma wpływ na poziom stężeń chlorków i siarczanów, przy czym oddziaływanie to ujawniło się niewątpliwie już w pierwszych latach eksploatacji ujęcia. Według archiwalnych wyników badań jakości wody, które zachowały się dopiero od lat 70., stężenia chlorków na początku lat 70. wynosiły ok. 40–50 mg/l i można je wiązać głównie z wpływem geogenicznym. Obecnie stężenie chlorków wynosi 80–90 mg/l i ocenia się, że w wyniku ascenzji formowane jest ok. 50% ich koncentracji.

Wzrost chlorków i siarczanów, obserwowany od początku lat 70., był spowodowany głównie wzrastającym oddziaływaniem ognisk zanieczyszczeń. Główne ogniska w obszarze zasilania ujęcia w przewadze związane są z rolniczym charakterem tego rejonu. Należą do nich zwłaszcza:

- ❏ infrastruktura gospodarcza Rolniczej Spółdzielni Produkcyjnej w Trzaskach (gnojowniki, składowiska nawozów mineralnych, silosy kiszonkowe itp.),
- ❏ ścieki bytowo–gospodarcze nieskanalizowanych a zwodociągowanych terenów wiejskich,
- ❏ uprawy rolnicze intensywnie nawożone nawozami organicznymi i mineralnymi oraz wapnem nawozowym produkowanym przez Zakłady Sodowe w Mątwach,
- ❏ odcieki drenarskie spływające z wysoczyzny w rejon ujęcia,
- ❏ infiltracja cieków powierzchniowych, w tym również wód popłucznych filtrów ze stacji uzdatniania wody,
- ❏ awaryjne wycieki z rurociągu solanki Góra–Mątwy.

Wpływ powyższych ognisk zaznaczył się głównie w zakresie chlorków i siarczanów. Zmiany jakości wody zachodziły również w wyniku przemian hydrogeoche-



Ryc. 5. Rozkłady stężeń $N(NH_4)$ w wodach czerpanych przez studnie ujęcia Trzaski podczas (09.1989) i po suszy (09.1993 i 09.1999)
Fig. 5. Distribution of $N(NH_4)$ concentration in groundwater from Trzaski water well duaring (09.1989) and after drought (09.1993 and 09.1999)

micznych w poziomie wód gruntowych, wywołanych eksploatacją ujęcia. Już w pierwszych latach eksploatacji doszło tu niewątpliwie do pogorszenia jakości wody w zakresie żelaza, manganu, siarczanów i twardości wody w wyniku utleniania się substancji organicznych i towarzyszących im siarczków. W wyniku tego procesu jeszcze w latach 70. i na początku 80. obserwowano stężenia żelaza dochodzące do 10 mg/l a manganu do 0,6 mg/l. W następnych latach wpływ przemian związanych z utlenianiem się substancji organicznej i siarczków wyraźnie się zmniejszał, choć niewątpliwie proces ten w ograniczonym stopniu nadal występował, a utlenianiu ulegały głównie składniki zanieczyszczeń antropogenicznych wprowadzanych do warstwy wodonośnej. W latach 90. zaznaczył się bardzo silny wzrost azotu amonowego i siarczanów.

Przebieg i przyczyny zmian chemizmu wód w latach 90.

Znaczące pogorszenie chemizmu wody ujęcia Trzaski zarejestrowano na początku lat 90. po zakończeniu suszy hydrologicznej (ryc. 4). W latach poprzednich chemizm ujmowanych wód był względnie stabilny, a w okresie suszy (1989 r.) obserwowano nawet pewne zmniejszenie twardości ogólnej, żelaza, manganu oraz azotu amonowego (ryc. 4, 5; tab. 3). Po okresie suszy (w 1993 r.) w pierwszej kolejności zaznaczył się, silny wzrost azotu amonowego (ryc. 4), a nieco później siarczanów, żelaza i manganu. Narastanie stężeń obserwowano do 1996–1997 r., a następnie ujawnił się spadek koncentracji głównie azotu amonowego (ryc. 5). Należy podkreślić, że wzrost stężeń zaznaczył się we wszystkich studniach, a więc zarówno tych położonych w strefie okna hydrogeologicznego, jak i poza nim (tab. 4).

Przyczyny obserwowanych zmian chemizmu wód należy wiązać z suszą hydrologiczną lat 1989–1992. W

Tab. 1. Statystyczna charakterystyka wód ujmowanych przez ujęcie Trzaski na podstawie analiz z 28.09.1999 r.
Table 1. Statistical characteristics of exploited water from Trzaski water intake at 28.09. 1999 y

Element składu wód	Jednostki	Liczebność zbioru	Średnia	Mediana	Minimum	Maksimum	Odchylenie standardowe
pH		13	7,16	7,2	6,86	7,4	0,14
Eh	mV	13	171	176	62	227	43
$N(NH_4)$	mgN/l	13	0,51	0,5	0,34	0,9	0,18
$N(NO_2)$	mgN/l	13	0,004	0,002	0,002	0,012	0,003
$N(NO_3)$	mgN/l	13	0,02	nw	nw	0,1	0,04
H_2S	mg/l	10	0,06	0,06	<0,01	0,25	
SO_4	mg/l	13	218	172	108	720	158
Cl	mg/l	13	82	63	39	176	42
Zasadowość	mval/l	13	6,9	6,8	5,6	9,8	1,04
Fe ogólne	mg/l	13	6,4	5,6	1,5	11,6	3,03
Mn	mg/l	13	0,52	0,42	0,23	1,34	0,29
K	mg/l	13	6	5	4,5	9	1,66
Na	mg/l	13	49	37	18	110	30,16
Ca	mg/l	13	162	153	119	300	47,66
Mg	mg/l	13	39	39,9	6,9	78,1	16,61
Twardość og.	mval/l	13	11,35	10,7	8	21,4	3,49
C org	mg/l	7	2,3	2,7	0,7	3,5	
Przewodnictwo	mS	13	1202	1182	882	1880	271

Tab. 2. Średni skład chemiczny wód eksploatowanych przez studnie ujęcia Trzaski we wrześniu 1999 r. oraz w obszarze otaczającym i surowej wody mieszanej
Table 2. Average chemical indicators of Trzaski exploited water at September 1999 y. and in surrounding and mixed water before treatment

Cl	SO_4^{2-}	$N(NO_3)$	$N(NH_4)$	Fe $_{og.}$	Mn	Tw.$_{og.}$	Zasad.	Utlen.	S. poz.
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	mg/l	mg/l
Poziom międzymorenowy w otoczeniu ujęcia Trzaski (n = 6)									
20	43	0,1	0,15	1,9	0,3	10	5,8	3	400
Studnie ujęcia Trzaski — 09.1999 r. (n = 13)									
90	195	0,02	0,58	8,1	0,48	10,8	6,5		
Mieszana woda surowa 1999 r. (n = 35)									
94	230	0,13	1,65	5,7	0,45	11,4	6,8	2,7	845

Tab. 3. Statystyczna charakterystyka wybranych wskaźników jakości wody ujęcia w skrajnych zmianach klimatycznych lat 90. na tle analiz z okresu próbnych pompowań w latach 1972–1974
Table 3. Statistical characteristics of chosen water quality indicators in extreme climate changes in 90–th years and analyses from pumping tests in 1972–1974 years

Wskaźnik	Rok	Liczebność zbioru	Średnia	Mediana	Max.	Min.	Odchylenie standardowe
$N(NH_4)$	1972–74	18	0,17	0,12	0,70	0,02	0,15
	1989	17	0,19	0,16	0,40	nw	0,14
[mgN/l]	1993	19	1,65	1,63	2,22	1,11	0,30
	1999	13	0,50	0,50	0,90	0,34	0,17
Fe og.	1972–74	18	5,9	5,0	18,0	1,2	3,6
	1989	17	2,8	3,0	6,0	0,01	1,6
[mg/l]	1993	19	5,6	5,6	8,76	3,4	1,2
	1999	13	6,4	5,6	11,6	1,5	2,9
Mn	1972–74	11	0,35	0,39	0,51	nw	0,14
	1989	17	0,23	0,20	0,63	0,10	0,14
[mg/l]	1993	19	0,39	0,35	0,89	0,14	0,20
	1999	13	0,52	0,42	1,34	0,23	0,28
SO_4^{2-}	1972–74	10	135	118	413	23	105
	1993	18	184	183	375	96	62
[mg/l]	1999	13	218	172	720	108	152
Cl–	1972–74	18	45	44	69	20	12
	1989	17	73	68	140	48	24
[mg/l]	1993	19	75	62	197	30	42

Tab. 4. Wskaźniki hydrochemiczne w okresie skrajnych zmian klimatycznych na tle analiz z okresu próbnych pompowań z lat 1972–1974 dla przykładowych studni zlokalizowanych w różnych warunkach hydrogeologicznych
Table 4. Hydrochemical elements in extreme climate changes in 90–th years and during pumping tests in 1972–1974 y. from different hydrogeological conditions

Data analizy	Nr otw.	pH	Eh	$N(NH_4)$	$N(NO_3)$	SO_4^{2-}	Cl^-	Fe og.	Mn	Tw.og.	ChZTM n Cor*	H_2S
			mV	mgN/l	mgN/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mval/l	mg/l	mg/l
Rejon podglinowy poziomu wodonośnego												
1972.10.17	2d	6,9		0,1	–	–	57	18	0,35	17,9	3,3	
1989.11.21	2f	7,1		0,4	nw	–	66	0,01	0,42	12,8	1,3	
1993.10.15	2f	1,98		1,57	0,08	123	62	5,68	0,49	9,2	2,1	
1999.09.28	2g	7,21	147	0,5	nw	110	63	5,4	0,33	8,57	0,7*	0,015
Rejon infiltracji wód powierzchniowych w podglinowej części poziomu												
1972.09.18	13e	7,0		0,12	nw	413	52	4,0	0,51	16,5	4,0	
1989.10.10	13h	7,5		nw	–	–	81	5,5	–	19,8	–	
1989.11.15	13h	7,4		0,02	nw	–	78	2,8	0,63	20,0	2,2	
1993.10.15	13h	7,1		1,45	0,07	375	96	6,09	0,85	15,5	2,8	
1999.09.28	13i	6,86	170	0,5	nw	720	111	8,84	1,34	21,4	3*	0,25
Rejon okna hydrogeologicznego												
1973.02.13	14a	7,0		0,14	0,2	99	28	3,6	0,3	9,9	3,4	
1989.09.05	14c	6,7		0,2	–	–	41	2,4	0,23	10,0	3,8	
1989.09.19	14c	7,3		0,2	–	–	48	3,0	0,1	11,8	–	
1993.10.15	14c	7,5		1,77	0,06	223	41	5,57	0,36	9,2	2,8	
1999.09.28	14d	7,07	193	0,4	nw	155	39	11,6	0,42	10,14		

okresie tym nastąpiło powiększenie strefy aeracji i jej rozwój w partiach poprzednio stale zawodnionych. Jednocześnie miało wówczas miejsce ograniczenie infiltracji efektywnej lub nawet jej wstrzymanie. W tych warunkach, zanieczyszczenia migrujące wraz z opadami, a zwłaszcza składniki pochodzące z wymywania nawozów mineralnych kumulowały się w strefie aeracji. Mogły natomiast migrować w głąb środowiska geologicznego ścieki z nieszczelnych szamb i dołów chłonnych oraz wylewane do suchych rowów melioracyjnych a także odcieki z gnojowników, silosów kiszonkowych itp. Zanieczyszczenia te, w istniejących tu warunkach (duża miąższość strefy aeracji do 15 m), w większości przypadków, nie docierały do strefy saturacji, lecz kumulowały się w dolnych partiach strefy aeracji, w tym w strefie wzniosu kapilarnego. Ostatecznie więc, w górnych partiach strefy aeracji dominowały skumulowane zanieczyszczenia z terenów rolniczych, głównie azotany, azotyny, natomiast w dolnych partiach – zanieczyszczenia typowe dla ścieków i odcieków, a więc azot amonowy i organiczny oraz substancje organiczne. W górnych partiach strefy aeracji, w okresie suszy rozwijały się niewątpliwie procesy utleniania substancji organicznej oraz siarczków i zredukowanych form azotu uwalnianych z substancji organicznej. Strefa utleniania miała niewątpliwie ograniczony zasięg bowiem tlen migrujący z wodami opadowymi od powierzchni terenu był zużywany w wymienionych procesach utleniania i nie docierał do dolnych partii strefy aeracji, gdzie kumulowały się zanieczyszczenia ze ścieków i odcieków. Po zakończeniu suszy i uruchomieniu infiltracji efektywnej, w pierwszej kolejności doszło do wprowadzenia do strefy saturacji ładunku zanieczyszczeń ze strefy wzniosu kapilarnego i dolnej części strefy aeracji. Skutkowało to przede wszystkim gwałtownym wzrostem azotu amonowego. Dopiero w dalszej kolejności zaczęły pojawiać się zwiększone stężenia siarczanów, manganu i żelaza będące efektem procesów utleniania w górnej części strefy aeracji oraz procesów redukcyjnych — w dolnych jej partiach i w strefie saturacji.

W wodzie nie pojawiły się azotany, niewątpliwie obecne w górnej części strefy aeracji. Świadczy to o rozwoju procesów denitryfikacji, które musiały rozwijać się w dolnej części strefy aeracji i górnej części strefy saturacji. Istniały tu warunki zarówno do rozwoju denitryfikacji heterotroficznej, jak i autotroficznej z udziałem siarczków. W wyniku denitryfikacji heterotroficznej mogły tworzyć się również dodatkowe ilości azotu amonowego a powstający w znacznych ilościach azot gazowy N_2 tworzył jednocześnie barierę przeciwdziałającą penetracji tlenu do głębszych partii strefy aeracji. Natomiast rozwój denitryfikacji autotroficznej powodował powstawanie znacznych ilości siarczanów. Wzrost stężeń manganu może tłumaczyć redukcja tego składnika, wytrąconego wcześniej w strefie utlenienia. Należy podkreślić, że o warunkach przebiegu powyższych procesów utleniająco–redukcyjnych świadczą pomierzone wartości potencjału utleniająco–redukcyjnego Eh, w wodach niektórych studni oraz piezometrów z obszaru leja depresji a także znaczne stężenia siarkowodoru (tab. 1, 4). Obecność siarkowodoru sugeruje jednocześnie dlaczego nie doszło do znaczącego wzrostu żelaza. Zostało ono bowiem częściowo wytrącone w postaci siarczków.

Należy dodać, że podobne do opisanych wyżej zmiany chemizmu wód podziemnych zaobserwowane zostały na terenie Holandii (van Bennekom i in., 1993). Obserwowano tam w szczególności wzrost siarczanów i twardości wody na ujęciach w rejonach nieskanalizowanego osadnictwa, a więc tam, gdzie występują zarówno zanieczyszczenia typowo rolnicze (azotany) jak i ściekowe. Autorzy wiążą to głównie z procesem denitryfikacji azotanów przy udziale siarczków a występowanie procesu denitryfikacji potwierdzone zostało badaniem azotu gazowego–produktu denitryfikacji.

Podsumowanie i wnioski

Zaobserwowane w latach 90. niekorzystne zmiany chemizmu wód na ujęciu Trzaski są niewątpliwie efektem suszy hydrologicznej lat 1989–1992 w warunkach dużego wpływu zanieczyszczeń antropogenicznych na chemizm wód tego ujęcia. W okresie suszy nastąpiło skumulowanie w strefie aeracji zanieczyszczeń antropogenicznych. ródłem zanieczyszczeń są tu jednak nie tylko azotany z terenów rolniczych, ale w znacznym stopniu również ścieki i odcieki z silosów kiszonkowych, gnojowników itp. W warunkach suszy kumulowanie azotanów zachodziło w płytszych partiach strefy aeracji. Natomiast ścieki i odcieki kumulowały się w głębszych partiach strefy aeracji. W związku z tym, po suszy, najpierw zaobserwowano tu wzrost azotu amonowego, a dopiero w dalszej kolejności, wpływ zanieczyszczeń skumulowanych w górnej partii strefy aeracji. Azotany skumulowane w górnej części strefy aeracji nie docierały jednak do studni w wyniku rozwoju procesów denitryfikacji rozwijających się w dolnej części strefy aeracji i górnej partii strefy saturacji. W efekcie, w wyniku zarówno procesów utleniania w górnej partii strefy aeracji jak i procesów redukcyjnych w części dolnej obserwowano przede wszystkim wzrost siarczanów i manganu, w mniejszym stopniu żelaza. Należy podkreślić, że denitryfikacja zachodziła również przed wystąpieniem suszy, a czynnikiem sprzyjającym jej występowaniu była znaczna ilość zanieczyszczeń migrujących w formie nie utlenionej poprzez strefę aeracji.

Autorzy serdecznie dziękują Pracownikom PGKiM w Inowrocławiu za udostępnienie archiwalnych danych eksploatacyjnych i jakościowych wody ujęcia w Trzaskach, bez których nie powstałaby ta praca.

Literatura

VAN BENNEKOM C. A, KRUITHOF J. C., KRAJENBRINK G. J.W. & KOOL H. J. 1993 — Effects of nutrient leaching on ground water and drinking water. J. Water SRT–Aqua., 42: 77–87.

GÓRSKI J. & PRZYBYŁEK J. 1997 — Wpływ suszy w latach 1989–1992 na warunki eksploatacji infiltracyjnych ujęć wody w dolinie Warty. Współczesne Problemy Hydrogeologii, 8: 1–8 Kiekrz k/Poznania.