

Jolanta Maćkiewicz

## Niekonwencjonalne metody uzdatniania wód podziemnych

Wody podziemne, zawierające podwyższone stężenia związków żelaza i manganu, a także dwutlenku węgla agresywnego i niekiedy siarkowodoru, uzdatniane są zazwyczaj w układzie technologicznym obejmującym procesy napowietrzania, filtracji i dezynfekcji. Układ ten, zależnie od składu fizyczno-chemicznego wody, można uzupełnić o procesy sedymentacji i/lub utleniania.

Mechanizm usuwania z wody związków żelaza polega na utlenieniu Fe(II) do Fe(III), wytrąceniu zawiesin i ich zatrzymaniu w procesie filtracji, lub sedymentacji i filtracji. Mangan natomiast ulega katalitycznemu utlenieniu i zatrzymaniu w procesie filtracji.

Znajomość mechanizmów usuwania zanieczyszczeń jest pomocna w poszukiwaniu niekonwencjonalnych metod oczyszczania wód podziemnych. Stosowanie metod niekonwencjonalnych oczyszczania wymuszone zostało wzrostem stopnia zanieczyszczenia wód podziemnych związkami żelaza, związkami organicznymi, a także związkami azotowymi, przy czym najbardziej utrudnione jest oczyszczanie wód podziemnych zawierających związki azotowe.

### Jakość wody

Jakość wód podziemnych jest zróżnicowana. Znane są ujęcia wód o bardzo dobrej jakości, pozbawionych nawet związków żelaza i manganu, pewnych bakteriologicznie, czego przykładem może być woda z ujęcia w Bytomiu Odrzańskim. Jednak w przeważającej większości ujmowane wody podziemne zawierają związki żelaza (kilka  $\text{gFe/m}^3$ ) i manganu (dziesiąte części  $\text{gMn/m}^3$ ) oraz dwutlenek węgla agresywny. Często domieszkom tym towarzyszy siarkowódór. Dostateczny jest udział wód podziemnych zawierających związki żelaza w ilości około  $10 \text{ gFe/m}^3$ . Z uzdatnianiem tych wód na ogół nie ma problemów.

Bardzo ważnym składnikiem wód podziemnych, decydującym o układzie uzdatniania, jest twardość węglanowa. Dla wód o twardości węglanowej powyżej  $5 \text{ val/m}^3$  stosowany jest najprostszy układ technologiczny, obejmujący napowietrzanie ciśnieniowe i filtrację. Już przy twardości węglanowej około  $7 \text{ val/m}^3$  obserwuje się w tej technologii wytrącanie węglanów wapnia, które powodują cementację złoża filtracyjnego. Mimo iż wody te nie są trudne technologicznie, to jednak eksploatacja filtrów wymaga częstej wymiany złoża, a jakość wody uzdatnionej nie zawsze jest właściwa.

Wody o podwyższonej twardości węglanowej występują w kraju dość powszechnie, czego przykładem mogą być wody podziemne w Wielkopolsce. Do wód technologicznie bardzo trudnych należą wody w rejonie Tarnobrzega (zagłębienie siarkowe), z uwagi na ich niestabilny skład i znaczne dobowe wahania jakości wody.

W Polsce w ostatnich latach obserwuje się wyraźny wzrost stopnia zanieczyszczenia wód związkami azotowymi. Uważa się, iż stężenie azotu amonowego w wodzie podziemnej powyżej  $0,2 \text{ gN/m}^3$  świadczy o antropogenicznym zanieczyszczeniu wód, aczkolwiek wody podziemne z terenów bagiennych mogą zawierać – obok podwyższonych stężeń związków żelaza i manganu – azot amonowy w ilości około  $2 \text{ gN/m}^3$ , powstały wskutek biodegradacji humusu, bądź w środowisku zredukowanym – na skutek amonifikacji azotanów. Jednakże główną przyczyną coraz powszechniejszej obecności w ujmowanych wodach związków azotowych jest zanieczyszczenie wód spowodowane nawożeniem pól, a także niedbałością w obejściach gospodarskich. Olbrzymim zagrożeniem dla wód jest składowanie nawozów wprost na polach. W uprzemysłowionych regionach kraju, wskutek zanieczyszczenia atmosfery, opad suchy i mokry wnosi do  $40 \text{ kgN/ha}$ , co jest zbliżone do dawki nawozów azotowych stosowanych w rolnictwie [1]. W głębokich wodach podziemnych azot amonowy może być pochodzenia geologicznego i wówczas również wymagane jest jego usunięcie.

Również w wodach infiltracyjnych obserwuje się okresowy przyrost stężenia azotu amonowego, zwłaszcza w niskich temperaturach, gdy ustaje nityfikacja. Przykładem wód o zwiększonej zawartości azotu amonowego do około  $2 \text{ gN/m}^3$  mogą być wody w rejonie Leszna, Ostrowa Wlkp. i Elbląga. Bardzo zanieczyszczone wody występują w rejonie Świnoujścia, które – obok związków żelaza i manganu – zawierają znaczne ilości substancji humusowych oraz azot amonowy w ilości  $6+8 \text{ gN/m}^3$ .

Zwiększona zawartość azotu azotanowego w wodach podziemnych występuje rzadziej niż azotu amonowego i przy względnie niższych stężeniach. Azot azotanowy najczęściej pojawia się w płytkich wodach podziemnych. Podwyższone stężenia azotu azotanowego występują np. w wodach opolskiego zbiornika triasowego. W wodzie ujmowanej dla Strzelec Opolskich stężenie azotu azotanowego przekroczyło  $15 \text{ gN/m}^3$  [1].

### Koagulacja

Dotychczas proces koagulacji znalazł zastosowanie w oczyszczaniu wód podziemnych do:

– odżelaziania wód zawierających duże stężenia związków żelaza (kilkanaście, kilkadziesiąt  $\text{gFe/m}^3$ ),

- obniżania stężenia żelaza w wodzie uzdatnionej poniżej  $0,3 \text{ gFe/m}^3$ ,
- wspomagania odmanganiania wody,
- usuwania związków żelaza, występujących w połączeniach organicznych.

Technologia oczyszczania wód silnie żelazionych polega przede wszystkim na ich klarowaniu [2]. W tym celu stosowana jest alkalizacja wody wapnem do  $\text{pH}=8,2+8,5$ , przy którym wytrąca się wodorotlenek żelaza (III). Skuteczna wysokość warstwy osadu zawieszono wodorotlenku żelaza wynosi  $1,5 \text{ m}$ , a prędkość przepływu wody przez osad  $0,7+0,8 \text{ mm/s}$ . Powstający podczas odżelaziania osad  $\text{Fe(OH)}_3$  sprzyja usuwaniu z wody również związków manganu. Skuteczność odmanganiania wody rośnie wraz ze wzrostem jej  $\text{pH}$  i wysokością warstwy osadu zawieszono, maleje zaś wraz ze zmniejszaniem się stosunku żelaza do manganu w wodzie surowej.

W wypadku wód podziemnych mało podatnych na wytrącenie wodorotlenku żelaza koagulantami wspomagającymi wytworzenie i utrzymanie osadu zawieszono są sole glinu. Filtracja kontaktowa zalecana jest do oczyszczania wód zawierających małe i średnie stężenia związków żelaza, ale występujących w połączeniach organicznych. Stosowane dawki koagulantów nie przekraczają  $20 \text{ g/m}^3$ , z uwagi na ograniczoną pojemność złóż piaskowych na zanieczyszczenia. W procesie tym możliwe jest usuwanie większych ilości związków żelaza, ale z zastosowaniem korekty  $\text{pH}$ . Do korekty odczynu zaleca się wówczas ług sodowy, aby nie obciążać filtrów nadmierną ilością zawieszin, która powstaje przy stosowaniu wapna. Ilość ługu sodowego określana jest odczynem wody do  $\text{pH}\leq 8,5$ , przy zachowaniu prędkości filtracji  $2+6 \text{ m/h}$ . W tych warunkach rezultaty odmanganiania wody nie zawsze są zadowalające.

Innym rozwiązaniem technologicznym uzdatniania wód podziemnych jest zastosowanie po procesie napowietrzania koagulacji bezpośrednio we wpracowanym, piaskowym złożu filtracyjnym. Badania pilotowe nad uzdatnianiem wód infiltracyjnych we Wrocławiu wykazały [3], że przy  $1,5 \text{ m}$  warstwie filtracyjnej i przy zachowaniu prędkości filtracji  $5 \text{ m/h}$  koagulant w ilości  $3,5+5,0 \text{ g/m}^3$ , tak siarczan glinu, jak i chlorek żelaza, zapewnił obniżenie stężenia związków żelaza poniżej  $0,3 \text{ gFe/m}^3$ , przy początkowym jego stężeniu  $1,3+3,0 \text{ gFe/m}^3$ , podczas gdy sama filtracja (bez koagulantu) zapewniła obniżenie stężenia związków żelaza do  $0,5 \text{ gFe/m}^3$ . Obydwa koagulanty bardzo skutecznie wspomagały odżelazianie wody, jednakże chlorek żelaza powodował skrócenie cyklu filtracji do 12 godzin, podczas gdy przy stosowaniu siarczanu glinu uzyskiwano cykle 24-godzinne.

Koagulacja prowadzona bezpośrednio w złożu filtracyjnym nie zawsze zapewnia właściwe efekty odmanganiania. W wypadku wody wrocławskiej uzyskano pogorszenie efektów odmanganiania, stężenie manganu pozostałego wzrosło do  $0,25 \text{ gMn/m}^3$  w czasie trwania cyklu filtracyjnego, podczas gdy bez koagulantu stężenie to nie przekraczało  $0,1 \text{ gMn/m}^3$ , przy początkowym stężeniu w wodzie surowej  $0,4+0,7 \text{ gMn/m}^3$ .

Wzrost efektów odżelaziania i odmanganiania wody uzyskano dopiero po zastosowaniu polielektrolitu kationowego Magnafloc LT31 (Allied Colloids, England). Efekty głębokiego odżelaziania i właściwego odmanganiania wody ( $0,15 \text{ gFe/m}^3$  i  $0,1 \text{ gMn/m}^3$ ) uzyskano stosując dawki polielektrolitu  $1,5+2,0 \text{ g/m}^3$ , zachowując jednocześnie dobowy cykl filtracji z prędkością  $5 \text{ m/h}$ .

## Piroluzytowe złoża filtracyjne

Uzdatnianie wód podziemnych z zastosowaniem filtrów piroluzytowych prowadzone jest trzema sposobami:

- filtracja przez złoża piroluzytowe,
- filtracja przez złoża piroluzytowe w stanie zawieszonym,
- filtracja przez złoża mieszane, piaskowo-piroluzytowe.

Zastosowanie piroluzytu do filtracji wpływa na zwiększenie skuteczności odmanganiania wody, nawet w obecności azotu amonowego. Mechanizm odmanganiania wody na złożach piroluzytowych nie jest jednoznacznie określony. Uważa się, iż jest on oparty na katalitycznym utlenianiu związków manganu w złożu filtracyjnym. Są przesłanki aby uważać, że uzupełniają go reakcje biochemicznego utleniania, a także flokulacja [4].

Zastosowanie złóż piroluzytowych do oczyszczania wód podziemnych pozwala prawie zawsze na zwiększenie prędkości filtracji, tym większe, im mniej związków żelaza zawiera woda. Badania nad oczyszczaniem wody z ujęcia w Ostrowie Wielkopolskim [5] (żelazo ogólne  $8,0 \text{ gFe/m}^3$ , mangan  $0,65 \text{ gMn/m}^3$ , zasadowość ogólna  $4,5 \text{ val/m}^3$ , utlenialność  $2,8 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ , kwasowość ogólna  $1,2 \text{ val/m}^3$ , azot amonowy około  $2 \text{ gN/m}^3$ ) wykazały, że po wstępnym odżelazieniu wody, a następnie filtracji na filtrach wypełnionych warstwą braunsztynu ( $0,8 \text{ m}$ ), możliwe było całkowite odmanganianie wody przy zachowaniu 2-dobowego cyklu filtracji z prędkością  $15 \text{ m/h}$ . Bez wstępnego odżelazienia wody efekty odmanganiania były gorsze, a długość cyklu filtracji skracała się niekiedy do 12 godzin.

Jeszcze bardziej na obecność związków żelaza wrażliwe są złoża piroluzytowe w fazie zawieszonoj. Jeżeli filtrowana woda zawiera nawet niewielkie stężenia żelaza, wówczas związki żelaza zatrzymane na powierzchni ziarn braunsztynu blokują kontakt wody ze złożem i proces jej odmanganiania jest zahamowany. Natomiast całkowite odżelazianie wody umożliwia usunięcie manganu na  $0,6 \text{ m}$  warstwie braunsztynu w fazie zawieszonoj w cyklach 3-dobowych z prędkością filtracji ponad  $30 \text{ m/h}$  [5].

Skuteczność odmanganiania wód podziemnych można niekiedy zwiększyć przez zastosowanie filtracji na złożach piaskowo-piroluzytowych, zawierających zaledwie 10% braunsztynu, ale bez znacznego wzrostu prędkości filtracji. I tak dla wody z ujęcia w Kłodawie o stężeniu związków żelaza  $3,8+4,2 \text{ gFe/m}^3$  i manganu  $0,2 \text{ gMn/m}^3$  już od wielu lat uzyskuje się pozytywne rezultaty jej uzdatniania na filtrach piaskowych z 10% udziałem braunsztynu o wysokości złoża  $1,5 \text{ m}$ , przy prędkości filtracji  $7,5 \text{ m/h}$ , z zachowaniem ponad 2-dobowych cykli filtracji [5].

Pojawiające się na rynku krajowym różnego rodzaju złoża filtracyjne o właściwościach katalitycznych znajdują coraz szersze zastosowanie do uzdatniania wód podziemnych.

Korzyści wynikające ze stosowania złóż katalitycznych to przede wszystkim eliminacja chemikaliów, zwłaszcza utleniaczy, z układu oczyszczania wody, a także wysoka skuteczność oczyszczania uzyskiwana często przy zwiększonym, w stosunku do złoża piaskowego, obciążeniu hydraulicznym.

Warunki eksploatacji filtrów na ogół określa producent złóż filtracyjnych. Szczególnie istotny jest odczyn wody, zawartość związków organicznych, stężenie tlenu, a także stosunek anionów wodorowęglanowych do sumy jonów siarczanowych i chlorkowych.

## Usuwanie związków azotowych

Związki azotowe, które coraz częściej pojawiają się w wodach w wyniku stosowania w rolnictwie nawozów, a także zanieczyszczenia środowiska ściekami, stanowią bardzo poważny problem technologiczno-techniczny, wymagający przy ich usuwaniu niejednokrotnie radykalnej zmiany całego układu uzdatniania wody.

Do usunięcia z wody związków azotowych stosuje się metody biologiczne i fizyczno-chemiczne. Metody biologiczne obejmują nityfikację, w której następuje biologiczne utlenienie azotu amonowego do azotanowego oraz denityfikację, tj. biologiczną redukcję azotu azotanowego do azotu cząsteczkowego. W warunkach technicznych metody biologiczne można zrealizować w urządzeniach zawierających podłoże stałe lub zawieszane, umożliwiające rozwój kultur bakteryjnych.

W uzdatnianiu wody bardziej rozpowszechniony jest proces nityfikacji niż denityfikacji. Proces nityfikacji prowadzony jest w filtrach zalanych i suchych. Filtry zalane mogą być eksploatowane z zachowaniem kierunku przepływu wody od dołu ku górze lub odwrotnie. Kierunek filtracji wody z góry ku dołowi preferują technologie z wykorzystaniem ziół węglowych, tzw. BAF i PICABIOL<sup>®</sup>. Efekty technologiczne uzależnione są od ilości tlenu w wodzie. Lepsze rezultaty uzyskuje się przy współprądowym doprowadzaniu powietrza do filtrowanej wody w kierunku z góry w dół, przy czym metoda ta znajduje zastosowanie do usuwania niskich stężeń azotu amonowego, często nie budzących zastrzeżeń, jako że są to wg polskiego prawodawstwa stężenia dopuszczalne w wodzie do picia.

Filtry suche są to filtry pospieszne, nie zalane, w których wodę surową poddaje się rozdeszczeniu nad złożem. Uzdatnianie wód na filtrach suchych z powodzeniem stosowane jest w krajach zachodnich do oczyszczania tzw. trudnych wód podziemnych, w których związkiem żelaza i manganu towarzyszą związki organiczne oraz azot amonowy. O technologicznej sprawności filtrów suchych decyduje ilość tlenu w wodzie, źródłem którego jest powietrze doprowadzane do filtrów współprądowo lub przeciwaprądowo. W dotychczas znanych technicznych rozwiązaniach filtrów suchych złoża filtracyjne stanowią piasek o uziarnieniu 1+2 mm i wysokości warstwy filtracyjnej 1,5+2,0 m.

Zdecydowanie lepsze efekty uzdatniania wody możliwe są do uzyskania przy stosowaniu filtrów suchych ze złożem węglowym [6]. Z badań [7] wynika, że proces filtracji suchej na złożu węglowym zachodzi z dużą skutecznością, przy naturalnym natlenianiu wody podczas jej rozdeszczania nad złożem. Przy wysokości rozdeszczania około 1,0 m prędkość filtracji wymagała ograniczenia do 2 m/h. Dodatkowe wprowadzenie powietrza do wody zintensyfikowało proces filtracji suchej, tak w zakresie stopnia usuwania zanieczyszczeń, jak i stosowanej prędkości filtracji. Filtry suche ze złożem węglowym zostały już wdrożone w kraju w pełnej skali technicznej.

Do przebiegu reakcji biologicznego utleniania można stosować również filtry ze złożem fluidalnym, które stanowią modyfikację filtrów zalanych, przy zachowaniu kierunku przepływu wody od dołu do góry.

Biologiczna redukcja azotu azotanowego do azotu cząsteczkowego zachodzi w warunkach beztlenowych. Denityfikantami mogą być chemolitotrofy lub chemoorganotrofy. Zależnie od tych form przebieg redukcji wymaga stosowania wodoru, lub związków organicznych (etanol, kwas octowy).

Niezależnie od tych związków w wodzie konieczna jest obecność fosforanów co najmniej w ilości 0,025 g fosforu na 1 gram usuwanego azotu azotanowego. Autotroficzny proces denityfikacji z wodorem powoduje znaczne zmiany pH wody, natomiast w procesie heterotroficznym zmiany pH są niewielkie. Proces denityfikacji wdrażany jest do oczyszczania wody od około 1980 r. Do zasiedlania bakterii stosowane są złoża nieruchome. Biomasa rozwija się jako błona biologiczna na materiale nośnym. Przepływ wody następuje w reaktorze w kierunku z góry w dół lub odwrotnie z prędkością filtracji około 10 m/h. W dalszych etapach oczyszczania woda po denityfikacji wymaga napowietrzania i filtracji.

Proces denityfikacji jest mniej rozpowszechniony niż nityfikacja, aczkolwiek w ostatnim czasie szereg firm reklamuje skuteczność denityfikacji pod różnymi nazwami technicznymi. Bardzo często nośnikiem biomasy jest polistyren piankowy w postaci kulek. Do tego celu również znajdują zastosowanie kruszywa ceramiczne. Bardzo istotnym czynnikiem w procesie denityfikacji jest kierunek przepływu wody zależny od zastosowanego nośnika. Doświadczenia autorki z nośnikiem styropianowym, ale z zachowaniem przepływu wody z góry w dół, nie zapewniły pozytywnych rezultatów uzdatnienia wody, podczas gdy zmiana kierunku przepływu radykalnie poprawiła efekty. Często zaleca się także stosowanie recyrkulacji, nawet wielokrotnej.

Po procesie denityfikacji zaleca się napowietrzanie wody – często wielostopniowe – dla usunięcia wodoru, azotu, a także dwutlenku węgla oraz filtrację – w celu usunięcia bakterii i nie wykorzystanych substratów. Proces filtracji z reguły jest dwustopniowy, z wykorzystaniem węgla aktywnego do końcowej filtracji.

Z metod fizycznych usuwania azotu amonowego na uwagę zasługuje filtracja na złożu piroluzytowym. Z badań przeprowadzonych przez autorkę [4] wynika, że filtry te zapewniają właściwe obniżenie zawartości azotu amonowego, gdy jego stężenie w wodzie surowej nie przekracza 2 gN/m<sup>3</sup>, a woda pozbawiona jest związków żelaza. Preferowana prędkość filtracji wynosi 15 m/h. Należy zwrócić uwagę, że zarówno zmniejszenie jak i zwiększenie prędkości filtracji wpływało na pogorszenie efektów uzdatniania wody.

W pełnym układzie technologicznym uzdatniania wody podziemnej wymagane będą co najmniej dwa stopnie filtracji: I<sup>o</sup> – żwirowo-piaskowy – do odżelazienia wody i II<sup>o</sup> – piroluzytowy – w celu obniżenia stężeń azotu amonowego i związków manganu.

## Wymiana jonowa

Usuwanie azotu amonowego w drodze wymiany jonowej możliwe jest na naturalnym zeolicie z grupy glinokrzemianów znanym jako klinoptylolit. Mankamentem tej metody jest niska zdolność wymienna (0,8+2,2 mg/g) i w związku z tym częsta regeneracja złoża. Do usuwania azotu azotanowego stosowane są selektywne żywice anionowymienne, pracujące w cyklu chlorkowym lub wodorowęglanowym. Przy stosowaniu żywic anionowymiennych bardzo istotna jest obecność w uzdatnianej wodzie jonów siarczanowych, gdyż selektywność anionitu dotyczy azotanów i siarczanów. W związku z tym każdy 1 gram usuniętego azotu azotanowego powoduje w oczyszczonej wodzie przyrost chlorków w ilości około 2,8 g, natomiast każdy 1 gram usuniętych siarczanów zwiększa stężenie chlorków o około 4,0 g.

Do rozpowszechniania wymiany jonowej do usuwania azotu azotanowego przyczyniło się techniczne rozwiązanie regeneracji żywic w przeciwnym kierunku, co pozwoliło znacznie obniżyć zużycie chlorku sodowego do regeneracji ziół oraz zwiększyć zdolność wymienną roboczą. Na rynku krajowym znane są co najmniej dwa rodzaje żywic, dopuszczone do oczyszczania wody do picia przez władze sanitarne Niemiec i Francji, o roboczej zdolności wymiennej około  $0,2+0,5 \text{ val/dm}^3$ .

### Dekarbonizacja

Obecnie dekarbonizacja jest procesem stosowanym do obniżenia twardości węglanowej wód przeznaczonych do celów przemysłowych. Jonitowa metoda dekarbonizacji wody wyeliminowała dekarbonizację wapnem, a właśnie ona może znaleźć uzasadnione zastosowanie w uzdatnianiu niektórych wód podziemnych. Podczas dekarbonizacji wapnem, obok obniżenia twardości węglanowej wody, następuje wytrącenie związków żelaza i manganu, a także większości metali ciężkich. Właśnie dekarbonizacja powinna znaleźć zastosowanie do uzdatniania wód, z których już po napowietrzeniu wytrącają się węglany wapnia. Mankamentem dekarbonizacji wapnem jest konieczność obniżenia pH wody czystej. W wielu wypadkach dla uniknięcia wyodrębnionej korekty pH wystarczy część wody poddać dekarbonizacji, a następnie zmieszać ją z pozostałą częścią wody przed filtracją. Taki układ technologiczny zapewnia nie tylko właściwy skład wody uzdatnionej, ale także bezawaryjną eksploatację filtrów.

### Podsumowanie

Wdrażanie niekonwencjonalnych metod oczyszczania wody podyktowane jest z jednej strony pogorszeniem jakości ujmowanych wód podziemnych, czy infiltracyjnych, a z drugiej strony koniecznością głębokiego ich oczyszczenia celem zapewnienia standardów europejskich jakości wody do picia. W związku z tym przewiduje się znacznie szersze wprowadzanie koagulacji do układu oczyszczania wód podziemnych,

zwłaszcza bezpośrednio w złożu filtracyjnym, co zwiększy stopień odżelazienia wody, a także obniży barwę i stężenie związków organicznych.

Również przewiduje się szersze wdrażanie ziół piroluzytowych, umożliwiających nie tylko obniżenie stężeń związków żelaza i manganu w większym stopniu niż na złożach piaskowych, ale również obniżenie stężenia azotu amonowego. Do usuwania azotu amonowego przydatne są także filtry suche umożliwiające przebieg nitrifikacji. Do usuwania azotu azotanowego zaleca się obecnie najczęściej wymianę jonową. Proces denitrifikacji jest znacznie trudniejszy do wdrożenia, jednakże w dużych zakładach wodociągowych, a także przy wzroście stężenia azotu azotanowego w wodzie surowej, będzie niezbędny i ekonomicznie uzasadniony.

### LITERATURA

1. A. L. KOWAL: Oczyszczanie wód powierzchniowych, podziemnych i infiltracyjnych. Górnictwo Odkrywkowe, 1998, XL, nr 4, ss. 60–71.
2. W. SAWINIĄK: Badania nad zastosowaniem wodorotlenku żelaza do usuwania dużych ilości żelaza i manganu z wód podziemnych. Zeszyty Naukowe PŚI., 1990, seria Inż. Środ., z. 34.
3. A. M. DZIUBEK i in.: Modernizacja technologii oczyszczania wody w ZPW „Na Grobli” we Wrocławiu. Inst. Inż. Ochr. Środow. PWr., raport nr SPR-28, Wrocław 1997 (praca nie publikowana).
4. A. M. DZIUBEK, J. MAĆKIEWICZ: Usuwanie azotu amonowego na filtrach braunsztynowych. Ochrona Środowiska, 1996, nr 2(61), ss. 15–17.
5. E. KOSTRZEWA, T. KONARCZAK, E. CELMAR, Z. SZRAJBER: Zastosowania braunsztynu w wodociągach Ostrowa Wlkp., Obornik Wlkp. oraz Kłodawy. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”, PZITS, Poznań 1992, ss. 336–343.
6. A. L. KOWAL, J. MAĆKIEWICZ: Sposób usuwania azotu amonowego z wody przeznaczonej do celów wodociągowych. Patent nr PL 167399 B1.
7. J. MAĆKIEWICZ: Zastosowanie filtracji suchej do oczyszczania wód. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”, PZITS, Poznań 1992, ss. 326–330.

## Non-Conventional Methods of Groundwater Treatment

*Poland's groundwater resources vary widely in quality, which calls for adequate treatment methods. The paper gives a characterization of those waters and suggests some non-conventional methods of treating them. Thus, lime decarbonization was found to yield quite good treatment effects. Treatment efficiency can be noticeably increased when coagulation is run direct in the*

*filter bed. The use of a pyrolusite bed is recommendable not only because of iron and manganese removal. It provides additionally a decrease of ammonia nitrogen concentration. The paper also describes biological methods for the removal of nitrogen compounds, and provides data on relevant treatment train.*