

Napowietrzanie wody podziemnej jako istotny proces technologiczny w modernizacji małych i średnich stacji uzdatniania wody

Aeration of groundwater as an important technological process in the modernization of small and medium-sized water treatment plants

ALINA PRUSS, PAWEŁ PRUSS, MAŁGORZATA KOMOROWSKA-KAUFMAN

DOI: 10.17512/INSTAL.2026.07.04

Napowietrzanie jest jednym z podstawowych procesów jednostkowych stosowanych w układach usuwania żelaza i manganu z wód podziemnych, szczególnie w małych i średnich stacjach uzdatniania wody (SUW). W artykule przedstawiono znaczenie właściwego doboru metody napowietrzania dla osiągnięcia wymaganych parametrów jakości wody oraz rolę badań pilotowych w procesie projektowania technologii. Wykazano, że zastosowanie aeratora kaskadowego z komorą reakcji umożliwia skuteczne natlenienie wody, usuwanie siarkowodoru, częściowe odgazowanie CO₂ oraz poprawę warunków utleniania Fe(II). Badania pilotowe pozwoliły na określenie optymalnego czasu kontaktu oraz konfiguracji układu technologicznego. Wyniki wskazują, że prawidłowo zaprojektowany proces napowietrzania stanowi podstawę stabilnej i efektywnej pracy stacji uzdatniania wody. Słowa kluczowe: wody podziemne, napowietrzanie, badania pilotowe, uzdatnianie wody, odżelazianie

Aeration is one of the fundamental unit processes used in groundwater iron and manganese removal systems, particularly in small and medium-sized water treatment plants (WTPs). This study presents the importance of selecting an appropriate aeration method for achieving required water quality parameters and highlights the role of pilot studies in the design process. It was demonstrated that the application of a cascade aerator with a reaction tank ensures effective oxygenation, hydrogen sulfide removal, partial CO₂ stripping, and improved oxidation of Fe(II). Pilot studies enabled the determination of optimal contact time and system configuration. The results confirm that a properly designed aeration process is essential for stable and efficient operation of water treatment systems. Keywords: groundwater, aeration, pilot studies, water treatment, iron removal

Wprowadzenie

Proces napowietrzania wody jest jednym z kluczowych procesów technologicznych uzdatniania wód podziemnych, szczególnie w zakresie usuwania żelaza i manganu oraz substancji lotnych pogarszających jakość wody. Napowietrzanie jest powszechnie stosowane zarówno w systemach konwencjonalnych, jak i nowoczesnych rozwiązaniach łączących aerację z filtracją, procesami biologicznymi oraz utlenianiem chemicznym [1-5]. W przypadku uzdatniania wód podziemnych stosowane są przede wszystkim trzy sposoby napowietrzania wody: aeratory ciśnieniowe, aeratory otwarte (kaskadowe, rozdeszczające) oraz układy mieszane. Aeratory ciśnieniowe zapewniają wysoką efektywność natleniania przy niewielkich wymaganiach kubaturowych, jednak ich

zdolność do usuwania gazów rozpuszczonych, w szczególności CO₂ i H₂S, jest ograniczona. Z kolei aeratory otwarte umożliwiają jednocześnie natlenienie i odgazowanie wody, lecz wymagają większej powierzchni zabudowy oraz odpowiednio dobranych warunków hydraulicznych. W literaturze wykazano wysoką skuteczność procesu napowietrzania w usuwaniu żelaza i manganu z wód podziemnych, przy czym efektywność procesu zależy m.in. od odczynu, zawartości materii organicznej oraz czasu kontaktu wody z tlenem [1-6, 13-19].

Żelazo i mangan należą do najczęściej występujących zanieczyszczeń w wodach podziemnych. Do ich utlenienia stosuje się napowietrzanie, proces, który przyspiesza przemiany Fe(II) do Fe(III) oraz Mn(II) do form nierozpuszczalnych [6]. W ostatnich latach obserwuje się rozwój metod biologicznych w usuwaniu żelaza z wód pod-

ziemnych. Jak wskazują Bahuguna i in. [7], bakterie utleniające żelazo mogą stanowić efektywną alternatywę dla metod fizykochemicznych, które bywają ograniczone kosztowo i technologicznie. Jednocześnie procesy biologiczne wymagają obecności tlenu rozpuszczonego, co oznacza, że napowietrzanie pozostaje kluczowym elementem technologii uzdatniania wody, niezależnie od zastosowanej metody usuwania żelaza. Celem procesu napowietrzania wody jest:

- natlenienie wody tlenem z powietrza, w wyniku czego następuje wzrost potencjału redoks oraz zmiana charakteru redukcyjnego napowietrzanej wody podziemnej na utleniający,
- usunięcie z wody ditlenku węgla i innych gazów, takich jak np. siarkowodor, w wyniku czego następuje poprawa właściwości organoleptycznych wody.

Alina Pruss ORCID: 0000-0002-7509-0915, Autor korespondencyjny: alina.pruss@put.poznan.pl Małgorzata KOMOROWSKA-KAUFMAN ORCID: 0000-0002-9767-3943, Politechnika Poznańska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Instytut Inżynierii Środowiska i Instalacji Budowlanych, ul. Berdychowo 4, 61-131 Poznań, malgorzata.komorowska-kaufman@put.poznan.pl, Paweł PRUSS, AQUA S.A., ul. Kanclerska 28 60-327, Poznań e-mail: p.pruss@aquapoznan.pl

Skuteczność procesu napowietrzania zależy od wielu czynników: odczynu wody, który determinuje szybkość utleniania metali [7]; obecności w wodzie materii organicznej, która konkuruje o utleniacze [5, 8, 9]; stężenia substancji lotnych i gazów agresywnych [1, 10].

Zadaniem urządzenia stosowanego do napowietrzania wody jest uzyskanie wymaganego stopnia natlenienia wody ujmowanej, osiągnięcie punktu równowagi węglanowo-wapniowej poprzez usunięcie z wody ditlenku węgla agresywnego oraz innych gazów, np. siarkowodoru. Celem zapewnienia najwyższej efektywności procesu napowietrzania wody należy zapewnić jak największą powierzchnię wymiany gazowej. Z kolei żelazo obecne w wysokim stężeniu w natlenianej wodzie może się wytrącać z wody i osadzać w zastosowanych urządzeniach technicznych, co może utrudniać proces napowietrzania. Może to doprowadzać do nierównomiernego obciążenia rusztów rozszczepiających wodę oraz zmniejszać efektywność jej natleniania i odkwaszania. Należy zatem pamiętać, że wybór odpowiedniego sposobu napowietrzania wody powinien być realizowany na podstawie przedprojektowych badań technologicznych [11].

Celem artykułu jest przedstawienie znaczenia procesu napowietrzania w technologii uzdatniania wód podziemnych. Autorzy na podstawie własnych doświadczeń wykażą, że zastosowanie rozwiązań zweryfikowanych badaniami technologicznymi, może znacząco ułatwić proces projektowania oraz docelowo poprawić efektywność procesów fizykochemicznych zachodzących w oczyszczanej wodzie. Nowatorskim aspektem przedstawionych badań jest analiza możliwości zastosowania aeracji otwartej dla wody charakteryzującej się wysoką zasadowością ($7,02 \pm 0,27$ mval/dm³). W przypadku takich wód standardowo preferowane są rozwiązania ciśnieniowe ograniczające odgazowanie CO₂. Wyniki badań pilotowych wykazały jednak, że zastosowanie aeratora kaskadowego z komorami reakcji pozwala osiągnąć korzystne efekty technologiczne, obejmujące skuteczne usuwanie siarkowodoru oraz intensyfikację utleniania Fe(II).

Metodyka badań

Badania prowadzono dla stacji uzdatniania wody, która ze względu na zwiększone zapotrzebowanie odbiorców na wodę oraz dotychczasowe problemy eksploatacyjne (dozowanie reagentów chemicznych, pienienie wody) związane między innymi z procesem napowietrzania wody miała zostać poddana modernizacji.

Jakość wody podziemnej

W tabeli 1 przedstawiono wybrane wskaźniki i składniki jakości wody ujmowanej. Woda ujmowana charakteryzowała się nieakceptowalnym zapachem (siarkowodoru), odczynem bliskim obojętnemu, wysoką barwą i mętnością, podwyższonymi stężeniami żelaza i manganu, niewielką zawartością chlorków, siarczanów i niskim stężeniem tlenu rozpuszczonego oraz typową dla wód podziemnych stałą temperaturą. Woda została scharakteryzowana jako średnio twarda, z zasadowością alkaliczną, co oznacza, że występowały w niej wodorowęglany sodu i potasu. Przekroczenia, biorąc pod uwagę aktualnie obowiązujące Rozporządzenie Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi z 2026 r. [12], dotyczyły przede wszystkim zapachu, mętności oraz zawartości żelaza i manganu.

Tabela 1. Wybrane średnie parametry jakości ujmowanej wody podziemnej
Table 1. Selected average quality parameters of the groundwater

Parametr	Jednostka	Woda podziemna	Wartość dopuszczalna*
temp.	°C	11,42 ± 0,37	-
tlon	mg O ₂ /dm ³	0,34 ± 0,40	-
Redox	mV	-32,00 ± 7,17	-
mętność	NTU	4,65 ± 7,33	≤ 1
barwa	mg Pt/dm ³	27,89 ± 5,94	akceptowalna
zapach	-	2 (H2S)	akceptowalny
pH	-	7,14 ± 0,08	6,5-9,5
zasadowość	mval/dm ³	7,02 ± 0,27	-
CO ₂ wolny	mg CO ₂ /dm ³	42,73 ± 2,94	-
CO ₂ agresywny	mg CO ₂ /dm ³	brak	-
żelazo ogólne	mg Fe/dm ³	4,79 ± 1,42	0,2
mangan	mg Mn/dm ³	0,15 ± 0,05	0,05
utlenialność	mg O ₂ /dm ³	4,16 ± 0,26	-
OWO	mg C/dm ³	4,19 ± 0,20	-
chlorki	mg Cl/dm ³	26±2	250
siarczany	mg SO ₄ /dm ³	5,2±0,5	250
azot amonowy	mg /dm ³	0,43 ± 0,04	0,5
azot azotynowy	mg /dm ³	<0,006	0,1
azot azotanowy	mg /dm ³	<0,10	50

* Rozporządzenie Ministra Zdrowia (2026)

Instalacja doświadczalna

Stanowisko badawcze składało się z aeratora do napowietrzania wody oraz dwóch zbiorników kontaktowych, które umożliwiały symulację różnych czasów kontaktu. Instalacja badawcza pracowała z wydajnością 2800-3000 dm³/h. Natężenie przepływu wody podziemnej dopływającej do aeratora, w zależności od potrzeb, było regulowane przy wykorzystaniu zainstalowanych rotametrów (rys. 1).

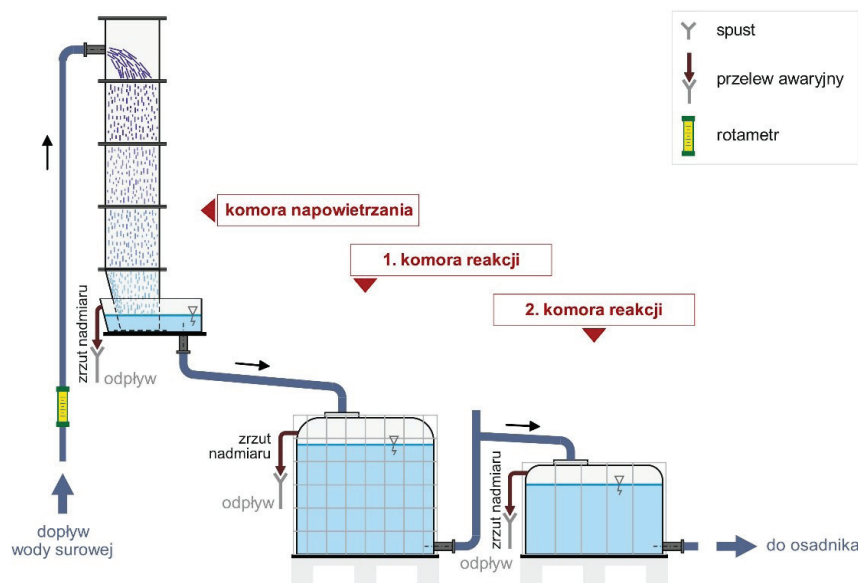
Woda ujmowana bezpośrednio ze studni była doprowadzana do instalacji badawczej i przepływała do aeratora (rys. 2). Aerator stanowiła kolumna wysokości około 2,5 m wykonana ze stali kwasoodpornej składająca się z pięciu segmentów, w których zostały umieszczone ruszty rozszczepiające wodę. Woda surowa wpływała od góry do komory wlotowej aeratora, po czym przepływała kolejno przez pięć segmentów urządzenia. W ostatnim dolnym segmencie, poprzez otwory umiejscowione w ścianie segmentu aeratora wypływała do tacy, skąd woda napowietrzona i odgazowana spływała grawitacyjnie do komór reakcji.

Jako komory reakcji wykorzystano typowe zbiorniki o objętości 1000 dm³ i 600 dm³. Instalacja badawcza umożliwiała eksploatację obu zbiorników równocześnie lub każdego z nich osobno (rys. 3). Taka konfiguracja komór reakcji umożliwiła pracę instalacji badawczej przy różnych czasach przetrzymania wody (czasach kontaktu umożliwiających zajście pożądanych reakcji chemicznych).

Ze względu na charakterystykę wody surowej tj. występowanie zasadowości alkalicznej (wodorowęglany sodu i potasu) w badaniach technologicznych zaproponowano zastosowanie otwartego napowietrzania wody z komorą reakcji (kontaktową). Badania technologiczne prowadzono z wykorzystaniem technicznego aeratora przy jego pełnym obciążeniu hydraulicznym. Aerator zasilano wodą podziemną z pokładów czwartorzędowych, ujmowaną ze studni głębinowej zlokalizowanej około 2 km od SUW.

Metodyka i zakres badań

Badania technologiczne prowadzone były przez 4 tygodnie z wykorzystaniem instalacji w skali pilotażowej. Instalacja ta spełniała wszystkie niezbędne kryteria podobieństwa hydraulicznego i technologicznego w stosunku do instalacji w skali technicznej, będącej przedmiotem projektu technicznego. Analizy wykonywano w 1, 2, 5, 9, 12, 21, 22, 23 oraz 26 dniu eksploatacji instalacji pilotażowej. Dla każdego punktu pomiarowego oznaczano



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego
Fig. 1. Diagram of the research installation



Rys. 2. Aerator do napowietrzania wody
Fig. 2. Aerator for aerating water



Rys. 3. Instalacja badawcza: widoczne dwie komory reakcji (komora nr 1) wypełniona wodą napowietrzoną (komora nr 2) pusta
Fig. 3. Research installation: two reaction chambers visible (chamber no. 1) filled with aerated water (chamber no. 2) empty

temperaturę, pH, potencjał redoks, stężenie tlenu rozpuszczonego, mętność, barwę, zasadowość, stężenie żelaza ogólnego oraz stężenie żelaza dwuwartościowego. Wodę do badań ujmowano ze studni. Zakres badań obejmował ustalenie czasu kontaktu wody z powietrzem oraz analizy chemiczne wskaźników i składników jakości wody przed każdym urządzeniem oraz po każdym urządzeniu o decydującym znaczeniu dla procesu napowietrzania (aerator, komora lub komory reakcji). Próbkę pobierano w czterech punktach technologicznych:

1. woda surowa dopływająca do aeratora,
2. woda po aeratorze kaskadowym,
3. woda po pierwszej komorze reakcji,
4. woda po drugiej komorze reakcji.

W każdym punkcie wykonywano oznaczenia parametrów fizykochemicznych wody zgodnie z zakresem badań.

W celu ustalenia czasu kontaktu wody z tlenem rozpuszczonym do 7 butelek o pojemności 250 ml pobrano 6 próbek wody napowietrzonej do oznaczenia Fe (II) i Fe (III) oraz 1 próbkę do oznaczenia stężenia tlenu rozpuszczonego.

Próbki do oznaczenia żelaza utrwalało kwasem solnym:

- pierwszą natychmiast po pobraniu (0 min),
- drugą po 6 min kontaktu wody z powietrzem,
- trzecią po 10 min kontaktu wody z powietrzem,
- czwartą po 16 min kontaktu wody z powietrzem,
- piątą po 24 min kontaktu wody z powietrzem,
- szóstą po 40 min kontaktu wody z powietrzem.

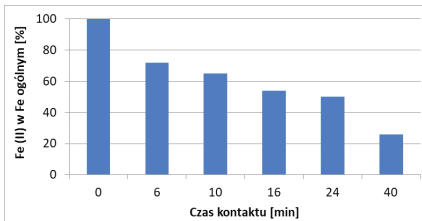
Równolegle w nieutrwalonej próbce mierzono stężenie tlenu rozpuszczonego po określonym czasie tj. natychmiast oraz po 6, 10, 16, 24 i 40 min. Następnie w utrwalonych próbkach oznaczono stężenia Fe (II) i Fe (III).

Ponadto analizowano: temperaturę, odczyn, zasadowość, kwasowość, mętność, barwę, zapach, stężenie tlenu rozpuszczonego, potencjał redoks, stężenie żelaza ogólnego i dwuwartościowego.

Wyniki badań

Wyznaczenie wymaganego czasu kontaktu w komorach reakcji

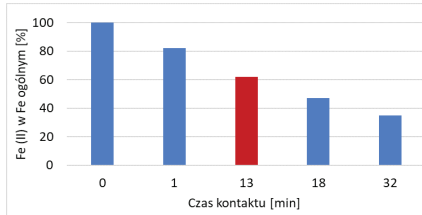
W trakcie trwania badań pilotowych, korzystając z wody napowietrzonej pobranej bezpośrednio po aeratorze, wyznaczono wymagany orientacyjny czas kontaktu w komorach reakcji. Uzyskane wyniki utleniania żelaza (II) zaprezentowano na rysunku 4.



Rys. 4. Procentowy udział Fe (II) w żelazie ogólnym w funkcji czasu kontaktu wody napowietrzonej (jar testy)
Fig. 4. Percentage of Fe (II) in total iron as a function of aerated water contact time (jar tests)

Za właściwy czas kontaktu przyjmuje się taki, po którego upływie zawartość Fe (II) będzie wynosiła od 50 do 70%. Na podstawie przeprowadzonych testów technologicznych wyznaczono, że optymalny czas kontaktu analizowanej wody podziemnej z powietrzem powinien wynosić od 10 min do 16 min.

Na rysunku 5 przedstawiono wyniki obrazujące udział Fe (II) w wodzie napowietrzonej otrzymane podczas badań technologicznych realizowanych w instalacji pilotowej (wykorzystanie odpowiednio wypełnionych komór reakcji). Czas kontaktu: 1 min - po aeratorze, 13 min - po komorze nr 2, 18 min - po komorze nr 1, 32 min - po aeratorze i obu komorach.



Rys. 5. Udział Fe(II) w żelazie ogólnym [%] w funkcji czasu kontaktu wody napowietrzonej w czasie realizacji badań technologicznych (instalacja badawcza)
Fig. 5. Share of Fe(II) in total iron [%] as a function of aerated water contact time during technological tests (research installation)

Wyniki uzyskane podczas badań pilotowych potwierdzają, że czas kontaktu, po którego upływie zawartość Fe (II) wynosiła 50-70%, był zgodny z testami technologicznymi i wynosił dla wody napowietrzonej z analizowanej studni od 13 min do 15 min.

Jakość wody po procesie napowietrzania

W tabeli 2 zaprezentowano średnie wartości parametrów jakości wody po procesie napowietrzania wody w aeratorze kaskadowym oraz po jej przetrzymaniu w komorach reakcji.

Analiza wyników wskazuje, że napowietrzanie oraz przetrzymanie wody w komorach reakcji wpływały na zmianę wybranych parametrów fizykochemicznych wody.

Tabela 2. Wybrane wartości średnie parametrów jakości wody po procesie napowietrzania
Table 2. Selected average values of water quality parameters after the aeration process

Parametr	Jednostka	Woda po aeratorze kaskadowym	Woda po komorze reakcji 1	Woda po komorze reakcji 2
temp.	°C	11,71 ± 0,52	12,16 ± 0,71	11,85 ± 0,66
tlen	mg O ₂ /dm ³	8,24 ± 1,02	-	-
mętność	NTU	20,71 ± 7,64	33,30 ± 2,93	33,00 ± 9,80
barwa	mg Pt/dm ³	16,9 ± 2,18	17,17 ± 1,60	15,80 ± 1,32
zapach	-	2 R (H ₂ S)	2R	1R
pH	-	7,29 ± 0,11	7,26 ± 0,14	7,32 ± 0,13
zasadowość	mval/dm ³	7,08 ± 0,22	7,07 ± 0,39	7,23 ± 0,53
CO ₂ wolny	mg CO ₂ /dm ³	25,43 ± 3,44	24,36 ± 1,41	24,24 ± 4,55
CO ₂ agresywny	mg CO ₂ /dm ³	brak	brak	brak
żelazo ogólne	mg Fe/dm ³	4,38 ± 1,63	5,06 ± 0,68	4,47 ± 0,78
żelazo (II)	mg Fe/dm ³	3,13 ± 0,43	2,34 ± 0,26	1,94 ± 0,59
redoks	mV	114,28 ± 51,06	151,00 ± 17,39	126,58 ± 33,57

Temperatura wody we wszystkich punktach pomiarowych mieściła się w przedziale od 11,71 do 12,16°C. Niewielkie różnice świadczą o stabilnych warunkach prowadzenia procesu oraz braku istotnego wpływu układu technologicznego na zmianę temperatury wody.

Mętność była najwyższa w wodzie po komorach reakcji i wynosiła odpowiednio 33,30 ± 2,93 NTU dla komory reakcji 1 oraz 33,00 ± 9,80 NTU dla komory reakcji 2, podczas gdy po aeratorze kaskadowym średnia mętność wynosiła 20,71 ± 7,64 NTU. Wzrost mętności po komorach reakcji można wiązać z intensyfikacją procesów utleniania żelaza oraz tworzeniem się zawieszin wodorotlenków żelaza, które zwiększały liczbę cząstek zawieszonych w wodzie.

Barwa rzeczywista była podobna w całym układzie technologicznym. Najniższą średnią wartość odnotowano po komorze reakcji 2 (15,80 ± 1,32 mg Pt/dm³), co może świadczyć o częściowym usuwaniu związków powodujących zabarwienie wody poprzez adsorpcję na tworzących się kłaczkach wodorotlenku żelaza III. Różnice pomiędzy poszczególnymi etapami procesu napowietrzania były jednak niewielkie.

Istotnej poprawie uległy właściwości organoleptyczne wody. Po aeratorze kaskadowym stwierdzono zapach określony jako „2R (H₂S)”, wskazujący na obecność siarkowodoru. Po przetrzymaniu wody w komorze reakcji nr 1 intensywność zapachu zmniejszyła się do „2R”, a następnie do „1R” po komorze reakcji 2. Świadczy to o skutecznym usuwaniu lotnych związków siarki w procesie napowietrzania i utleniania.

Odczyn wody pozostawał stabilny, lekko zasadowy w całym badanym układzie, osiągając wartości od 7,26 do 7,32. Stabilność pH wskazuje, że proces technologiczny nie powodował zakwaszenia ani nadmiernego wzrostu alkaliczności wody. Zasadowość wody wynosiła około 7 mval/dm³, co świadczy o dobrej pojemności buforowej badanej wody.

Zawartość wolnego ditlenku węgla nieznacznie zmniejszała się w kolejnych etapach procesu z 25,43 ± 3,44 mg CO₂/dm³ po aeratorze do 24,24 ± 4,55 mg CO₂/dm³ po komorze reakcji 2. Jednocześnie nie stwierdzono obecności agresywnego CO₂, co wskazuje na brak właściwości korozyjnych badanej wody względem materiałów instalacyjnych.

Potencjał oksydoredukcyjny (redoks) wzrósł z 114,28 ± 51,06 mV po aeratorze do 151,00 ± 17,39 mV po komorze reakcji 1, co świadczy o zwiększeniu właściwości utleniających środowiska wodnego. Po komorze reakcji 2 wartość redoks obniżyła się do 126,58 ± 33,57 mV, jednak nadal pozostawała wyższa niż po aeratorze. Zmiany te potwierdzają intensyfikację procesów utleniania zachodzących w komorach reakcyjnych.

Analiza zawartości żelaza wykazała częściową skuteczność procesu utleniania. Stężenie żelaza ogólnego było wysokie i nie wykazywało wyraźnej tendencji spadkowej, osiągając wartości od 4,38 ± 1,63 do 5,06 ± 0,68 mg Fe/dm³. Jednocześnie obserwowano systematyczny spadek stężenia żelaza dwuwartościowego Fe(II) z 3,13 ± 0,43 mg Fe/dm³ po aeratorze do 1,94 ± 0,59 mg Fe/dm³ po komorze reakcji 2. Wskazuje to na zachodzenie procesu utleniania Fe(II) do Fe(III), jednak bez pełnego usunięcia powstałych produktów utleniania z wody co jest zgodne z funkcją tych urządzeń. Rysunki 6 i 7 obrazują zmiany stężeń żelaza ogólnego oraz żelaza (II) w wodzie po procesie napowietrzania w aeratorze kaskadowym podczas realizacji badań pilotowych. Wartości przedstawiono jako średnią ± odchylenie standardowe.

Pojedyncze przypadki wzrostu stężenia żelaza ogólnego po napowietrzaniu mieściły się w zakresie niepewności pomiarowej oraz naturalnej zmienności jakości ujmowanej wody. Dodatkowo proces napowietrzania powodował utlenienie żelaza rozpuszczonego do form nierozpuszczalnych w wodzie, które nadal były oznaczane jako żelazo ogólne.

Czas kontaktu wody z powietrzem podczas przepływu wody przez aerator kaskadowy wynosił 1 min, w pierwszej komorze reakcji 18 min, a w drugiej 13 min. Sumaryczny czas kontaktu wody z powie-

trzem przy przepływie przez aerator oraz obie komory reakcji wynosił 32 min. Niezależnie od zastosowanego czasu kontaktu woda po jej przetrzymaniu w komorze reakcji nadal charakteryzowała się pod-

wyższą zawartością żelaza ogólnego, ale żelazo na drugim stopniu utlenienia, które znajdowało się w wodzie ujmowanej, zostało częściowo utlenione do żelaza na trzecim stopniu utlenienia, nierozpuszczalnego w wodzie (rys. 8 i 9).

Proces napowietrzania wody w aeratorze kaskadowym oraz jej przetrzymanie w komorze kontaktu przyczyniły się przede wszystkim do poprawy zapachu wody, oraz skutecznego utleniania żelaza dwuwartościowego. Proces nie spowodował istotnego obniżenia stężenia żelaza ogólnego ani mętności, co sugeruje konieczność zastosowania kolejnego procesu technologicznego, tj. filtracji pospiesznej. Przetrzymanie wody napowietrzanej w komorach reakcji umożliwiło uzyskanie w wodzie około 50% zawartości Fe (II), co ma szczególne znaczenie w przypadku dalszej filtracji wody, gdyż taki udział Fe (II) sprzyja katalitycznemu utlenianiu żelaza w złożu filtracyjnym, co może wydłużyć cykl filtracyjny.

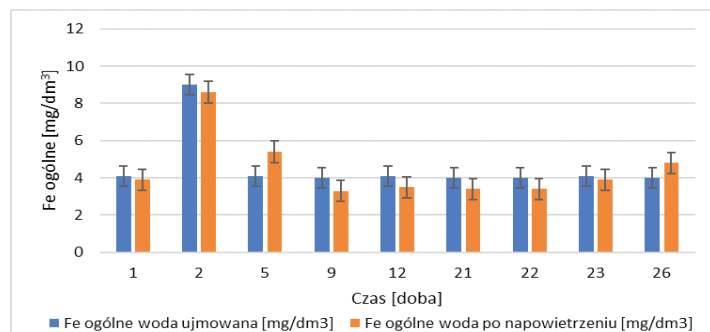
Obecność materii organicznej mogła częściowo ograniczać szybkość utleniania Fe(II), gdyż związki organiczne tworzą kompleksy z żelazem oraz konkurują o dostępny tlen rozpuszczony. Może to tłumaczyć utrzymywanie się podwyższonych stężeń żelaza ogólnego pomimo skutecznego natlenienia wody.

Dyskusja wyników badań

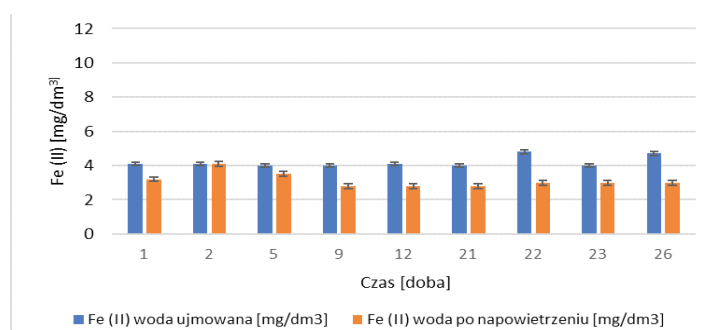
Przeprowadzone badania wykazały, że zastosowanie aeratora kaskadowego połączonego z komorami reakcji umożliwiło skuteczne natlenienie wody podziemnej oraz stworzenie warunków sprzyjających utlenianiu żelaza dwuwartościowego. Stężenie tlenu rozpuszczonego wzrosło z $0,34 \pm 0,40 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ w wodzie surowej do $8,24 \pm 1,02 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ po procesie napowietrzania, czemu towarzyszył wzrost potencjału redoks oraz stopniowe zmniejszanie udziału Fe(II) w żelazie ogólnym. Wyniki te potwierdzają, że zastosowany układ technologiczny zapewnił warunki niezbędne do prawidłowego przebiegu procesów utleniania zachodzących przed filtracją.

Na podstawie testów technologicznych ustalono, że optymalny czas kontaktu wody z tlenem wynosił od 10 min do 16 min. W tym przedziale udział Fe(II) w żelazie ogólnym osiągał wartość 50-70%, uznawany za korzystny z punktu widzenia dalszego procesu filtracji. Uzyskane wyniki są zgodne z obserwacjami innych autorów, którzy wskazują, że skuteczność utleniania żelaza zależy nie tylko od stężenia tlenu rozpuszczonego, ale również od czasu kontaktu, odczynu wody oraz jej składu chemicznego [1, 6, 10].

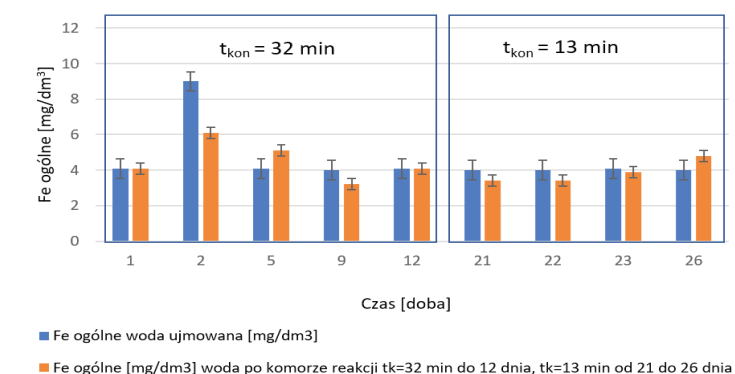
Pomimo skutecznego natlenienia nie zaobserwowano istotnego obniżenia stężenia żelaza ogólnego. Jest to zgodne



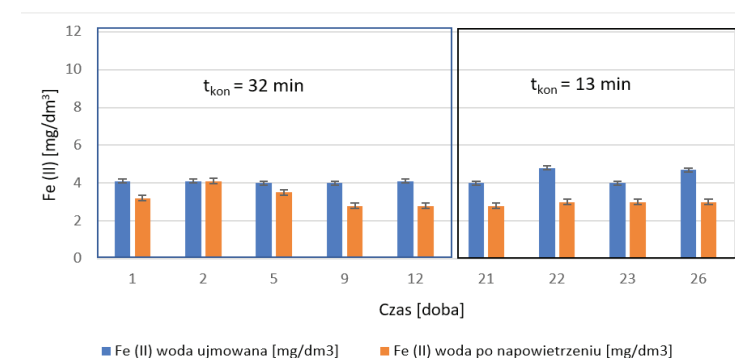
Rys. 6. Zmiany stężenia żelaza ogólnego po procesie napowietrzania w aeratorze kaskadowym
Fig. 6. Changes in the concentration of total iron after the aeration process in the cascade aerator



Rys. 7. Zmiany stężenia Fe (II) po procesie napowietrzania w aeratorze kaskadowym
Fig. 7. Changes in Fe (II) concentration after the aeration process in the cascade aerator



Rys. 8. Zmiany stężenia żelaza ogólnego po komorach reakcji
Fig. 8. Changes in total iron concentration after reaction chambers



Rys. 9. Zmiany stężenia żelaza dwuwartościowego po komorach reakcji
Fig. 9. Changes in the concentration of divalent iron after the reaction chambers

z mechanizmem działania badanego układu technologicznego, którego zadaniem było utlenienie Fe(II) do Fe(III), a nie fizyczne usunięcie produktów utleniania. Powstające wodorotlenki żelaza pozostawały w wodzie w postaci zawiesin i były oznaczane jako żelazo ogólne. Potwierdzeniem tego zjawiska był jednoczesny wzrost mętności po komorach reakcji. W pojedynczych próbkach obserwowano również nieznaczny wzrost stężenia żelaza ogólnego w stosunku do wody surowej. Zjawisko to można tłumaczyć naturalną zmiennością jakości ujmowanej wody, niejednorodnością tworzących się zawiesin oraz niepewnościami pomiarową oznaczeń analitycznych.

Istotnym czynnikiem wpływającym na przebieg procesu była obecność substancji organicznych. Stężenie OWO wynoszące średnio $4,19 \pm 0,20$ mg C/dm³ oraz utlenialność wynosząca $4,16 \pm 0,26$ mg O₂/dm³ wskazują na obecność materii organicznej zdolnej do tworzenia kompleksów z żelazem. Jak wykazano w literaturze, związki organiczne mogą ograniczać szybkość utleniania Fe(II) oraz utrudniać tworzenie łatwo sedymentujących produktów reakcji [5, 8]. Może to częściowo wyjaśniać utrzymywanie się wysokiego stężenia żelaza ogólnego pomimo skutecznego przebiegu procesu natleniania.

Ważnym efektem technologicznym było również usunięcie siarkowodoru odpowiedzialnego za nieakceptowalny zapach wody. Już po procesie napowietrzania zaobserwowano wyraźną poprawę właściwości organoleptycznych, a dalsze przetrzymanie wody w komorach reakcji dodatkowo ograniczało intensywność zapachu. Potwierdza to wysoką skuteczność aeracji otwartej w usuwaniu gazów rozpuszczonych, co jest jedną z jej głównych przewag nad układami ciśnieniowymi.

Nowatorskim aspektem przeprowadzonych badań jest wykazanie zasadności zastosowania aeracji otwartej dla wody charakteryzującej się wysoką zasadowością ($7,02 \pm 0,27$ mval/dm³). W praktyce projektowej dla takich wód często preferowane są układy ciśnieniowe, ograniczające odgazowanie CO₂. Wyniki badań pilotowych wykazały jednak, że zastosowanie aeratora kaskadowego z komorami reakcji umożliwiło jednoczesne skuteczne natlenienie wody, usunięcie siarkowodoru oraz uzyskanie pożądanego stopnia utlenienia Fe(II). Oznacza to, że sama zasadowość wody nie powinna stanowić jedynego kryterium wyboru sposobu napowietrzania, a ostateczne decyzje technologiczne powinny być poprzedzone badaniami pilotowymi.

Wnioski

1. Zastosowanie aeratora kaskadowego umożliwiło skuteczne natlenienie wody podziemnej, zwiększając stężenie tlenu rozpuszczonego z $0,34 \pm 0,40$ do $8,24 \pm 1,02$ mg O₂/dm³.

2. Proces napowietrzania spowodował wzrost potencjału oksydoredukcyjnego oraz stworzył warunki sprzyjające utlenianiu żelaza dwuwartościowego do żelaza trójiwartościowego.

3. Na podstawie badań technologicznych ustalono, że optymalny czas kontaktu wody z tlenem wynosił od 10 do 16 min. W tym zakresie udział Fe(II) w żelazie ogólnym osiągał wartości od 50% do 70%.

4. Napowietrzanie oraz przetrzymanie wody w komorach reakcji nie powodowały istotnego obniżenia stężenia żelaza ogólnego, lecz prowadziło do jego utlenienia do form nierozpuszczalnych wymagających usunięcia w kolejnych etapach uzdatniania.

5. Proces aeracji skutecznie ograniczał obecność siarkowodoru i poprawiał właściwości organoleptyczne wody.

6. Uzyskane wyniki wykazały, że aeracja otwarta z komorami reakcji może być skutecznie stosowana również w przypadku wód o wysokiej zasadowości, pod warunkiem właściwego doboru parametrów technologicznych potwierdzonego badaniami pilotowymi.

Podziękowania

Badania zrealizowano w ramach projektu dla przemysłu 01/13/PRJG/0845 oraz badań naukowych 0713/SBAD/1027 PB.

Bibliografia

- [1] Refay, N. H., Abdel Mageed, N. B., Mahmoud, A. S., Elzahry, E. F. M., & Mostafa, M. K. (2026). A pilot-scale plant for iron removal from drinking water using oxidation, aeration, and filtration. *Air, Soil and Water Research*, 19, 1–14. <https://doi.org/10.1177/11786221251412687>
- [2] Shrestha, A. M., Kazama, S., Sawangjang, B., & Takizawa, S. (2024). Improvement of removal rates for iron and manganese in groundwater using dual-media filters filled with manganese-oxide-coated sand and ceramic in Nepal. *Water*, 16 (17), 2450. <https://doi.org/10.3390/w16172450>
- [3] Haukelidsaeter, S., Boersma, A. S., Piso, L., Lenstra, W. K., van Helmond, N. A. G. M., Schoonenberg, F., van der Pol, E., Hurlarte, L. C. C., van der Wielen, P. W. J. J., Behrends, T., van Kessel, M. A. H. J., Lückert, S., & Slomp, C. P. (2024). Efficient chemical and microbial removal of iron and manganese in a rapid sand filter and impact of regular backwash. *Applied Geochemistry*, 162, 105904. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2024.105904>
- [4] Gourich, B., Kouzbou, S., Najid, N., Ait El Mahjoub, A., Outaleb, H., Vial, C., Cockx, A., Stiriba, Y., Necibi, M. C., & Fenniri, H. (2025). Role of manganese oxides for enhanced removal of dissolved manganese by aeration process using pilot-scale bubble column: Autocatalysis, kinetic modeling, performance comparison, and economic evaluation. *Journal of Environmental Management*, 387, 125873. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125873>
- [5] Potgieter, J. H., McCrindle, R. I., & Sihlali, Z. (2005). Removal of iron and manganese from water with a high organic carbon loading. Part I: The effect of various coagulants. *Water, Air, and Soil Pollution*, 162, 49–59. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-5992-x>

- [6] Prapolski, D., & Romanovski, V. (2025). Recent advances in underground water deironing and demanganization: Comprehensive review. *Journal of Water Process Engineering*, 70, 107089. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107089>
- [7] Bahuguna, M., Joshi, N., Bhandari, G., Singh, P., Gupta, S., Rafatullah, M., Anggayasthi, W. L. & Huda, N. (2025). Biological removal of iron content from water sources using iron-oxidizing bacteria: A review. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 37(1), 2556182. <https://doi.org/10.1080/26395940.2025.2556182>
- [8] Pruss, A., Komorowska-Kaufman, M., & Pruss, P. (2021). Removal of organic matter from underground water—A pilot scale technological research. *Applied Water Science*, 11, 158. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01490-6>
- [9] Xiong, Z., Yang, B., Wang, J., Cheng, Y., Wen, G., Huang, T., Wan, Q., & Wang, F. (2025). Enhanced oxidative removal of ammonia from groundwater: Performance, kinetics, and mechanisms of ferric aluminate gel-strengthened filter media. *Chemical Engineering Journal*, 521, 167180. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.167180>
- [10] Klymenko, R., Cerutti, L., Colombo, M. B. A., Fuchs, E. C., Woisetschlager, J., Hoeben, W. F. L. M., & Agostinho, L. L. F. (2025). Enhanced groundwater aeration with a geometrically constrained vortex. *Water*, 17(4), 506. <https://doi.org/10.3390/w17040506>
- [11] Pruss, P., Pruss, A., & Komorowska-Kaufman, M. (2018). Configuration of a pilot station in a technological investigation of groundwater treatment. *E3S Web of Conferences*, 44, 00148. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184400148>
- [12] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 22 maja 2026 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. 2026 poz. 748).
- [13] Hidayah, E. N., Cahyonugroho, O. H., Dienullah, R. M. A., & Pradani, B. K. (2025). Performance of venturi aerator combined with zeolite filter for removing iron and manganese. *Nature Environment and Pollution Technology*, 24(3), D1717. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2025.v24i03.D1717>
- [14] Propolsky, D., & Romanovski, V. (2025). Iron and manganese removal from groundwater: Filter media performance and pathways to polyfunctional applications. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 11, 2499-2515. <https://doi.org/10.1039/D5EW00751H>
- [15] Musa, M. A., Mah, S., Ng, Y. S., Lim, S., & Chew, C. M. (2023). Iron removal from groundwater through oxidation with DMI-65. *International Journal of Engineering Advanced Research*, 5(1), 1–11.
- [16] Ingtyas, A. P. M., Farahdiba, A. U., & Purnomo, Y. S. (2025). Performance of aeration for iron and manganese removal in contaminated well water. *Asian Journal of Applied Research for Community Development and Empowerment*, 9(3). <https://doi.org/10.29165/ajarcde.v9i3.798>
- [17] Costa, D. J. L., Collyer, G., & Silva, W. T. L. (2025). Gravity aeration system in cascade for pisciculture in field condition. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 30, e20240086. <https://doi.org/10.1590/s1413-415220240086>
- [18] Puri, D., Sihag, P., & Thakur, M. S. (2023). A review: Aeration efficiency of hydraulic structures in diffusing dissolved oxygen in water. *MethodsX*, 10, 120292. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2023.120292>
- [19] Alamatian, E., Einafshar, E., Durin, B., & Nakić, D. (2025). Real-scale evaluation of cascade aeration, coagulation, and filtration on odor removal. *Journal of Water Process Engineering*, 79, 109059. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.109059>