



Przydatność koagulacji w oczyszczaniu wody podziemnej

Izabela Krupińska
Uniwersytet Zielonogórski

1. Wstęp

Układ technologiczny oczyszczania wody podziemnej zależy od jej składu fizyczno-chemicznego, a zwłaszcza od stężenia zanieczyszczeń organicznych. W przypadku wód charakteryzujących się zwiększoną zawartością substancji organicznych i związków żelaza oraz zwiększoną intensywnością barwy zastosowanie konwencjonalnego układu oczyszczania wód podziemnych nie zapewnia wymaganej skuteczności ich oczyszczania. Spowodowane to jest obecnością barwnych, koloidalnych oraz w różnym stopniu rozpuszczalnych w wodzie połączeń żelazo-organicznych [6, 9]. Zdaniem wielu autorów [2, 5, 7], jedną z przyczyn stabilizacji żelaza przez substancje organiczne w wodach podziemnych jest tworzenie tzw. koloidów ochronnych o charakterze hydrofilowym, powstających w wyniku adsorpcji substancji organicznych na powierzchni wodorotlenku żelaza (III). Stopień dyspersji połączeń żelaza z substancjami organicznymi i ich stabilność w wodzie zależą od wartości ilorazu stężeń ligandu organicznego do metalu. Ze wzrostem stężenia substancji organicznych zwiększa się stabilność oraz stopień dyspersji połączeń żelazoorganicznych, a tym samym zmniejsza się możliwość ich usuwania w konwencjonalnym układzie technologicznym oczyszczania wody podziemnej [2, 8]. W związku z tym, podejmowane są różne próby intensyfikacji usuwania żelaza występującego w połączeniach z ligandami organicznymi. Jednym z nich jest stosowanie zamiast napowietrzania utleniaczy chemicznych, najlepiej manganianu (VII) potasu, ponieważ powstający w wyniku utleniania tlenek manganu (IV), działając jako obciążnik i adsorbent poprawia właściwości sedymentacyjne aglomera-

tów żelazoorganicznych. Celowość stosowania innych utleniaczy takich jak chlor, ozon czy nadtlenek wodoru jest dyskusyjna. Wykorzystanie chloru do utleniania żelaza występującego wspólnie z substancjami organicznymi jest niewskazane z uwagi na powstawanie chlorowanych związków organicznych. Zastosowanie, jako utleniacza ozonu lub nadtlenku wodoru powoduje rozfrakcjonowanie dużych cząsteczek organicznych na mniejsze, a pozostałe w wodzie pośrednie organiczne produkty utleniania związków organicznych w dalszym ciągu stabilizują żelazo, tworząc połączenia żelazoorganiczne, do usunięcia których nie wystarczają procesy sedymentacji i filtracji. Układ technologiczny oczyszczania takiej wody podziemnej powinien zawierać proces usuwający żelazo występujące wspólnie ze związkami organicznymi. Warunek ten spełnia koagulacja najlepiej koagulantami glinowymi, podczas której następuje destabilizacja koloidalnych połączeń żelazoorganicznych przez kationy koagulantów lub ich dodatkowo naładowane hydroksykompleksy, a także adsorpcja na cząsteczkach wodorotlenków metali stosowanych koagulantów [1, 3, 4].

2. Przedmiot, cel i metodyka badań

Przedmiotem badań była woda podziemna z utworów czwartorzędowych charakteryzująca się zmiennym składem fizyczno-chemicznym. Zakresy wartości wybranych wskaźników składu fizyczno-chemicznego wody surowej podano w tabeli 1. Badana woda zawierała znaczne stężenia żelaza oraz podwyższone związków organicznych i manganu, a jej mętność i intensywność barwy wskazywały na obecność koloidalnych i rozpuszczonych połączeń żelaza ze związkami organicznymi. Celem badań było określenie efektywności poszczególnych procesów jednostkowych układu technologicznego oczyszczania wody podziemnej zawierającej żelazo i substancje organiczne, ze szczególnym uwzględnieniem procesu koagulacji.

W badaniach określono efektywność następujących układów technologicznych:

- utlenianie Fe(II), flokulacja, sedymentacja,
- utlenianie Fe(II), flokulacja, sedymentacja, filtracja przez „wpracowane” złożo filtracyjne,
- utlenianie Fe(II), koagulacja, sedymentacja,

Tabela 1. Charakterystyka badanej wody podziemnej**Table 1.** Characteristics of groundwater

Wskaźnik	Jednostka	Wartości		
		Min.	Średnia	Max.
Temperatura (T)	°C	10,9	12,6	15,6
pH	–	6,97	–	7,25
Tlen rozpuszczony	mg O ₂ /dm ³	0,50	0,93	1,56
Barwa (B)	mg Pt/dm ³	10	20	38
Mętność (M)	NTU	9,84	16,26	29,00
Żelazo ogólne (Fe _{og})	mg Fe/dm ³	2,48	4,05	5,99
Żelazo (II) (Fe(II))	mg Fe/dm ³	1,20	2,18	4,36
Żelazo (III) (Fe(III))	mg Fe/dm ³	1,08	1,87	2,91
Zasadowość M (zasM)	mval/dm ³	3,40	3,60	3,70
Mangan (Mn)	mg Mn/dm ³	0,20	0,29	0,37
Utlenialność	mg O ₂ /dm ³	3,50	4,10	5,70
Ogólny Węgiel Organiczny (OWO)	mg C/dm ³	3,729	4,260	5,300

- utlenianie Fe(II), koagulacja, sedymentacja, filtracja przez „wpracowane” złożo filtracyjne. W celu utlenienia jonów Fe(II) wodę poddawano 15 min napowietrzaniu lub dawkowano utleniacze chemiczne KMnO₄ lub H₂O₂. Stosowano stechiometryczne dawki utleniaczy chemicznych z uwagi na stężenie Fe(II) w wodzie surowej, a czas utleniania wynosił 5 min. Po napowietrzaniu, bądź utlenianiu chemicznym stosowano flokulację w czasie 25 minut, sedymentację (1–24 h), a w niektórych seriach badawczych również filtrację przez złożo „wpracowane” z prędkością 5–10 m/h. Przed procesem koagulacji w celu utlenienia jonów Fe(II) do Fe(III) stosowano, jako utleniacze tlen rozpuszczony, KMnO₄ lub H₂O₂. Koagulację objętościową prowadzono w próbkach wody o objętości 1 dm³. Stosowano szybkie mieszanie przez 1 min z intensywnością 250 obr/min i wolne mieszanie przez 25 minut z intensywnością 30 obr/min. Jako koagulanty stosowano siarczan (VI) glinu (SAL) oraz chlorek poliglinu (PAX-XL60). Dawki koagulantów wyrażano w mgAl/dm³ i zmieniano je w zakresie od 1 do 6 mgAl/dm³. Po koagulacji próbki wody poddawano 2 h sedymentacji, a w niektórych seriach badawczych dodatkowo filtracji przez złożo filtracyjne „wpracowane” z prędkością 5–10 m/h. Jako kryterium skutecznego oczyszczania wody przyjęto zmniejszenie wartości badanych stężeń zanieczyszczeń do wartości

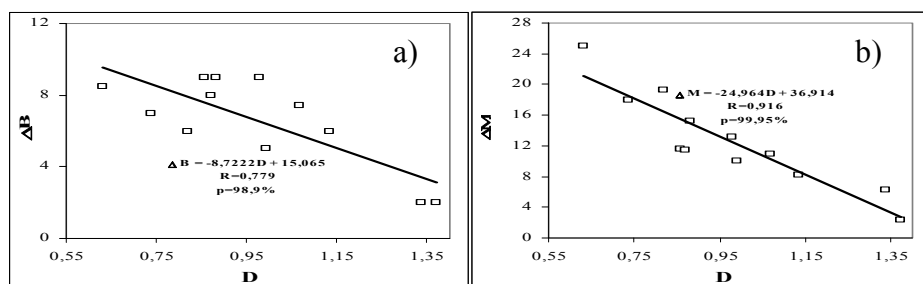
dopuszczalnych w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi, określonych w rozporządzeniu Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 z późniejszymi zmianami [10]. W artykule efekty oczyszczania uzyskane w wyniku koagulacji i 2h sedymentacji zawiesin pokoagulacyjnych traktowano, jako skuteczność koagulacji. W interpretacji wyników badań do oceny poziomu zanieczyszczenia organicznego próbek wody oraz jego wpływu na przebieg i efektywność badanych procesów stosowano współczynnik D obliczany jako stosunek stężenia OWO (mg C/dm^3) do stężenia żelaza ogólnego ($\text{mg Fe}_{\text{og}}/\text{dm}^3$) w wodzie surowej: $D = \text{OWO}/\text{Fe}_{\text{og}}$ ($\text{mg C}/\text{mg Fe}$). W artykule nie podawano jednostek D. Ilość zanieczyszczeń organicznych usuniętych wraz z 1 mg żelaza ogólnego podczas poszczególnych procesów jednostkowych badanych układów technologicznych obliczano jako: $\Delta\text{OWO}/\Delta\text{Fe}_{\text{og}}$ ($\text{mg C}/\text{mg Fe}_{\text{og}}$), gdzie ΔOWO oraz $\Delta\text{Fe}_{\text{og}}$ to przyrost obniżenia domieszek ($\text{mg C}/\text{dm}^3$ lub $\text{mg Fe}_{\text{og}}/\text{dm}^3$). Średnie wzrosty intensywności barwy oraz mętności spowodowane utlenieniem 1 mg Fe(II) do Fe(III) obliczano odpowiednio jako: $\Delta\text{M}/\Delta\text{Fe(III)}$ ($\text{NTU}/\text{mg Fe(III)}$) i $\Delta\text{B}/\Delta\text{Fe(III)}$ ($\text{mg Pt}/\text{mg Fe(III)}$).

3. Omówienie wyników badań

3.1. Skuteczność sedymentacji w usuwaniu zanieczyszczeń z wody podziemnej po utlenianiu Fe(II)

Bez względu na sposób utleniania Fe(II) napowietrzanie lub utlenianie chemiczne, skuteczność utlenienia żelaza była większa od 86%. Istotna była jednak różnica w szybkości utleniania Fe(II) do Fe(III) podczas napowietrzania i utleniania KMnO_4 lub H_2O_2 . W próbkach wody po napowietrzaniu stwierdzono dalszy wzrost intensywności barwy w czasie 2 h sedymentacji, w stosunku do barwy wody po 15 min napowietrzania, co świadczyło o dalszym utlenianiu Fe(II) do Fe(III). Zjawiska takiego nie stwierdzono stosując utleniacze chemiczne KMnO_4 lub H_2O_2 . Utleniacze te, a szczególnie manganian (VII) potasu, powodowały zmniejszenie barwy, a także mniejszy wzrost mętności wody. Średnie jednostkowe wzrosty mętności po utlenianiu 1 mg Fe(II) do Fe(III) tlenem, KMnO_4 lub H_2O_2 wynosiły odpowiednio: $\Delta\text{M}/\Delta\text{Fe(III)} = 6,52, 1,28$ i $1,52$ $\text{NTU}/\text{mg Fe(III)}$, a wartości średniego wzrostu lub zmniejszenia barwy ($\Delta\text{B}/\Delta\text{Fe(III)}$) były równe: $5,86$ $\text{mg Pt}/\text{mg Fe(III)}$ (tlen rozpusz-

czony), $-2,66 \text{ mg Pt/mg Fe(III)}$ (KMnO_4) i $-1,52 \text{ mg Pt/mg Fe(III)}$ (H_2O_2). Wzrost mętności oraz intensywności barwy wody w czasie 25 min. flokulacji i 2 h sedimentacji zmniejszały się wraz z rosnącymi wartościami współczynnika D tylko w przypadku próbek wody po napowietrzaniu (rys. 1a i b).



Rys. 1. Wpływ wartości współczynnika współwystępowania substancji organicznych i żelaza ogólnego (D) na wzrost barwy (a) oraz mętności (b) próbek wody po napowietrzaniu w czasie sedimentacji

Fig. 1. Effect of the value of the ratio of coexistence of organic substances and total iron (D) on the change in colour (a) and turbidity (b) of the water samples after aeration during sedimentation process

Mimo dużej skuteczności utleniania Fe(II) do Fe(III), tj. ok. 95%, ok. 87% i ok. 92% odpowiednio tlenem rozpuszczonym, nadtlaniem wodoru i manganianem (VII) potasu, efekty 2 h sedimentacji nie zapewniły wystarczającej skuteczności usuwania związków żelaza z wody. Jak wynika z tabeli 2 procesy utleniania i sedimentacji, (z wyjątkiem utleniania manganianem (VII) potasu) praktycznie nie zmieniały stężeń zanieczyszczeń organicznych. Po procesie napowietrzania lub utleniania nadtlaniem wodoru sedimentowały przede wszystkim nieorganiczne związki żelaza (III), a w wodzie pozostawały niepodatne na sedimentację w dużym stopniu zdyspergowane połączenia żelazoorganiczne. Zastosowanie manganianu (VII) potasu znacznie zwiększyło stopień usuwania zanieczyszczeń organicznych oraz związków żelaza, a także obniżenia barwy. Jednak i w tym przypadku, wśród zanieczyszczeń usuwanych w procesie sedimentacji, ilościowo dominowały związki nieorganiczne. Bez względu na sposób utleniania żelaza (II) (O_2 , KMnO_4 , H_2O_2), 2 h sedimentacja nie zapewniła wystarczającego stopnia usunięcia żelaza ogólnego, manganu oraz obniżenia mętności (tab. 2). Wraz

z wydłużeniem czasu sedymentacji z 1 h do 24 h, w próbkach wody po napowietrzaniu oraz utlenianiu manganianem (VII) potasu lub nadtlentkiem wodoru, zwiększała się ilość usuwanych związków organicznych związanych z 1 mg Fe_{og} i była ona największa po zastosowaniu manganianu (VII) potasu (tab. 3).

Tabela 2. Porównanie jakości wody surowej oraz wody po utlenianiu Fe(II) i 2h sedymentacji

Table 2. Comparison of raw water quality and water after oxidation of Fe(II) and 2 hours of sedimentation

Wskaźnik, jednostka	Woda surowa			Woda po 2 h sedymentacji		
	I*	II*	III*	IV*	V*	VI*
pH	6,94–7,14	7,03–7,25	7,04–7,12	7,94– 8,31	7,07– 7,39	7,11– 7,28
Barwa, mg Pt/dm ³	12,0–32,0	10,0–20,0	10,0–20,0	19,0– 87,0	6,0– 16,0	4,0– 12,0
Mętność, NTU	2,8–38,8	9,8–17,6	10,60– 25,90	17,8– 45,8	8,0– 16,0	1,53– 23,50
Żelazo ogólne, mg Fe/dm ³	2,93–7,11	2,48–3,61	2,83–4,67	2,45– 5,90	2,00– 3,10	0,50– 3,42
Żelazo(II), mg Fe/dm ³	1,45–5,57	1,20–1,36	1,41–2,52	0,01– 0,30	0,11– 0,19	0,09– 0,25
Żelazo(III), mg Fe/dm ³	1,11–4,20	1,08–2,41	1,14–2,52	2,25– 5,64	1,81– 2,98	0,41– 3,23
Mangan, mg Mn/dm ³	0,24–0,38	0,24–0,39	0,20–0,27	0,24– 0,34	0,22– 0,37	0,16– 0,85
OWO, mg C/dm ³	4,00–5,300	3,730– 4,360	3,495– 4,265	3,910– 5,230	3,670– 4,310	3,230– 3,800

*I – przed napowietrzaniem; II – przed utlenianiem nadtlentkiem wodoru; III – przed utlenianiem manganianem(VII) potasu; IV – utlenianie Fe(II) tlenem rozpuszczonym, V – utlenianie Fe(II) nadtlentkiem wodoru; VI – utlenianie Fe(II) manganianem (VII) potasu

Wymagany stopień usuwania żelaza ogólnego (Fe_{og} = 0,17 mg/dm³) i mętność (M = 0,86 NTU) uzyskano tylko po utlenianiu manganianem(VII) potasu i czasie sedymentacji ≥ 4 h. Wprowadzenie do układu technologicznego po procesie utleniania i 2 h sedymentacji filtracji przez złożę „wpracowane” zdecydowanie zwiększyło skuteczność usuwania związków manganu.

Tabela 3. Wpływ rodzaju utleniacza oraz czasu sedymentacji (t_s) na ilość usuwanych zanieczyszczeń organicznych (mg) związanych z 1 mg Fe_{og} ($\Delta OWO/\Delta Fe_{og}$)

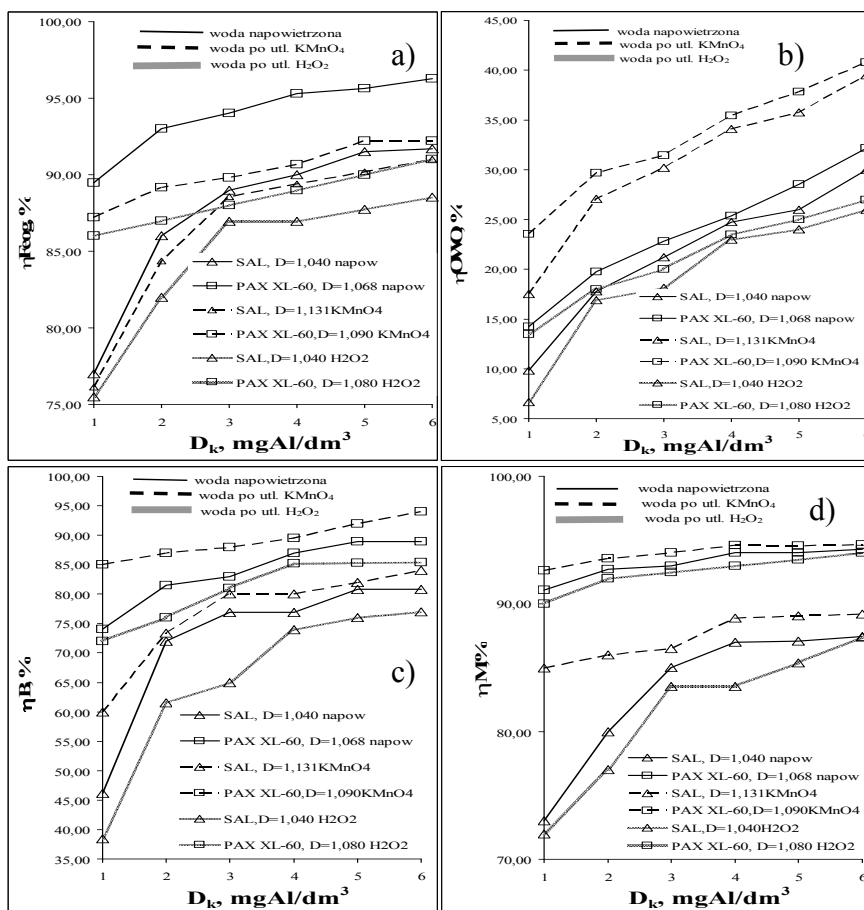
Table 3. Effect of the kind of oxidizing agent and sedimentation time on the amount of organic pollutants (mg) removed from 1 mg of Fe_{tot} ($\Delta TOC/\Delta Fe_{tot}$)

Rodzaj utleniacza	$\Delta OWO/\Delta Fe_{og}$, mg C/mg Fe						
	t_s , h						
	1	2	4	6	8	12	24
O_2	0,100	0,140	0,162	0,212	0,224	0,255	0,258
$KMnO_4$	0,193	0,218	0,238	0,259	0,284	0,286	0,292
H_2O_2	–	–	0,154	0,160	0,174	0,187	0,219

Nie zapewniło jednak wystarczającego zmniejszenia stężenia żelaza ogólnego ($Fe_{og} = 0,60$ mg Fe/dm³ – manganian (VII) potasu; $Fe_{og} = 0,70$ mg Fe/dm³ – nadtlenek wodoru; $Fe_{og} = 1,55$ mg Fe/dm³ – tlen rozpuszczony) oraz mętności ($M = 1,13$ NTU – manganian(VII) potasu; $M = 1,30$ NTU – nadtlenek wodoru; $M = 12,50$ NTU – tlen rozpuszczony) nawet dla najmniejszej prędkości filtracji równej 5 m/h.

3.2. Skuteczność koagulacji w usuwaniu zanieczyszczeń z wody podziemnej po utlenianiu Fe(II)

Niewystarczające efekty oczyszczania wody, szczególnie usuwania związków żelaza, w procesach utleniania Fe(II) i sedymentacji, a także filtracji przez złożo „wpracowane” wykazało potrzebę zastosowania procesu koagulacji. Bez względu na skład fizyczno-chemiczny oczyszczanej wody, rodzaj stosowanego utleniacza przed procesem koagulacji (tlen rozpuszczony, $KMnO_4$, H_2O_2) oraz rodzaj testowanego koagulantu glinowego (SAL i PAX XL-60) stopień usuwania związków żelaza, zanieczyszczeń organicznych oraz obniżenia barwy i mętności zwiększał się wraz ze wzrostem dawek testowanych koagulantów (rys. 2a–2d). Analiza zależności przedstawionych na rys. 2a–2d wykazała również, że zastosowanie napowietrzania przed procesem koagulacji, było bardziej skuteczne z powodu usuwania związków żelaza natomiast manganianu (VII) potasu z powodu usuwania substancji organicznych oraz zmniejszenie barwy i mętności. Najniższą efektywność usuwania zanieczyszczeń stwierdzono w próbkach wody po utlenianiu nadtlakiem wodoru.



Rys. 2. Wpływ rodzaju i dawki koagulantu oraz rodzaju utleniacza na skuteczność usuwania żelaza ogólnego (a) i OWO (b) oraz obniżenia barwy (c) i mętności (d)

Fig. 2. Effect of the kind and dose of coagulant and the kind of oxidizing agent on the removal efficiency for total iron (a) and TOC (b) and colour (c) and turbidity (d)

Niezależnie od rodzaju stosowanego utleniacza bardziej przydatny był koagulant wstępnie zhydrolizowany PAX-XL60 niż siarczan (VI) glinu. Większa skuteczność koagulantu wstępnie zhydrolizowanego niż siarczaniu(VI) glinu spowodowana była prawdopodobnie większą zawartością polimerycznych kompleksów glinu o dużym dodatnim ładunku sku-

tecnie destabilizujących zanieczyszczenia koloidalne, a także na zawartość krzemionki poprawiającej przebieg flokulacji.

Porównanie wartości podanych w tabeli 4 wykazało, że ilość zanieczyszczeń organicznych usuwanych z 1 mg Fe_{og} w procesie koagulacji była największa w przypadku oczyszczania próbek wody, w których do utleniania Fe(II) stosowano manganian (VII) potasu.

Tabela 4. Wpływ rodzaju i dawki koagulantu oraz rodzaju utleniacza na ilość zanieczyszczeń organicznych (mg) usuniętych z 1 mg Fe_{og} ($\Delta OWO/\Delta Fe_{og}$)

Table 4. Effect of the kind of dose of coagulant and the kind oxidizing agent on the amount of organic pollutants (mg) removed from 1 mg of Fe_{tot} ($\Delta TOC/\Delta Fe_{tot}$)

Rodzaj koagulantu	Rodzaj utleniacza	$\Delta OWO/\Delta Fe_{og}$, mg C/mg Fe					
		D_k , mg Al/dm ³					
		1	2	3	4	5	6
SAL	O ₂	0,095	0,165	0,197	0,229	0,238	0,275
	KMnO ₄	0,228	0,350	0,385	0,446	0,500	0,501
	H ₂ O ₂	0,122	0,293	0,310	0,361	0,379	0,408
PAX XL-60	O ₂	0,170	0,227	0,259	0,285	0,319	0,356
	KMnO ₄	0,249	0,370	0,400	0,450	0,520	0,530
	H ₂ O ₂	0,215	0,307	0,350	0,432	0,440	0,490

Mimo dużej skuteczności procesu koagulacji, w oczyszczonej wodzie pozostały jednak ponadnormatywne stężenia żelaza ogólnego, manganu i glinu pozostałego, a w próbkach wody, w których do utleniania Fe(II) przed procesem koagulacji stosowano tlen rozpuszczony i nadtlenek wodoru stwierdzono również ponadnormatywną mętność. Włączenie do układu oczyszczania filtracji przez złożo „wpracowane” zwiększyło skuteczność usuwania zanieczyszczeń, a zwłaszcza związków manganu. Filtracja z prędkością 10 m/h zapewniła wymaganą jakość wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi w próbkach wody w których do utlenienia Fe(II) zastosowano manganian (VII) potasu i dawkę koagulantów glinowych 3 mg Al/dm³. Natomiast w przypadku stosowania tlenu rozpuszczonego lub H₂O₂ i tej samej dawki koagulantów glinowych 3 mg Al/dm³ wymagane były mniejsze prędkości filtracji 5 m/h (H₂O₂) i 7 m/h (O₂).

4. Wnioski

Analiza wyników badań wykazała, że:

1. Skuteczność procesu sedymentacji w usuwaniu zanieczyszczeń z wody podziemnej zwiększała się wraz czasem trwania procesu, a o jej efektach w największym stopniu decydował sposób utleniania Fe(II). Najlepsze efekty uzyskano stosując KMnO_4 jako utleniacz, ponieważ wytrącający się MnO_2 , działając jako obciążnik i adsorbent, poprawiał właściwości sedymentacyjne aglomeratów $\text{Fe}(\text{OH})_3$.
2. Włączenie do układu oczyszczania procesu filtracji przez złożę „wpracowane” zapewniło dalszą, ale niewystarczającą skuteczność usuwania zanieczyszczeń pozostałych po sedymentacji.
3. Bez względu na rodzaj utleniacza oraz rodzaj koagulantu i jego dawki, koagulacja istotnie zwiększyła stopień usuwania zanieczyszczeń zarówno organicznych jak i nieorganicznych. Zastosowanie napowietrzania przed procesem koagulacji było bardziej skuteczne ze względu na usuwanie związków żelaza, natomiast manganianu (VII) potasu ze względu na usuwanie substancji organicznych oraz zmniejszenie barwy i mętności. Najmniej przydatnym utleniaczem był nadtlenek wodoru.
4. Większą skuteczność usuwania związków żelaza oraz zanieczyszczeń organicznych, a także powodujących barwę i mętność zapewniła koagulacja chlorkiem poliglinu niż siarczanem (VI) glinu.

Literatura

1. **Dempsey B.A., Ganho R.M., O' Melia C.R.:** *The coagulation of humic substances by means of aluminum salts.* Journal American Water Works Association. Nr 4, 141–151 (1984).
2. **Gonczarow T.O., Kolosow I.W., Kaplin W.:** *O formach nachorzdjenija metallov w powjerchnostnyh wodach.* Gidrometeoizdat. Nr 77, 73–89 (1982).
3. **Huang C., Shiu H.:** *Interactions between alum and organics in coagulation.* Colloids and Surface. Nr 113, 155–163 (1996).
4. **Jekel M.R.:** *Interactions of humic acids and aluminum salts in the flocculation process.* Water Research. Nr 12, 1535–1542 (1986).
5. **Kowal A.L., Świdarska-Bróż M.:** *Oczyszczanie wody.* PWN. Warszawa 2007.
6. **Krupińska I.:** *Przydatność koagulacji w oczyszczaniu wody podziemnej ze szczególnym uwzględnieniem usuwania związków żelaza.* Rozprawa doktorska, Promotor prof. dr hab. inż. Maria Świdarska-Bróż, Politechnika Wrocławska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska. Wrocław 2006.

7. **Nawrocki J., Biłozor S.:** *Uzdatnianie wody, procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne*. PWN. Warszawa 2010.
8. **Pandey A. K., Pandey S. D., Mstra V.:** *Stability constants of metal-humic acid complexes and its role in environmental detoxification*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Nr 47, 195–200 (2000).
9. **Perchuć M.:** *Współudział żelaza i kwasów humusowych w kształtowaniu sposobu uzdatniania barwnych wód podziemnych*. Oficyna Wyd. Politechniki Warszawskiej. Warszawa 2004.
10. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz.U. nr 61, poz. 417 z późniejszymi zmianami.

Suitability of Coagulation for Treatment of Groundwater

Abstract

Coexistence of organic substances and iron in groundwater causes that a specified part of iron exists as ferro-organic connections taking a form of colloids, or dissolved complexes, and water can be characterized for its increased colour intensity and turbidity. Successful treatment of such water generates technological problems and is practically impossible by means of traditional groundwater treatment processes. Laboratory tests showed, that the effectiveness of treatment of groundwater with a high amount of organic substances and total iron depended on the kind of oxidizing agent, the kind and dose of coagulant, and the time of sedimentation. The effectiveness of the sedimentation process increased with the time of the process, and its results depended most on the method of oxidizing Fe(II). From among the oxidizing agents used before the coagulation process the best results in terms of a decrease in colour, turbidity, the concentration of manganese and organic substances were obtained in the case of oxidization with potassium permanganate, and as far as the effectiveness of removing total iron was concerned oxidizing with dissolved oxygen. Among the coagulants types under analysis (sulphate (VI) of aluminum, polialuminum chloride (PAX XL-60), the best results in removing ferric compounds and organic contamination, and which also ensured the colour as well as the turbidity, were guaranteed by polialuminum chloride. In order to remove manganese and the amounts of total iron, residual aluminum in excess over the standards amounts and in order to decrease turbidity it was necessary to adopt the process of filtration by the filter bed.