



Wpływ rodzaju materiału filtracyjnego na zmiany wartości wybranych wskaźników jakości wody podziemnej

*Izabela Biedroń, Maria Świdowska-Bróż, Teodora M. Traczewska,
Agnieszka Trusz-Zdybek, Małgorzata Wolska
Politechnika Wroclawska*

1. Wstęp

Infiltrację wód powierzchniowych rozpoczęto stosować ze względu na konieczność uzupełnienia przeszacowanych zasobów wód podziemnych [3]. Obecnie również stosuje się ten proces coraz powszechniej w celu wzbogacania zasobów wód podziemnych wykorzystywanych do celów komunalnych oraz jako proces oczyszczania wód powierzchniowych. Podczas infiltracji w warstwie wodonośnej zachodzi szereg przemian fizycznych, chemicznych, biochemicznych i fizyczno-chemicznych, w wyniku których następuje zmiana składu fizyczno-chemicznego i mikrobiologicznego infiltrowanej wody [4]. O jakości ujmowanych wód infiltracyjnych współdecydują: jakość infiltrującej wody, sposób infiltracji, rodzaj i właściwości środowiska geochemicznego (w którym przebiega infiltracja) oraz czas pasażu wody w warstwie wodonośnej. Obecne w środowisku gruntowo-skalnym minerały ilaste pełnią funkcję sorbentów i wymienniczy jonowych, dzięki czemu możliwe jest zatrzymanie w środowisku geochemicznym niektórych zanieczyszczeń obecnych w infiltrującej wodzie, a jednocześnie zwiększenie zawartości dwutlenku węgla oraz substancji mineralnych. Skutkiem powyższego woda infiltracyjna wzbogacana jest w związki żelaza i manganu. Procesy biologiczne zachodzące podczas infiltracji są przeprowadzane przez liczną grupę mikroorganizmów, będącą autochtoniczną mikro-

florą gruntową i naturalnie występującą w wodach podziemnych. W trakcie przepływu wody przez grunt następuje adhezja mikroorganizmów do powierzchni jego ziaren i wytworzenie błony biologicznej [5]. Aktywność biologiczna warstwy wodonośnej ma decydujące znaczenie w aspekcie usuwania substancji organicznych oraz przemian związków azotu przez różne grupy mikroorganizmów, które przeprowadzają procesy nityfikacji i denityfikacji. W wyniku aktywności biologicznej, podczas infiltracji dochodzi również do uwalniania nieorganicznych form azotu z azotu organicznego bądź wbudowywania nieorganicznych form azotu w biomasę. Wszystkie te procesy współdecydują o ostatecznej ilości i formie występowania azotu w wodzie infiltracyjnej [3].

Podczas infiltracji samoistnie dochodzi do zmian warunków środowiskowych w warstwie wodonośnej, co stwarza korzystne warunki do rozwoju w niej mikroorganizmów. Największe zmiany środowiskowe mają miejsce w pobliżu ujęć infiltracyjnych.

W związku z koniecznością usuwania z wód infiltracyjnych związków żelaza, manganu oraz agresywnego dwutlenku węgla, a niejednokrotnie również nieorganicznych połączeń azotu dokonuje się modyfikacji środowiska geochemicznego – wprowadzając do gruntu (zwykle w pobliżu ujęcia wody infiltracyjnej) warstwy materiałów umożliwiających częściową eliminację tych domieszek. O efektywności usuwania żelaza i manganu w warstwie wodonośnej decyduje możliwość modyfikowania potencjału redox i odczynu infiltrujących wód, stąd wprowadzenie do środowiska skalno-gruntowego warstw materiałów alkalizujących umożliwia również związanie agresywnego dwutlenku węgla.

W zmodyfikowanym środowisku eliminacja związków żelaza odbywa się poprzez utlenianie Fe(II) do Fe(III) na drodze chemicznej lub biochemicznej, a następnie zatrzymywaniu na materiałach porowatych trudnorozpuszczalnych związków żelaza (III).

Znanych jest kilka rodzajów bakterii utleniających żelazo (*Gallionella*, *Leptothrix*, *Crenothrix*, *Clonothrix*, *Sphaerotilus*), które przeprowadzają utlenianie zarówno zewnątrz – jak i wewnątrzkomórkowe [1]. W zależności od warunków środowiska, prawie wszystkie bakterie utleniające żelazo mogą również utleniać mangan (mi. in. *Leptothrix*, *Siderocapsa*) [2]. Karamanew uważa, że bakterie utleniające żelazo tworzą zewnętrzną warstwę biofilmu oraz, że po każdym podziale komórek jedna z komórek potomnych zostaje swobodnie zawieszona w środowi-

sku wodnym, natomiast druga tworzy wspomnianą warstwę na powierzchni biofilmu [6]. Mechanizm ten tłumaczy obecność bakterii utleniających żelazo w ujmowanej wodzie infiltracyjnej.

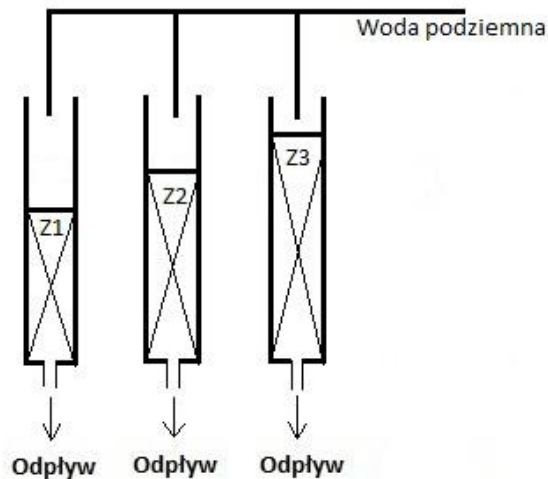
Obecność błony biologicznej na powierzchni sztucznie wprowadzanych warstw sprzyja również biodegradacji substancji organicznych, utlenianiu jonów amonowych w procesie nitryfikacji oraz przebiegowi innych procesów biochemicznych.

Celem przedstawionych badań było określenie przydatności różnych materiałów filtracyjnych (głównie alkalizujących) na zmianę wartości wybranych wskaźników jakości wody oraz ocena aktywności nitryfikacyjnej mikroorganizmów bytujących w złożach.

2. Przedmiot i metodyka badań

Badania wpływu rodzaju materiału filtracyjnego na zmiany jakości wody podziemnej prowadzone były od czerwca do listopada 2012 r. Układ badawczy (rys. 1) eksploatowany był w sposób ciągły i zasilany wodą podziemną ze studni.

Charakterystykę złóż filtracyjnych przedstawiono w tabeli 1.



Rys. 1. Schemat układu badawczego

Fig. 1. Schema of the test system

Tabela 1. Charakterystyka złóż filtracyjnych**Table 1.** Characteristics of filter beds

Złoże (oznaczenie)	Materiał filtracyjny	Wysokość złoża [m]	Uziarnienie [mm]
Z1	Wapień Wojcieszów	0,50	2,0–8,0
Z2	Hydrocleanit_2-4,4	0,72	2,0–4,4
	Dolomit Romanowo		1,0–4,0
	Piasek Mietków		0,5–1,6
Z3	Dolomit Romanowo	1,0	1,0–4,0
	Hydrocleanit_2-4,4		2,0–4,4

Filtracja wody podziemnej (surowej) odbywała się z prędkością ok 0,5 m/h, w kierunku z góry do dołu, a filtry otwarte zapewniły kontakt wody z powietrzem atmosferycznym. Złóża filtracyjne w okresie badań nie były płukane, co powodowało ich kolmatację.

Złóża filtracyjne Z1 i Z3 stanowiły materiały alkalizujące, mające na celu odkwaszenie wody podziemnej, jedynie w złożu Z2 poza tymi materiałami obecny był piasek.

Przedmiotem badań były próbki wody zasilającej złoża filtracyjne (woda surowa) oraz po filtracji, a ich pobór odbywał się co 7 dob.

Analiza składu fizyczno-chemicznego wody obejmowała pomiar pH, temperatury, zasadowości ogólnej intensywności barwy i mętności, stężenia tlenu rozpuszczonego oraz zawartości: żelaza ogólnego, żelaza (II) i (III), agresywnego dwutlenku węgla, nieorganicznych form azotu (N_{nieorg}), tj. NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , jonów fosforanowych i ogólnego węgla organicznego. Natomiast jakość mikrobiologiczną próbek wody określono na podstawie ogólnej liczby bakterii w 22°C oraz w 37°C, a więc liczby bakterii psychrofilnych i mezofilnych. Wszystkie analizy zostały wykonane zgodnie z obowiązującymi normami.

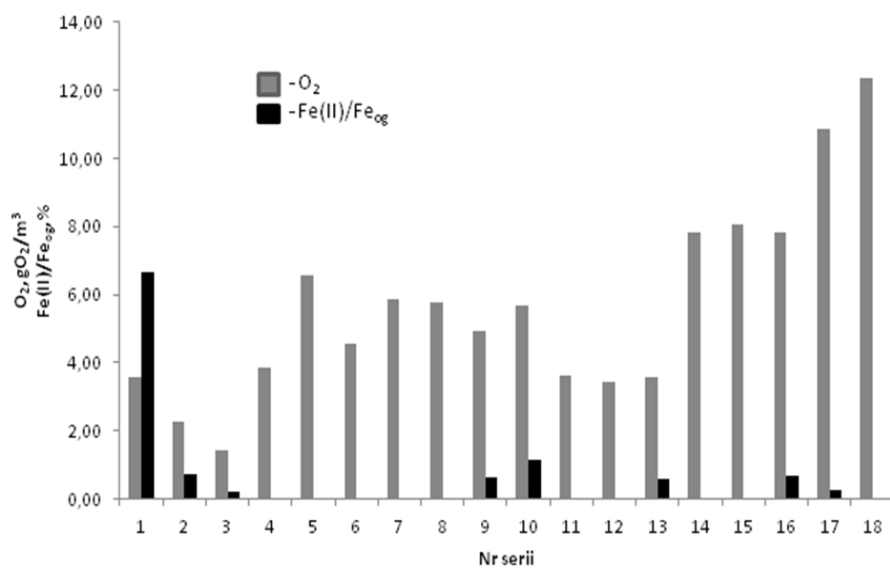
Analizę procesu nityfikacji przeprowadzono dwustopniowo: dla bakterii I fazy, utleniających NH_4^+ do NO_2^- i bakterii II fazy, przeprowadzających proces utlenienia NO_2^- do NO_3^- . Do namnażania mikroorganizmów fazy I nityfikacji stosowano pożywkę Winogradskiego, o składzie: 2 g $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, 1 g K_2HPO_4 , 0,5 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 2 g NaCl, 0,4 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 1000 ml dH_2O , kreda w osadzie. W celu oznaczenia II fazy nityfikacji zastosowano pożywkę Winogradskiego II, o składzie: 1 g

NaNO_3 , 1 g Na_2CO_3 , 0,5 g NaCl , 0,5 g K_2HPO_4 , 0,3 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0,4 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 1000 ml dH_2O . Po okresie inkubacji, w zaszczepionych pożywkach kolorymetrycznie oznaczono obecność azotynów odczynnikiem Griessa, jonów amonowych odczynnikiem Nesslera i azotanów 0,017% roztworem difenylaminy.

3. Omówienie wyników badań

Woda podziemna zasilająca złoża filtracyjne charakteryzowała się dużą zmiennością wartości większości analizowanych wskaźników jej jakości (tab. 2).

Na uwagę zasługuje bardzo duża zmienność stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie surowej (rys. 2), który warunkuje nie tylko przebieg i skuteczność procesów chemicznych i biochemicznych zachodzących w złożu filtracyjnym.



Rys. 2. Zmienność stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie surowej
Fig. 2. Concentration variability of dissolved oxygen in the water

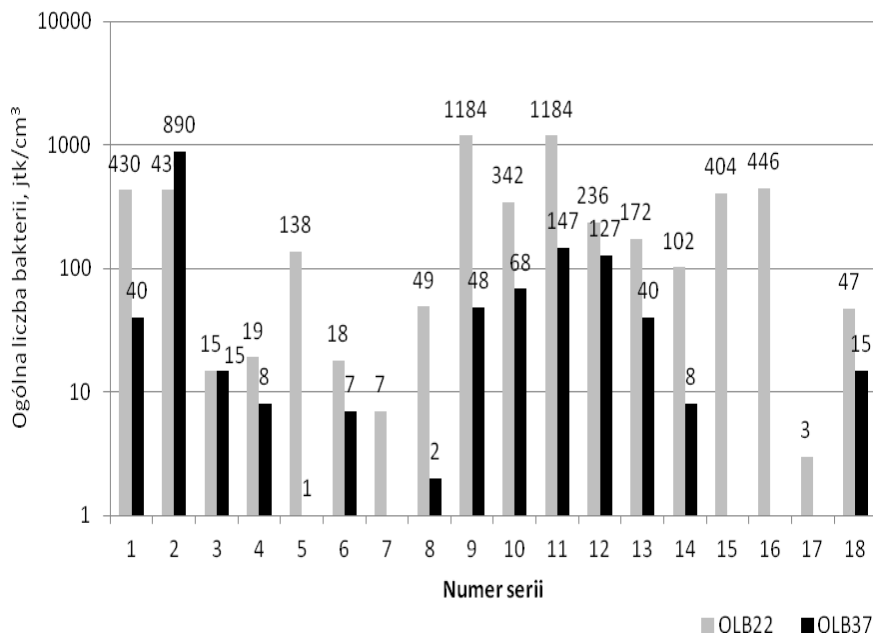
Tabela 2. Zakresy i średnie wartości wskaźników jakości wody surowej i filtratów**Table 2.** Ranges and mean values of the quality of raw water and filtrate

Wskaźnik	Jednostka	Woda surowa			Z1			Z2			Z3		
		Min.	Max.	Śr.	Min.	Max.	Śr.	Min.	Max.	Śr.	Min.	Max.	Śr.
temp	°C	14,9	17,8	16,2	14,9	18,1	16,3	15,0	17,9	16,2	15,0	18,0	16,4
pH		6,95	7,13		7,00	7,28		7,07	7,32		7,09	8,10	
O ₂	g O ₂ /m ³	1,45	12,34	5,68	1,24	10,52	4,22	0,84	10,11	4,37	1,95	8,55	4,52
zas	val/m ³	2,51	3,01	2,80	2,75	3,33	3,07	2,90	3,57	3,10	2,93	3,88	3,31
CO _{2agr}	g CO ₂ /m ³	12,10	25,80	16,29	0,00	9,90	1,52	0,00	8,14	0,98	0,00	9,02	0,83
PO ₄ ⁻³	g PO ₄ ⁻³ /m ³	0,15	1,20	0,55	0,01	0,48	0,13	0,01	0,14	0,07	0,01	0,60	0,15
Fe(II)	g Fe/m ³	0,00	0,21	0,02	0,00	0,02	śl.	0,00	0,01	śl.	0,00	0,01	śl.
Feog	g Fe/m ³	2,75	4,60	3,49	0,05	2,25	0,42	0,02	0,25	0,11	0,03	1,15	0,24
Fe(III)	g Fe/m ³	2,73	4,59	3,48	0,05	2,25	0,42	0,02	0,24	0,11	0,03	1,15	0,24
NH ₄ ⁺	g N/m ³	0,58	1,94	1,14	0,10	0,90	0,32	0,09	1,26	0,37	0,04	0,89	0,28
NO ₂ ⁻	g N/m ³	0,00	0,15	0,05	0,00	0,22	0,07	0,00	0,28	0,06	0,00	0,26	0,08
NO ₃ ⁻	g N/m ³	0,20	0,57	0,38	0,17	1,20	0,68	0,19	1,15	0,63	0,26	1,25	0,74
N _{nicorg}	g N/m ³	1,02	2,39	1,57	0,49	1,76	1,07	0,39	1,55	1,07	0,42	1,60	1,09
OWO	g C/m ³	3,74	5,67	4,51	2,12	4,75	3,60	3,16	4,15	3,57	3,02	4,68	3,79
M	NTU	2,2	11,6	5,6	0,0	50,8	6,7	0,1	3,6	1,2	0,0	15,1	4,5
B	g Pt/m ³	32,9	69,1	45,6	7,0	19,6	12,9	6,5	17,2	10,5	6,2	17,8	11,1
OLB22	jtk/cm ³	3	1184	290	0	15600	1136	0	5100	539	7	10300	976
OLB37	jtk/cm ³	0	890	79	0	18900	1066	0	1210	91	1	10800	684

Konsekwencją dużej zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie surowej była obecność Fe(II) tylko w 44, 4% próbek wody, a jedynie w dwóch jego stężenie było większe od $0,02 \text{ gFe/m}^3$. Dużej zawartości Fe(III) towarzyszyła duża intensywność barwy oraz zwiększona mętność wody zasilającej złoża filtracyjne.

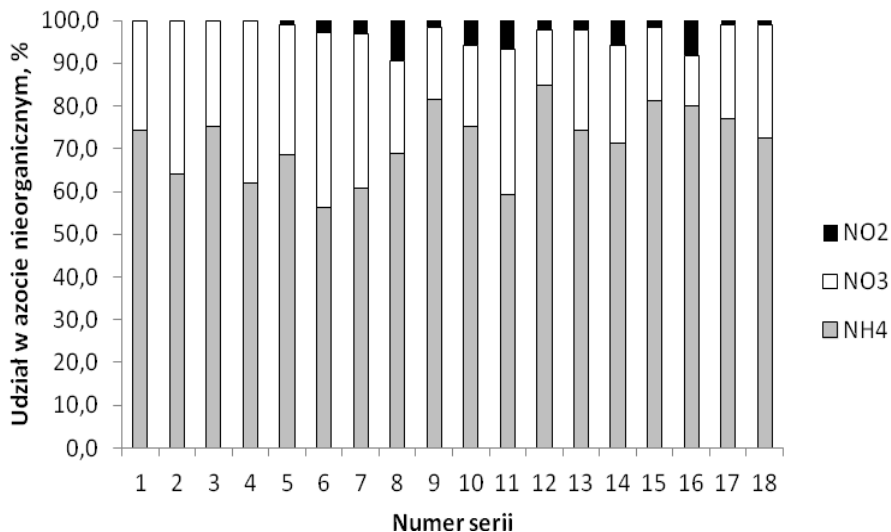
Woda podziemna charakteryzowała się niewielką zmiennością wartości pH i dużą zawartością agresywnego dwutlenku węgla (tab. 2). We wszystkich próbkach wody dopływającej na złoża filtracyjne obecne były bakterie, których liczba zmieniała się w bardzo dużym zakresie (rys. 3).

W wodzie surowej obecne były substancje biogenne umożliwiające rozwój biofilmu na powierzchniach ziaren złóż filtracyjnych, czemu sprzyjała również mała prędkość filtracji.



Rys. 3. Ogólna liczba bakterii psychrofilnych i mezofilnych w wodzie surowej
Fig. 3. The number of psychrophilic and mesophilic bacteria in raw water.

Wśród nieorganicznych związków azotu w wodzie surowej dominował jon amonowy (rys. 4), natomiast maksymalny udział jonów azotanowych wynosił 40,7%.



Rys. 4. Udział form azotu nieorganicznego w wodzie podziemnej

Fig. 4. Participation of inorganic nitrogen form in groundwater.

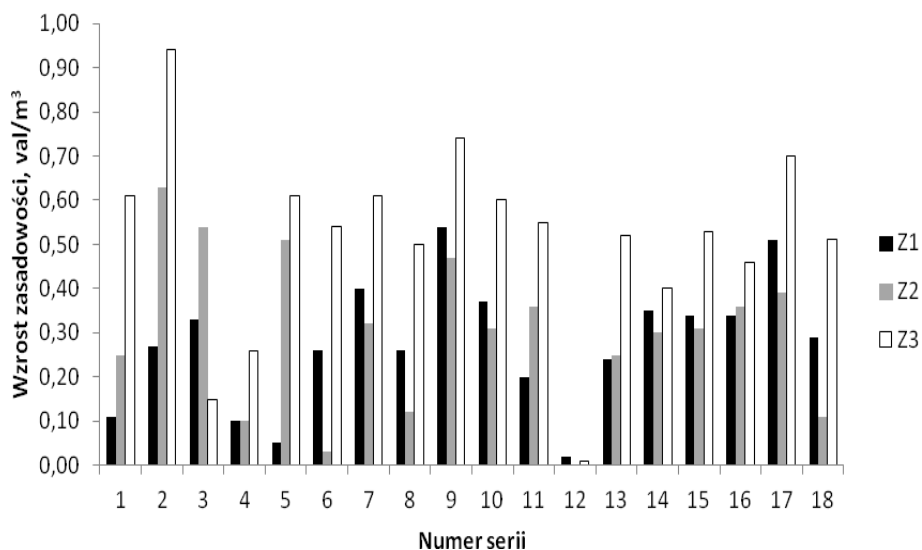
Skład fizyczno-chemiczny i mikrobiologiczny wody podziemnej w wyniku filtracji przez różne wypełnienia uległ zmianom. Zmiany te w okresie badań były różne (tab. 3), jednak ich kierunek był taki sam niezależnie od rodzaju złoża, z którym kontaktowała się przepływająca woda.

W wyniku kontaktu wody podziemnej z materiałami alkalizującymi nastąpił wzrost zasadowości ogólnej oraz wartości pH wody, a tym samym zmniejszenie jej agresywności kwasowęglowej. Zmiany wartości tych wskaźników były różne i zależały głównie od wysokości złóż filtracyjnych. Największy wzrost zasadowości i wartości pH stwierdzono w większości próbek filtratu ze złoża Z3 (rys. 5 i 6), co spowodowane było najdłuższym czasem kontaktu wody z materiałami alkalizującym (najwyższe złożo).

Tabela 3. Zakresy zmian wartości wskaźników jakości wody w wyniku filtracji (wartość ujemna oznacza wzrost wartości wskaźnika jakości wody)

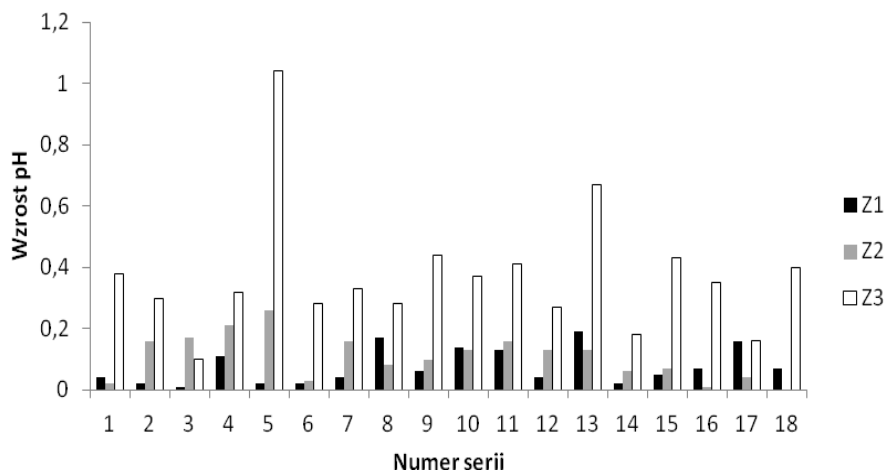
Table 3. The ranges of changes in water quality as a result of filtration (a negative value means an increase in the value of water quality)

Wskaźnik	Jednostka	Z1	Z2	Z3
temp	°C	1,2÷-0,9	0,5÷-0,5	0,4÷-1,0
pH		-0,01÷-0,19	0,00÷-0,26	-0,10÷-1,04
O ₂	gO ₂ /m ³	4,71÷-0,62	3,70÷-1,45	4,50÷-1,41
zas	val/m ³	-0,02÷-0,54	0,00÷-0,63	-0,01÷-0,94
CO _{2agr}	gCO ₂ /m ³	5,20÷24,48	6,96÷25,80	11,90÷24,70
PO ₄ ⁻³	gPO ₄ ⁻³ /m ³	0,03÷1,09	0,14÷1,11	0,11÷1,09
Fe(II)	gFe/m ³	0,00÷0,21	0,00÷0,21	0,00÷0,21
Feog	gFe/m ³	0,87÷4,38	2,61÷4,52	1,60÷4,45
Fe(III)	gFe/m ³	0,87÷4,38	2,59÷4,51	1,58÷4,44
NH ₄ ⁺	gN/m ³	0,15÷1,62	0,18÷1,72	0,18÷1,67
NO ₂ ⁻	gN/m ³	0,09÷-0,12	0,07÷-0,18	0,12÷-0,22
NO ₃ ⁻	gN/m ³	0,23÷-0,70	0,19÷-0,67	0,11÷-0,74
N _{nicorg}	gN/m ³	0,18÷1,05	0,02÷1,12	0,00÷0,95
OWO	gC/m ³	0,02÷2,21	0,09÷2,33	0,03÷2,26
OLB22	jtk/cm ³	1143÷-15170	1012÷-4670	660÷-9870
OLB37	jtk/cm ³	144÷-18010	0÷84	0÷54



Rys. 5. Wzrost zasadowości wody spowodowany kontaktem z materiałami alkalicznymi

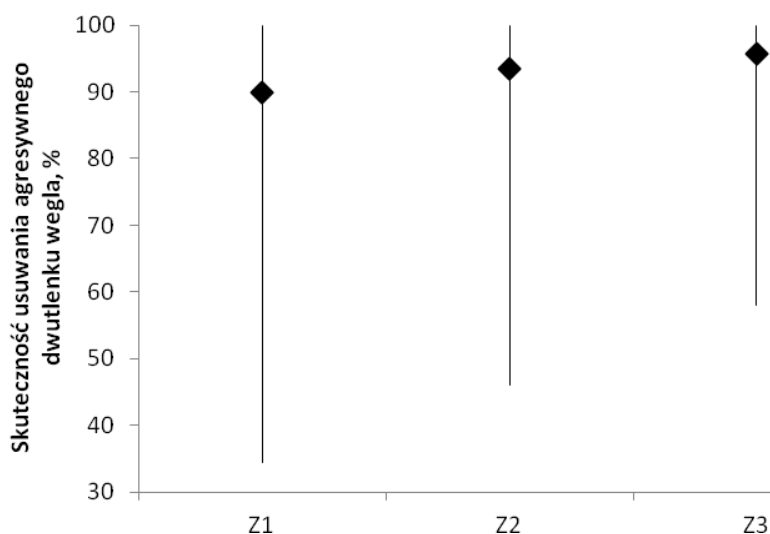
Fig. 5. The increase in alkalinity caused by contact with alkaline materials



Rys. 6. Wzrost wartości pH w próbkach filtratu

Fig. 6. The pH increase in the filtrate samples

Wzrost wartości pH i zasadowości ogólnej w wodzie po filtracji przez Z1 i Z2 był różny i generalnie większy w przypadku złoża Z2. Konsekwencją alkalizacji wody było całkowite związanie agresywnego dwutlenku węgla w 50% próbek wody po kontakcie z Z1 i 66,7% próbek z Z2 i Z3, a w pozostałych próbkach wody znaczne zmniejszenie stężenia $\text{CO}_{2\text{agr}}$. Niestety uzyskane wyniki nie świadczą o wystarczającej skuteczności zastosowanych materiałów alkalizujących w odkwaszaniu wody. Najmniej efektywnie ten proces przebiegał w najniższym złożu z wapienia Wojcieszów (Z1) (rys. 7).



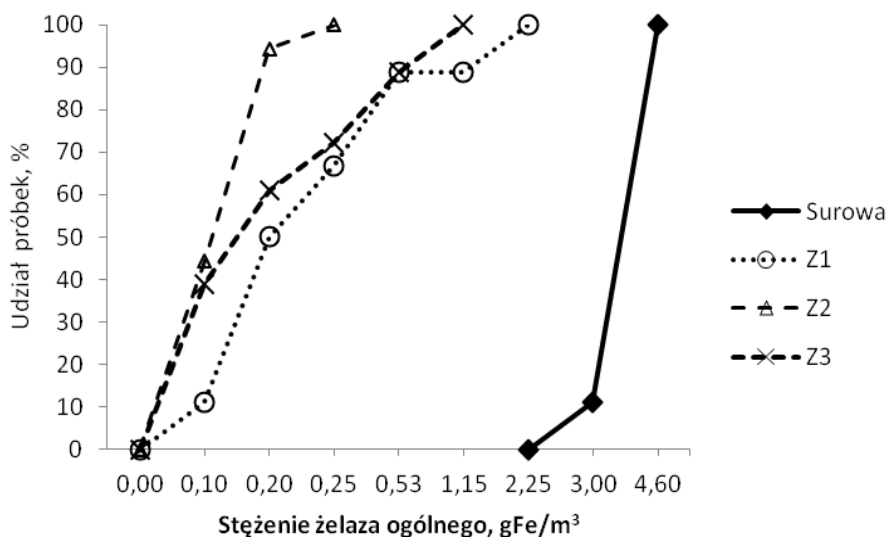
Rys. 7. Zakresy i średnie skuteczności odkwaszania wody

Fig. 7. Ranges and average efficiency of de-acidification of water

Bez względu na rodzaj złoża filtracyjnego, wszystkie próbki filtratów charakteryzowały się mniejszymi niż woda zasilająca stężeniami żelaza ogólnego (rys. 8).

Największą efektywność eliminacji związków żelaza z wody zapewniła filtracja przez złożo Z2, dzięki czemu w 94,4% próbek filtratu stężenie Fe_{og} było równe bądź mniejsze od dopuszczalnego w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi, podczas gdy udział "takich" próbek po filtracji przez złoża Z1 i Z3 wyniósł odpowiednio 50,0% i 61,1%. Większa skuteczność usuwania żelaza podczas filtracji przez Z2 była prawdopodobnie spowodowana obecnością w tym złożu warstwy piasku,

zapewniającego, dzięki mniejszej granulacji, efektywne usuwanie zawieszin, w tym trudno rozpuszczalnych związków żelaza (III). Z uwagi na brak żelaza (II) w większości próbek wody zasilającej układ, eliminacja związków żelaza wymagała jedynie zatrzymania wytrąconych połączeń Fe(III) w złożach filtracyjnych.



Rys. 8. Krzywe sumowe stężenia żelaza ogólnego w wodzie przed i po filtracji
Fig. 8. Curves of total iron concentration in the water before and after filtration

Zmniejszeniu stężenia żelaza ogólnego, generalnie towarzyszyło obniżenie mętności i intensywności barwy próbek wody.

Z uwagi na małą prędkość przepływu wody podczas filtracji i obecność tlenu rozpuszczonego w złożach panowały warunki do rozwoju mikroorganizmów. Świadczył o tym wzrost liczby bakterii w wodzie po filtracji (tab. 4).

O aktywności biologicznej mikroorganizmów bytujących na powierzchni ziaren złożów świadczą zmiany stężeń azotu nieorganicznego i jego form. We wszystkich próbkach filtratów stwierdzono mniejszą zawartość azotu nieorganicznego (rys. 9), spowodowaną głównie zmniejszeniem stężenia NH_4^+ . Mniejsze stężenia NO_3^- stwierdzono jedynie w pierwszych czterech seriach badawczych, natomiast w kolejnych nastąpił wzrost wartości tego wskaźnika jakości wody, co świadczy o prze-

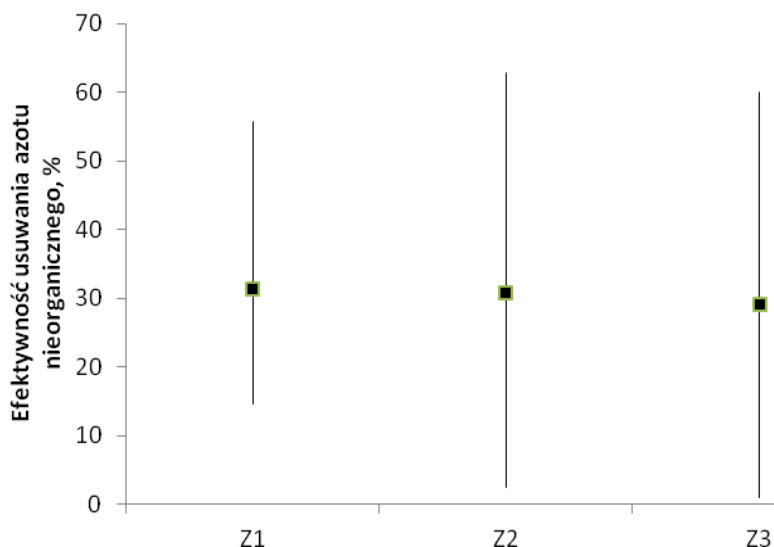
biegu procesu nityfikacji. Prawidłowość tą stwierdzono niezależnie od rodzaju materiału filtracyjnego.

Tabela 4. Zmiana liczebności ogólnej liczby bakterii psychrofilnych i mezofilnych (wartość ujemna oznacza wzrost)

Table 4. Changes in the total number of psychrophilic and mesophilic bacteria (negative value means an increase)

Nr serii	Δ OLB22			Δ OLB 37		
	Z1	Z2	Z3	Z1	Z2	Z3
1	-2170	-2970	-4070	10	-110	-500
2	-15170	-4670	-9870	-18010	-320	-9910
3	-925	-85	5	14	14	5
4	-281	-8	-46	-7	-5	4
5	-28	-43	-48	0	-3	-2
6	9	1	-24	-1	5	-18
7	-42	6	0	9	1	0
8	48	-56	-29	-4	0	-23
9	1143	908	304	40	24	-299
10	296	305	285	60	58	54
11	1120	1012	660	144	84	-15
12	117	129	-64	-35	47	3
13	46	24	-59	24	4	4
14	12	83	-126	-10	-7	-32
15	156	395	380	0	0	-3
16	413	440	379	-2	0	-46
17	3	3	-28	-2	-24	-127
18	38	47	11	15	15	14

Stwierdzony w wielu próbkach filtratów, wzrost stężenia NO_2^- , wskazywał że nityfikacja nie przebiegała do końca. Przemianom form azotu nieorganicznego towarzyszyło zmniejszenie stężeń tlenu rozpuszczonego w próbkach filtratu mieszczące się w zakresach: 0,04–4,71 g O_2/m^3 , 0,12–3,70 g O_2/m^3 i 0,02–4,50 g O_2/m^3 odpowiednio dla złóż Z1, Z2 i Z3. W dwóch próbkach wody po filtracji przez Z1 i w czterech próbkach wody po kontakcie z Z2 i Z3 stwierdzono natomiast wzrost zawartości tlenu rozpuszczonego, który mógł być spowodowany dyfuzją tlenu z powietrza atmosferycznego.



Rys. 9. Zakresy i średnie skuteczności usuwania azotu nieorganicznego
Fig. 9. Ranges and average of inorganic nitrogen removal efficiency

Od momentu rozpoczęcia nitryfikacji następowało zmniejszenie OLB22 w próbkach filtratu, co najprawdopodobniej związane było z utworzeniem dojrzałej struktury biofilmu na powierzchni ziaren materiałów filtracyjnych.

Prezentowane w tabeli 5 wyniki, świadczą o obecności w wodzie surowej, zarówno mikroorganizmów przeprowadzających pierwszą jak i drugą fazę nitryfikacji. Analizując procesy zachodzące na badanych złożach, może wydawać się, że tylko organizmy drugiej fazy nitryfikacji utworzyły biofilm na powierzchni materiałów filtracyjnych. Jednak na podstawie dodatkowego oznaczenia jonów azotanowych dla pierwszej fazy nitryfikacji i amonowych dla II fazy nitryfikacji, można zauważyć, że woda surowa zawiera organizmy obu faz nitryfikacji. W przypadku oznaczania produktów fazy I, zauważalne jest, że na złożu Z3 osadziły się prawdopodobnie organizmy przeprowadzające I i II fazę tego procesu. Na podstawie pojawienia się produktu II fazy nitryfikacji (jon NO_3^-), można przypuszczać, że została przeprowadzona pierwsza faza nitryfikacji, gdzie przekształceniu ulega jon amonowy w jon azotynowy. W złożach Z1 i Z2 nie doszło do przekształcenia amonu w azotyny w procesie nitryfikacji.

Mikroorganizmy II fazy nityfikacji osadziły się na wszystkich trzech złożach, o czym świadczy przeprowadzony proces utleniania azotynów do azotanów we wszystkich trzech badanych próbkach wody pobranych ze złoż. W wodzie surowej również obecne były organizmy przeprowadzające drugą fazę nityfikacji, jak również organizmy przeprowadzające asymilacyjną redukcję azotanów, o czym świadczy obecność jonów amonowych, oznaczanych dodatkowo w II fazie nityfikacji.

Tabela 5. Obecność nityfikantów I i II stopnia na powierzchni złoż filtracyjnych

Table 5. The presence of nitrification bacteria of I and II phase on the filter beds

		Z1	Z2	Z3	Woda surowa
I faza nityfikacji	NH_4^+	+	+	+	+
	NO_2^-	-	-	-	-
	<i>Dodatkowe oznaczenie NO_3^-</i>	-	-	+	+
II faza nityfikacji	NO_2^-	+	+	+	+
	NO_3^-	+	+	+	+
	<i>Dodatkowe oznaczenie NH_4^+</i>	-	-	-	+

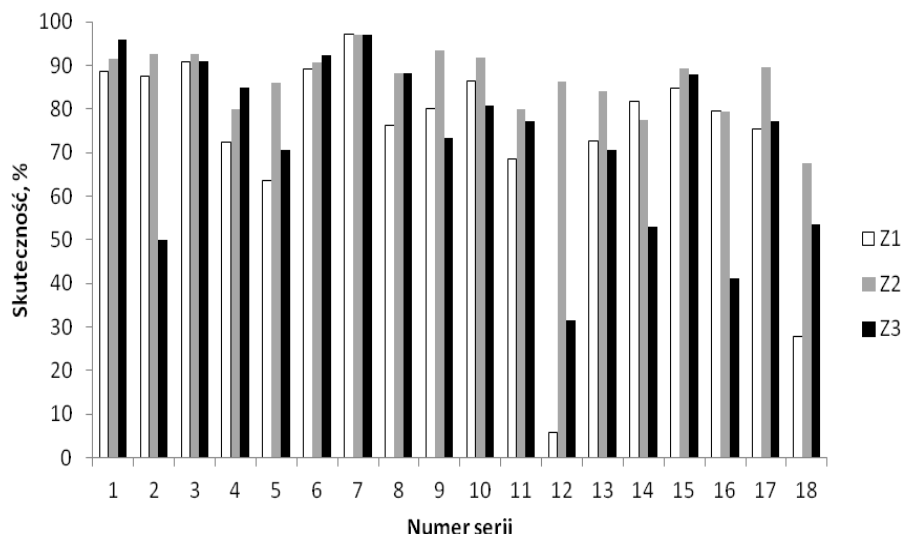
Niezależnie od rodzaju materiału/materiałów filtracyjnych, filtracja powolna zapewniła bardzo dużą skuteczność eliminacji jonów fosforanowych (rys. 10), które mogły być wytrącane w postaci trudno rozpuszczalnych fosforanów żelaza i w tej formie zatrzymywane w złożu. Świadczą o tym poniższe korelacje liniowe między zawartością żelaza ogólnego i jonów fosforanowych w wodzie po filtracji:

$$\text{dla Z1: } \text{Fe}_{\text{og}} = 4,496 \cdot \text{PO}_4^{-3} - 0,177 \quad (R=0,88, n=18),$$

$$\text{dla Z2: } \text{Fe}_{\text{og}} = 0,835 \cdot \text{PO}_4^{-3} + 0,054 \quad (R=0,65, n=18),$$

$$\text{dla Z3: } \text{Fe}_{\text{og}} = 1,605 \cdot \text{PO}_4^{-3} - 0,003 \quad (R=0,85, n=18).$$

Powyższej zależności nie stwierdzono dla wody surowej.



Rys. 10. Skuteczność usuwania fosforanów w procesie filtracji
Fig. 10. The efficiency of phosphorus removal

O całkowitej ilości usuniętych jonów fosforanowych współdecydowała ich asymilacja przez mikroorganizmy obecne w złożach filtracyjnych. Średnia skuteczność usuwania fosforanów w złożu Z2 była o ponad 13% większa od stwierdzonej dla złożów Z1 i Z3.

Wszystkie próbki filtratów zawierały substancje organiczne w ilości mniejszej niż dopuszczalna w wodzie przeznaczonej do spożycia. Skuteczność eliminacji OWO, niezależnie do rodzaju złoża filtracyjnego, zmieniała się w szerokim zakresie (tab. 2).

4. Wnioski

- Zastosowanie materiałów alkalizujących tj. Wapienia Wojcieszów, dolomitu Romanowo i Hydrocleanitu zapewniło zmniejszenie agresywności kwasowęglowej. Efektywność odkwaszania malała zgodnie z szeregiem $Z3 > Z2 > Z1$.
- Obecność warstwy piasku w złożu Z2 zapewniła największą efektywność usuwania związków żelaza oraz jonów fosforanowych z wody.

- Mała prędkość filtracji oraz obecność w wodzie nieorganicznych form azotu i fosforu sprzyjały rozwojowi błony biologicznej na powierzchni ziaren materiałów filtracyjnych. Nadmiar mikroorganizmów okresowo był wypłukiwany do oczyszczanej wody, niezależnie od rodzaju materiału filtracyjnego, z którym się kontaktowała.
- Wszystkie trzy złoża zapewniły zmniejszenie zawartości azotu nieorganicznego, który był asymilowany przez mikroorganizmy bytujące w złożu. Mikroorganizmy egzystujące w złożach filtracyjnych prowadziły proces nityfikacji intensyfikując zmniejszenie zawartości azotu amonowego w próbkach filtratu. Dodatkowo jony NH_4^+ mogły być adsorbowane na powierzchni nierozpuszczonych cząstek obecnych w wodzie i łącznie z nimi zatrzymywane w złożach filtracyjnych.
- Nie stwierdzono istotnego wpływu rodzaju materiałów filtracyjnych na skuteczność usuwania azotu nieorganicznego oraz przemiany jego połączeń.

Literatura

1. **Dimitrakos Michalakos G, Martinez Nieva J, Vayenas D. V. Lyberatos G.:** *Removal of iron from potable water using a trickling filter.* Wat. Res. Vol. 31, 991–996 (1997).
2. **Gouzinis A, Kosmidis N, Vayenas V, Lyberatos G.:** *Removal of Mn and simultaneous rremoval of NH_3 , Fe and Mn from potable water using a trickling filter.* Wat. Res. Vol. 32, 2442–2450 (1998).
3. **Kowal A.:** *O przydatności infiltracji dla oczyszczania wód powierzchniowych.* Ochrona Środowiska vol. 2, 5–7 (1983).
4. **Łomotowski J.:** *Iniltracja jako process w technologii wody.* Politechnika Wroclawska. Wrocław 1994.
5. **Stembal T, Markic M, Ribicic N, Briski F, Sipos L.:** *Removal of ammonia. Iron and manganese from groundwaters of northern Croatia – pilot plant studies.* Process Biochemistry Vol. 40, 327–335 (2005).
6. **Tekerlekopoulou A. G, Vasiliadou I. A, Vayenas D. V.:** *Physico- chemical and biological iron removal from potable water.* Biochemical Engineering Journal, Vol. 31, 74–83 (2006).

The Influence of the Type of Filter Material on Change of the Value of Selected Indicators of Groundwater Quality

Abstract

The effect of filter media on groundwater quality changes was studied for 6 months. The test system was continuously supplied with groundwater from well, at a constant speed from top to bottom and filter deposits were open to provide contact with air. Filter beds during the study period were not washed. The subject of the study were three beds (Z1, Z2 and Z3) with different filter materials: Z1, Z3 were filled only with an alkaline material, which provided to reduction the corrosivity of water, Z2 – outside alkalising materials also included sand, thus increasing removal efficiency of iron and phosphate ions

Analysis of water physico-chemical parameters include pH, temperature, total alkalinity, intensity of colour, turbidity, dissolved oxygen and the content of: iron, iron (II) and (III), aggressive carbon dioxide, inorganic nitrogen forms (Ninorg), ie NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , phosphate and total organic carbon. Bacteriological analysis of water samples was based on the total number of psychrophilic bacteria, having an optimum temperature for growth about 22°C, and mesophilic (37°C). All analyses were made in accordance with current standards. Groundwater was characterized by high volatility of most of the analyzed indicators of water quality.

Due to the low flow velocity of water through the filtration beds and presence of dissolved oxygen in water, there was conditions for microbial growth in the deposits. There were a growth conditions for biofilm development on the surface of filter media. Excess filter media was periodically flushed out by flowing water regardless of the type of material which is contacted with water. Confirmation of the biofilm development on the surface of mineral grains was also indirectly by the increase in the number of bacteria in the filtrate, compared to the number of bacteria in the groundwater. Biological activity of the bacteria on the deposits surface was confirmed by changes in concentration of inorganic forms of nitrogen.

All three beds have provided a reduction in inorganic nitrogen, which was assimilated by the microorganisms. Microorganisms on the surface of deposits reduced ammonia nitrogen in the filtrates by nitrification process. In addition, NH_4^+ particles may be adsorbed on the surface of particulate matter present in the water and retained in the bed. During this research there were no significant differences depending on the type of deposit, in efficiency of removal of inorganic nitrogen.