

**MODELOWANIE ZMIAN
JAKOŚCI WODY
W GÓRSKIM
ZBIORNIKU
RETENCYJNYM**

ADAM RAK

**MODELOWANIE ZMIAN
JAKOŚCI WODY
W GÓRSKIM
ZBIORNIKU
RETENCYJNYM**

WROCŁAW 2010 

Autor
dr inż. Adam Rak

Opiniodawcy:
prof. dr hab. inż. Jan Pawełek
dr hab. inż. Janusz Łomotowski prof. nadzw.

Redaktor merytoryczny
dr hab. inż. Krzysztof Pulikowski prof. nadz.

Opracowanie redakcyjne
Mateusz Pluskota

Korekta
mgr Elżbieta Winiarska-Grabosz

Łamanie
Alina Gebel

Projekt okładki
Stanisław Rogowski

Monografie CXIV

© Copyright by Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wrocław 2010

ISSN 1898-1151
ISBN 978-83-7717-037-3

WYDAWNICTWO UNIwersYTETU PRZYRODNICZEGO WE WROCLAWIU

Redaktor Naczelny – prof. dr hab. Andrzej Kotecki
ul. Sopocka 23, 50-344 Wrocław, tel. 71 328-12-77
e-mail: wyd@up.wroc.pl

Nakład 100 + 16 egz. Ark. wyd. 11,00. Ark. druk. 10,25
Druk i oprawa: F.P.H. „ELMA”

SPIS TREŚCI

1. WSTĘP	9
2. PROCESY KSZTAŁTUJĄCE JAKOŚĆ WÓD W ZBIORNIKACH RETENCYJNYCH.....	17
3. WYBRANE ASPEKTY TECHNOLOGICZNE UZDATNIANIA WÓD POWIERZCHNIOWYCH.....	23
4. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAWCZEGO.....	29
5. METODYKA BADAŃ	37
5.1. Badania fizykochemiczne wody	37
5.2. Badania technologiczne	37
5.3. Układy technologiczne i jakość wody w czasie testów	39
6. METODY STATYSTYCZNE OCENY WYNIKÓW BADAŃ	43
7. WYNIKI BADAŃ.....	47
7.1. Temperatura powietrza i wody	47
7.2. Opady.....	49
7.3. Wskaźniki fizykochemiczne wody	52
7.4. Badania fitoplanktonu i zooplanktonu.....	58
7.5. Zmienność składu jakościowego wody	59
7.6. Stabilność i korozyjność wody retencjonowanej w zbiorniku	64
7.7. Wyniki badań technologicznych	72
7.7.1. Wpływ ozonu na efekty technologiczne	77
7.7.2. Ocena korozyjności i stabilności wody uzdatnionej	80
7.7.3. Badania sprawności filtracji wody	86
8. ANALIZA PORÓWNAWCZA JAKOŚCI WODY W ZBIORNIKU Z UWZGLĘDNIENIEM WYNIKÓW Z OKRESU EKSPLOATACJI ZAKŁADU UZDATNIANIA WODY	91
8.1. Metodyka badań.....	91
8.2. Warunki hydrologiczne	92
8.3. Charakterystyka jakościowa wody	94
8.4. Układ technologiczny uzdatniania wody.....	95
8.5. Testy technologiczne uzdatniania wody.....	99
9. METODYKA WYZNACZANIA PROGNOZOWANYCH MAKSYMALNYCH I MINIMALNYCH WSKAŹNIKÓW JAKOŚCI WODY NA POTRZEBY ZAKŁADU UZDATNIANIA WODY	103
9.1. Kryterialne wskaźniki jakości wody	103

9.2. Prognozowanie maksymalnych i minimalnych wskaźników jakości wody na podstawie współczynników zmienności.....	106
9.3. Prognozowanie maksymalnych i minimalnych wskaźników jakości wody z uwzględnieniem zmian w bilansie wody retencjonowanej w zbiorniku	108
10. PROGNOZOWANIE JAKOŚCI WODY Z WYKORZYSTANIEM SZTUCZNYCH SIECI NEURONOWYCH.....	115
10.1. Budowa i działanie sieci neuronowych.....	115
10.2. Wykorzystanie sztucznych sieci neuronowych w gospodarce wodnej.....	119
10.3. Wybrane przykłady zastosowania sztucznych sieci neuronowych w inżynierii środowiska	121
10.4. Prognozowanie wskaźników jakości wody w zbiorniku na wybranym typie sieci neuronowych	122
10.4.1. Etapy budowania modelu sieci neuronowych	123
10.4.2. Charakterystyka wybranego programu do modelowania.....	124
10.4.3. Wyniki modelowania	130
11. PODSUMOWANIE I WNIOSKI.....	150
PIŚMIENNICTWO.....	155

WYKAZ OZNACZEŃ I SKRÓTÓW:

<i>AIC</i>	kryterium informacyjne Akaike (Akaike Information Criterion),
<i>BIC</i>	bayesowskie kryterium informacyjne Schwartza (Bayes Information Criterion),
<i>FBM</i>	program Flexible Bayesian Models on Neural Networks, Gaussian Processes and Mixtures pracujący w środowisku UNIX/Linux, wersja 1999-03-13,
<i>h</i>	głębokość wody w zbiorniku,
K_g	wskaźnik gotowości,
I_L	indeks Langeliera,
I_R	indeks Reznera,
L_p	liczba estymowanych parametrów modelu,
<i>MAPE</i>	bezwzględny, przeciętny błąd procentowy (Mean Absolute Percentage Error),
<i>MLP</i>	wielowarstwowa sieć neuronowa typu perceptron <i>MLP</i> (ang. Multi Layer Perceptron),
<i>MPE</i>	przeciętny błąd procentowy (Mean Percentage Error),
<i>MSE</i>	średni błąd kwadratowy (Mean Squared Error),
<i>N, n</i>	liczebność zbioru,
<i>P</i>	opad roczny [$\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$], opad dobowy [$\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$],
<i>pH_s</i>	odczyn wody w stanie równowagi węglanowo-wapniowej,
<i>(R)</i>	rozstęp wskaźnika jakości wody: $(R) = S_{\text{Max}} - S_{\text{Min}}$,
<i>R</i>	współczynnik korelacji,
<i>RMSE</i>	pierwiastek z błędu średnio-kwadratowego (Root-Mean-Square Error),
\bar{S}, S_{SR}	średnia wartość analizowanego wskaźnika jakości wody,
S_i	wartość <i>i</i> -tego, obserwowanego (pomierzonego) wskaźnika jakości wody w jego szeregu czasowym,
S_{Pi}	prognozowana wartość <i>i</i> -tego wskaźnika jakości wody w jego szeregu czasowym,
<i>SCADA</i>	ang. Supervisory Control And Data Acquisition – system nadzorujący przebieg określonego procesu technologicznego,
<i>Sd</i>	stężenie dopuszczalne jednostkowego wskaźnika jakości wody określone przez użytkownika,
S_o	początkowa wartość oznaczanego wskaźnika jakości wody,
S_{Max}	maksymalna wartość oznaczanego wskaźnika jakości wody,
S_{Min}	minimalna wartość oznaczanego wskaźnika jakości wody,
S_p	wartość prognozowana oznaczanego wskaźnika jakości wody,
S_{Pmax}	prognozowana maksymalna wartość wskaźnika jakości wody,
S_{Pmin}	prognozowana minimalna wartość wskaźnika jakości wody,
S_r	wartość oznaczanego wskaźnika jakości wody,
S_x	poszukiwana wartość wskaźnika jakości wody,
<i>SSE</i>	suma kwadratowych błędów prognozy (Sum of Squared Error),
<i>SSN</i>	sztuczne sieci neuronowe,

Q_{ni}	przepływ nienaruszalny – biologiczny [$m^3 \cdot t^{-1}$],
$Q_p(V_p)$	parowanie z powierzchni zbiornika [$m^3 \cdot t^{-1}$],
$Q_r(V_r)$	dopływ do zbiornika [$m^3 \cdot t^{-1}$],
$Q_w(V_w)$	odpływ ze zbiornika [$m^3 \cdot t^{-1}$],
t	czas: s [sekunda], h [godzina], d [doba], a [rok],
TUW	technologia uzdatniania wody,
w	współczynnik zamienności,
W_s	współczynnik Schindlera,
W_w	wskaźnik wymiany wody,
W_z	współczynnik zanieczyszczeń,
WHO	Światowa Organizacja Zdrowia,
Z	zasoby wód powierzchniowych,
Zd	zasoby dyspozycyjne wód powierzchniowych,
$Zd(Sd)$	zasoby dyspozycyjne wód powierzchniowych z uwzględnieniem jakości wody,
ZUW	Zakład Uzdatniania Wody,
σ	odchylenie standardowe.

1. WSTĘP

Wody powierzchniowe przed wykorzystaniem muszą najczęściej być poddane odpowiednim procesom oczyszczania. Obecny stan techniki pozwala na uzdatnienie do oczekiwanych wymagań wody o dowolnym składzie, jednak względy ekonomiczne przemawiają za tym, aby stosować takie procesy jednostkowe i układy technologiczne, które pozwolą przy najniższych kosztach inwestycyjnych i eksploatacyjnych osiągnąć najniższą cenę jednostkową uzdatnionej wody. Wody powierzchniowe charakteryzują się dużą zmiennością składu naturalnego. Jakość wody powierzchniowej zależy od sposobu zagospodarowania zlewni, poziomu i sposobu nawożenia, budowy geologicznej zlewni, właściwości gleb, topografii zlewni, stanu gospodarki ściekami, warunków atmosferycznych, procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych zachodzących w środowisku wodnym, możliwości retencyjnych zlewni, sposobu zabudowy rzeki i wielu innych czynników.

W Polsce pobór wody do celów wodociagowych i technologicznych w ostatnich latach kształtuje się na poziomie $2085,6 \text{ htm}^3 \cdot \text{a}^{-1}$, w tym około 31,5% to wody powierzchniowe. Największy pobór wód powierzchniowych ma miejsce w województwach małopolskim, śląskim, podkarpackim i stanowi odpowiednio 67,3, 63,5 i 52,1% ogółu ujmowanej wody [GUS 2008]. Wody powierzchniowe w tych regionach ujmowane są przeważnie z rzek i potoków górskich o zlewniach od kilkunastu do kilkudziesięciu km^2 . W celu zapewnienia równomiernego poboru wody do celów użytkowych – wody te przeważnie retencjonowane są w otwartych zbiornikach.

Spiętrzenie wody płynącej wpływa w istotny sposób na procesy biologiczne i chemiczne zachodzące w wodzie. W wyniku spiętrzenia zwiększa się powierzchnia lustra wody, czas przetrzymania wody, a zmniejsza się prędkość przepływu. Woda retencjonowana w zbiorniku jest poddana krótkoterminowym i długoterminowym zmianom jakości. Zmiany te wynikają z naturalnych procesów zachodzących w toni wodnej oraz zależą od jakości wody dopływającej do zbiornika. Długoterminowe zmiany jakości wody wpływają na sposób zarządzania zlewnią rzeki, krótkoterminowe zaś są konsekwencją ekstremalnych zjawisk zachodzących na obszarze zlewni zbiornika. Mogą to być intensywne opady atmosferyczne lub susza hydrologiczna. Zmiany jakości wód powierzchniowych zlewni są szczególnie widoczne w małych zaporowych zbiornikach retencyjnych.

Mnogość czynników kształtujących jakość wody powierzchniowej wskazuje na to, że jest ona funkcją wielu parametrów, które są zmienne ilościowo i w czasie [Kowal, Świdorska-Bróz 2003, Nawrocki, Biłozor 2000]. Duża zmienność składu jest szczególnie widoczna w przypadku wód pochodzących ze stosunkowo niewielkich zlewni górskich, gdzie każde ze źródeł zanieczyszczeń może mieć wyraźny wpływ na jakość magazynowanej w zbiorniku wody. Wody powierzchniowe zlewni górskich to wody

o stosunkowo niewielkiej ilości zanieczyszczeń w okresie bezdeszczowym, natomiast w okresie opadów atmosferycznych bądź roztopów wiosennych stan zanieczyszczeń w potokach górskich znacznie wzrasta. Stężenia wskaźników jakości wody mogą wahać się od ilości śladowych do kilkuset $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ [Dojlido 1995].

Niestabilność składu jakościowego wody powoduje konieczność prowadzenia badań przy doborze układu technologicznego uzdatniania wody. Wybór sposobu oczyszczania wody powierzchniowej musi być poprzedzony analizami ustalającymi wielkość zasobów wody i badaniami technologicznymi wyznaczającymi sposób ich oczyszczenia w zależności od zmian składu wody.

Technologia uzdatniania wody jest dyscypliną naukową, która w początkowym stadium swego rozwoju opierała się na procesach naturalnych zachodzących w przyrodzie [Sozański, Urbaniak 1998, Sozański i in. 2002, Sozański, Olanczuk-Neyman 2002]. Współczesna technologia uzdatniania wody oparta jest na różnorodnych procesach fizycznych, chemicznych i biologicznych. Gdy woda zawiera wiele zanieczyszczeń, zastosowanie pojedynczego procesu technologicznego nie zapewnia oczyszczenia jej w stopniu wystarczającym. Ocena technologii uzdatniania wody powierzchniowej, celowość ekonomiczna stosowania wysokoefektywnych procesów jednostkowych wymagają prowadzenia kompleksowych i wieloetapowych badań oraz analiz. Badania te służą znalezieniu najlepszego sposobu uzdatniania wody, określeniu parametrów procesów jednostkowych, doborowi urządzeń i wzajemnych powiązań pomiędzy nimi. Zakres tych badań może obejmować badania modelowe operacji jednostkowych, badania modelowe elementów procesu technologicznego oraz badania w skali półtechnicznej na stacjach pilotowych [Balcerzak, Łuszczek 2006]. Opracowanie koncepcji oczyszczania wody opartej na wysokoefektywnych systemach technologicznych powinno zakładać niezawodne działanie tych systemów, przy założeniu możliwości wystąpienia nagłego zanieczyszczenia wody.

Większość współczesnych systemów uzdatniania wód powierzchniowych charakteryzuje się bardzo złożonymi układami technologicznymi wykorzystującymi procesy cedzenia, utleniania, koagulacji, sedymentacji, filtracji, sorpcji oraz dezynfekcji. Dwu- i trójpunktowe stosowanie chemicznego utleniania jest cechą charakterystyczną tych układów i występuje w sekwencji przemiennej z procesami koagulacji, adsorpcji, filtracji pospiesznej i filtracji biologicznej. Trójpunktowe utlenianie stosuje się najczęściej w układach technologicznych uzdatniania wody ze zbiorników retencyjnych, szczególnie tam gdzie występują „zakwity”, czyli masowy rozwój fito- i zooplanktonu.

W warunkach dużego wzrostu zanieczyszczeń wody ujmowanej do celów użytkowych oczekuje się od zakładu uzdatniania usunięcia nie tylko podstawowych zanieczyszczeń, ale także usuwania z niej szkodliwych i niepożądanych domieszek, dostosowania jej składu oraz właściwości do wymagań wynikających z przeznaczenia. Mając na uwadze zdrowotność ludzi, należy zadbać o to, aby woda wodociągowa była pozbawiona zanieczyszczeń chemicznych, drobnoustrojów chorobotwórczych, a także miała skład mineralny korzystny dla zdrowia. W tym też kierunku idą zalecenia WHO dotyczące twardości wody i zawartości w niej magnezu. Wszystkie zalecenia biorą się z wcześniej stwierdzonych związków przyczynowo-skutkowych między jakością spożywanej wody a zdrowiem człowieka. W celu przeciwdziałania tym zjawiskom oraz zwiększenia

prawdopodobieństwa wystąpienia równowagi chemicznej i biologicznej w wodzie podczas dystrybucji w sieci znacznie podwyższono wymagania stawiane wodzie do picia [Dyrektywy EWG 1993].

Jakość wody oraz jej przepływ w dowolnym przekroju są zmienne w czasie. Znalezienie relacji pomiędzy takimi zmiennymi jak: przepływ, stężenie określonego wskaźnika i czas jest podstawą do sporządzania bilansów wodno-gospodarczych uwzględniających jakość wody. Uwzględnienie jakości wody w bilansach nie jest problemem nowym, ale wymaga dalszych badań i opracowań zarówno teoretycznych, jak i metodologicznych, szczególnie jeżeli to dotyczy małych zlewni o charakterze górskim.

Zasoby wód (Z) wyznacza się na podstawie danych hydrologicznych powszechnie znanymi metodami w gospodarce wodnej. W ujęciu klasycznym zasoby wody dyspozycyjne (Z_d) dla danego przekroju są funkcją przepływu i czasu, $Z_d=f(Q, t)$. W przypadku określenia zasobów wodnych z uwzględnieniem jakości wody – do ich wyznaczania dodatkowo niezbędne są dane dotyczące zmienności jakości wody wielu wskaźników w rozpatrywanym przekroju rzeki [Dojlido 1995, Ciepeliowski 1999, Burchard, Dubaniewicz 1981]. Bartoszewski [1992] sformułował następującą definicję zasobów wodnych z uwzględnieniem jakości:

„Zasoby wody z uwzględnieniem jakości $Z_d(S_d)$ to taka objętość wody, którą można wykorzystać w określonym miejscu i czasie przy założeniu, że ujmowana woda zawierać będzie zanieczyszczenia w wielkości mniejszej od wymaganej przez użytkownika”. Uwzględniając jakość wody, zasoby dyspozycyjne będą dodatkowo funkcją stężenia zanieczyszczeń, $Z_d(S_d)=f(Q, t, S)$.

Przy wyznaczaniu zasobów wodnych z uwzględnieniem jakości wody konieczne jest określenie przez użytkownika stężenia dopuszczalnego (S_d) określonego wskaźnika lub grupy wskaźników dopuszczalnych $S_{d1}, S_{d2}, \dots, S_{di}$, które charakteryzują wodę pod względem jakości. Jest to uzależnione od sposobu wykorzystania wody (np. do celów komunalnych, przemysłowych, rolniczych) oraz zastosowanej technologii jej uzdatniania. W każdym przypadku należy analizować kilka (kilkanaście) wskaźników, które mogą decydować o wykorzystaniu wody do wyznaczonych celów.

Zasoby wody z uwzględnieniem jakości $Z_d(S_d)$, dla dowolnego przekroju rzeki, w szczególnych sytuacjach mogą być równe zero, tzw. *stan 1* (rys. 1). Wtedy jakość ujmowanej wody nie odpowiada wymaganiom użytkownika. Oznacza to, że w rozpatrywanym okresie przez cały czas stężenie zanieczyszczeń w ujmowanej wodzie jest zawsze większe od dopuszczalnego, czyli $S_i > S_{di}$. W tym przypadku użytkownik nie może pobierać wody ze względu na złą jej jakość, zatem zasoby dyspozycyjne są równe zero:

$$Z_d(S_d) = 0 \text{ i } Z_d > 0 \quad (1)$$

Może także wystąpić przypadek, gdy w całym rozpatrywanym okresie stężenie określonego wskaźnika zanieczyszczenia w wodzie jest zawsze mniejsze od stężenia dopuszczalnego dla tego wskaźnika, tzw. *stan 2* (rys. 2), tj. $S_i \leq S_{di}$. W tym przypadku jakość wody nie ma żadnego wpływu na zasoby dyspozycyjne, co oznacza:

$$Z_d(S_d) = Z_d \text{ i } Z_d > 0 \quad (2)$$

W praktyce najczęściej występuje przypadek, kiedy w rozpatrywanym okresie przez pewien czas (t_{gr}) stężenie analizowanego wskaźnika w wodzie jest mniejsze od Sd_i , a przez pozostały czas większe od Sd_i , tzw. stan 3 (rys. 3). W tym przypadku jakość wody będzie wpływać na zasoby dyspozycyjne:

$$Zd(Sd) < Zd \text{ oraz } Zd(Sd) > 0 \quad (3)$$

Wyznaczanie zależności funkcji $S = f(Q, t)$ jest problemem złożonym. Można tu wykorzystać metodykę stosowaną w monitoringu jakości wód [Korol 1991]. Do wyznaczenia zasobu dyspozycyjnego $Zd(Sd)$, w celu określenia zależności $S = f(Q, t)$ dla danego przekroju, powinna być wyznaczona wartość przepływu. Wartość ta wyznaczana jest z reguły metodą graficzną z krzywej sumy czasów trwania przepływu z wyższymi (rys. 4). Krzywą sumy czasów trwania sporządza się z danych hydrologicznych.

Zasoby dyspozycyjne $Zd(Sd)$ wyznaczmy z krzywej sumowej odpowiednio równaniami:

- dla stanu 1: $Zd(Sd) = 0$, (4)

- dla stanu 2: $Zd(Sd) = Zd = \int_0^t [Q(t) - Q_{ni}] \cdot dt \text{ [m}^3 \cdot \text{a}^{-1}\text{]},$ (5)

- dla stanu 3: $Zd(Sd) = Zd = \int_0^{t_{gr}} [Q(t) - Q_{ni}] \cdot dt \text{ [m}^3 \cdot \text{a}^{-1}\text{]},$ (6)

gdzie:

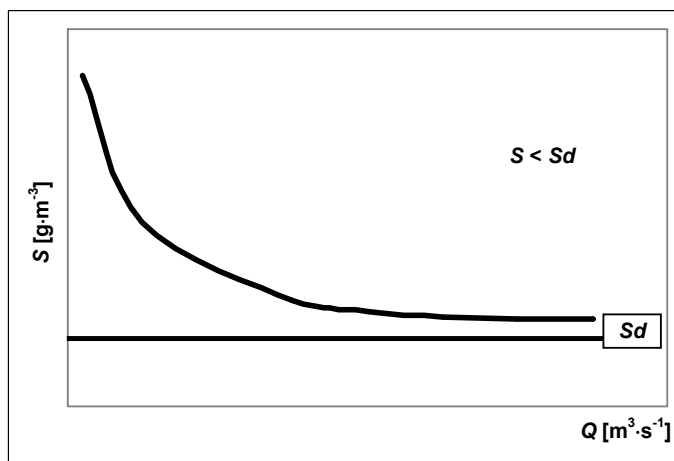
$Q(t)$ – dystrybuanta przepływu [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$],

Q_{ni} – przepływ nienaruszalny [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$].

Przedstawiona metodyka wyznaczania zasobu dyspozycyjnego $Zd(Sd)$ dotyczy jednego wskaźnika zanieczyszczeń. W rzeczywistości, w celu określenia właściwej technologii uzdatniania wody musimy dysponować pomiarami n wskaźników [Bartoszewski 1992]. Tym samym będziemy dysponować n zależnościami $S = f(Q, t)$. Wyznaczając dla każdego wskaźnika zasób dyspozycyjny, otrzymujemy zbiór n wartości $Zd(Sd)$. Wartość minimalna $Zd(Sd)$ z tego zbioru określa miarodajną wartość zasobu dyspozycyjnego danego przekroju. Dla wymaganego zapotrzebowania na wodę, na podstawie znanych wartości wskaźników zanieczyszczenia wody w rozpatrywanym przekroju, korzystając z równań (4, 5 i 6), można określić zasoby wodne $Zd(Sd)$ oraz gwarancje czasowe pokrycia potrzeb wodnych. Metoda ta w swoich założeniach jest teoretycznie prosta, lecz bardzo skomplikowana w realizacji. Generowanie niezbędnych danych do obliczeń funkcji wejściowych, jak i same obliczenia wymagają stosowania odpowiednich programów komputerowych.

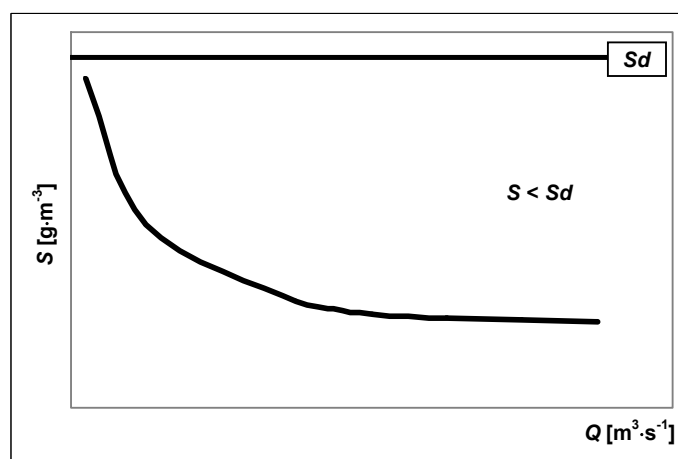
Układy uzdatniania wody zależą istotnie od czynników naturalnych kształtujących jakość ujmowanej wody. Szczególnie znaczący jest wpływ warunków klimatycznych oraz antropogenicznych na zmiany właściwości i składu wody. Dostarczenie informacji o jakości wody w zbiorniku retencyjnym umożliwia podjęcie decyzji związanych z użytkowaniem wody oraz sporządzenie strategii ochrony zasobów wodnych. Ma to szczególne znaczenie w przypadku wód pochodzących z niewielkich zlewni górskich.

Stąd coraz istotniejszą rolę odgrywać będzie prognozowanie zmian składu jakościowego wody jako informacji niezbędnych do projektowania i eksploatacji obiektów gospodarki wodnej oraz współczesnych zakładów uzdatniania wody. Z punktu widzenia operatora zarządzającego systemem oczyszczania i dystrybucją wody istotna jest nie tylko jakość wody dostarczanej użytkownikowi, lecz także wysokość kosztów operacyjnych funkcjonowania tego systemu.



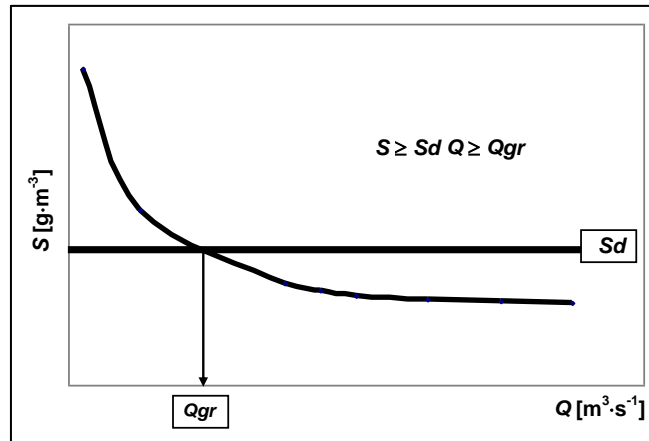
Rys. 1. W całym okresie stężenia zanieczyszczeń w wodzie $[S]$ są zawsze większe od stężenia dopuszczalnego $[S_d]$

Fig. 1. All over the period concentration of water contamination $[S]$ is always higher than allowed $[S_d]$

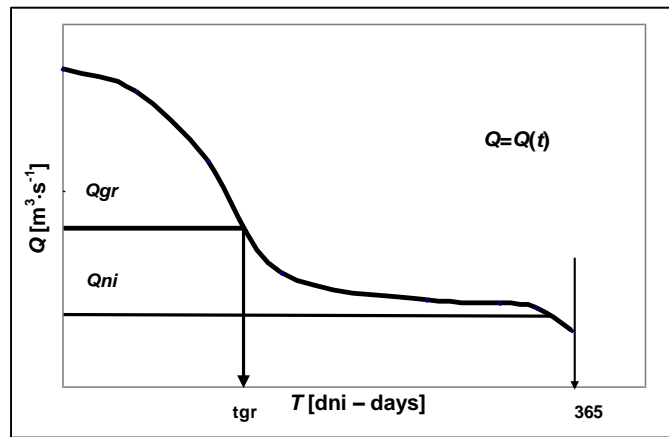


Rys. 2. W całym okresie stężenia zanieczyszczeń w wodzie $[S]$ są zawsze mniejsze od stężenia dopuszczalnego $[S_d]$

Fig. 2. All over the period concentration of water contamination $[S]$ is always smaller than allowed $[S_d]$



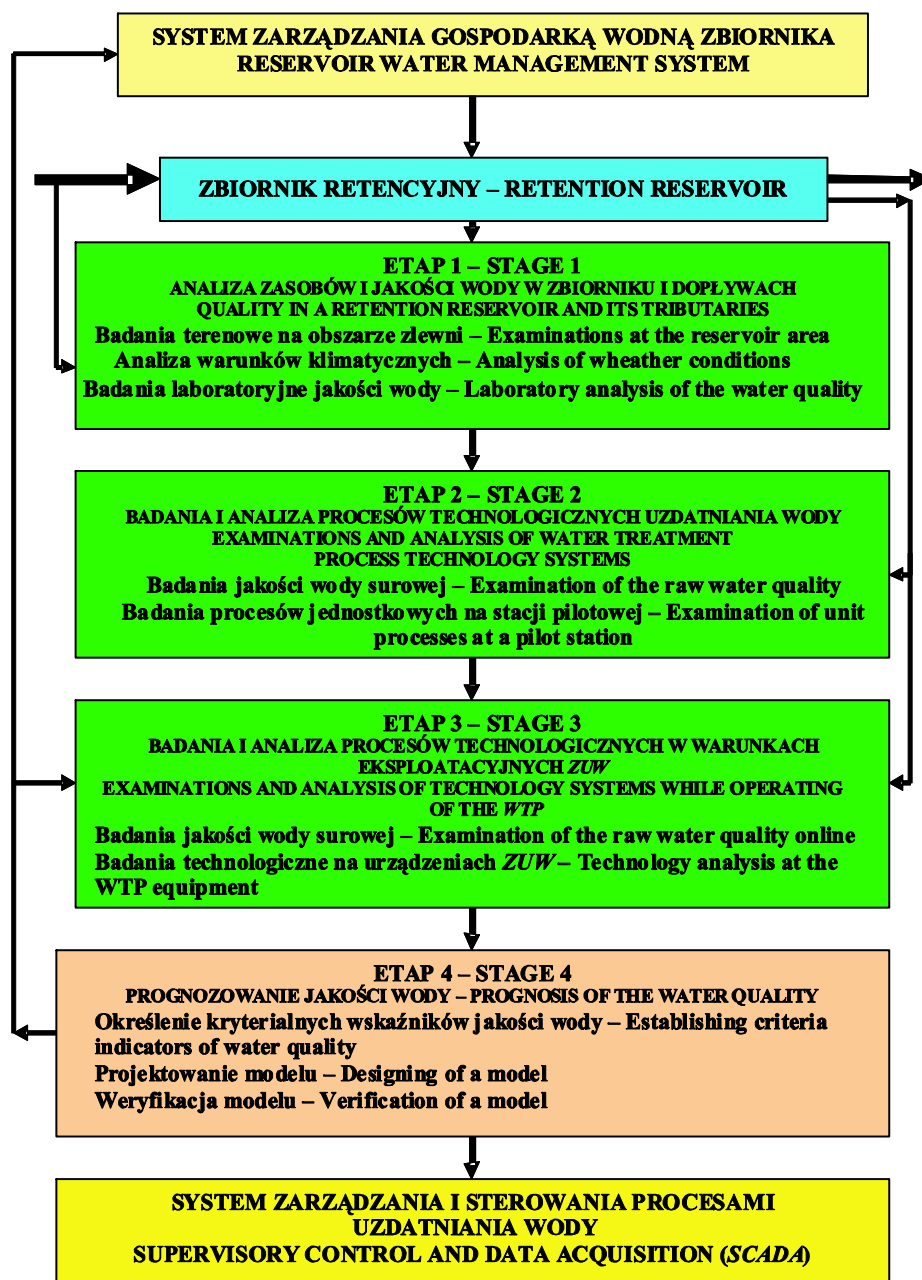
Rys. 3. W części okresu stężenia zanieczyszczeń w wodzie $[S]$ są mniejsze od stężenia dopuszczalnego $[Sd]$, a przez pozostały okres są większe
 Fig. 3. In some time concentration of water contamination $[S]$ is smaller than allowed $[Sd]$, whereas in some other time it is higher



Rys. 4. Dystrybuanta – krzywa sumy czasów trwania przepływu wraz z wyższymi
 Fig. 4. Distribution function – curve of total flow time and the higher

W literaturze problematyka obejmująca zagadnienia zbiorników retencjonujących wodę do celów komunalnych na małych zlewniach górskich prezentowana jest w niewielu publikacjach, w przeciwieństwie do zbiorników zapasowo-wyrównawczych lub zbiorników o dużej retencji. Przyczyną takiego stanu może być mały udział systemów zaopatrzenia w wodę, w których występują jednofunkcyjne zbiorniki retencyjne jako źródło wody surowej.

Zbiorniki zaporowe na małych potokach górskich retencjonujące wodę na cele użytkowe wymagają indywidualnych badań i analiz. Na rysunku 5 przedstawiono etapy prac badawczych i studialnych, jakie powinny być przeprowadzone na potrzeby prognozowania jakości wody w zbiornikach retencyjnych.



Rys. 5. Schemat postępowania w procedurze modelowania jakości wody w zbiorniku retencyjnym
Fig. 5. Diagram of phases while modeling retention reservoir water quality

Wynikiem przeprowadzonych badań i analiz w czasie Etapu I powinno być określenie charakteru retencjonowanej wody w poszczególnych okresach roku oraz wyznaczenie procesów jednostkowych uzdatniania wody w celu zaprojektowania modelu stacji pilotowej.

Etap II to kontynuacja badań podstawowych wskaźników jakości wody dopływającej i retencjonowanej w zbiorniku. Przeprowadzenie badań i analiz procesów technologicznych uzdatniania wody na stacji pilotowej przez okres co najmniej jednego roku hydrologicznego. Celem jest wyznaczenie optymalnych układów technologicznych uzdatniania wody w zależności od jej przeznaczenia oraz określenie wskaźników jakości wody charakterystycznych dla warunków retencyjnych analizowanego zbiornika.

Etap III to badania i analiza procesów technologicznych w warunkach technicznych na czynnych urządzeniach zakładu uzdatniania wody. Celem badań i analiz jest określenie optymalnych parametrów procesów jednostkowych na układach technologicznych w zależności od kształtowania się wskaźników jakościowych wody w okresie badawczym oraz wyznaczenie warunków brzegowych dla określonych kryterialnych wskaźników jakości wody w zależności od eksploatowanego układu technologicznego uzdatniania wody.

Etap IV to prognozowanie kryterialnych wskaźników jakości wody oraz opracowanie formuł empirycznych do prognozowania jakości wody. Model prognozujący powinien umożliwić symulację nie tylko jakości wody retencjonowanej w zbiorniku, lecz także wybór optymalnego z punktu widzenia kosztów układu technologicznego uzdatniania wody.

Na przykładzie wybranego obiektu badawczego, w dwóch okresach badawczych, przeprowadzono badania i analizy umożliwiające sporządzenie modelu prognozującego wybrane wskaźniki jakościowe wody retencjonowanej w zbiorniku.

W tym celu konieczne było szersze poznanie czynników wpływających na zmiany jakości wód retencjonowanych w zbiornikach retencyjnych zlokalizowanych w małych zlewniach górskich. Z uwagi na charakter zlewni zbiornika oraz dużą zmienność jakości retencjonowanej wody w okresie roku hydrologicznego konieczne były badania wpływu zmian składu fizykochemicznego wody na parametry procesu technologicznego jej uzdatniania. Stąd równoległe przeprowadzono badania na stacji pilotowej, które określiły efektywność procesów jednostkowych oraz umożliwiły optymalizację układów technologicznych uzdatniania wody.

Celem pracy było przedstawienie procedury postępowania przy opracowaniu najnowszych metod modelowania wybranych wskaźników jakości wody retencjonowanej w zbiorniku pomocnych przy zarządzaniu procesami uzdatniania.

W pracy poszukiwano odpowiedzi na następujące szczegółowe pytania:

- Jak retencja wody w zbiorniku i warunki hydrologiczne panujące na obszarze jego zlewni wpływają na jakość magazynowanej wody?
- Jak ustalić kryterialne wartości wskaźników jakościowych wody przy wyborze układu technologicznego uzdatniania wody?
- Jak modelować zmiany jakości wody, wykorzystując wyniki badań składu wody pochodzące z monitoringu?

2. PROCESY KSZTAŁTUJĄCE JAKOŚĆ WÓD W ZBIORNIKACH RETENCYJNYCH

Charakter pracy zbiornika retencyjnego, system gospodarki wodnej na nim oraz sposób regulowania odpływu zależą od typu zbiornika i celów, którym ma służyć. Najczęściej w gospodarce wodnej można wyróżniać następujące rodzaje zbiorników [Lambor 1962]:

- *Zbiornik powodziowy* zatrzymujący falę powodziową. Po przejściu wezbrania następuje jego opróżnienie, przez co uzyskuje się dopuszczalny odpływ rozłożony na dłuższy okres czasu. Zbiornik tego typu może pełnić także funkcję żeglugowo-powodziową. W tym przypadku zmagazynowana woda wypuszczana jest dopiero w chwili, gdy w rzece żeglownej są niskie stany wody.
- *Zbiornik żeglugowy*, który magazynuje nie tylko falę powodziową, ale także nadmiary wody w celu zasilania niskich stanów oraz przerzuca wodę z sezonu martwego pod względem żeglugi na okres żeglugowy.
- *Zbiornik energetyczno-szczytowy* przerzuca zapasy wody z okresów o małym zapotrzebowaniu energii elektrycznej na okres maksymalnego zużycia energii, np. z lata na zimę.
- *Zbiornik wyrównawczy* wyrównuje przepływ w dłuższym okresie czasu. W tej grupie możemy wyróżnić zbiornik komunalny lub przemysłowy, który retencjonuje wodę w okresach wyższych dopływów w celu umożliwienia równomiernego poboru na cele komunalno-przemysłowe oraz zapewnienia poboru w okresie niskich dopływów do zbiornika.
- *Zbiornik rolniczy* magazynuje wodę w okresach jesiennym i zimowym, przerzucając ją na okres wegetacyjny, z wykorzystaniem do nawodnień.

Oparcie zaspokojenia potrzeb komunalno-przemysłowych na wodach powierzchniowych zlewni górskich wymaga jednocześnie wyrównania przepływów w potokach i rzekach zlewni. Wyrównanie to osiąga się w rzeczywistości, budując retencyjne zbiorniki zaporowe. Stan sanitarny zbiornika retencyjnego oraz jakość magazynowanej wody zależą od jego reżimu hydrologicznego. Do czynników kształtujących jakość wody w zbiorniku retencyjnym należy zaliczyć następujące parametry:

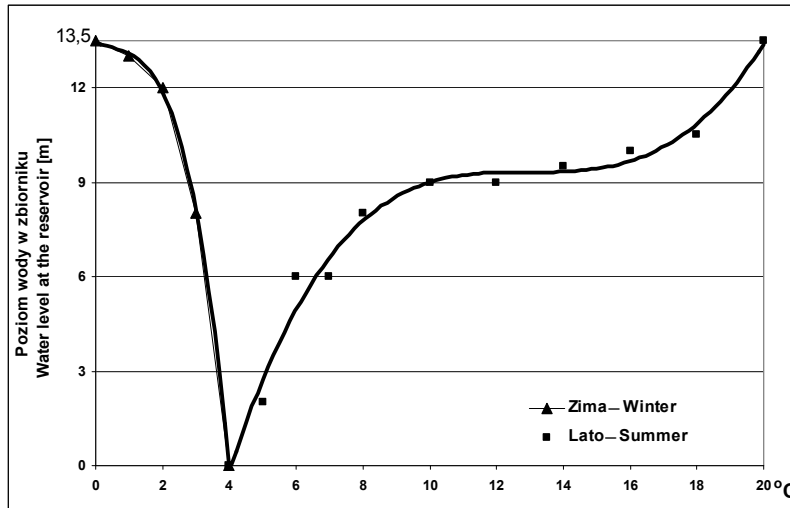
- *Powierzchnia zbiornika*: większa powierzchnia ułatwia napowietrzanie wody i kształtuje warunki tlenowe. W zbiornikach o dużej powierzchni i małej głębokości istotne znaczenie ma parowanie. Procesy te mogą wpływać na wzrost zanieczyszczeń w wodzie. Także przy dużej powierzchni wiatry mogą powodować lepsze wymieszanie powierzchniowych warstw wody, co sprzyja natlenianiu wody.

- *Kształt zbiornika*: w zbiornikach o rozwiniętej linii brzegowej (zakola, odnogi) istnieją strefy o niskiej prędkości przepływu, gdzie występują warunki zbliżone do jeziorowych.
- *Wahania poziomu wody*: zmiany poziomu wody powodują odsłanianie dna w górnej części zbiornika i na ogół negatywnie oddziałują na jakość wody.
- *Głębokość retencjonowanej wody*: w zależności od głębokości wyróżnia się dwa typy zbiorników – bez stratyfikacji termicznej i ze stratyfikacją. W głębokich zbiornikach wykształcają się trzy warstwy: *epilimnion*, *metalimnion* i *hypolimnion*. W *epilimnionie* i *metalimnionie* następuje rozkład substancji organicznej w warunkach tlenowych, co prowadzi do poprawy jakości wody. W *hypolimnionie* (warstwa dolna) panują zwykle warunki anaerobowe, procesy biochemiczne są znacznie spowolnione, uwidacznia się wpływ osadów dennych, co powoduje pogorszenie jakości wody. W większości zbiorników stratyfikacja ma charakter sezonowy. Tylko w zbiornikach bardzo głębokich stratyfikacja utrzymuje się cały rok.
- *Czas przepływu wody*: gdy przepływ wody przez zbiornik jest bardzo powolny, to warunki środowiska są bardziej zbliżone do jeziorowych. Zbiornik z reguły działa jak odstożnik zawieszin. Wydłużony czas przepływu przez zbiornik sprzyja rozkładowi substancji organicznych. Zbiornik o czasie retencji poniżej 36 dni to zbiornik szybko przepływowy. Gdy czas retencji jest wyższy niż 365 dni, to zbiornik zaliczamy do słabo przepływowych.
- *Jakość wody dopływającej*: w przypadku gdy do zbiornika dopływa woda o dużej zmienności rumowiska i zawieszin, to osadzając się na dnie, zmieniają jego pojemność. Powstające w wyniku sedymentacji osady organiczne mogą powodować wtórne zanieczyszczenie wody. Rozkład substancji organicznej może powodować deficyt tlenu oraz wywoływać procesy powodujące pogorszenie jakości wody.

Istotnymi czynnikami kształtującymi jakość wody mogą być także szybkość wymiany wody, prądy sezonowe, procesy kinetyczne i dynamiczne masy wody w zbiorniku.

Niemalą rolę odgrywają także czynniki atmosferyczne takie jak: ciśnienie barometryczne, temperatura i prędkość wiatru. Najważniejszą rolę w rozwoju tych procesów odgrywają objętość zgromadzonej wody, szybkość jej wymiany i układ prądów przemieszczania się wody. Stąd, w celu określenia stopnia zmienności oznaczanych wskaźników jakości wody należy dobrze poznać dynamikę procesów hydrologicznych, które powinny być zbadane laboratoryjnie lub na odpowiednich modelach [Thorne, Fenner 2008].

Istotnym zagadnieniem jest wypracowanie metod oznaczania stopnia wymieszania i rozcieńczenia zanieczyszczeń dopływających ze zlewni do zbiornika o regulowanym odpływie. Zmiany termiczne zachodzące w masie wodnej zbiornika w ciągu roku powodują wzajemne przemieszczanie się warstw wody sprzyjające procesowi wymieszania i samooczyszczenia. W okresie stabilizacji letniej woda o temperaturze 3–5°C jako najcięższa gromadzi się w warstwach przydennych, a od dna ku górze zwierciadła wody temperatura wzrasta nawet do 20–25°C (rys. 6). W okresie stabilizacji zimowej rozkład temperatury jest odwrotny. Minimalna temperatura, ca 0°C jest na powierzchni zwierciadła wody (lód) i wzrasta ku dołowi, dochodząc do temperatury ca 4°C. W okresie wiosennym i jesiennym następuje wzajemne przemieszczanie się warstw.



Rys. 6. Typowy przebieg zmian temperatury wody w zbiorniku „Sosnówka” [Rak 2009]
 Fig. 6. Typical course of changes in temperature at the "Sosnówka" reservoir

W przekroju zwierciadła wody kształtują się na ogół dwie warstwy oddzielone termokliną (*metalimnionem*) [Dojlido 1995]. Największe wahania obserwujemy w górnej warstwie zwanej *epilimnionem*. Epilimnion zawiera na ogół dużą ilość tlenu rozpuszczonego ze względu na natlenianie powierzchniowe oraz zachodzącą fotosyntezę. W ciągu lata obserwujemy nagły spadek temperatury w warstwie *metalimnionem*. Natomiast w dolnej warstwie zwanej *hypolimnionem* znajdują się mniejsze ilości tlenu. W warstwie tej często dochodzi do deficytu tlenu. Wynika to z braku źródeł tlenu, a także zachodzących procesów rozkładu substancji organicznych wymagających zużycia tlenu. Na zużycie tlenu wpływają obumarłe organizmy wodne opadające do *hypolimnionu* z *epilimnionu*. W efekcie tych zjawisk jakość wody w tych warstwach różni się od siebie. W okresach przejściowych (wiosna, jesień) zwykle na skutek zmian temperatur następuje zanik stratyfikacji termicznej i zachodzi pełne wymieszanie wód.

Rozwarstwienie wskaźników fizykochemicznych oraz temperatury ma znaczenie przy wyborze lokalizacji ujęcia wody ze zbiornika. Zależnie od pory roku i charakteru rozwarstwienia pobór wody powinien odbywać się na mniejszej lub większej głębokości pod zwierciadłem zbiornika. Dlatego proponuje się lokalizację urządzeń do poboru wody ze zbiornika retencyjnego na 2–3 różnych głębokościach.

Zbiorniki sztuczne o dużej objętości i głębokości są najkorzystniejsze z punktu widzenia lokalizacji ujęcia na potrzeby komunalne. W strefie znajdującej się na głębokości 5–30 m poniżej zwierciadła wody oraz 3–5 m nad dnem zbiornika woda jest najbardziej czysta, klarowna, zawiera najmniej zanieczyszczeń mechanicznych i biologicznych, jej stan fizyczny i chemiczny jest stały. W Polsce jednak takich zbiorników jest niewiele. Zwykle są znacznie płytsze i o gorszej, zmiennej jakości wody zależnej od pory roku [Ciepielowski 1999].

W zbiornikach retencyjnych jednofunkcyjnych, kiedy retencjonowana woda pobierana jest tylko do celów zaopatrzenia w wodę do spożycia, oprócz termicznego rozwarstwienia wody, które podlega sezonowym wahaniom, obserwowane są zmiany uzależnione od wielkości poboru wody. Powoduje to oprócz cyrkulacji termicznej przemieszczanie się masy wody zależnie od stanu wody w samym zbiorniku. Na przyspieszenie wymieszania wody ma wpływ także działanie wiatru. Tarcie mas powietrza o powierzchnię akwenu i ciśnienie wywierane na powierzchnię wywołują prądy w toni wodnej zbiornika. Przy stosunkowo płytkich zbiornikach, w warstwie powierzchniowej o grubości ca 0,4 h, działają prądy eoliczne zgodnie z kierunkiem wiatru z maksymalną prędkością na powierzchni i znikają w dół do zera na głębokości 0,4 h [Lambor 1962]. Pod tą warstwą zjawia się prąd przeciwny z prędkością wzrastającą w kierunku dna, a następnie gwałtownie zmniejszającą się do zera. Najsilniejsze działanie prądów eolicznych występuje w pobliżu zapory oraz na kierunku najdłuższego wymiaru powierzchni zbiornika.

Proces rozcieńczenia ładunku zanieczyszczeń doprowadzonych do zbiornika w różnych jego miejscach i szybkość wymieszania zależą od wielu czynników, a przede wszystkim od sposobu pracy zbiornika i jego reżimu hydrologicznego. Można wydzielić dwie zasadnicze fazy procesu rozcieńczenia zanieczyszczeń w zbiorniku:

Faza pierwsza: obejmuje rozcieńczenie bezpośrednio przy wejściu do zbiornika. W tym przypadku rozcieńczenie jest zależne od ilości dopływającej wody, prędkości prądów i głębokości zbiornika.

Faza zasadnicza: następuje na skutek przemieszczania się ładunku zanieczyszczeń w zbiorniku pod wpływem turbulencji.

Stopień rozcieńczenia istotnie wpływa na przemiany jakościowe wody w zbiorniku. Woda rzeczna dopływająca do zbiornika zawiera bardzo zróżnicowaną wielkość ładunku zanieczyszczeń. Wahania stopnia mineralizacji ładunku zanieczyszczeń w zbiorniku zależą od reżimu hydrologicznego. Do obliczenia zmian ładunku wskaźników zanieczyszczeń w zbiorniku można wykorzystać metodę podaną przez Kryckiego i Mienkiela [Lambor 1962], określoną równaniem:

$$Q_r \cdot S_r = Q_w \cdot S_x \quad (7)$$

Ponieważ $Q_r = Q_w + Q_p$, to możemy obliczyć wartość S_x wg zależności:

$$S_x = S_r \cdot \left[1 + \frac{Q_p}{Q_w} \right] \quad (8)$$

gdzie:

Q_r – dopływ do zbiornika; Q_w – odpływ ze zbiornika; Q_p – parowanie z powierzchni lustra wody zbiornika,

S_r – oznaczony wskaźnik jakościowy wody dopływającej do zbiornika,

S_x – poszukiwana wartość analizowanego wskaźnika jakościowego wody.

W celu obliczenia stopnia mineralizacji analizowanego wskaźnika zanieczyszczenia wody należy uwzględnić cały obieg wody pod względem ilościowym i jakościowym. W przypadku zbiorników retencyjnych odpływ wody może odbywać się w następujących formach:

- pobór wody do celów komunalnych, przemysłowych lub rolniczych; woda jako surowiec dla zakładu uzdatniania wody;
- zrzuty jałowe wody w czasie nadmiarów (warunki powodziowe);
- ucieczka wody na skutek filtracji przez korpus zapory, jak i do wód gruntowych oraz wgłębnych;
- straty wody poprzez parowanie.

W określonym czasie bilans wody zbiornika jest zrównoważony i można go opisać równaniem bilansowym:

$$V_r = V_{uz} + V_{fil} + V_{jal} + V_p \quad (9)$$

Chwilowy stan równowagi bilansu fali opisuje się równaniem:

$$S_r \cdot Q_r dt - S_{xt} \cdot Q_r dt = d(W \cdot S_{xt}) \quad (10)$$

Przyjmując bilans objętości wody wyrażony równaniem:

$$V_r + W_z = V_w + V_p \quad (11)$$

$$\text{lub } V_w - W_z = V_r - V_p \quad (12)$$

po scałkowaniu równania 10 otrzymamy:

$$S_x = S_o \cdot \left(\frac{W}{W_o}\right)^{\frac{(V_r - V_p)}{W_z}} + S_r \cdot \frac{V_r}{(V_r - V_p)} \cdot \left[1 - \left(\frac{W}{W_o}\right)\right]^{\frac{(V_r - V_p)}{W_z}} \quad (13)$$

Równanie to charakteryzuje średnie warunki mineralizacji analizowanego wskaźnika zanieczyszczeń w ciągu rozpatrywanego czasu T , gdzie:

W_z – objętość zbiornika spracowana w czasie T ,

W_o – objętość wody zbiornika na początku okresu T ,

W – objętość wody zbiornika w chwili t ,

S_{xt} – poszukiwana wartość wskaźnika zanieczyszczenia wody w zbiorniku w chwili t ,

S_x – poszukiwana graniczna wartość wskaźnika zanieczyszczenia wody w zbiorniku,

S_o – początkowa wartość wskaźnika zanieczyszczenia wody w zbiorniku,

S_r – oznaczany wskaźnik jakościowy wody dopływającej do zbiornika,

V_r – suma dopływu wody do zbiornika w czasie T , $Q_r = \frac{V_r}{T}$,

V_w – suma odpływu wody ze zbiornika w czasie T , $Q_w = \frac{V_w}{T}$,

V_{uz} – ilość wody pobrana przez użytkowników w czasie T ,

V_{fil} – straty wody w wyniku filtracji w czasie T ,

V_{jal} – zrzut jałowy wody w czasie T ,

V_p – parowanie wody ze zbiornika w czasie T , $Q_p = \frac{V_p}{T}$.

Równanie (13) charakteryzuje całokształt procesu oraz określa rolę czynników wpływających na zamiany wskaźników zanieczyszczeń wody. Nie pozwala jednak na śledzenie przebiegu zmian zachodzących w analizowanym okresie T. Na stan mineralizacji zanieczyszczeń wody w zbiorniku wpływają nie tylko wielkość parowania, lecz także stosunek masy pobranej i wyparowanej wody do całkowitej pojemności zbiornika. Z tego wynika, że im zbiornik płytszy, tym postęp w mineralizacji będzie silniejszy. Nadto należy podkreślić, że w tym modelu jest pewne uproszczenie. Założono równomierny rozkład zawartości (stężenia) zanieczyszczeń w zbiorniku, co nie jest zgodne z rzeczywistością. Równanie to nie uwzględnia także zmian jakości wody w zbiorniku na skutek zachodzących w nim procesów chemicznych i biologicznych.

3. WYBRANE ASPEKTY TECHNOLOGICZNE UZDATNIANIA WÓD POWIERZCHNIOWYCH

W technologii oczyszczania wody powierzchniowej zbiorniki retencyjne pełnią funkcję urządzeń do wstępnego oczyszczania wody oraz odgrywają istotną rolę w wyrównaniu składu jakościowego wody [Pawełek 1996, 1998]. Ich celem jest stworzenie odpowiedniego zapasu wody. Zgromadzony zapas wody pozwala na przerwanie jej poboru do celów użytkowych z rzeki w okresie przepływu fali silnie zanieczyszczonej, spowodowanej intensywnymi opadami, roztopami lub skażeniem na obszarze zlewni rzeki. Przeważnie są to zbiorniki, których pojemność nie przekracza 30-krotnej wielkości dobowego zużycia. W przypadku lokalizacji ujęć na małych rzekach o charakterze górskim oraz dużego zapotrzebowania na wodę do celów wodociągowych konieczna jest retencja, która pozwala na co najmniej roczne wyrównanie dobowego zużycia.

Woda powierzchniowa pochodząca ze zlewni potoków górskich charakteryzuje się dużą zmiennością zanieczyszczeń. Na jej jakość istotnie wpływają warunki klimatyczne oraz hydrologiczne panujące na obszarze zlewni. Zagrożeniem jakości wód powierzchniowych mogą być zjawiska erozji gleb. Niekorzystne parametry morfometryczne zbiornika oraz sposób zagospodarowania zlewni sprzyjają wprowadzeniu zanieczyszczeń bezpośrednio do zbiornika. Badania prowadzone na obszarze zlewni zbiornika Mściwojów [Kasperek, Wiatkowski 2008] wykazały, że w przypadku zlewni o charakterze pagórkowatym występuje intensywna erozja powierzchniowa. Ilość wymywanej gleby podczas deszczu o prawdopodobieństwie 80% i czasie trwania $t=30$ min jest rzędu $2,6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Zarówno w tych badaniach, jak i w badaniach Slavika i Uhla [2008, 2009] wskazano na potrzebę zmiany sposobu użytkowania zlewni bezpośrednio zbiorników retencjonujących wodę. Często dla poprawy jakości wody zasilającej zbiornik wydziela się z obszaru zbiornika głównego tzw. zbiornik wstępny. Jak wykazały badania prowadzone przez Czamarę i Grzeškowa [2008] oraz Wiatkowskiego i in. [2006], zbiorniki wstępne znacząco redukują ilość zanieczyszczeń w wodzie zasilającym zbiornik główny, przyczyniając się do poprawy jakości wody. Pikul i Mokwa [2008] wykazali, że zbiornik wstępny jest także ważnym elementem zabezpieczającym przed eutrofizacją i zamulaniem zbiornika głównego.

Technologia uzdatniania wód powierzchniowych powinna umożliwiać osiągnięcie wysokich efektów usuwania zanieczyszczeń w każdym okresie roku hydrologicznego. Dotyczy to szczególnie wskaźników zanieczyszczeń, które okresowo mogą istotnie zmieniać się w zależności od warunków klimatycznych na obszarze zalewni. Wśród tych wskaźników należy wymienić głównie: zawiesinę, mętność, barwę, odczyn, zasadowość i twardość ogólną wody oraz związki biogenne. W warunkach dużej zmienności jakości wody szczególnie ważne staje się określenie optymalnego układu technologicznego i wysokości dawek reagentów dozowanych w procesie uzdatniania wody. Zmienność

składu szczególnie widoczna jest w przypadku wód pochodzących ze stosunkowo niewielkich zlewni górskich, gdzie każde ze źródeł zanieczyszczeń może mieć wyraźny wpływ na jakość wody. Wody powierzchniowe zlewni górskich to wody o stosunkowo niewielkiej ilości zanieczyszczeń w okresie stabilnych warunków atmosferycznych. Natomiast w okresie intensywnych opadów atmosferycznych, w czasie roztopów ilość zanieczyszczeń w wodzie znacznie wzrasta. Stężenia zanieczyszczeń wykazują bardzo duże zróżnicowanie w zależności od przebiegu warunków klimatycznych w zlewni. Ta nierównomierność powoduje konieczność prowadzenia badań nad doбором takiego układu technologicznego, który w każdym okresie roku hydrologicznego w zależności od jakości wody surowej pozwoli uzyskać wymagane parametry wody uzdatnionej. Znaczna zmienność jakości badanej wody wskazuje na potrzebę tworzenia w układach technologicznych uzdatniania „barier” zatrzymujących i unieszkodliwiających mikroorganizmy oraz zanieczyszczenia organiczne rozpuszczone, a także mikrozanieczyszczenia typu chemicznego [Sozański 1984]. Do najbardziej efektywnych procesów w tych warunkach można zaliczyć: wstępne utlenianie ozonem, koagulację powierzchniową z flokulacją na filtrach antracytowo-piaskowych, ozonowanie wtórne, sorpcję na węglu aktywnym lub filtrację na biologicznie aktywnych filtrach węglowych. Wobec dużej zmienności jakości wody powierzchniowej w celu ustalenia optymalnego układu technologicznego uzdatniania wody wskazane jest prowadzenie badań na stacjach pilotowych.

Problematyka badań technologicznych na stacjach pilotowych ustalających warunki prowadzenia procesu filtracji w różnych wariantach technologicznych uzdatniania wody, przy użyciu różnorodnych materiałów filtracyjnych, prezentowana jest w licznych pracach [Johanson i in. 1995, Balcerzak, Łuszczek 2006, Mołczan, Biłyk 2006, Sozański, Olanczuk-Neyman 2002, Jeż-Walkowiak i in. 2008, Becker, O'Melia 2001, Biszof, Weber 2008, Burchard, Dubaniewicz 1981, Lowrance 2007, Nobuyuki i in. 2007 oraz Wilmański 2004]. Często wynikiem tych badań było usprawnienie procesu uzdatniania poprzez wprowadzenie dodatkowo flotacji, ozonowania i filtracji biologicznej. W przypadku gdy instalacja pilotażowa jest modelem nieistniejącej stacji uzdatniania wody, celem takich badań jest ocena przydatności wysokoefektywnych procesów jednostkowych w warunkach dużej zmienności jakości wody surowej. Jednak głównym celem badań na stacji pilotowej jest określenie optymalnego układu technologicznego, tak aby w każdym okresie roku hydrologicznego woda podawana do systemu wodociągowego spełniała kryteria jakościowe dla wody przeznaczonej do spożycia określone w aktach prawnych [Rozporządzenie 2007]. Generalnie przyjmuje się, że w warunkach eksploatacyjnych stacji uzdatniania wody proces filtracji jest procesem podstawowym. Może on być także okresowo uzupełniony innymi procesami lub wspomagany reagentami chemicznymi. W zdecydowanej większości obecnie prowadzonych badań naukowych uznano za celowe wykonanie takich analiz, które pozwoliłyby na określenie wpływu zastosowania dodatkowych procesów i reagentów chemicznych na efekty filtracji prowadzonej na złożu antracytowo-piaskowym i węgla aktywnym w zależności od jakości wody surowej poddawanej uzdatnieniu.

Większość prowadzonych prac doświadczalnych dotyczących zastosowania procesu chemicznego utleniania w uzdatnianiu wody zmierza do poznania uwarunkowań fizykochemicznych i technologicznych, umożliwiających realizację tego procesu bez tworzenia ponadnormatywnych ilości związków toksycznych [Sozańska, Sozański 1989,

Sozański, Walkowiak 1996, Sozański 1984, Sozański, Urbaniak 1998, Sozański 2002, Kowal, Świdrska-Bróz 2003, Kowal 2002, Kemmer 2003, Lowrance 2007, Rybicki 1996, Nawrocki, Biłozor 2000].

Optymalizacja procesu uzdatniania stosownie do zmian jakości wody surowej, uzależnionej od sposobu zagospodarowania zlewni zbiornika oraz od zmian klimatycznych, powoduje konieczność zaprojektowania układu technologicznego składającego się z wielu procesów jednostkowych. Optymalizując proces oczyszczania wody w wyniku badań na układzie technologicznym: ozonowanie – biofiltracja – membrano-filtracja (OBM), osiągnięto średnio obniżenie o 63% absorpcji UV254, o 79% barwy, o 28% OWO i o 65% mętności wody [Osterhus i in. 2007]. W innych badaniach autorzy wskazują na konieczność analizy wielu kombinacji potencjalnych procesów jednostkowych w celu przyjęcia takiego układu technologicznego, który zagwarantuje uzyskanie wody pożądanej jakości [Perchuć, Jaroszevska 2007].

Wysokoefektywne procesy uzdatnienia wód ze zbiorników retencyjnych powinny skutecznie umożliwić okresowe usuwanie zawiesiny i glonów, efektywnie obniżyć mętność i barwę oraz zapewnić redukcję wskaźników zanieczyszczenia organicznego i innych produktów ubocznych. W warunkach znacznej zmienności składu uzdatnianej wody powierzchniowej wymagane jest stosowanie różnorodnych reagentów. Trafny wybór reagentów, określenie ich optymalnych dawek, właściwej kolejności dawkowania wymaga rozległego monitorowania jakości wody przeznaczonej do uzdatniania. Do najważniejszych reagentów stosowanych w celu utleniania jonów Fe, Mn, siarkowodoru, siarczków, związków wpływających na barwę wody i jej zapach oraz zanieczyszczeń organicznych należą: chlor, ozon, nadmanganian potasu i nadtlenek wodoru.

W ostatnich latach obserwuje się rosnące zainteresowanie problematyką zastosowania ozonu w procesach uzdatniania wody do spożycia, szczególnie pod kątem zastosowania ozonu jako substancji utleniającej w procesach uzdatniania znacznie zanieczyszczonych wód powierzchniowych [Jianping i in. 2008, Worch 2008, Yang i in. 2008, Aeppli i in. 1997, Antonelli i in. 2006, Biń 2007, Jeż-Walkowiak i in. 2008, Misztak 1994]. W kraju pierwsze próby zastosowania ozonu w technologii uzdatniania wody prowadzono w latach pięćdziesiątych XX w. w Krakowie, później w Warszawie oraz Zakładzie Uzdatniania Wody w Goczałkowicach [Biń 2002, Misztak 1994]. Wyniki badań pozwoliły na modyfikacje istniejących układów technologicznych uzdatniania wody poprzez wprowadzenie ozonowania wstępnego i pośredniego zamiast dotychczas stosowanego chloru. Wprowadzenie na początku układu uzdatniania procesu utleniania ozonem wspomaga flokulację oraz zwiększa efektywność usuwania związków organicznych w przypadku wód o wysokim stężeniu substancji humusowych. Rosnące zainteresowanie problematyką zastosowania ozonu jako substancji utleniającej w procesach uzdatniania wody powierzchniowej było przedmiotem wielu badań. Wyniki tych badań prezentowano w licznych pracach [Aeppli i in. 1997, Antonelli i in. 2006, Bollykly 1999, Edwards, Benjamin 1992, Hautaniemi i in. 1999, Nobuyuki i in. 2007, Olsńska 2000, Poznyak, Poznyak 1999, Rybicki 1996, Skansen, Myers 1999, Sozańska, Sozański 1989 oraz Sozański 2002].

Zastąpienie chloru ozonem w procesie wstępnego utlenienia pozwoliło na polepszenie smaku wody, likwidację nieprzyjemnego zapachu oraz zahamowanie wzrostu poziomu THM-ów w uzdatnianej wodzie [Koczko i in. 1997, Kulesza, Ozimiński 1997]. Stwierdzono

także, że ozonowanie wstępne obniża poziom fitoplanktonu, przez to także podnosi efektywność koagulacji i filtracji [Becker, O'Melia 2001, Ma i in. 2006]. Zawansowane procesy utleniania odgrywają ważną rolę w usuwaniu zanieczyszczeń organicznych. Ograniczeniem są tu jednak wysokie koszty, które można zmniejszyć, stosując utleniacz bardziej efektywnie, dzięki wprowadzeniu tzw. selektywnego działania i optymalizację procesu [Boncz i in. 1997]. Baus i in. [2007] oraz Boncz i in. [1997] oceniając wpływ różnych parametrów (temperatura wody, odczyn, promieniowanie UV, stężenie węglanów) na kinetykę degradacji zanieczyszczeń organicznych przez ozon, wykazali, że odczyn jest tu najważniejszym parametrem wpływającym na efektywność procesu. Ozonowanie w uzdatnianiu wody stosowane jest głównie do poprawy smaku i zapachu, unieszkodliwienia pasożytów oraz biodegradacji i oksydacji związków organicznych [Jianping i in. 2008, Raczyk-Stanisławiak i in. 2007]. Ozon reagując z nienasyconymi cząstkami materii organicznej, może produkować związki karbonylowe takie jak: aldehydy, ketony, kwasy karboksylowe [Zbieć, Dojlido 2000]. Dokładne określenie ubocznych produktów ozonowania jest utrudnione z uwagi na ich rozpuszczalność i brak ustalonych procedur analitycznych. Przykładem mogą być badania wykonane na specjalnie preparowanych próbkach wody z substancjami humusowymi o różnych rozmiarach molekularnych, które filtrowano przez membrany w celu sprawdzenia wpływu wielkości molekularnej na efektywność układu: koagulacja, flokulacja i sedimentacja w zakresie obniżania barwy wody [Sandro i in. 2007]. W wyniku badań stwierdzono, że w celu osiągnięcia tego samego stopnia redukcji barwy próbki wody o wyższych rozmiarach molekularnej wielkości frakcji wymagane jest stosowanie niższych dawek koagulantu w porównaniu do tych, które zostały przygotowane z frakcji z najmniejszych cząstek. Badania prowadzone przez Kima i in. [2006] wykazały, że wprowadzenie ozonowania przed filtracją na węglu aktywnym może dodatkowo obniżyć zawartość substancji organicznej w uzdatnionej wodzie o 28%. Proces ozonowania jest efektywny zarówno w środowisku kwaśnym, jak również zasadowym [Logemann i in. 1997]. Inne badania potwierdziły, że niewielkie nawet dawki ozonu zwiększają możliwość usunięcia materii organicznej [Antonelli i in. 2006]. Stąd w większości dużych stacji uzdatniania wody stosuje się ozonowanie w procesie uzdatniania, co pozwala na spełnienie norm dotyczących wody do picia obowiązujących w kraju i Unii Europejskiej [Kowal 2002, Sozański 1984, Sozański, Urbaniak 1998].

Duży nacisk należy położyć na procesy gwarantujące uzyskanie wysokich standardów jakościowych wody do spożycia. Można to osiągnąć jedynie wtedy, gdy proces uzdatniania wody pitnej działa optymalnie. W badaniach Rietveld i in. [2008] stosując ozonowanie, korektę odczynu i filtrację na węglu aktywnym, uzdatniano wody jeziora o wysokiej zawartości naturalnych substancji organicznych. Model stacji pilotowej umożliwił badania w warunkach dużej zmienności jakości wody surowej. Kontrolowano głównie stabilność chemiczną wody uzdatnionej (wskaźnik nasycenia pHs), stabilność biologiczną, produkty uboczne (bromiany) oraz mikrozanieczyszczenia organiczne. W wyniku badań stwierdzono, że gdy ozon jest stosowany tylko do utleniania, to efekty redukcji są wysokie, a czas działania filtrów z węgla aktywnego jest dłuższy. Prawdliwość tę potwierdził także Wilmański [2006]. Jednakże badania wykazały, że ozon zmniejsza biostabilność wody i zwiększa ilość bromianów. Natomiast badania Hendersona i in. [2008] wykazały, że w przypadku dużej ilości glonów charaktery-

stycznych dla wód słodkowodnych, stosując wstępne utlenianie ozonem połączone z flotacją, osiągnięto wysoką skuteczność ich usuwania. W procesie tym usuwano 99,8% glonów. Natomiast w przypadku stosowania tylko procesu koagulacji osiągnięto maksymalnie 94% redukcji. Wyniki badań wykazały, że wielkość, kształt struktur powierzchni i aktywność komórek glonów wpływają na skuteczność ich usuwania. Ponadto różnorodność gatunków glonów w wodzie również ma wpływ na efektywność usuwania glonów. Badania wykazały, że im większa różnorodność gatunków glonów, tym wyższa jest efektywność ich usuwania. Dlatego struktura populacji glonów jest jednym z kluczowych czynników wpływających na usunięcie glonów i powinna być rozpatrywana przy wyborze właściwego procesu usuwania oraz kontroli gatunków glonów w wodzie surowej.

Stabilność i korozyjność wody to jedne z parametrów, które powinny być wykorzystywane do oceny przydatności wody do celów komunalnych. Wody naturalne często odznaczają się niekorzystnymi cechami pod względem agresywności i korozyjności. Własności te powodowane są przede wszystkim obecnością jonów i związków nieorganicznych występujących w różnych stosunkach ilościowych uzależnionych od charakteru i pochodzenia hydrogeochemicznego wody. W procesach uzdatniania wód naturalnych obserwuje się często potęgowanie agresywności i korozyjności. Związane to jest z wprowadzeniem czynników zmieniających skład wody i naruszających stan równowagi węglanowo-wapniowej lub zwiększających zawartość oddziałujących jonów. W Rozporządzeniu [2007] zwraca się uwagę na wskaźniki wpływające na zdrowotność wody, a znacznie mniej na jej korozyjność i stabilność. Woda niestabilna powoduje zarastanie przewodów osadami węglanu wapnia i przyczynia się do powstawania tzw. korozji podosadowej. Natomiast woda korozyjna niszczy przewody i zanieczyszcza je produktami korozji. Niejednokrotnie woda o dobrej jakości w świetle przepisów sanitarnych – jest korozyjna i niestabilna, przynosząca duże straty gospodarcze.

Do oceny właściwości korozyjnych i agresywności wykorzystuje się indeksy określające stan równowagi węglanowo-wapniowej. Kryterium stabilności wyznacza odczyn wody w stanie nasycenia równowagi ze stałym węglanem wapnia (pH_s) [Granops, Kaleta 2005, Kemmer 2003, Nawrocki, Biłozor 2000]. Indeks nasycenia pH_s , określany metodą uproszczoną, jest funkcją całkowitej zawartości rozpuszczonych soli w wodzie, temperatury wody, twardości wapniowej oraz zasadowości ogólnej. Indeks pH_s można obliczyć, korzystając ze wzoru [Granops, Kaleta 2005, Łomotowski 2007]:

$$pH_s = (9,3 + A + B) - (C + D) \quad (14)$$

gdzie:

A – współczynnik zależny od całkowitej zawartości rozpuszczonych soli w wodzie (TDS – Total dissolved solids): $A = 0,1 \cdot (\log[TDS] - 1)$;

B – współczynnik zależny od temperatury wody: $B = -13,2 \cdot \log(T) + 34,55$;

C – współczynnik zależny od twardości wapniowej: $C = \log([Ca^{2+}]) - 0,4$;

D – współczynnik zależny od zasadowości ogólnej: $D = \log([ZAS.])$.

Stabilność wody można określić, obliczając indeksy Langeliera (I_L) i Reznera (I_R) według zależności:

$$I_L = pH - pH_S \quad (15)$$

$$I_R = 2pH_S - pH \quad (16)$$

Indeksy stabilności I_L i I_R , pozwalają na porównanie korozyjności różnych wód i oszacowanie ich agresywnego charakteru. Kryterium stabilności wyznacza odczyn wody w stanie nasycenia (równowagi ze stałym CaCO_3) pH_S . Woda stabilna to taka, która nie rozpuszcza i nie wytrąca CaCO_3 , gdy $I_L=0$, nie ma charakteru agresywnego i również nie ma skłonności do wytwarzania ochronnych warstw CaCO_3 . Im większe są odchylenia pH od indeksu pH_S , tym bardziej jest wyraźna niestabilność analizowanej wody [Kemmer 2003]. W przypadku gdy $I_L < 0$, to woda jest nienasycona w stosunku do CaCO_3 i ma właściwości agresywne. Gdy wartość $I_L > 0$, to woda ma skłonności do wytwarzania osadów CaCO_3 , ale jest nieagresywna [Skansen, Myers 1999, Sobesto 1998].

Agresywność wody utożsamiana jest z jej korozyjnością, co nie zawsze jest właściwe. Wody nieagresywne nie muszą być niekorozyjne, mają skłonność do wytrącania CaCO_3 , ale osad nie musi stanowić warstw ochronnych na powierzchniach metalowych. Na tworzenie warstw ochronnych wywierają istotny wpływ zawarte w wodzie inne wskaźniki takie jak: tlen rozpuszczony, jony chlorkowe i siarczany. Tendencje do tworzenia warstw ochronnych dobrze określa indeks I_R . W zasadzie, wody o indeksie I_R w granicach 6,25–6,75 można uznać za w pełni stabilne, niekorozyjne i niewykazujące tendencji do tworzenia nadmiernych ilości osadu. Natomiast, gdy I_R jest wyższy niż 7,5, to woda ma charakter agresywny [Granops, Kaleta 2005].

Skład jakościowy wody surowej ma wpływ na skłonność do wytrącania CaCO_3 bądź utrzymania równowagi węglanowo-wapniowej nawet po przejściu przez ciąg procesów technologicznych uzdatniania wody [Lasocka-Gomuła i in. 2008]. Do czynników sprzyjających wytrącaniu węglanu wapnia można zaliczyć: niską zawartość substancji organicznych, wzrost pH wody, długość czasu liczonego od momentu wprowadzenia wody do sieci wodociągowej do momentu jej użycia przez odbiorców oraz temperaturę wody, która wpływa na rozpuszczalność dwutlenku węgla. Ilość wytrącanego węglanu wapnia może być kontrolowana poprzez odpowiednie dawkowanie węglanu sodu. Jak wykazano w badaniach Do-Hwana i in. [2008], dawkowanie do wody węglanu sodu w ilości od 0,5 do 4 mg $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ spowodowało wzrost odczynu od pH = 8,0 do pH = 8,3 oraz zasadowości od 70 do 100 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$, zawartość jonu wapnia koncentrowała się zaś na poziomie od 60 do 80 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Badania wykazały, że woda o takich parametrach charakteryzowała się mniejszą korozyjnością.

4. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAWCZEGO

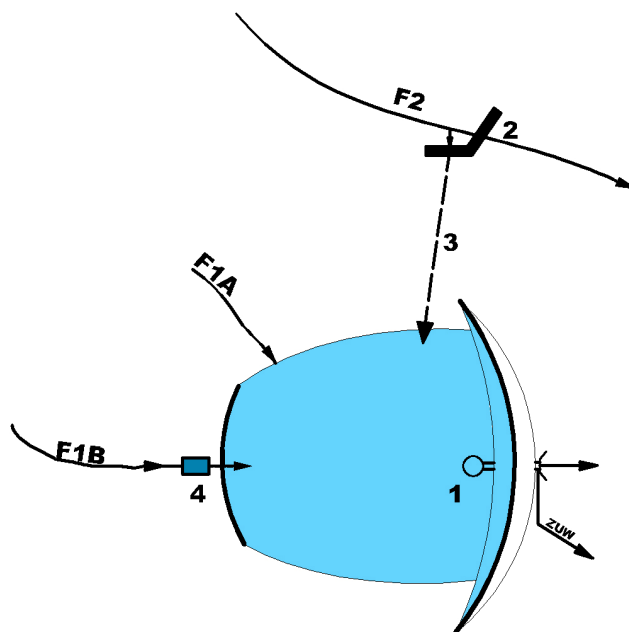
Ujęcia wód z potoków górskich i małych rzek wymagają z reguły spiętrzenia wody w celu stworzenia odpowiedniej retencji, głębokości, zatrzymania rumowiska i zanieczyszczeń mechanicznych. W Jeleniej Górze, w latach dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku, w celu zaopatrzenia w wodę miasta wykonano zbiornik zaporowy „Sosnówka”. Zasoby wodne zbiornika są źródłem wody surowej dla zakładu uzdatniania wody (ZUW). Zbiornik „Sosnówka” retencjonuje wody zlewni potoku Czerwonka i Sośniak oraz jego niewielkiego dopływu Sosnówka o łącznej powierzchni zlewni 15,3 km². Przepływ potoku Czerwonki w przekroju zapory wynosi odpowiednio $Q_{SN} = 0,038 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $Q_{SR} = 0,192 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Zlewnia potoku Czerwonka o powierzchni 5,5 km² rozdzielona od potoku Sośniak zalewem zbiornika stanowi jego bezpośrednie zasilanie w wodę (rys. 7). Jest to obszar użytków leśnych i łąk, na którym zalegają niewielkie złoża torfów górskich (rys. 8) [Kowal i in. 1999]. Natomiast na obszarze zlewni potoku Sośniak o powierzchni 9,8 km² położony jest obszar zabudowy niewielkiej wsi Sosnówka. Spiętrzenie wody zbiornika spowodowało konieczność wykonania przepompowni potoku Sośniak. Stąd bezpośrednio przy zaporze południowej wykonano zbiornik wyrównawczy dla pompowni. Woda ze zbiornika wyrównawczego przepompowywana jest do zbiornika głównego. Zbiornik wyrównawczy o pojemności maksymalnej 3 600 m³ w konstrukcji otwartej pełni funkcję zbiornika wstępnego, umożliwiając wstępne oczyszczenie dopływających wód ze zlewni z zanieczyszczeń mechanicznych. Konstrukcja zbiornika umożliwia okresowe usuwanie osadów z jego dna.

Dyspozycyjne zasoby wodne bezpośredniej zlewni zbiornika są niewystarczające do uzyskania wymaganego poboru wody do celów wodociągowych, dlatego wykonano dodatkowe zasilanie zbiornika wodami rzeki Podgórnej za pomocą grawitacyjnego kanału (rys. 8).

Górna zlewnia rzeki Podgórnej stanowi jedną z najpiękniejszych krajobrazowo i morfologicznie dolin Karkonoszy, jest to część rezerwatu biosfery UNESCO Karkonosze/Krkonoše. Rzeką Podgórną jest prawym dopływem rzeki Kamiennej, która w Jeleniej Górze uchodzi do rzeki Bóbr. Charakterystyczne przepływy w przekroju wlotu do kanału odpowiednio wynoszą; $Q_{SN} = 0,117 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $Q_{SR} = 0,558 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Górna część zlewni rzeki Podgórnej ma charakter typowo górski. W najwyższym punkcie 1 435 m n.p.m., przy różnicy poziomów 1 078 m, jest to obszar leśny z wieloma dolinami i jarami. W dolinach położone są niewielkie obszary ekstensywnie użytkowanych łąk. W tej części zlewni położna jest wieś letniskowa Przesieka.

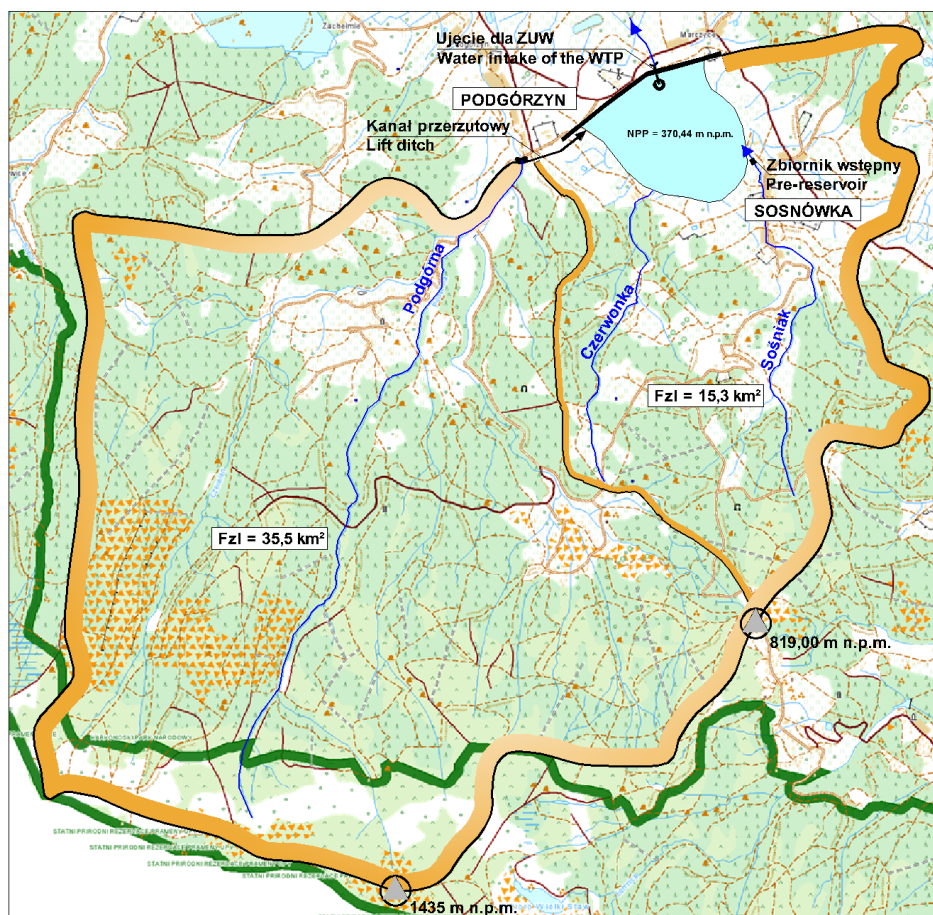
Konstrukcja ujęcia wody z rzeki Podgórnej pozwala na zatrzymanie rumowiska i zanieczyszczeń mechanicznych, stąd do zbiornika nie jest wprowadzane rumowisko włączone w czasie podwyższonych stanów w rzece.

Przy maksymalnej powierzchni zalewu wynoszącej 178 ha pojemność całkowita zbiornika wynosi 15,4 mln m³. Pojemność użytkowa przeznaczona do celów wodociągowych wynosi 11 mln m³. Przewiduje się, że w przypadku pełnego planowanego poboru wody ze zbiornika retencyjnego „Sosnówka” do celów wodociągowych konieczne jest jego zasilanie nawet do 70% zapotrzebowania ze zlewni rzeki Podgórna. W bilansie wodnym przyjęto, że rzeka będzie w przyszłości stanowić główne źródło zasilania zbiornika [IOS 1986]. Kanał przerzutowy zwymiarowano na przepływ $Q = 20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, co odpowiada przepływowi $Q_{50\%}$. Pojemność użytkowa zbiornika zabezpiecza perspektywiczne zapotrzebowanie wody do systemu wodociągowego Jeleniej Góry, zapewniając jednocześnie przepływ nienaruszalny w potoku Czerwonka poniżej zbiornika w wysokości $Q_m = 0,046 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.



Rys. 7. Schemat rozrządu wody zbiornika „Sosnówka”
Fig. 7. Diagram of "Sosnówka" reservoir water distribution

- F1A* – zlewnia potoku Czerwonka – catchment area of Czerwonka river,
- F1B* – zlewnia potoku Sośniak – catchment area of Sośniak river,
- F2* – zlewnia rzeki Podgórna – catchment area of Podgórna river,
- 1 – budowla upustowa zbiornika z ujęciem wody – drain construction of the reservoir incl. water intake,
- 2 – budowla rozrządu wody na rzece Podgórna – construction of water distribution at Podgórna river
- 3 – kanał przerzutowy – lift ditch,
- 4 – zbiornik wstępny z przepompownią – prereservoir incl. pumping station.

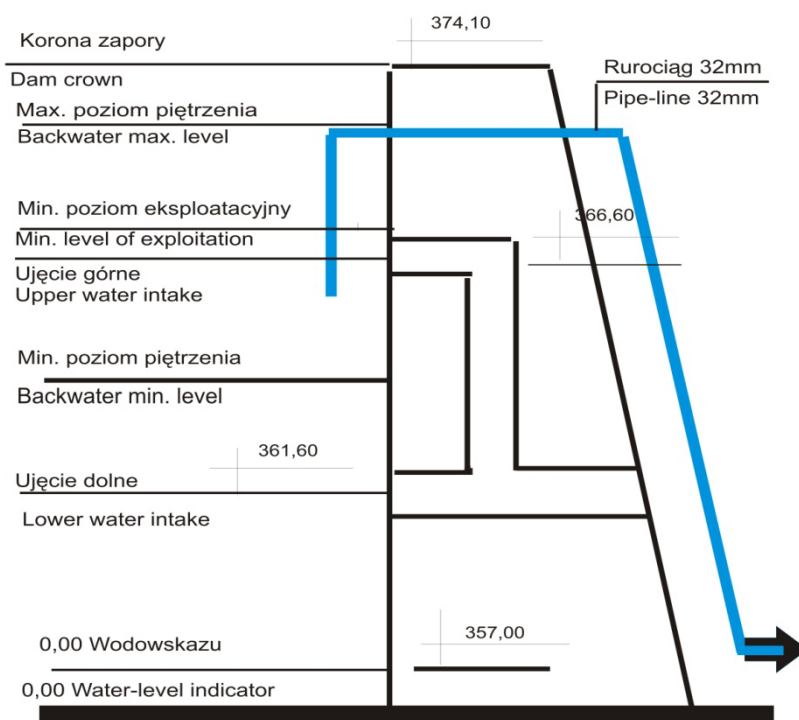


Rys. 8. Zlewnia zbiornika „Sosnówka” [Geoportal 2010]
 Fig. 8. "Sosnówka" reservoir catchment area

Ujęcie wody ze zbiornika do badań usytuowano pomiędzy oknami wlotowymi rurociągów ujmujących wodę dla ZUW. Badana warstwa wody nad rurociągiem wynosiła 4–5 m. Średni poziom wody w zbiorniku w okresie badań kształtował się na poziomie wodowskazowym 13,30 m. Okna wlotowe ujmujące wodę dla ZUW zlokalizowano na dwóch poziomach (rys. 9). Okno dolne zlokalizowano na poziomie +4,60 m od zera wodowskazu (przybliżone dno zbiornika przy zaporze czołowej), natomiast okno górne na poziomie +9,60 m. Zakłada się, że minimalne zwierciadło wody (367,60 m n.p.m.) będzie o 1,00 m wyższe niż górne okno wlotowe. Konstrukcja zapory umożliwia maksymalny poziom piętrzenia na rzędnej 373,40 m n.p.m.

Zlewnia hydrologiczna zbiornika „Sosnówka” ma charakter górski z dużymi kontrastami warunków klimatycznych. Dotyczy to zarówno temperatur, jak i opadów. Obszar ten cechuje się krótkim okresem wegetacyjnym (200–210 dni), niskimi temperaturami

zarówno w zimie (średnia 1,4°C), jak i w lecie (średnia 12,3°C) oraz wysokimi opadami atmosferycznymi – od 800 do 1 100 mm·a⁻¹. Na obszarze zlewni brak jest istotnych źródeł zanieczyszczeń. Przeważają użytki zielone i leśne.



Rys. 9. Charakterystyczne poziomy piętrzenia wody w zbiorniku „Sosnowka” i lokalizacja rurociągu ujmującego wodę do badań

Fig. 9. Typical levels of backwater at "Sosnowka" reservoir and location of water pipes delivering water to test

Jednym z najpoważniejszych zagrożeń stanu czystości wód powierzchniowych na obszarze górnej zlewni rzeki Bóbr są zanieczyszczenia obszarowe, których głównym źródłem są opady atmosferyczne. Z badań Instytutu Ochrony Środowiska o/Wrocław [IOŚ 1986] oraz Twarowskiego i in. [1991] wynika, że zlewnia rzeki Bóbr znajduje się w strefie oddziaływania dużych źródeł emisji zakładów czeskich i niemieckich położonych w pobliżu południowo-zachodniej granicy Polski. Przyczynia się do tego przeważająca na tym obszarze cyrkulacja mas powietrza z kierunków zachodnich. Wymywane wodami opadowymi, transportowane w atmosferze zanieczyszczenia znacząco wpływają na pogorszenie stanu jakości wód zlewni. Z charakterystycznych zanieczyszczeń dominują kwasotwórcze związki siarki i azotu. Wielkości wprowadzanych ładunków zanieczyszczeń zależą w głównym stopniu od ilości opadów atmosferycznych. Zlewnia

potoku Czerwonka i rzeki Podgórna stanowi górną część zlewni rzeki Bóbr, stąd opady w tym rejonie są wyższe niż w pozostałej części zlewni. Według badań Kowala [1997] notowano w latach 1993–1997 opady od 800–900 mm·a⁻¹. Jak wykazano w powyższych badaniach, zlewnia Bobru rocznie obciążona jest 44 859 Mg SO₄·a⁻¹. Opad azotu na tereny zlewni wynosił 9 570 Mg N_{og}·a⁻¹. W tych samych badaniach autorzy podają, że zlewnia Baryczy obciążona jest siarczanami o 60% mniej niż zlewnia Bobru. Wnoszony na teren zlewni ładunek siarczanów w ilości 76,6 kg·(ha·a)⁻¹ wpływa negatywnie na ekosystemy glebowo-leśne. Ładunek ten znacznie przekracza tzw. ładunek krytyczny ustalony dla analizowanej zlewni przez Europejską Komisję Gospodarczą w wysokości 24 kg SO₄·(ha·a)⁻¹. Jest to największa dopuszczalna depozycja wywołująca zmiany wskaźników chemicznych prowadzących do długotrwałych, szkodliwych skutków dla środowiska. Ważne znaczenie, szczególnie dla retencjonowanych wód zbiornika, mają związki biogenne wnoszone z opadami. Autorzy badań podają, że wraz z opadami wnoszone jest 14,6 kg N·(ha·a)⁻¹ i 1,66 kg P·(ha·a)⁻¹. Wielkości te wskazują, że wprowadzone ładunki azotu ogólnego i fosforu ogólnego przekraczają całkowite roczne obciążenie dopuszczalne dla wód powierzchniowych, które w wypadku azotu wynosi 10 kg N·(ha·a)⁻¹, a fosforu 1,0–1,5 kg P·(ha·a)⁻¹ [Twarowski i in. 1991]. Badania wykazały, że znaczna część wprowadzanych ładunków azotu i fosforu wnoszona jest w okresie letnim, co może powodować intensyfikację zakwitów glonów w tym okresie.

Według badań prowadzonych w latach 1993–1997 wody opadowe charakteryzowały się znacznym zakwaszeniem [Kowal 1997]. Wartość odczynu pH opadów zmieniała się od 3,7 do 6,6, wnosząc ładunek jonów wodorowych na zlewnię w ilości 183,3 Mg·a⁻¹. Średni ładunek jonu H⁺ wnoszony z opadami wynosił 0,312 kg H⁺·ha⁻¹. Wprowadzone z opadami ładunki wolnych jonów wodorowych zakwaszają środowisko wodne i glebowe. Przyjmując, że do neutralizacji 1 kg H⁺ potrzebne jest 50 kg CaCO₃, to w celu neutralizacji systematycznie zakwaszanych terenów zlewni należałoby nawozić CaCO₃ w ilościach ca 15,6 kg·(ha·a)⁻¹. Badania wskazały, że w okresie ostatniego dziesięciolecia XX w. następowało stopniowe zmniejszanie się ilości wprowadzonych na tereny zlewni ładunków wolnych jonów wodorowych, jak również metali ciężkich i fosforu ogólnego. Wraz z opadami na analizowanej zlewni wnoszone było łącznie 563 Mg·a⁻¹ metali ciężkich (Zn, Cu, Ni i Cd), tj. ponad 1,5 kg·(ha·a)⁻¹. Wśród metali ilościowo dominuje cynk. Z badań wynika, że ładunki te stanowią mniej niż 1% średniej zawartości pierwiastków w glebie, lecz z uwagi na ich trwałość w środowisku, poprzez kumulację, mogą powodować zagrożenie dla obszarów wodonośnych. Autorzy badań podkreślają, że zanieczyszczenia napływowe stanowią 80–90% wielkości wprowadzonych ładunków w ogólnym bilansie zanieczyszczeń atmosferycznych [Kowal 1997, Twarowski i in. 1991]. Tło napływowe związane jest z transportem zanieczyszczeń z dominującego kierunku napływu mas powietrza z sektora zachodniego od dużych źródeł emisji europejskich. Mając na uwadze powyższe uwarunkowania, dalsza poprawa stanu środowiska na tym obszarze będzie możliwa w wyniku wspólnych działań Polski, Czech i Niemiec.

Jednym z ważniejszych elementów oceny jakości wody jest podatność zbiornika na degradację. W tabeli 1 zestawiono wartości wskaźników, które decydują o przynależności do danej kategorii podatności zbiorników na degradację [Kudelska i in. 1994].

W celu określenia kategorii podatności na degradację obiektu badawczego zestawiono podstawowe parametry i wskaźniki charakteryzujące zbiornik i jego zlewnię (tab. 2).

Tabela 1
Table 1

Wybrane wskaźniki i ich normatywy dla kategorii podatności jezior na degradację
Appointed indicators and their standards with regard to lakes' susceptibility
to degradation [Kudelska i in. 1994]

Wskaźnik Indicator	Kategoria podatności – Susceptibility category		
	I	II	III
Średnia głębokość Average depth [m]	≥ 10	≥ 5	≥ 3
% wymiany wody w roku % water exchange per year	≤ 30	≤ 200	≤ 1000
% stratyfikacji wód % water stratification	≥ 35	≥ 20	≥ 10
powierzchnia dna czynnego/objętości epilimnio- nu: m ³ ·m ⁻² Active bottom surface/volume of epilimnion: m ³ ·m ⁻²	≤ 0,10	≤ 0,15	≤ 0,30
Współczynnik Schindlera Schindler index	≤ 2	≤ 10	≤ 50
Sposób zagospodarowania zlewni bezpośredniej w % jej powierzchni Way of managing an indirect reservoir area % in relation to its surface area	≥ 60% lasów ≥ 60% of forests	< 60% lasów – forests, <60% gruntów ornych – arable land	≥ 60% gruntów ornych – arable land

Tabela 2
Table 2

Podstawowe wskaźniki charakteryzujące zbiornik i jego zlewnię
Basic indicators describing the reservoir and its catchment area

Wskaźniki Indicators	Jednostka Unit	Wartość Value	Kategoria podatności Category of susceptibility
1	2	3	4
Powierzchnia zlewni bezpośredniej Surface of indirect catchment area (Czerwonka, Sośniak) F ₁	[km ²]	15,3	
Powierzchnia zlewni uzupełniającej Surface of replenish catchment area (Podgórna) F ₂	[km ²]	35,5	
Łączna powierzchnia zlewni Total catchment are surface F ₁ + F ₂	[km ²]	50,8	
Powierzchnia maksymalna zalewu Max surface of catchment area F _{zal.}	[ha]	178	
Głębokość wody przy zaporze Water depth at the dam	[m]	13,5	

Tabela 2 cd.
Table 2 cont.

1	2	3	4
Średnia głębokość wody w zbiorniku Average water depth at the reservoir	[m]	8,15	II
Przepływ średni roczny zlewni bezpośredniej Average annual flow of indirect catchment area	$Q_{\text{SR}} [\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}]$	0,192	
Przepływ średni niski Low average flow	$Q_{\text{SN}} [\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}]$	0,038	
Przepływ nienaruszalny (biologiczny) Untouchable flow (biological) Q_{ni}	$Q_{\text{ni}} [\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}]$	0,046	
Odptyw średni roczny Annual average outflow (V_{SR})	$[\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}]$	6 054 912	
Odptyw roczny nienaruszalny Annual untouchable outflow (V_{b})	$[\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}]$	1 821 519	
Pobór wody do celów komunalnych Q_{ZUW} (2008) Water intake for consumption purposes Q_{WTP} (2008)	$[\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}]$ $[\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}]$	380,0 3 328 800	
Planowany pobór wody do celów komunalnych Q_{ZUW} (stan projektowany) Planned water intake for consumption purposes Q_{WTP} (planned amount)	$[\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}]$ $[\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}]$	1000,0 9 000 000	
Pojemność użytkowa zbiornika V_{uzytk} Applied volume of the reservoir V_{uzytk}	$[\text{m}^3]$	11 000 000	
Wskaźnik wymiany wody w ciągu roku bez poboru wody: W_{W1} Indicators of water exchange per annum excl. water intake W_{W1}	[%]	16,6	I
Pobór wody $9041 \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$: W_{W2} Water intake $9041 \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$: W_{W2}	[%]	46,8	II
Projektowany pobór wody $24657 \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$: W_{W3} Planned water intake $24657 \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$: W_{W3}	[%]	98,4	II
Współczynnik Schindlera W_{S1} dla F_1 Schindler index W_{S1} for F_1	$[W_{\text{S1}}]$	1,39	I
Współczynnik Schindlera W_{S2} dla F_1+F_2 Schindler index W_{S2} for F_1+F_2	$[W_{\text{S2}}]$	4,62	II
Średni współczynnik Schindlera $W_{\text{Sśred.}}$ Average Schindler index $W_{\text{Saver.}}$	$[W_{\text{SR}}]$	3,00	II
Sposób zagospodarowania zlewni Way of catchment area management	Lesistość [%] forest cover	65	I

Wysoki wskaźnik lesistości zlewni i brak bezpośrednich źródeł zanieczyszczenia w zlewni są czynnikami korzystnymi z punktu widzenia zmian jakości wody w zbiorniku. Dość duża średnia głębokość zbiornika (8,15 m) będzie obniżać tempo eutrofizacji. Wartość współczynnika Schindlera pozwala zaliczyć zbiornik do I kategorii podatności na degradację. Jednak w miarę zwiększania się poboru wody do celów komunalnych, a w związku z tym z koniecznością dodatkowego zasilania ze zlewni rzeki Podgórnej, zmieniają się wskaźniki wymiany wody. Warunki te będą kwalifikować zbiornik do II kategorii podatności na degradację.

5. METODYKA BADAŃ

Badania wody w zbiorniku prowadzono w dwóch okresach. W pierwszym okresie od lipca 2005 do czerwca 2006 oraz w drugim okresie po uruchomieniu Zakładu Uzdatniania Wody od listopada 2007 do października 2008. Natomiast badania wody w rzece Podgórnej rozpoczęto w październiku 2005 i prowadzono równoległe z badaniami wody w zbiorniku.

5.1. Badania fizykochemiczne wody

W pierwszym okresie badań wodę ze zbiornika i z rzeki Podgórnej pobierano do analiz fizykochemicznych w cyklach kilkudniowych, w każdym miesiącu okresu badawczego. Ogółem w okresie badań wykonano 79 analiz fizykochemicznych wody pobranej ze zbiornika „Sosnówka” i 51 analiz z rzeki Podgórnej. Zakres wykonanych analiz obejmował oznaczenie każdorazowo temperatury powietrza i 24 wskaźników fizykochemicznych wody. Analizy wykonywane były w zorganizowanym do tego celu laboratorium. Wyposażono je w urządzenia pomiarowe pozwalające na oznaczenie wszystkich wskaźników poza ogólnym węglem organicznym. Oznaczenie to wykonano w Laboratorium Instytutu Chemii Organicznej Uniwersytetu Poznańskiego. Podstawowym urządzeniem był Multifotometr C-200. Zakres analizy obejmował pomiar i badanie takich wskaźników wody jak: temperatura, zapach, mętność, barwa, odczyn, zasadowość, twardość ogólna, żelazo, mangan, chlorki, azot amonowy i azotanowy, utlenialność, tlen rozpuszczony, przewodność, ogólny węgiel organiczny, fosforany oraz okresowo: wapń, magnez, sód, siarczany, potas, substancje rozpuszczone i wolny dwutlenek węgla. W okresie badań wahania poziomu wody w zbiorniku „Sosnówka” przy zaporze wynosiły od 13,44 m w lipcu 2005 do 11,54 m w czerwcu 2006.

5.2. Badania technologiczne

Ocena technologii uzdatniania wód powierzchniowych oraz celowość ekonomiczna stosowania wysokoefektywnych procesów jednostkowych wymagają prowadzenia kompleksowych i wieloetapowych badań technologicznych. Badania służą szukaniu najlepszego sposobu uzdatniania wody, określeniu parametrów procesu, doborowi urządzeń i wzajemnych powiązań pomiędzy nimi. Zasadniczo wyróżniamy trzy rodzaje badań technologicznych: testowe, modelowe i techniczne.

Badania testowe prowadzone są w warunkach sztucznych. Polegają na imitowaniu określonych zabiegów na standardowych aparatach laboratoryjnych i wyznaczaniu charakterystycznych wielkości opisujących badane procesy. Badania techniczne prowadzone są na eksploatowanych urządzeniach stacji uzdatniania wody. Badania modelowe polegają na odwzorowaniu przebiegu operacji jednostkowych lub połączonych operacji technologicznych na urządzeniach pomniejszych w stosunku do wielkości urządzeń

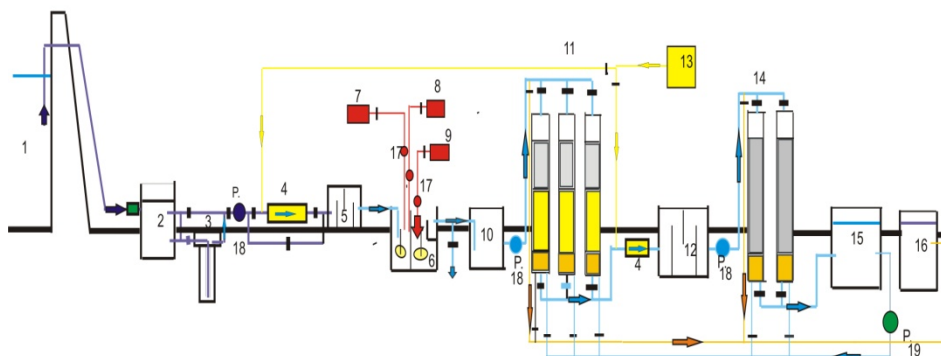
do uzdatniania wody. Zakres tych badań może obejmować badania modelowe operacji jednostkowych, elementów procesów jednostkowych oraz badania kompleksowe na stacjach pilotowych [Balcerzak, Łuszczek 2006]. Stacje pilotowe są niezbędne do realizacji wielu prac rozwojowych związanych z badaniem nowych procesów, technologii, urządzeń do uzdatniania wody oraz badania efektów oczyszczania przy różnych kombinacjach układu technologicznego. Stacja pilotowa powinna być możliwie najbardziej zbliżona do zakładu uzdatniania wody – zarówno pod względem urządzeń czy procesów technologicznych, jak i sposobu eksploatacji [Sozański 1984, Wilmański 2004]. Badania pilotowe przed rozpoczęciem prac związanych z modernizacją ZUW są nieodzownym i bardzo istotnym elementem zarówno z punktu widzenia technologicznego, jak i ekonomicznego uzasadnienia przyjętych rozwiązań technicznych [Biszof, Weber 2008].

Badania technologiczne prowadzono na stacji pilotowej, którą usytuowano w kontenerze bezpośrednio przy budowlu upustowej zbiornika. Model technologiczny stacji wykonano tak, aby możliwe były badania z zastosowaniem różnorodnych wariantów technologicznych takich jak: cedzenie, ozonowanie wstępne, koagulacja z flokulacją, korekta odczynu wody, filtracja przez złożo antracytowo-piaskowe, ozonowanie wtórne, filtracja przez złożo węgla aktywnego [Konarczak 2005, 2006a, 2006b, Rak 2005, 2006a, 2006b]. Układ rurociągów i zaworów umożliwił badanie różnorodnych procesów jednostkowych oczyszczania wody oddzielnie lub w różnej ich kombinacji.

Stację pilotową zaprojektowano na wydajność $Q_{\max} = 1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, w skali 1:250 w stosunku do wydajności ZUW. Proces technologiczny uzdatniania wody przebiegał według schematu przedstawionego na rysunku 10.

Woda ze zbiornika do badań ujmowana była na poziomie 4–5 m poniżej lustra wody (rys. 9) (1). Następnie woda grawitacyjnie, przewodem $\varnothing 32 \text{ mm}$, w sposób ciągły dostarczana była do zbiornika wstępnego wody surowej (2), który wyposażony był w przelew. Zbiornik o pojemności 1 m^3 zapewniał czas przetrzymania 1 godziny. Ze zbiornika wstępnego wody surowej (2), poprzez filtr rurowy (3), pompą wirową typu DP 100 LFP (18) tłoczono wodę poprzez mieszacz statyczny (4) typu MX32 do komory kontaktowej wstępnego ozonowania (5) o czasie przetrzymania 5 min. Z komory kontaktowej woda grawitacyjnie spływała do zbiornika koagulacji i flokulacji (6) składającego się z dwóch komór. Komora nr 1 do tzw. szybkiego mieszania, do której dawkowany był koagulant (7) oraz woda wapienna (8). Komora wyposażona była w mieszadło szybkoobrotowe typu MSA 140/0,75. Przelewem z komory szybkiego mieszania woda kierowana była do komory nr 2, wolnego mieszania wyposażonej w mieszadło wolnoobrotowe typu MW 500/0,75, do której dawkowany był flokulant (9). Następnie wodę poprzez zbiornik pośredni (10) pompowano na trzy filtry ze złożem antracytowo-piaskowym (11). Filtry wykonano z rury poliwęglanowej $\varnothing 150 \text{ mm}$. Wypełnienie filtra stanowiły: warstwa podtrzymująca ze żwiru o granulacji 3–20 mm i wysokości 0,40 m, piasek kwarcowy o granulacji 0,8–1,2 mm i wysokości 1,0 m oraz warstwa antracytu grubości 0,6 m i granulacji 0,8–1,6 mm. Filtry wyposażono w zawory odcinające oraz rotametry do pomiaru przepływu w czasie filtracji i płukania. Z filtrów poprzez mieszacz statyczny (4) woda przepływała do komory kontaktowej ozonowania pośredniego (12). Do wytwarzania ozonu służył generator ozonu typu LAB 4 o wydajności $0,5\text{--}3 \text{ g O}_3 \cdot \text{h}^{-1}$ (13). Ozon produkowany był z tlenu. Z komory kontaktowej pompą wirową wodę kierowano na filtry węglowe (14) wykonane identycznie jak filtry antracytowo-piaskowe.

Wypełnienie filtrów węglowych stanowił węgiel aktywowany o granulacji 2–5 mm i wysokości warstwy 1,5 m, ułożonej na warstwie żwiru o granulacji 3–5 mm i wysokości 0,15 m. Testowano węgle typu: WD-Extra Gryfsand, HG-12 Gryfsand i Norit. Po filtrach wodę kierowano do zbiornika wody uzdatnionej o pojemności 1m³ (15). Woda ze zbiornika używana była do płukania złóż filtracyjnych. Płukanie filtrów antracytowo-piaskowych odbywało się za pomocą powietrza i wody. Natomiast filtry węglowe płukano tylko wodą z intensywnością 12 dm³·m⁻²·s⁻¹ przez 6–10 min. Reagenty dozowane były pompami dozującymi typu Milton Roy o wydajności 0,79–12 dm³·h⁻¹ (17). Do przygotowania roztworów reagentów służyły zbiorniki o pojemności 60–100 dm³.



Rys. 10. Schemat technologiczny stacji pilotowej

1 – Ujęcie ze zbiornika, 2 – Zbiornik wstępny, 3 – Filtr z wkładem 10”, 4 – Mieszacz statyczny, 5 – Komora kontaktowa, 6 – Komora koagulacji, 7 – Zbiornik koagulanta, 8 – Zbiornik do mleka wapiennego, 9 – Zbiornik flokulanta, 10 – Zbiornik pośredni, 11 – Filtry antracytowo-piaskowe, 12 – Komora kontaktowa, 13 – Generator ozonu, 14 – Filtry z węgla aktywnego, 15 – Zbiornik wody uzdatnionej, 16 – Zbiornik wody popłucznej, 17 – Pompy dozujące, 18 – Pompy pośrednie, 19 – Pompy do płukania filtrów

Fig. 10. Technology diagram of the pilot station

1 – Water intake from reservoir, 2 – Preliminary raw water tank, 3 – 10” filter, 4 – Static mixer, 5 – Contact chamber, 6 – Coagulation chamber, 7 – Coagulant tank, 8 – Milk of lime tank, 9 – Flocculant tank, 10 – Intermediary water tank, 11 – Anthracite and sand filters, 12 – Contact chamber, 13 – Ozone generator, 14 – Carbon filters, 15 – Treated water tank, 16 – Backwash water tank, 17 – Dosing pumps, 18 – Intermediary impeller pumps, 19 – Backwash pumps

5.3. Układy technologiczne i jakość wody w czasie testów

Większość współczesnych dużych systemów uzdatniania wód powierzchniowych wymaga złożonych układów technologicznych. W przypadku uzdatniania wód powierzchniowych pochodzących ze zlewni górskich o dużej zmienności wskaźników jakości, powodowanych warunkami klimatycznymi oraz zmianami zachodzącymi w retencjonowanej wodzie zbiornika, muszą być zakładane wysokie efekty uzdatniania wody w każdych warunkach. Efektywny układ uzdatniania wody powinien gwarantować:

- okresowe usuwanie zawiesiny i glonów,
- obniżenie mętności i barwy,
- redukcję wskaźników zanieczyszczenia organicznego, tj. utlenialność, ChZT_{Cr}, BZT₅, OWO, prekursorów THM-ów i innych produktów ubocznych procesu,
- poprawę właściwości organoleptycznych, tj. usuwania zapachów i smaków spowodowanych obecnością metabolitów organizmów wodnych,
- niszczenie bakterii, wirusów, pasożytów oraz zapobieganie tworzeniu się błon biologicznych, głównie bakteryjnych.

W celu uzyskania zakładanych efektów – często proces uzdatniania wody należy wspomagać wieloma reagentami. Liczba stosowanych reagentów, ich trafny wybór, określenie optymalnych dawek, właściwa kolejność dawkowania w warunkach znacznych zmian składu wody wymagają zaprojektowania takiego układu, który zapewni pełne monitorowanie procesu na każdym jego etapie. Szczególnie istotny jest właściwy dobór rodzaju chemicznych utleniaczy, wysokość ich dawek oraz parametry procesowe filtracji i końcowej dezynfekcji zabezpieczającej sieć wodociagową przed wtórnym skażeniem.

Powyższe wymagania wskazały na potrzebę wykonania stanowiska badawczego pozwalającego na tworzenie układów technologicznych uzdatniania wody składających się z procesów jednostkowych zatrzymujących i unieszkodliwiających mikroorganizmy oraz zanieczyszczenia organiczne rozpuszczone, a także mikrozanieczyszczenia typu chemicznego. Biorąc po uwagę charakter analizowanej wody, uznano, że najbardziej efektywnymi procesami będą: cedzenie, ozonowanie wstępne, koagulacja z filtracją pośpieszną na filtrach antracytowo-piaskowych, ozonowanie wtórne i sorpcja na węglu aktywnym.

Wykonane stanowisko badawcze umożliwiło prowadzenie badań w czterech zasadniczych układach technologicznych składających się z procesów jednostkowych, które zestawiono w tabeli 3.

Tabela 3
Table 3

Testowane układy technologiczne
Tested technology systems

Procesy jednostkowe – Unit processes	Układ technologiczny Technology system				
	WI	WII	VIIa ¹	VIII	WIV
Cedzenie przez sito 1x1 mm Sieving through a sieve of 1x1 mm	+	+	+	+	+
Ozonowanie wstępne – Preozonation		+	+	+	+
Koagulacja siarczanem glinu Coagulation with aluminium sulphate	+	+	+		
Flokulacja – Flocculation	+	+	+		
Korekta odczynu wodą wapienną Correction of pH with lime water	+	+	+	+	+
Filtracja przez złożo antracytowo-piaskowe Filtration through a sand and anthracite deposit	+	+	+	+	+
Ozonowanie wtórne – Secondary ozonation	+	+			
Filtracja przez złożo węgla aktywnego Filtration through active carbon	+	+	+	+	

¹ Układ technologiczny testowany w okresie zimowym – Technology system tested in winter time

Tabela 4
Table 4

Podstawowe wskaźniki wody surowej pobieranej do badań technologicznych w okresie prowadzenia testów technologicznych
Basic indicators of raw water taken for technology examinations during time of technology tests carried out

Nr testu Test No	Termin [miesiąc] Time [month]	Układy technologiczne Technology systems	Wskaźniki zanieczyszczenia wody surowej Raw water contamination indicators							Twardość ogólna General hardness [mval·dm ⁻³]
			T [°C]	Mętność Turbidity [SiO ₃ ·dm ⁻³]	Odczyn pH [ph]	Barwa Colour [mg Pt·dm ⁻³]	Zasado-wość Alkalinity [mval·dm ⁻³]	Utlenia-İność Oxidation [mg O ₂ ·dm ⁻³]		
1		WI	19,5	9	6,95	17	0,50	5,2	–	
2	IX	WII	20,5	7	7,00	15	0,60	4,8	–	
3	2005	WIII	18,0	7	7,05	12	0,55	5,6	–	
4		WIV	17,5	8	7,00	12	0,55	5,4	–	
5	1/2006	WIIa	3,1	3	7,35	5	0,70	5,1	0,90	
6	II	WIIa	3,6	3	7,20	10	0,70	4,6	0,85	
7, 8, 9	III	WIIa	4,8	5	6,95	10	0,65	4,8	0,85	
10, 11	IV	WIIa	11,0	5	6,80	15	0,58	4,9	0,75	
12	IV	WIII	11,0	5	6,80	15	0,58	4,9	0,75	
13	V	WIIa	16,1	10	6,95	10	0,60	5,0	0,8	
14, 15	V	WII	16,1	10	6,95	10	0,60	5,0	0,8	
16 ¹	V	WII	14,0	5	6,95	5	0,25	4,2	0,35	
17, 18	VI	WII	15,2	5	6,80	7	0,56	5,1	0,75	
19	VI	WIIa	15,2	5	6,80	7	0,56	5,1	0,75	
20	VI	VII	12,0	3	6,78	7	0,20	4,2	0,42	

¹ Woda zmieszana ze zbiornika i rzeki Podgórznej w stosunku 1:3 – Water of the reservoir and Podgórná river in the ratio of 1:3

W okresie badawczym dla układów technologicznych określonych w tabeli 3 wykonano 20 podstawowych testów badawczych. W tabeli 4 zestawiono wskaźniki charakteryzujące jakość wody surowej w okresie prowadzonych testów technologicznych.

Testy technologiczne przeprowadzono, stosując zróżnicowane wysokości dawek reagentów w procesach ozonowania wstępnego, koagulacji, korekty odczynu i ozonowania wtórnego. W laboratorium wykonano próby testowe w celu ustalenia wstępnych dawek reagentów. Próby wody pobierano po zbiorniku wstępnym i poddawano ozonowaniu. W celu określenia dawki koagulantu do próby wody na czteromiejscowym koagulatorze dodawano różne dawki koagulantu, flokulantu i wody wapiennej. Po tym procesie sączono wodę przez bibułę filtracyjną i wykonano ozonowanie za pomocą laboratoryjnego ozonatora MP-4. W próbach wykonano oznaczenie barwy, mętności, odczynu i zasadowości. W tabeli 5 zestawiono wysokość dawek stosowanych w testach technologicznych.

Tabela 5

Table 5

Wysokości dawek reagentów w przeprowadzonych testach technologicznych
Doses of reactants in technology tests

Proces jednostkowy – Unit processes Reagenty – Reactants	Jednostka Unit	Dawki reagentów Amounts of reactants
Ozonowanie wstępne Preozonation; Ozon [O ₃]	[mg O ₃ ·dm ⁻³]	0,0; 0,6; 0,8; 1,0; 1,2; 1,4; 1,5; 2,0
Koagulacja – Siarczan glinu Coagulation sulphate [10 % Al ₂ (SO ₄) ₃]	[mg Al·dm ⁻³]	0,0; 0,6; 0,8; 1,0; 1,2; 1,4; 1,6
Flokulacja anionowa Anion flocculation 0,5 % Magnafloc 156	[ml·dm ⁻³]	0,0; 0,75; 1,0
Korekta odczynu – woda wapienna Correction of water with lime water; [CaO]	[mg CaO·dm ⁻³]	0,0; 1,5; 1,9; 2,0; 2,5; 3,2; 3,8; 4,0; 5,7; 6,0; 6,5; 7,6; 8,0; 10,0; 12,0; 14,0; 16,0; 18,0; 20,0
Ozonowanie wtórne Secondary ozonation; Ozon [O ₃]	[mg O ₃ ·dm ⁻³]	0,00; 0,60; 0,80; 1,00; 1,20; 1,25

6. METODY STATYSTYCZNE OCENY WYNIKÓW BADAŃ

Większość zjawisk związanych z kształtowaniem się ilości i jakości wody ma charakter losowy. Stąd do opracowania wyników badań i pomiarów niezbędne jest zastosowanie statystyki matematycznej. Opracowania te mają na celu zastąpienie obszernych danych uzyskanych w czasie badań jakości wody i testów technologicznych szeregiem parametrów statystycznych, które odzwierciedlają podstawowe informacje zebrane w ten sposób. Właściwy opis zjawisk wynikających z pozyskanych pomiarów otrzymuje się poprzez obliczenie miar i parametrów statystycznych takich rodzajów jak:

- a) *miary położenia (miary pozycyjne)* – poprzez obliczenie wartości średniej arytmetycznej, minimalnej, maksymalnej, mediany i wartości modalnej (moda),
- b) *miary rozrzutu (rozproszenia)* – poprzez obliczenie wariancji, odchylenia standardowego, rozrzutu, odchylenia przeciętnego i współczynników zmienności,
- c) *miary asymetrii* – poprzez obliczenie współczynnika asymetrii,
- d) *miary spłaszczenia* – poprzez obliczenie współczynnika ekscesu.

Technika obliczania wartości wymienionych miar zależy od liczebności analiz (prób). Jeżeli liczba analiz była mniejsza niż 30, wówczas parametry statystyczne określono na podstawie tzw. szeregu pozycyjnego. Natomiast w przypadku liczniejszych analiz – na podstawie tzw. szeregu rozdzielczego. Najczęściej stosowanymi w badaniach jakości wód parametrami pozycyjnymi są średnia arytmetyczna oraz wartości maksymalna i minimalna. Z miar rozrzutu najczęściej stosowano odchylenie standardowe i współczynnik zmienności [Rak 2007b]. Wariancja ma wymiar kwadratu zmiennej losowej. Stąd wygodniej jest posługiwać się pierwiastkiem kwadratowym z wariancji, czyli odchyleniem standardowym, które ma wymiar analizowanego parametru. Odchylenie przeciętne, mimo łatwości w interpretacji jego wartości, jako parametr rozrzutu jest rzadziej wykorzystywane niż odchylenie standardowe z uwagi na gorsze własności statystyczne [Mucha 1994]. Znaczącą miarą rozrzutu jest współczynnik zmienności, stanowiący relatywną miarę rozproszenia uzyskanych wartości danego wskaźnika i podający ich odchylenie standardowe w procentach wartości średniej analizowanego parametru. Dzięki temu możliwe jest efektywne porównanie zmienności parametrów danego wskaźnika lub porównanie zmienności dwóch parametrów tego samego typu przy silnie zróżnicowanych wartościach średnich. Współczynnik zmienności stanowi, w badaniach wody podlegającej dużym zmianom jakości w trakcie roku hydrologicznego, podstawę statystycznej (ilościowej) klasyfikacji zmienności określonego parametru jakościowego wody. Określając współczynnik zmienności, można badany parametr zaklasyfikować do określonej grupy zmienności (tab. 6).

Klasyfikacja zmienności [Mucha 1994]
Classification of variety

Grupa zmienności Group of variety	Kategoria zmienności Category of variety	Współczynnik zmienności Variation index [%]
I	Mała – Small	0–20
II	Przeciętna – Average	20–40
III	Duża – Large	40–100
IV	Bardzo duża – Very large	100–150
V	Skrajnie duża – Extremely large	> 150

Wstępne opracowanie statystyczne uzyskanych wyników badań i testów ułatwia przejście do następnego etapu analizy statystycznej, jakim jest określenie probabilistycznego modelu badanych parametrów, czyli teoretycznej postaci ich rozkładu. Cenną wskazówką do wyboru modelu probabilistycznego może być forma szeregu rozdzielczego (histogramu) sporządzonego na wstępnym etapie analizy statystycznej.

Istnieje wiele rozkładów teoretycznych, którymi można przybliżać rozkład empiryczny badanych parametrów. Do podstawowych typów rozkładów teoretycznych zaliczyć można: wykładniczy, logarytmiczno-normalny i normalny. Wśród nich szczególnie miejsce zajmuje rozkład normalny Gussa-Laplace'a. Znaczenie tego rozkładu z punktu widzenia statystyki i badanego szeregu prób wynika z następujących faktów:

- jest on dobrym modelem rozkładu empirycznego niektórych parametrów badanego środowiska,
- należy do najbardziej znanych i opracowanych rozkładów – jego wartości są podane w formie tablic (w każdym podręczniku do statystyki).

W opracowaniach wyników badań jakości wody najchętniej stosuje się metodę graficzną. Metoda ta umożliwi również przybliżoną ocenę na podstawie wartości średnich i odchylenia standardowego analizowanego parametru. Z uwagi na naturalną zmienność badanych parametrów jakościowych wody oparcie oceny na średniej arytmetycznej może być ryzykowne. W tej sytuacji wskazane jest bezpieczniejsze podejście do oceny wartości średniej poprzez wyznaczenie dla niej tzw. przedziałów ufności. W granicach takiego przedziału winna się mieścić z żądanym, lecz bliskim jedności prawdopodobieństwem prawdziwa, nieznaną wartość średnia badanego parametru. Jest to tzw. ocena przedziałowa. Najczęściej przyjmuje się wartość poziomu prawdopodobieństwa $P = 0,95$, czyli poziomu ufności $\alpha = 0,05$. Przyjęcie typu rozkładu jest hipotezą roboczą. W pierwszej kolejności należy sprawdzić, czy istnieje zgodność rozkładu empirycznego z teoretycznym. Stosuje się do tego celu testy zgodności:

$$a) \chi^2 - \text{test liniowy Pearsona}; \chi^2 = \sum_{i=1}^{i=r} \frac{(n_i - N_{pi})^2}{N_{pi}} \quad (17)$$

$$b) \lambda - \text{test punktowy Kołomogorowa-Smirnowa}; \lambda = D_{\max} \sqrt{N}; \quad (18)$$

$$D_{\max} = \max |p(m, N) - p|$$

gdzie:

n_i – częstość występowania w poszczególnych przedziałach klasowych,

N – liczebność zbioru,

p_i – stopnie swobody,

D_{\max} – największa różnica prawdopodobieństwa teoretycznego i empirycznego,

$p(m, N)$, p – odpowiednie teoretyczne i empiryczne prawdopodobieństwo przewyższenia.

Do opisu danego zjawiska można przyjąć kilka rozkładów. Najodpowiedniejszym jest ten rozkład, w którym charakterystyka testu χ^2 lub λ osiągnęła wartość najmniejszą przy spełnieniu warunku:

$$\chi^2 \leq \chi^2_{kr} \text{ lub } \lambda \leq \lambda_{kr} \quad (19)$$

Powyższe rozkłady stanowią podstawę do określenia procesów i zjawisk związanych z zasobami wodnymi o określonym prawdopodobieństwie przekroczenia lub ich nieosiągnięcia. Z metod statystycznych w gospodarce wodnej wykorzystuje się zależności regresyjne, czyli empiryczne wyznaczenie zależności między skorelowanymi zmiennymi. Regresja I rodzaju stosowana jest w hydrologii w celu ustalenia zależności i prognoz typu statystycznego związków między charakterystykami hydrologicznymi i fizykochemicznymi [Ciepielowski 1999]. Natomiast regresję II rodzaju określają parametry funkcji metodą najmniejszych kwadratów i mają zastosowanie najczęściej przy ustalaniu równań związków wodowskazowych i natężenia przepływu.

7. WYNIKI BADAŃ

7.1. Temperatura powietrza i wody

Pierwszy okres badań charakteryzował się niskimi opadami deszczu w okresie letnim i stosunkowo dużymi opadami śniegu w okresie zimowym. Temperatura powietrza dochodziła do 26°C w okresie letnim i spadała do -17°C w okresie zimowym. Średnia temperatura powietrza w okresie badawczym wynosiła 5,72°C. Średnia temperatura wody w zbiorniku mierzona na poziomie ujęcia wyniosła 9,8°C, wody w rzece Podgórznej 4,8°C [Konarczak 2005, 2006a, 2006b, Rak 2005, 2006a, 2006b]. Charakterystyczne wysokości temperatury wody i powietrza w poszczególnych porach roku zestawiono w tabeli 7. Natomiast przebieg ich zmian w okresie badań zobrazowano na rysunku 11.

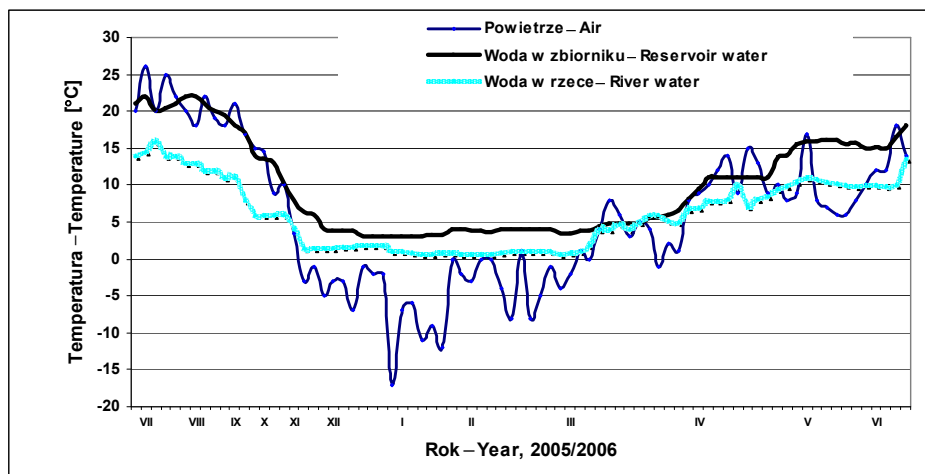
Tabela 7
Table 7

Charakterystyczne temperatury powietrza i wody w badanym okresie
Typical air and water temperatures during examination time

Pora roku Season	Temperatura powietrza Air temperature [°C]		Temperatura wody w zbiorniku Water temperature of the reservoir [°C]		Temperatura wody w rzece Podgórznej Water temperature in Podgórzna river [°C]	
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Lato – Summer 2005	17,0	26,0	17,0	22,0	6,0	13,5
Jesień – Autumn 2005	-7,0	15,0	3,8	14,0	1,5	6,0
Zima – Winter 2005/2006	-17,0	1,0	3,5	4,0	0,8	1,8
Wiosna – Spring 2006	-8,0	14,0	11,0	14,0	4,0	10,8

W celu określenia rozkładu temperatury wody w zbiorniku dokonano jej pomiaru na różnych głębokościach. W tabeli 8 zestawiono wyniki badań zmian temperatury oraz zobrazowano je na rysunku 12.

Analiza zmian temperatury w przekroju lustra wody w okresie letnim świadczy o występowaniu stratyfikacji letniej i wykształceniu się dwóch warstw oddzielonych termokliną. W okresie wczesnego lata warstwa termokliny kształtuje się na głębokości od 2,5 do 5 m poniżej lustra wody. W trakcie okresu letniego przy wzroście temperatury wody warstwa termokliny obniża się na głębokość od 4 do 6 m poniżej lustra wody.

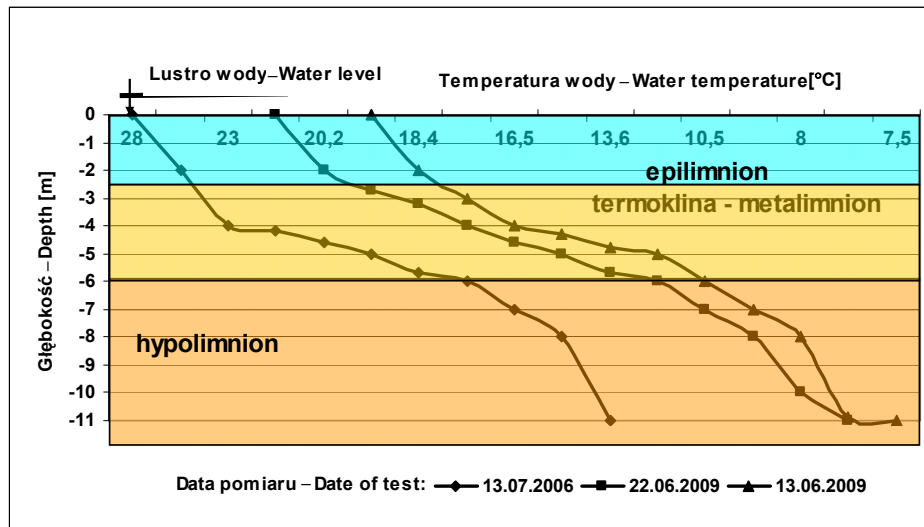


Rys. 11. Przebieg zmian temperatury powietrza i wody w pierwszym okresie badawczym
 Fig. 11. Course of changes in temperature of both water and air in first examination period

Tabela 8
 Table 8

Zmiany temperatury wody w zbiorniku w okresie letnim
 Changes in water temperature at the reservoir during summer time

Głębokość poboru wody od lustra wody Depth of water intake from the water level [m]	Temperatura wody – Water temperature [°C]		
	13.06.2006	22.06.2006	13.07.2006
Poziom – Level 0 m	20,0	22,0	28,0
Poziom – Level 2 m	18,4	20,2	26,0
Poziom – Level 4 m	16,5	18,0	23,0
Poziom – Level 6 m	10,5	12,3	18,0
Poziom – Level 8 m	8,0	9,4	16,0
Poziom – Level 11 m	7,5	7,6	13,6
Temperatura powietrza Air temperature	18,0	15,0	26,0
Temperatura wody w odpływie Water temperature of water outflow	12,0	15,5	18,0
Temperatura wody na dopływie Water temperature of water inflow	10,0	13,5	15,5

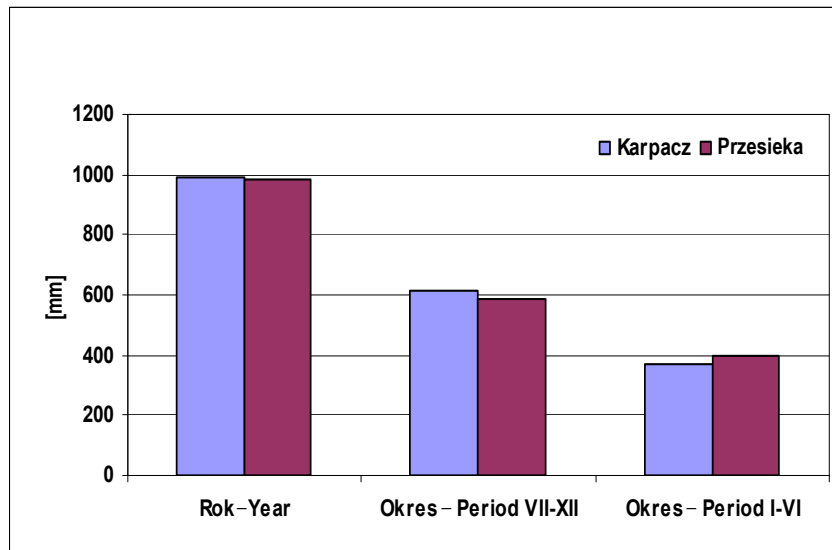


Rys. 12. Przebieg stratygrafii letniej w zbiorniku
 Fig. 12. Course of stratigraphy at the reservoir in summer time

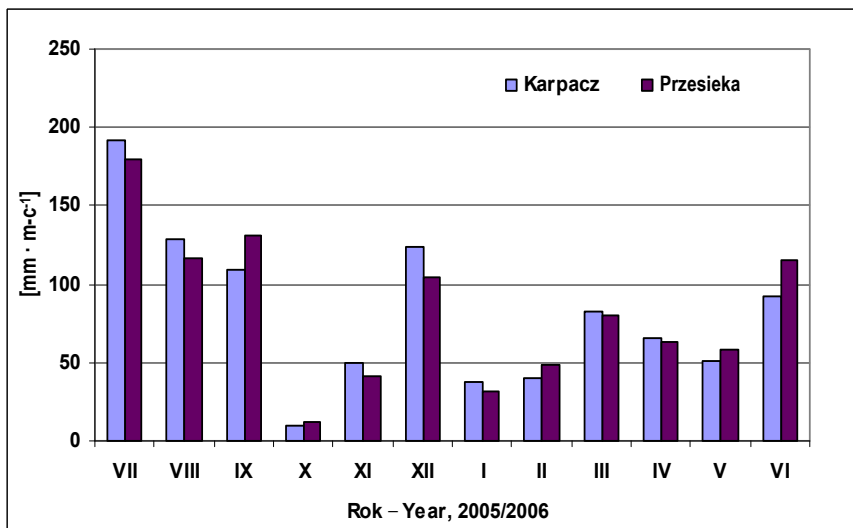
7.2. Opady

W obrębie zlewni Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej o. we Wrocławiu, prowadzi obserwacje i badania na posterunkach meteorologicznych w Jeleniej Górze, Mysłkowicach, Karpaczu i Przesiece. Biorąc pod uwagę położenie zlewni bezpośredniej zbiornika, jak i położenie zlewni rzeki Podgórnjej do przekroju ujęcia „Kanału przerzutowego do zbiornika” (rys. 8), można stwierdzić, że miarodajnymi posterunkami dla tych części zlewni są posterunki meteorologiczne w Karpaczu i Przesiece. Na podstawie danych IMGW [2007] na rysunkach 13–16 zestawiono charakterystyczne dane opadowe z pierwszego okresu badawczego.

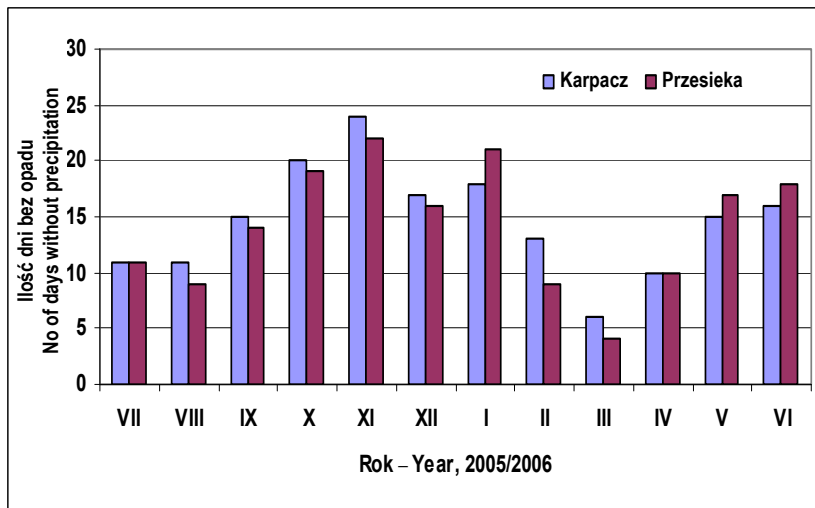
Z analizy sumy opadów miesięcznych wynika, że najwyższe opady zanotowano w okresie letnim (czerwiec–wrzesień) oraz w grudniu (rys. 14). Na analizowanym obszarze najwyższe opady o wysokości $191,3 \text{ mm} \cdot \text{m} \cdot \text{c}^{-1}$ zanotowano w lipcu na posterunku w Karpaczu. Do okresów suchych możemy zaliczyć miesiące jesienne – październik–listopad i zimowe – styczeń–luty (rys. 15). Natomiast maksymalne dobowe opady zanotowano w sierpniu w Karpaczu ($54 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$), oraz w lipcu w Przesiece ($46,8 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$) (rys. 16). Opady, z uwagi na górski charakter zlewni, mają ograniczone warunki krążenia. Ulegają przemieszczeniom jedynie w obrębie zwietrzelin i w szczelinach skalnych. Na zboczach wsiąkają w pokrywy zwietrzelinowe lub wypływają na powierzchnię w postaci źródeł szczelinowych.



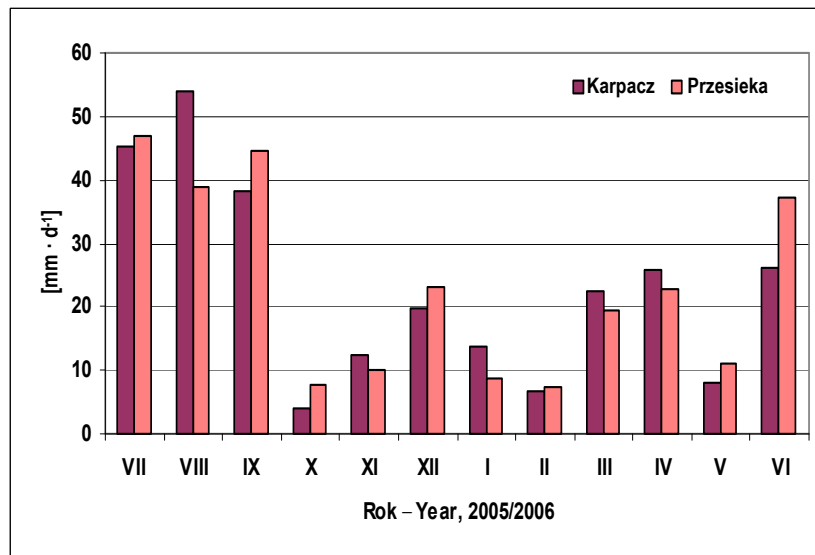
Rys. 13. Sumy opadów rocznych i półrocznych w okresie badawczym
 Fig. 13. Total precipitation per annum and 6 months during examination time



Rys. 14. Sumy opadów miesięcznych w okresie badawczym
 Fig. 14. Total precipitation per month during examination time



Rys. 15. Liczba dni bez opadu w poszczególnych miesiącach okresu badawczego
 Fig. 15. Number of days without precipitation in particular months during examination time



Rys. 16. Maksymalne dobowe opady w poszczególnych miesiącach okresu badawczego
 Fig. 16. Maximum daily precipitation amount in particular months during examination time

7.3. Wskaźniki fizykochemiczne wody

Analizie poddano 24 wskaźniki jakościowe wody pobranej ze zbiornika w okresie od lipca 2005 do czerwca 2006 i z rzeki Podgórną od października 2005. W tabeli 9 zestawiono charakterystyczne wartości minimalne, maksymalne i średnie wybranych wskaźników jakościowych wody.

Tabela 9

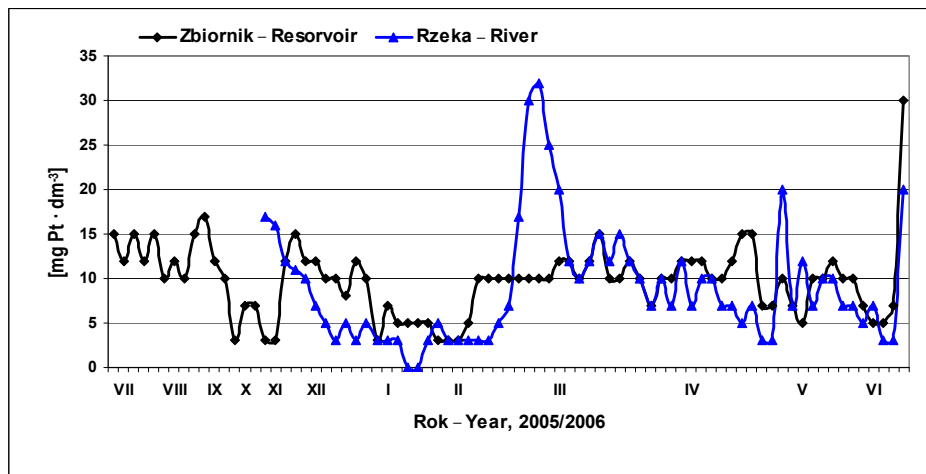
Table 9

Charakterystyczne wartości wybranych wskaźników jakościowych badanej wody
Typical values of appointed indicators of examined water

Wskaźniki badanej wody Indicators of examines water	Jednostka Unit	Zbiornik – Reservoir			Rzeka Podgórną Podgórná river		
		S_{Min}	S_{Max}	\bar{S}_Z	S_{Min}	S_{Max}	\bar{S}_{RZ}
Temperatura wody Water temperature	[°C]	3,0	22,0	9,5	0,8	11,0	3,5
Mętność – Turbidity	[mg SiO ₂ ·dm ⁻³]	1,0	12,0	4,3	1,0	27,0	3,6
Barwa – Colour	[mg Pt·dm ⁻³]	3,0	17,0	9,1	3,0	30,0	5,8
Odczyn – pH	[pH]	6,50	7,50	7,10	6,70	7,35	7,02
Zasadowość – Alkalinity	[mval·dm ⁻³]	0,50	0,75	0,64	0,10	0,6	0,46
Twardość ogólna General hardness	[mval·dm ⁻³]	0,60	0,96	0,83	0,10	0,62	0,38
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	[mg N-NO ₃ ·dm ⁻³]	0,60	2,60	1,40	0,08	1,55	0,91
Utlenialność – Oxidation	[mg O ₂ ·dm ⁻³]	3,20	9,00	5,10	3,20	9,40	4,71
Ogólny węgiel organiczny Total organic carbon	[mg C·dm ⁻³]	1,45	3,26	2,50	1,20	3,60	1,99
Żelazo – Fe	[mg Fe·dm ⁻³]	0,003	0,270	0,056	0,001	0,030	0,005
Mangan – Mn	[mg Mn·dm ⁻³]	0,001	0,080	0,023	0,001	0,040	0,009

Wyniki badań wykazały, że w letnim okresie badawczym skład wody zachowywał wyrównaną jakość. Badany okres charakteryzował się niskimi opadami i temperaturą powietrza od 9 do 26°C. Dość wysoka temperatura utrzymywała się do października i wynosiła w tym miesiącu maksymalnie 13°C. Barwa wody kształtowała się na niskim poziomie – poza jednym pomiarem w sierpniu, gdzie osiągnęła wartość 17 mg Pt·dm⁻³ (rys. 17). Odczyn wody kształtował się w granicach odczynu obojętnego, poza jednym pomiarem w październiku, kiedy pH wyniosło 6,6 (rys. 18). Woda charakteryzowała się niską zasadowością i twardością ogólną (rys. 19, 20). Z twardości ogólnej wody: 0,7–0,9 mval·dm⁻³, 1/3 to twardość węglanowa. Zawartość w wodzie związków azotowych była niska. Wraz z obniżeniem temperatury wody wzrasta stężenie azotu amonowego. W październiku dochodziło do 0,15 mg N-NO₄·dm⁻³. Podobne tendencje zaobserwowano

w odniesieniu do stężenia fosforanów. W tym okresie stężenie fosforanów w wodzie dochodziło do $0,17 \text{ mg PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. Stężenie żelaza i manganu w wodzie było na niskim poziomie. Maksymalnie wynosiło $0,15 \text{ mg Fe} \cdot \text{dm}^{-3}$ i $0,03 \text{ mg Mn} \cdot \text{dm}^{-3}$. Stan zanieczyszczeń wody związkami organicznymi mierzony wskaźnikami utlenialności i zawartością ogólnego węgla organicznego wskazywał na ich niski poziom.

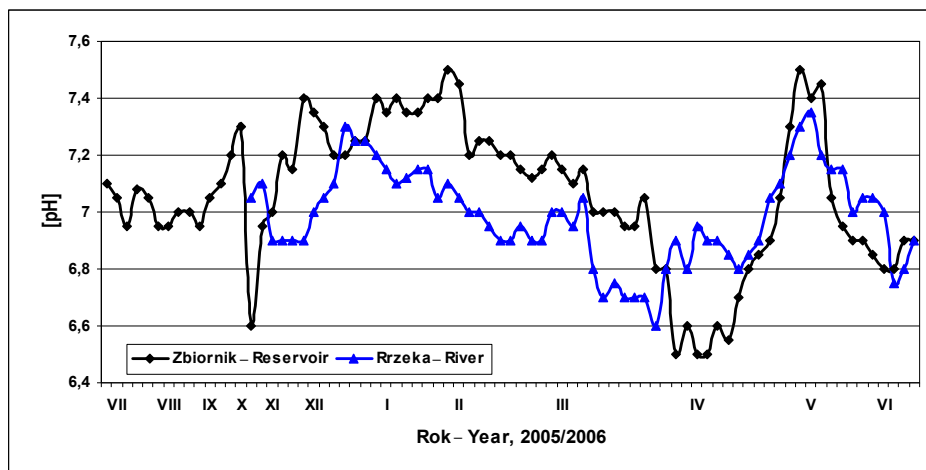


Rys. 17. Przebieg zmian barwy wody w zbiorniku i rzece Podgórnjej w okresie badań
 Fig. 17. Course of changes in water colour at the reservoir and Podgórna river during examination time

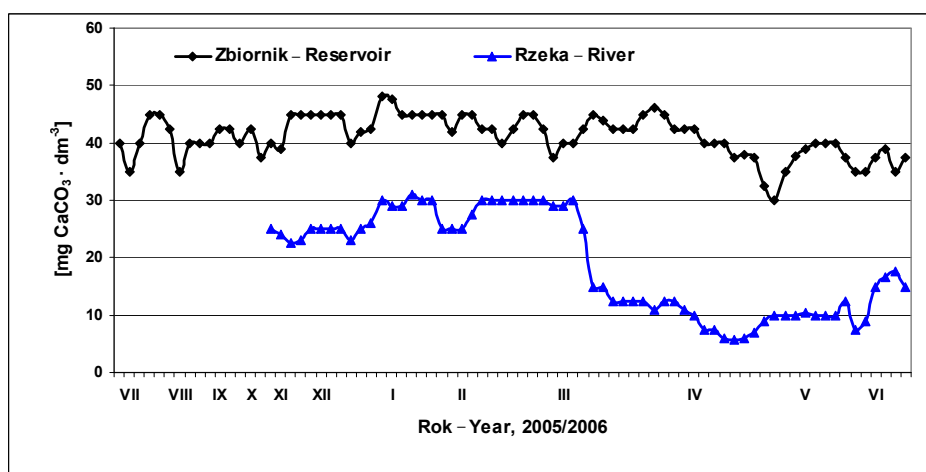
W listopadzie i grudniu zanotowano niskie opady. Temperatura powietrza wahała się od 3 do -17°C , temperatura wody od 10 w listopadzie do 3°C w grudniu. Barwa wody dość zróżnicowana i kształtowała się w granicach $3\text{--}15 \text{ mg Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$ (rys. 17). Odczyn wody był bliski obojętnemu i wynosił $6,96\text{--}7,3$ (rys. 18). Woda charakteryzuje się niską zasadowością i twardością ogólną (rys. 19 i 20). Zawartość związków azotowych jest także niska. Wraz z obniżeniem temperatury wody wzrastało stężenie azotu amonowego z $0,08 \text{ mg N-NO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ do $0,25 \text{ mg N-NO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. Podobne tendencje zaobserwowano w stężeniu fosforanów, które dochodziło do $2,41 \text{ mg PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. Stężenia żelaza i manganu w wodzie były na niskim poziomie, maksymalnie, $0,27 \text{ mg Fe} \cdot \text{dm}^{-3}$ i $0,008 \text{ mg Mn} \cdot \text{dm}^{-3}$. Stan zanieczyszczeń wody związkami organicznymi mierzony utlenialnością i OWO był także niski.

W okresie zimowym skład wody wykazywał wyrównaną jakość. Powodem mogła być pokrywa lodowa na powierzchni lustra oraz stałe dopływ i odpływ wody ze zbiornika. Analizowany okres charakteryzował się niskimi opadami i temperaturą powietrza w przedziale od 0 do -12°C . Temperatura wody wahała się od $3,5$ do 4°C . Barwa wody na niskim poziomie od $3 \text{ mg Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$ do $12 \text{ mg Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$. Odczyn wody w pobliżu obojętnego od pH 7,15 do 7,45. Woda charakteryzowała się niską zasadowością i twardością ogólną. Wraz z obniżeniem temperatury wody wzrastało stężenie azotu amonowego do $0,55 \text{ mg N-NO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ i azotu azotanowego do $2,4 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Podobne tendencje zaobserwowano w odniesieniu do stężenia fosforanów, które dochodziło do $2,68 \text{ mg PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$.

Stężenia żelaza i manganu w wodzie były na niskim poziomie, maksymalnie $0,03 \text{ mg Fe} \cdot \text{dm}^{-3}$ i $0,003 \text{ mg Mn} \cdot \text{dm}^{-3}$. Stan zanieczyszczeń wody związkami organicznymi utrzymywał się także na niskim poziomie. Natlenienie wody okazało się wysokie, do $10,8 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, pomimo pokrywy lodowej i zalegającego śniegu.

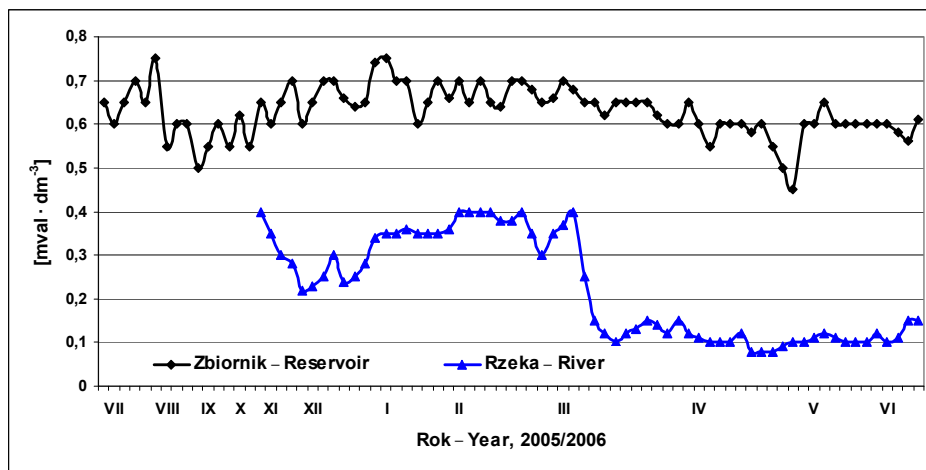


Rys. 18. Przebieg zmian odczynu wody w zbiorniku i rzece Podgórnjej w okresie badań
 Fig. 18. Course of changes in water pH at the reservoir and Podgórna river during examination time



Rys. 19. Przebieg zmian twardości ogólnej wody w zbiorniku i rzece Podgórnjej w okresie badań
 Fig. 19. Course of changes in general hardness at the reservoir and Podgórna river during examination time

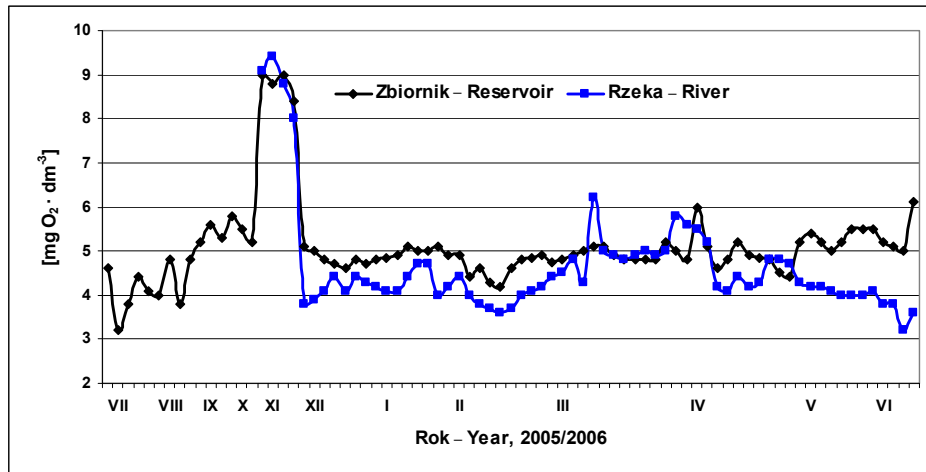
Analiza oznaczanych wskaźników jakościowych wody w rzece wskazuje na wyższe ich zróżnicowanie niż w zbiorniku. Największe różnice zanotowano w okresie wiosennym, szczególnie w wypadku takich wskaźników jak: temperatura, barwa, odczyn, zasadowość, twardość ogólna, azotany i zasolenie wody. Barwa wody wahała się od 3 do 30 mg Pt·dm⁻³. Odczyn był poniżej obojętnego – od 6,6 do 7,1. Woda charakteryzowała się bardzo niskimi zasadowościami i twardościami – zasadowość od 0,01 do 0,4 mval·dm⁻³, twardość ogólna od 0,1 mval·dm⁻³ do 0,25 mval·dm⁻³ (rys. 19, 20).



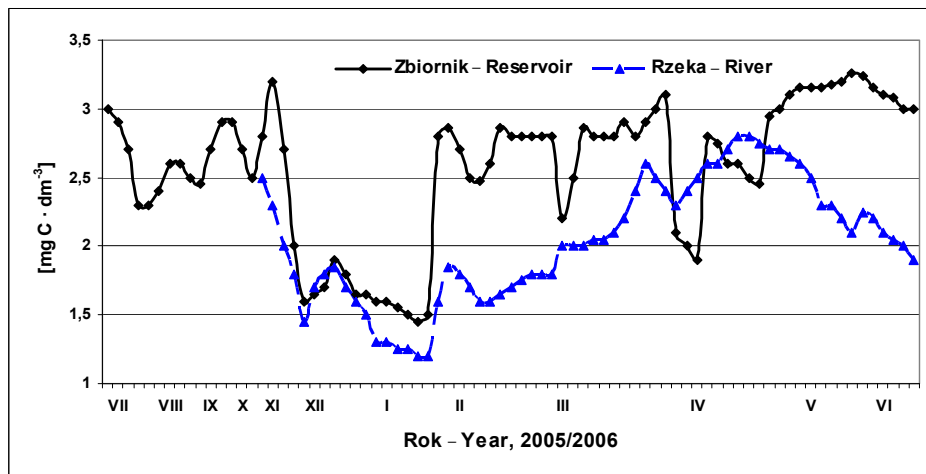
Rys. 20. Przebieg zmian zasadowości wody w zbiorniku i rzece Podgórná w okresie badań
 Fig. 20. Course of changes in water alkalinity at the reservoir and Podgórná river during examination time

Zawartość w wodzie związków azotowych w okresie wiosennym była nadal dość wysoka i wynosiła odpowiednio: azot amonowy 0,15–0,55 mg N-NO₄·dm⁻³, azot azotanowy 0,9–1,8 mg N-NO₃·dm⁻³. Stężenie fosforanów w wodzie było również na wysokim poziomie i wynosiło od 0,7 do 2,3 mg PO₄·dm⁻³. Stężenie żelaza i manganu w wodzie kształtowało się na bardzo niskim poziomie. Stan zanieczyszczenia w wodzie związkami organicznymi był także bardzo niski. Wskaźnik utlenialności kształtował się na poziomie od 4,8 do 6,2 mg O₂·dm⁻³, ogólny węgiel organiczny od 1,8 do 2,8 mg C·dm⁻³ (rys. 21, 22). Natlenienie wody było wysokie – od 9,8 do 11,2 mg O₂·dm⁻³.

Przeprowadzona analiza wody w rzece Podgórná potwierdziła zmienny charakter oznaczanych wskaźników. Zmienność ta jest charakterystyczna dla wód powierzchniowych zlewni górskiej w poszczególnych porach roku. Natomiast woda retencjonowana w zbiorniku ma bardziej wyrównany skład jakościowy. Wyniki badań odbiegają od badań przeprowadzonych w latach wcześniejszych oraz prognozy sporządzonej na potrzeby ustalenia technologii uzdatniania planowanego ZUW [BPBK 1994, Kowal i in. 1998, Kowal i in. 1999]. Prognoza ta została wykonana na podstawie analizy wody pobranej z potoków zasilających zbiornik retencyjny (tab. 10).



Rys. 21. Przebieg zmian utlenialności wody w zbiorniku i rzece Podgórnjej w okresie badań
 Fig. 21. Course of changes in water oxidisability at the reservoir and Podgórna river during examination time



Rys. 22. Przebieg zmian zawartości ogólnego węgla organicznego (OWO) w wodzie zbiornika i rzece Podgórnjej w okresie badań
 Fig. 22. Course of changes in total organic carbon (TOC) at the reservoir and Podgórna river during examination time

Tabela 10
Table 10

Przeciętne wskaźniki prognozowanej jakości wody w zbiorniku w latach 1996–1998
w porównaniu ze wskaźnikami wody z okresu badawczego
Average results of prognosis water quality from 1996 till 1998 in relation to water
indicators of the examination time

Wskaźniki badanej wody Indicators of tested water	Jednostka Unit	Zbiornik – Reservoir \bar{S}_Z		Rzeka Podgórna Podgórna river \bar{S}_{RZ}	
		Prognoza Prognosis [Kowal 1998]	Według badań According to examinations	Prognoza Prognosis [Kowal 1998]	Według badań According to examina- tions
Mętność – Turbidity	[mg SiO ₂ ·dm ⁻³]	6,00	4,30	5,25	3,60
Barwa – Colour	[mg Pt·dm ⁻³]	9,0	9,1	7,5	5,8
Odczyn – pH	[pH]	6,4–7,1	6,5–7,5	6,3–7,0	6,7–7,35
Zasadowość – Alkalinity	[mval·dm ⁻³]	0,50	0,64	0,47	0,46
Twardość ogólna General hardness	[mval·dm ⁻³]	0,90	0,83	0,70	0,38
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	[mg N-NO ₃ ·dm ⁻³]	0,70	1,40	0,50	0,91
Utlenialność – Oxidation	[mg O ₂ ·dm ⁻³]	2,80	5,10	2,70	4,71
Ogólny węgiel organiczny Total organic carbon	[mg C·dm ⁻³]	1,75	2,50	1,55	1,99
Zawiesina ogólna General suspended solids	[mg·dm ⁻³]	9,70	10,28	7,00	13,73
Substancje rozpuszczone Dissolved substances	[mg·dm ⁻³]	65,00	59,84	46,00	29,29
Siarczany – Sulphates	[mg SO ₄ ·dm ⁻³]	20,30	13,77	16,00	8,90
Magnez – Mg	[mg Mg·dm ⁻³]	2,50	0,79	1,60	0,35
Chlorki – Chlorides	[mg Cl·dm ⁻³]	6,00	11,08	5,20	7,52
CO ₂ [wolny – free]	[mgCO ₂ ·dm ⁻³]	3,75	4,10	4,00	2,55

Przeprowadzona analiza wskazuje na różnice w takich wskaźnikach jak: zasadowość, twardość ogólna, siarczany, zawartość magnezu i chlorków, szczególnie w okresie zimowym i letnim. W stosunku do prognozy zanotowano w zbiorniku nieco wyższą zasadowość i twardość ogólną. Zasadowość wody wynosiła od 0,50 do 0,65 mval·dm⁻³, a twardość ogólna od 0,70 do 0,90 mval·dm⁻³. Odczyn wody zmieniał się w przedziale 6,6–7,3. Badania potwierdziły niską zawartość związków organicznych i brak pestycydów. Świadczy to o tym, że na obszarze zlewni brak jest antropogenicznych i rolniczych źródeł zanieczyszczeń.

7.4. Badania fitoplanktonu i zooplanktonu

Badania nad występowaniem organizmów fitoplanktonowych i zooplanktonowych przeprowadzono w okresie letnim 2006 r. Ze zbiornika wodę do badań pobierano z poziomu planowanego poboru wody dla ZUW, czyli z warstwy na głębokości 2–4 m pod lustrem wody. W wyniku badań stwierdzono występowanie przedstawicieli 8 grup systematycznych fitoplanktonu, które zestawiono w tabeli 11 [Konarczak 2006b].

Tabela 11

Table 11

Spektrum florystyczne oraz liczebność wydzielonych grup taksonomicznych w fitoplanktonie wody zbiornika i rzeki
Floristic spectrum and size of taxonomic groups in phytoplankton of the reservoir and the river

Grupa – Group	Zbiornik – Reservoir				Rzeka Podgórna – Podgórna river			
	Taksony – Taxa		Liczebność – Size		Taksony – Taxa		Liczebność – Size	
	Liczba No	[%]	[kom · ml ⁻¹]	[%]	Liczba No	%	[kom · ml ⁻¹]	[%]
<i>Cyanophyceae</i>	3	10,0	3649	66,0	3	23,1	51	60,0
<i>Euglenophyceae</i>	2	6,7	4	0,1	0	0,0	0	0,0
<i>Cryptophyceae</i>	7	23,3	322	5,8	1	7,7	5	5,9
<i>Dinophyceae</i>	3	10,0	5	0,1	2	15,4	2	2,4
<i>Raphidophyceae</i>	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Chrysophyceae</i>	2	6,7	950	17,2	0	0,0	0	0,0
<i>Bacillariophyceae</i>	6	20,0	486	8,8	4	30,7	14	16,4
<i>Chlorophyceae</i>	5	16,6	104	1,9	2	15,4	12	14,1
<i>Conjugatophyceae</i>	2	6,7	6	0,1	1	7,7	1	1,2
Razem – Total	30	100	5526	100	13	100	85	100

W okresie badań w wodzie zbiornika przeważali liczebnie przedstawiciele sinic (*Cyanophyceae*), złotowiciowce (*Chrysophyceae*), okrzemki (*Bacillariophyceae*) oraz kryptofity (*Cryptophyceae*). Charakterystycznymi organizmami tego okresu były okrzemki. Wśród nich najliczniej wystąpiła *Asterionella formosa* żyjąca we wszystkich rodzajach wód, tak płynących, jak i stojących, tworząca zakwity w wodach eutroficznych. Okrzemka ta występuje jako współdominant w wykształcaniu zakwitów wód. W wodzie odnotowano także obecność przedstawicieli kolonijnych sinic *Microcystis incerta* i młodych komórek *Microcystis aeruginosa*, mogących tworzyć niebezpieczne zakwity poprzez wydzielenie substancji toksycznych w okresie letnim. *Microcystis aeruginosa* rozwijają się w wodach ciepłych, dobrze naświetlonych. Ich kolonie zimują w formie wegetatywnej w osadach dennych. W okresie późnej wiosny zaczynają przedostawać się do warstw powierzchniowych, a następnie jesienią i zimą wracają na dno do osadów.

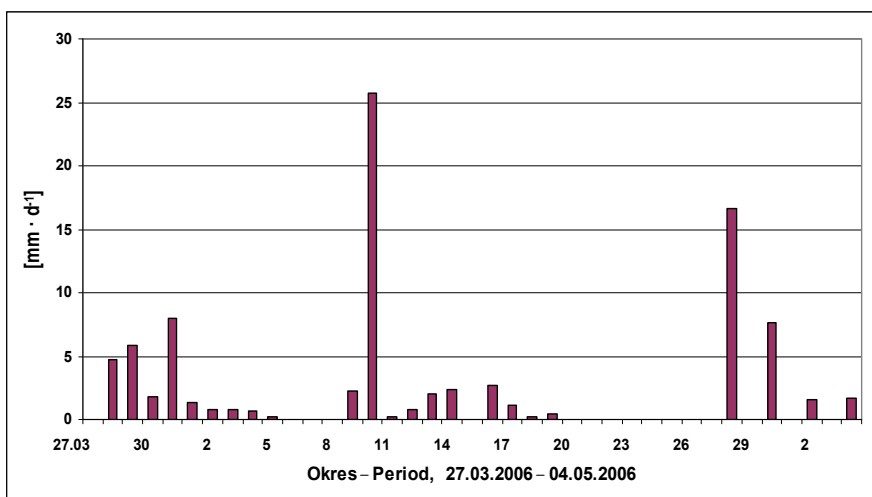
Plankton zwierzęcy reprezentowany był w ponad 90% przez wrotki (*Rotatoria*), w których dominowały *Polyartha vulgaris*. Występują one zarówno w wodach czystych, jak i zanieczyszczonych. Obecne były także wioślarki (*Cladocera*). Ogółem w wodach zbiornika stwierdzono 398 organizmów zooplanktonowych w 1 dm³ wody.

Badania prowadzone przez Ma i in. [2009] na stacji pilotowej składającej się z trzech zbiorników wodnych potwierdziły rozwój fitoplanktonu, głównie sinic rodzaju *Microcystis flos-aquae* w okresie letnim. Fitoplankton wykorzystano jako pokarm dla zooplanktonu reprezentowanego głównie przez *Daphnia magna*. Natomiast rozwijający się intensywnie zooplankton był pokarmem dla karpia srebrnego. System ten pozwolił na obniżenie poziomu fitoplanktonu i chlorofilu odpowiednio o 86,85% i 59,41%.

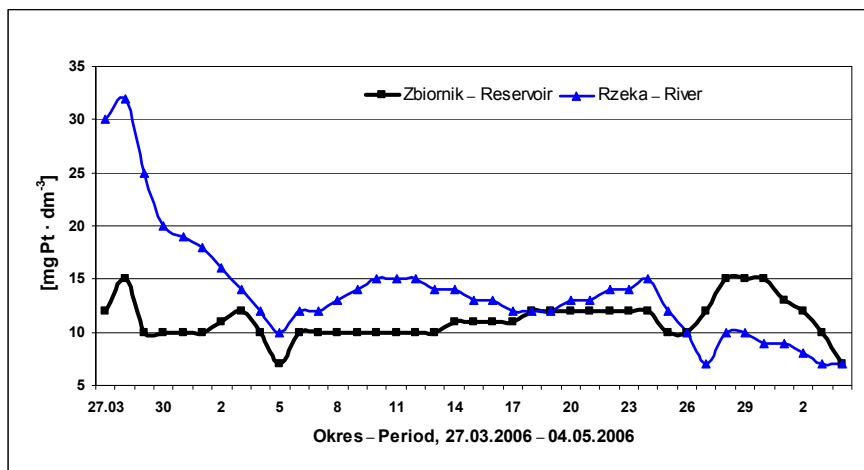
Podobne badania wody rzeki Podgórną wykazały bardzo małą obecność organizmów fitoplanktonowych (tab. 11), z przewagą sinic i okrzemek peryfitonowych. Organizmy te po dostaniu się do zbiornika, w dogodnych warunkach klimatycznych, znajdują dobre możliwości do rozwoju.

7.5. Zmienność składu jakościowego wody

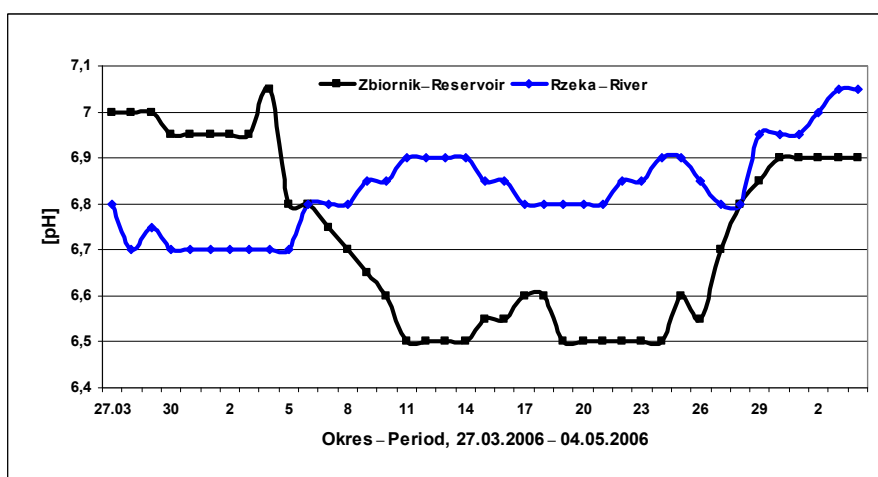
Poziom zanieczyszczeń wód powierzchniowych zlewni górskiej szczególnie koreluje z warunkami atmosferycznymi panującymi w regionie [Rak 2008a]. Na rysunku 23 zobrazowano wysokość opadów obserwowanych w zlewni w wybranym okresie roztopów wiosennych. Wysokość opadów dobowych odniesiono do przebiegu zmian podstawowych wskaźników jakości wody w zbiorniku i rzece Podgórną w okresach roztopów wiosennych (rys. 23, 24, 25).



Rys. 23. Wysokość opadów dobowych w okresie roztopów wiosennych
Fig. 23. Amount of daily precipitation during spring thaw time



Rys. 24. Przebieg zmian barwy wody w zbiorniku i rzece Podgórnjej w okresie roztopów wiosennych
 Fig. 24. Course of changes in water colour at the reservoir and Podgórna river during spring thaw time

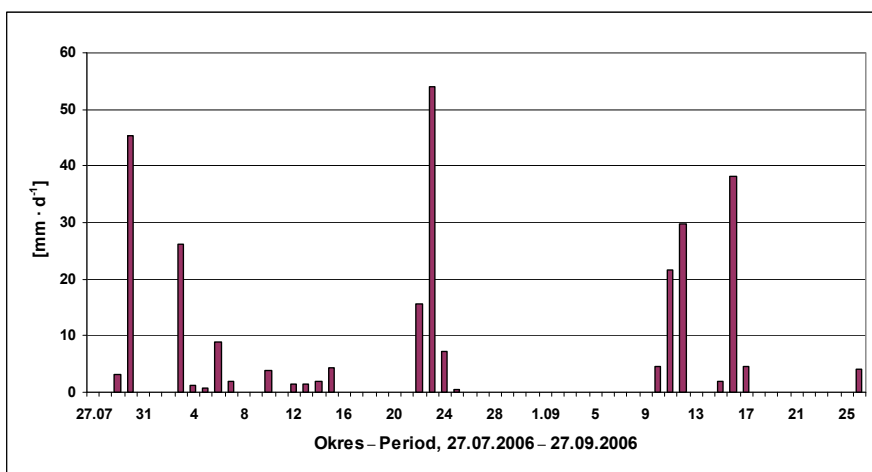


Rys. 25. Przebieg zmian odczynu wody w zbiorniku i rzece Podgórnjej w okresie roztopów wiosennych
 Fig. 25. Course of changes in water pH at the reservoir and Podgórna river during spring thaw time

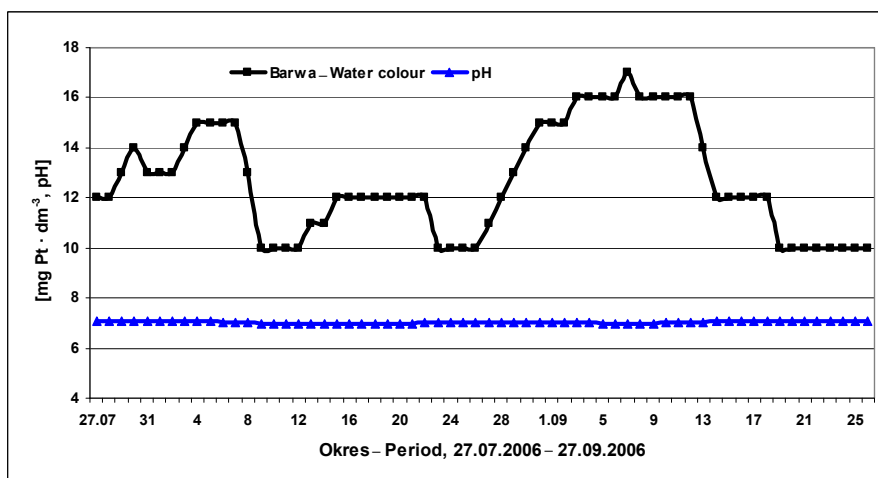
W okresie wiosennym, po roztopach, przez ok. 5–6 dni obserwowaliśmy obniżenie barwy wody w rzece. Po tym czasie nastąpił niewielki wzrost barwy wskutek wcześniejszych kilkudniowych, niewielkich opadów w dniach 10–20 kwietnia. Wpłynęły one na wzrost barwy wody w rzece, ustabilizowały jej wartość na poziomie 16 mg Pt·dm⁻³. W ciągu 4–5 dni po ustaniu opadów jeszcze obserwowano wzrost barwy, który następował przy opadach dobowych wyższych niż 16 mm·d⁻¹ i trwających 3–4 dni. Bardziej

wyrównany przebieg zmian w barwie wody obserwowano w zbiorniku. Po roztopach wiosennych nastąpiła stabilizacja na poziomie $10 \text{ mg Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$. Przebieg opadów tylko nieznacznie wpłynął na jej zmiany. W tym czasie barwa wzrosła do poziomu $12 \text{ mg Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$. Kilkundniowe opady w okresie 29.03–04.04.2006 spowodowały wzrost barwy wody do $15 \text{ mg Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$ (rys. 24).

Przebieg zmian odczynu wody w rzece jest bardziej wyrównany. W okresie opadowym i bezpośrednio po nim można zaobserwować wzrost pH nawet do 7,05. Natomiast w zbiorniku po okresie roztopowym obserwujemy stopniowe obniżenie się odczynu wody, które następuje także w okresie opadów i bezpośrednio po ich ustąpieniu (rys. 25).

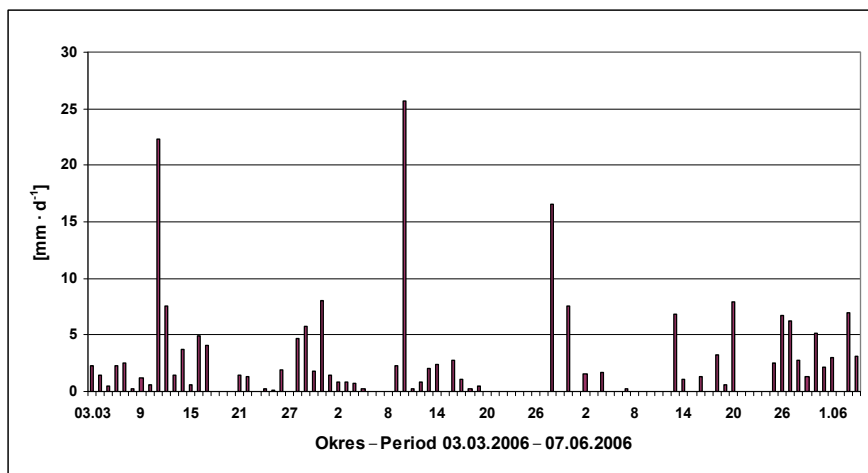


Rys. 26. Wysokość opadów dobowych w okresie letnim
Fig. 26. Amount of daily precipitation in summer time

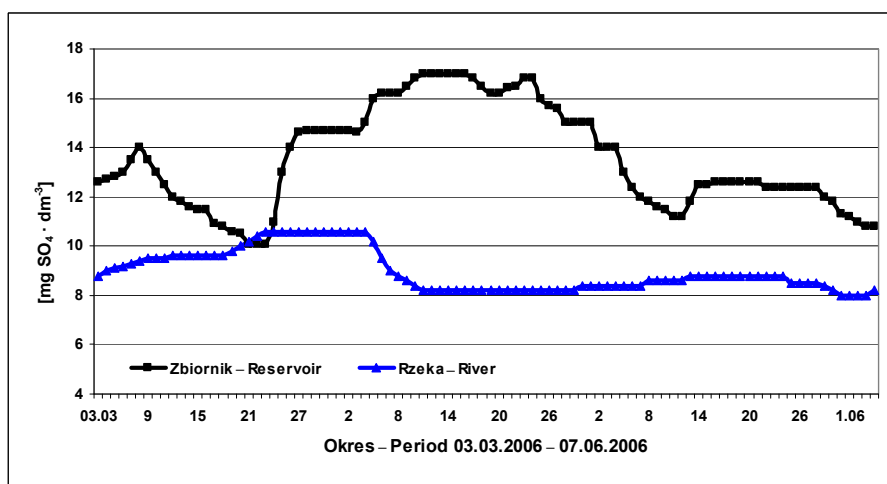


Rys. 27. Przebieg zmian barwy wody i odczynu w zbiorniku w okresie letnim
Fig. 27. Course of changes in water colour and pH at the reservoir and Podgórna river

W okresie letnim zaobserwowano większą zmienność barwy wody w zbiorniku z uwagi na dużą intensywność opadów (rys. 26, 27). W tym czasie wystąpiły cyklicznie 2–3-dniowe opady w wysokości do $54 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$. Taki ich przebieg spowodował wzrost barwy z 10 do $17 \text{ mg Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$ w kolejnych 10 dniach. Dopiero po tym czasie obserwowano stabilizację barwy na poziomie $16 \text{ mg Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$. Przebieg opadów nie wpływał istotnie na odczyn wody w zbiorniku, który zawierał się w przedziale 6,8–7,1.



Rys. 28. Wysokość opadów dobowych w okresie wiosenno-letnim
 Fig. 28. Amount of daily precipitation in spring and summer time



Rys. 29. Przebieg zmian zawartości siarczanów w wodzie zbiornika i rzece Podgórnjej w okresie wiosenno-letnim
 Fig. 29. Course of changes in content of sulphates at the reservoir and Podgórna river in spring and summer time

Analiza zawartości siarczanów w wodzie (rys. 28, 29) wskazuje na wzrost ich stężenia w okresie roztopów i bezpośrednio po nim. W czasie zimy zawartość siarczanów w wodzie maleje do $10 \text{ mg SO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, natomiast wraz z nadejściem roztopów rośnie do $17 \text{ mg SO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. W okresach bezopadowych zawartość siarczanów maleje bądź stabilizuje się na stałym poziomie. W wodach rzeki zawartość siarczanów nieznacznie rośnie w okresie roztopów, a następnie maleje do stałej wartości ($8\text{--}9 \text{ mg SO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$).

W celu porównania skali zmienności jakości wody w zbiorniku i rzece Podgórnej dokonano analizy wybranych wskaźników jakości wody. Obliczono rozstęp (R), odchylenie standardowe (σ) i współczynniki zmienności (w) analizowanych wskaźników jakości wody. Wyniki obliczeń zestawiono w tabeli 12.

Tabela 12
Table 12

Porównanie wybranych wskaźników jakości wody w zbiorniku i rzece Podgórnej
Comparison of selected indicators of water quality in the reservoir and Podgórná river

Wskaźniki badanej wody Indicators of examines water	Zbiornik – Reservoir			Rzeka Podgórná Podgórná river		
	σ	(R)	w ₁ [%]	σ	(R)	w ₂ [%]
Temperatura wody [°C] Water temperature	6,41	18,00	65,20	3,91	12,70	81,12
Mętność [$\text{mgSiO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$] Turbidity	2,22	11,00	48,90	6,77	26,00	105,10
Barwa [$\text{mgPt} \cdot \text{dm}^{-3}$] Colour	4,15	27,00	42,40	7,12	34,50	72,80
Utlenialność [$\text{mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$] Oxidation	1,04	5,80	20,35	1,31	6,20	27,78
Ogólny węgiel organiczny (OWO) [$\text{mgC} \cdot \text{dm}^{-3}$] Total organic carbon (TOC)	0,53	1,83	21,20	0,57	2,40	28,36

Przeprowadzona analiza porównawcza wykazała oddziaływanie retencji zbiornika na przebieg zmian analizowanych wskaźników jakościowych wody. W każdym przypadku parametry charakteryzujące zmienność wskaźników wody były niższe w zbiorniku niż w jego dopływie.

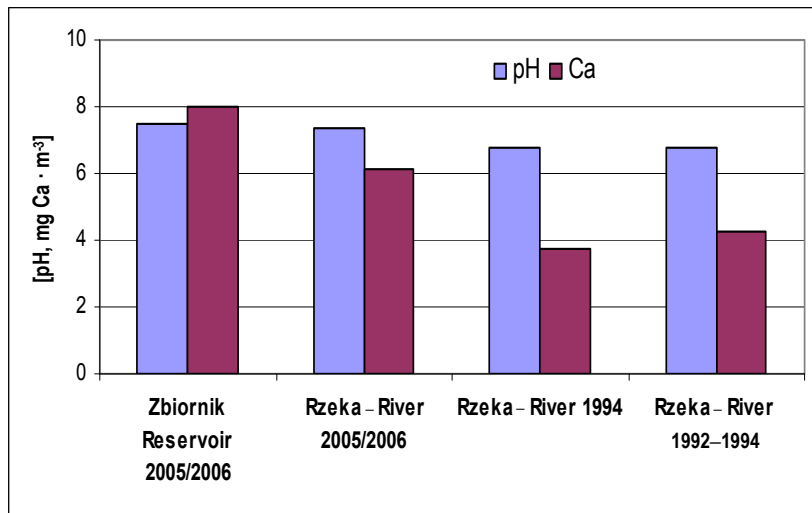
Badania potwierdziły zmienny charakter analizowanych wód powierzchniowych w poszczególnych porach roku. Analiza wykazała, że jakość wody uwarunkowana jest przebiegiem warunków atmosferycznych w zlewni, szczególnie wielkością i rozkładem opadów. Widoczne jest to w okresach wiosennych roztopów i letnich opadów. Istotną rolę odgrywa retencja zbiornikowa w zakresie wyrównania takich parametrów wody jak odczyn, barwa i mętność w stosunku do ich przebiegu w rzece Podgórnej. Natomiast w przypadku zawartości siarczanów zaobserwowano zjawisko ich kumulacji w wodzie zbiornika.

7.6. Stabilność i korozyjność wody retencjonowanej w zbiorniku

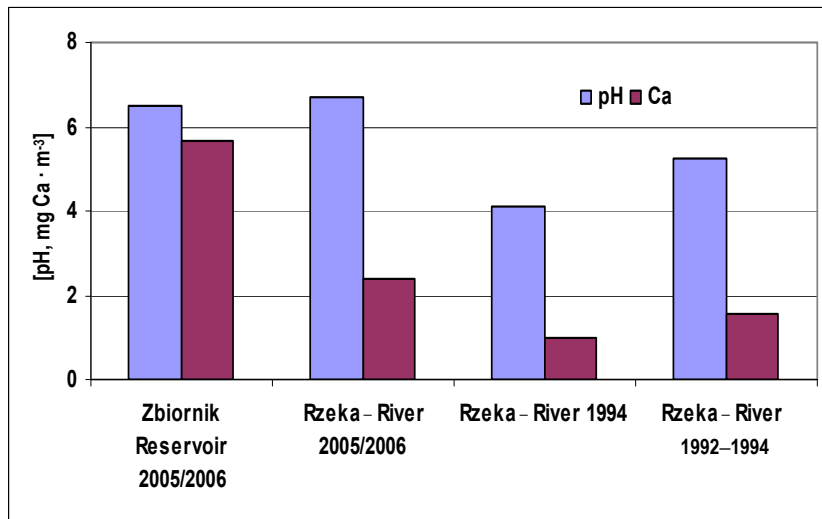
Stabilność i korozyjność wody to czynniki, które powinny być wykorzystywane do oceny przydatności wody dla celów jej dystrybucji do picia i na potrzeby gospodarcze. Właściwości agresywne i korozyjne wody powodowane są przede wszystkim obecnością jonów i związków nieorganicznych występujących w różnych stosunkach ilościowych uzależnionych od charakteru i pochodzenia hydrogeochemicznego wody.

Jak wykazały badania Kowala [1997], wody w potokach górskich Karkonoszy charakteryzują się niską zasadowością wynoszącą od 0,1 do 0,5 mval·dm⁻³. W okresach roztopów wartość tego parametru jeszcze bardziej spada. Badania wody z rzeki Podgórznej potwierdziły te spostrzeżenia. Zasadowość w okresie wiosennym wynosiła mniej niż 0,1 mval·dm⁻³, natomiast w okresie zimowym osiągnęła najwyższą wartość 0,4 mval·dm⁻³. Z badań Instytutu Ochrony Środowiska o. Wrocław [IOŚ 1986] wynika, że w czasie roztopów woda w potokach górskich badanego rejonu ma bardzo niski odczyn dochodzący nawet do 4,5. Potwierdziły to analizy z rzek Kamienna, Podgórzna i Łomniczki wykonane w latach 1992–1994 [Kowal 1997]. Przeprowadzone badania wykazały, że odczyn wody zarówno w zbiorniku, jak i w rzece był wyższy. W okresie roztopów (marzec-kwiecień) odczyn wody w rzece Podgórznej osiągnął wartość pH 6,6, natomiast w tym samym czasie odczyn w zbiorniku zmniejszył się do 6,5. Ponadto w okresach wiosennych roztopów i nagłych przyborów wody zaobserwowano pewną odmienną przebiegu zmian odczynu w zbiorniku w stosunku do zamian zachodzących w rzece Podgórznej. W tym okresie odczyn wody w zbiorniku jest niższy niż w rzece. Świadczy to może o dużym dopływie wód roztopowych z potoków Czerwonka i Sośniak do zbiornika oraz znacznym odpływie wody ze zbiornika. Rola wyrównawcza zbiornika w tym okresie okazała się znikoma.

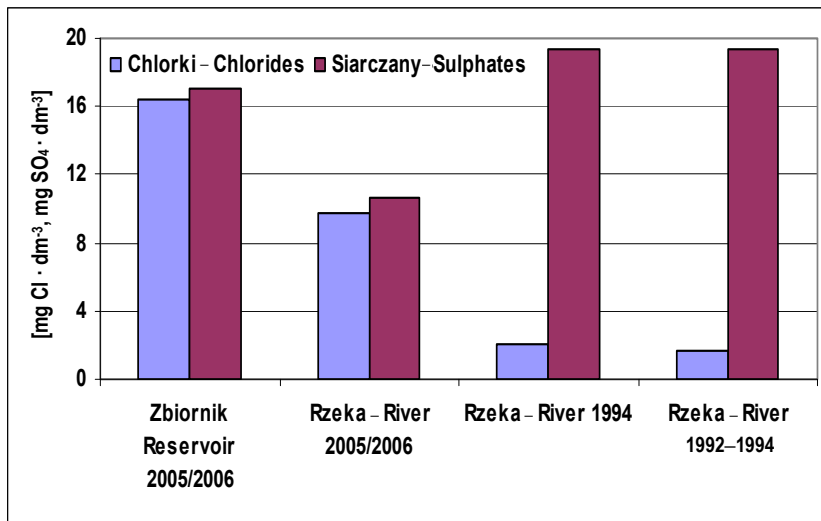
Wykorzystując badania przeprowadzone przez Kowala [1997], porównano wskaźniki jakościowe wody rzeki Podgórznej pochodzące z lat 1992–1994 z okresem badawczym (lipiec 2005–czerwiec 2006) oraz z wynikami badań jakości wody w zbiorniku [Rak 2008d]. Zobrazowane na rysunkach 30–35 wyniki przedstawiają tendencje zmian wartości maksymalnych i minimalnych analizowanych wskaźników jakościowych wody w rzece Podgórznej i w zbiorniku. Cechą charakterystyczną jest wzrost odczynu wody w zbiorniku maksymalnie do 7,35. Na tym tle widoczny jest wzrost zawartości wapnia oraz twardości ogólnej wody z wartości maksymalnej 22,0 mg CaCO₃·dm⁻³ notowanej w roku 1992 do 31 mg CaCO₃·dm⁻³. W okresie badawczym minimalna twardość ogólna wynosiła 5,8 mg CaCO₃·dm⁻³. Analizy wykazały niewielki spadek zawartości chlorków i siarczanów w wodzie w stosunku do lat wcześniejszych. Zawartość chlorków jest niska, siarczanów natomiast znacznie wyższa. Taki stan rzeczy można przypisać działaniu kwaśnych deszczy występujących w tym rejonie. Niewielkie obniżenie zawartości siarczanów może świadczyć o pewnej poprawie stanu zanieczyszczeń wód opadowych w tym rejonie i mniejszym oddziaływaniu źródeł zanieczyszczeń powietrza zlokalizowanych poza granicami kraju.



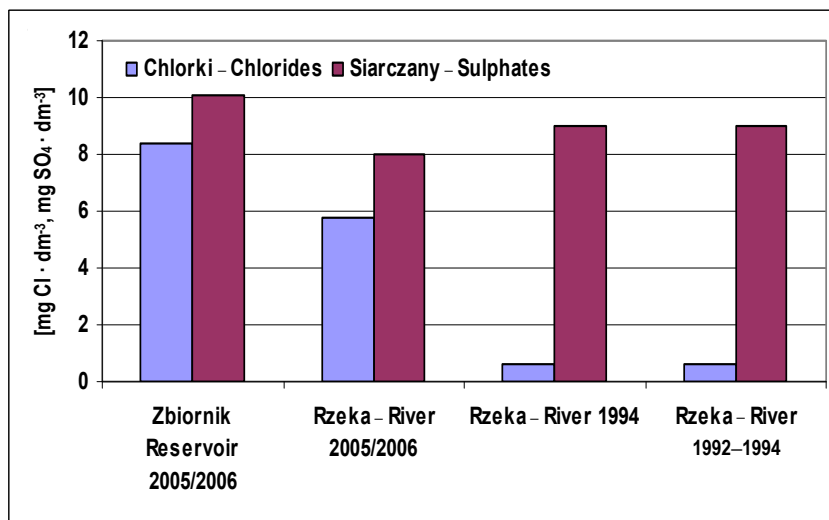
Rys. 30. Wartości maksymalne odczynu i wapnia
 Fig. 30. Maximum values of pH and Ca



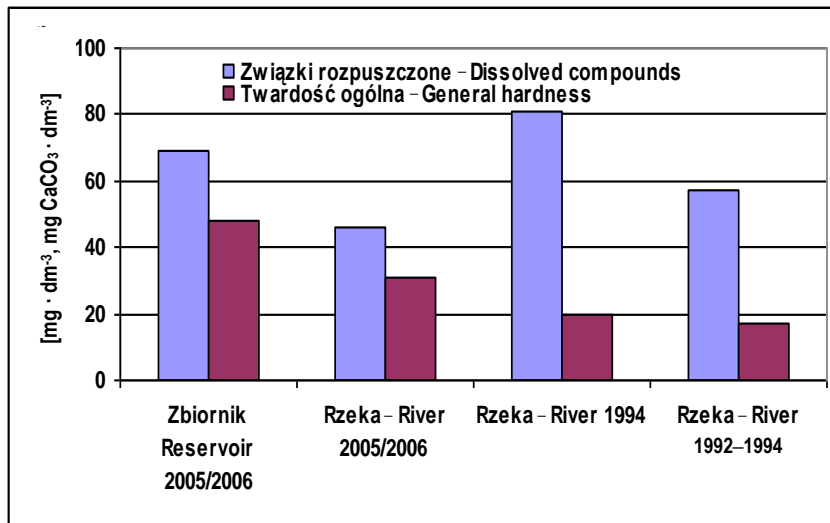
Rys. 31. Wartości minimalne odczynu i wapnia
 Fig. 31. Minimum values of pH and Ca



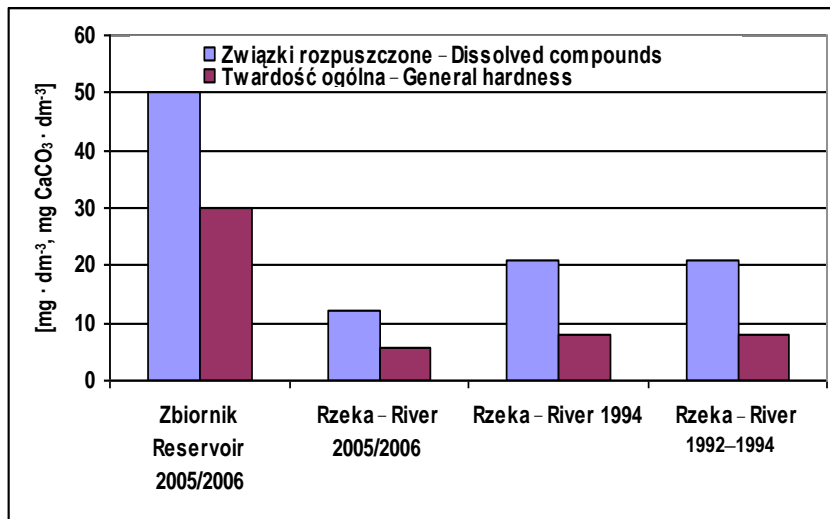
Rys. 32. Wartości maksymalne chlorków i siarczanów
 Fig. 32. Maximum values of chlorides and sulphates



Rys. 33. Wartości minimalne chlorków i siarczanów
 Fig. 33. Minimum of chlorides and sulphates



Rys. 34. Wartości maksymalne związków rozpuszczonych i twardości ogólnej
 Fig. 34. Maximum values of dissolved compounds and general hardness



Rys. 35. Wartości minimalne związków rozpuszczonych i twardości ogólnej
 Fig. 35. Minimum values of dissolved compounds and general hardness

Badania wykazały, że woda rzeki Podgórnej zawiera niewielką ilość magnezu – od 0,12 do 0,55 mg Mg·dm⁻³. Jak podaje Kowal [1997, 2006], powołując się na WHO, pożądane stężenie magnezu w wodzie powinno wahać się w granicach 30–125 mg Mg·dm⁻³. Ze względów zdrowotnych wskazane jest, aby woda do picia zawierała około 30 mg Mg·dm⁻³, a jej zasadowość była wyższa niż 75 mg CaCO₃·dm⁻³.

Zawartość jonów wapnia w wodzie wynosiła od 2,4 do 6,1 mg Ca·dm⁻³. Norma DIN 50930¹ zaleca, z uwagi na korozję metali, aby twardość węglanowa wody wynosiła minimum 140 mg CaCO₃·dm⁻³, a zawartość wapnia powyżej 20 mg Ca·dm⁻³.

Z przedstawionych analiz wynika, że jakość wody w rzece Podgórnej nieznacznie poprawia się, lecz woda pozostaje nadal bardzo miękka. Ma ona charakter słabo zmineralizowanej o bardzo niskiej zawartości jonów Na⁺, K⁺, Ca⁺ i Mg⁺. Wskaźnikiem tym odpowiadają wyjątkowo niskie stężenia kwasów humusowych na poziomie 0,4 mg·dm⁻³ i ogólnego węgla organicznego od 1,2 do 3,6 mg C·dm⁻³. Obserwuje się jednak wzrost zawartości *OWO* w wodzie z poziomu 1,51–1,6 mg C·dm⁻³ notowanego w latach 1992–1994 do 3,6 mg C·dm⁻³ w okresie badań. Odnotować należy także niewielki wzrost ilości związków rozpuszczonych oraz związków azotowych. Zawartość azotu azotanowego w latach 1992–1994 wynosiła 0,5 mg N-NO₃·dm⁻³, natomiast w okresie badawczym dochodziła do 1,8 mg N-NO₃·dm⁻³. Podobne tendencje odnotowano w odniesieniu do stężeń azotu amonowego i fosforanów, które wynosiły odpowiednio od 0,17 mg N-NH₄·dm⁻³ do 0,55 mg N-NH₄·dm⁻³ oraz od 0,08 mg PO₄·dm⁻³ do 2,35 mg PO₄·dm⁻³ w okresach roztopów wiosennych.

Dla porównania, badania wody w zbiornikach zaporowych przeprowadzone w górskich rejonach Saksonii [Kowal 1997] wykazały, że są to wody bardzo miękkie i kwaśne. Ich odczyn okresowo obniżał się do 3,6–4,0. Przyczynę takiego spadku pH upatrywano w kwaśnych deszczach.

Analiza zmian wartości oznaczanych wskaźników wody w zbiorniku w okresie badawczym: barwy, odczynu, twardości, zasadowości, utlenialności i *OWO* potwierdziła korelację z przebiegiem zmian tych parametrów w rzece Podgórnej, odnosząc do tych samych pór roku. W okresie zimowym zaobserwowano wyraźnie wyższą barwę w zbiorniku niż w rzece. Zmiany barwy w zbiorniku przebiegają mniej gwałtownie, choć w okresach roztopów wiosennych i nagłych wezbrań potoków w zlewni zbiornika obserwuje się niewielki wzrost barwy. Istotny wzrost natomiast notuje się w rzece. Barwa wody w rzece jest wyraźnie wyższa (30 mg Pt·dm⁻³) niż w zbiorniku (15 mg Pt·dm⁻³). Odczyn wody tylko nieznacznie wzrasta w zbiorniku w stosunku do odczynu w rzece. Znaczne obniżenie odczynu nastąpiło w okresach roztopów i dużego upustu wody ze zbiornika oraz wysokiego napływu wody ze zlewni. Wskazuje to na stosunkowo małą zdolność wyrównawczą zbiornika w czasie nagłych wezbrań w czasie roztopów i dużych opadów. Retencjonowanie wody w zbiorniku wyraźnie wpływa na twardość ogólną wody. Zmiany twardości ogólnej retencjonowanej wody są znacznie mniejsze niż w rzece. Odchylenie standardowe dla twardości ogólnej wody w zbiorniku wynosi 3,60, natomiast w przypadku rzeki 8,57. Pomimo widocznego wzrostu w okresach zimowych (do 45–48 mg CaCO₃·dm⁻³) woda dalej ma cechy wody bardzo miękkiej. Mniejszą reakcję na zmiany

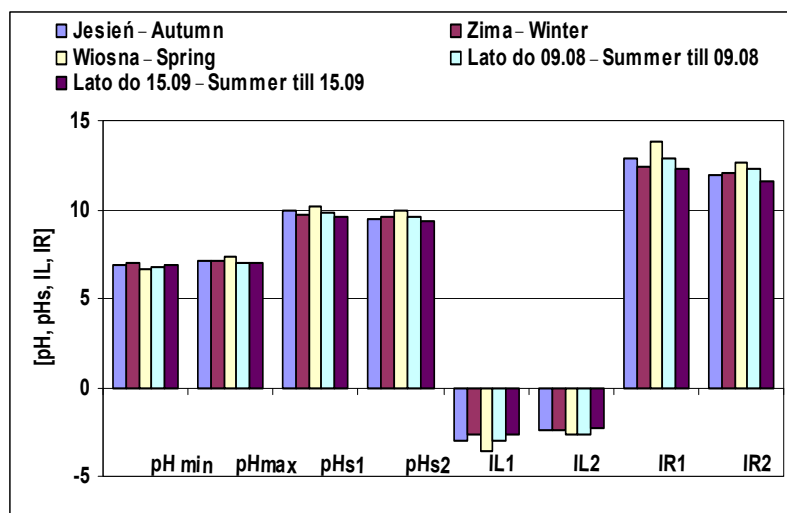
¹ DIN 50930-6-2001: Norma niemiecka: Korozja metali – podatność na korozję materiałów metalicznych względem wody. Wpływ składu wody pitnej.

twardości ogólnej można zauważyć w czasie roztopów. Twardość ogólna w rzece spada do $5,8 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$, a w zbiorniku do $30 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Retencja zbiornika także wpływa na wyrównanie zasadowości wody. Odchylenie standardowe dla zasadowości wody w zbiorniku wynosi tylko 0,06, natomiast dla wody rzeki 0,12. Wiosną zasadowość wody w rzece spada nawet poniżej $0,1 \text{ mval} \cdot \text{dm}^{-3}$, a w tym samym czasie w zbiorniku notujemy najniższą zasadowość na poziomie $0,45 \text{ mval} \cdot \text{dm}^{-3}$. Najwyższą wartość tego wskaźnika ($0,75 \text{ mval} \cdot \text{dm}^{-3}$) zanotowano w wodzie zbiornika w okresie zimowym.

Podobne tendencje można zauważyć w przypadku jonów magnezu. Zawartość jonu magnezu w wodzie retencjonowanej w zbiorniku jest dwa razy większa niż w wodzie rzeki. Jednak tylko okresowo wynosiła maksymalnie $1,05 \text{ mg Mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Średni wskaźnik utlenialności wody w zbiorniku wynosił $5,11 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, wobec $4,71 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ w rzece. Zmiany utlenialności wody przebiegają podobnie zarówno w rzece, jak i w zbiorniku, w którym obserwuje się wartości nieco wyższe (o 8–15%). W przypadku *OWO* zawartość jest generalnie większa w wodzie zbiornika i wynosi średnio $2,5 \text{ mg C} \cdot \text{dm}^{-3}$, przy $2,01 \text{ mg C} \cdot \text{dm}^{-3}$ w rzece. Odchylenie standardowe dla *OWO* wynosi odpowiednio 0,53 w zbiorniku i 0,57 w rzece. W okresie zimowym odnotowano mniejszą wartość *OWO* zarówno w wodach zbiornika, jak i w rzece – obniża się do wartości nawet poniżej $1,5 \text{ mg C} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Do oceny właściwości korozyjnych i agresywności wody wykorzystano indeksy określające stan równowagi węglanowo-wapniowej. Stabilność wody określono, obliczając indeksy Langeliera (I_L) i Reznera (I_R). Indeksy obliczone według zależności (15 i 16), gdzie przyjęto minimalną i maksymalną wartość odczynu wody notowanego w poszczególnych okresach roku badawczego, zobrazowano na rysunku 36.



Rys. 36. Indeksy pH_{s1} , IL_1, IR_1 – przy wskaźnikach minimalnych wody, indeksy pH_{s2} , IL_2, IR_2 – przy wskaźnikach maksymalnych wody w zbiorniku
 Fig. 36. pH_{s1} , IL_1, IR_1 indices – at the lowest values of water, pH_{s2} , IL_2, IR_2 indices – at the higher values of water in the reservoir

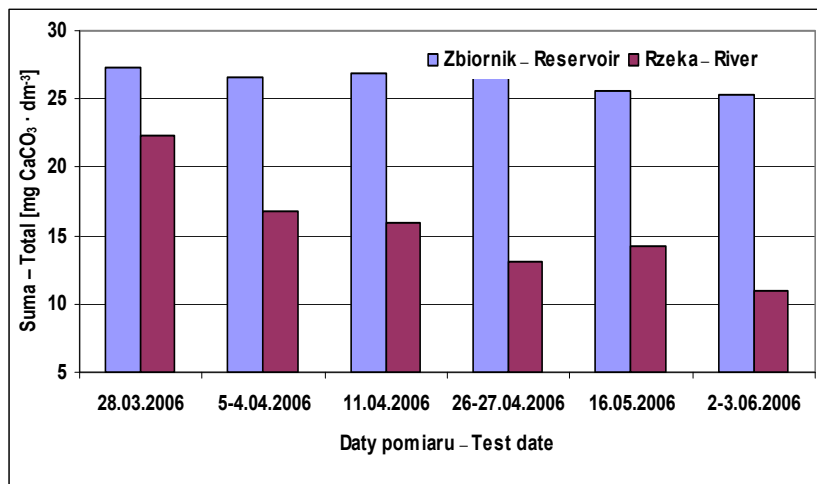
Wyniki obliczeń zobrazowane na rysunku 36 wskazują, że w całym okresie badawczym mamy do czynienia z wodą nienasyconą CaCO_3 i agresywną. W czasie badań odnotowano niewielkie różnicowanie odczynu poza okresem wiosennym. Wówczas zaobserwowano wyższe różnice pH (roztopy topniejącego śniegu i opady). Odczyn wody w tym okresie obniża się do 6,6. Wskaźnik zasadowości wynosi od 0,55 do 0,70 $\text{mval}\cdot\text{dm}^{-3}$, twardość ogólna wody od 37,5 do 42,5 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$. Woda wykazuje bardzo niski stopień zasolenia mierzony przewodnością od 98 do 110 $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$. Obliczone maksymalne indeksy pH_S , I_L , I_R wynoszą odpowiednio 10,2; -3,6 i 13,8. Podobne właściwości ma woda w zbiorniku w czasie wysokiego dopływu ze zlewni podczas intensywnych opadów w okresie letnim. W tym czasie obliczone indeksy pH_S , I_L i I_R osiągały wartości odpowiednio 9,80; -3,05 i 12,85. W pozostałych okresach, szczególnie w czasie stałej pogody (bez nagłych dużych opadów) indeksy pH_S , I_L i I_R osiągały wartości odpowiednio 9,6; -2,7 i 12,4. Należy podkreślić, że minimalne indeksy pH_S , I_L i I_R w całym okresie badawczym osiągały wartości odpowiednio 9,30; -2,25 i 11,55.

W celu określenia charakteru badanej wody w zbiorniku i rzece Podgórnej sporządzono bilans kationów wapnia, magnezu, sodu i potasu oraz bilans anionów: węglowodorowego, siarczanowego, chlorkowego i azotanowego. Badania przeprowadzone w okresie badawczym wykazały bardzo niską zawartość kationów i anionów, co zobrazowano na rysunku 37. Szczególnie niską ich zawartość notowano zarówno w wodzie retencjonowanej w zbiorniku, jak i rzece w okresie wiosennych roztopów czy podczas intensywnych opadów letnich. W wodzie retencjonowanej w zbiorniku suma anionów kształtowała się za poziomem od 25 do 26 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$, natomiast w rzece od 10 do 12 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$. W okresach zimowym i ustabilizowanej pogody (bez nadzwyczajnych zjawisk opadowych) suma anionów w wodzie retencjonowanej w zbiorniku była nieco wyższa i wynosiła 26–28 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$. Natomiast w rzece suma anionów wzrosła do 22 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$.

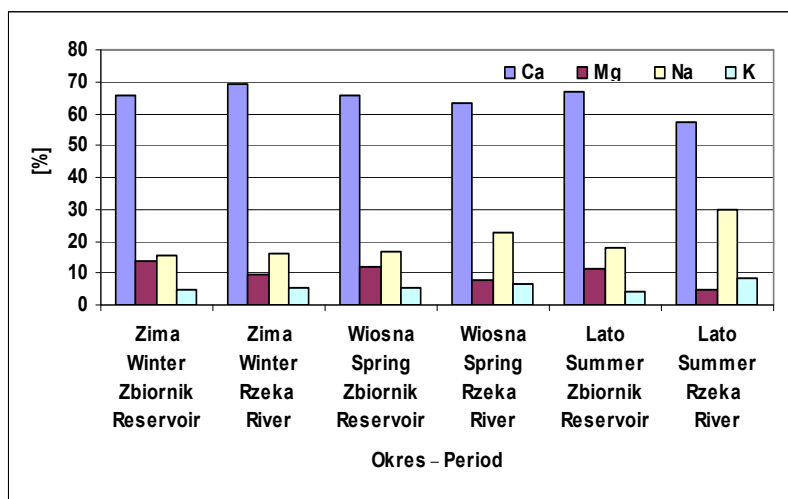
Wśród kationów zarówno w wodach zbiornika, jak i w rzece dominuje kation wapnia, stanowiąc 65–68% ogólnej ich zawartości (rys. 38). Wartość jest wyrównana w całym okresie badawczym niezależnie od pory roku. Natomiast znaczne różnice ich zawartości odnotowano w wodach rzeki Podgórnej. Udział kationu wapnia (Ca^{2+}) jest największy w okresie zimowym (70%), natomiast najniższą jego zawartość odnotowano wiosną i latem. Minimalną zawartość kationu Ca^{2+} obserwuje się w czasie roztopów oraz wysokich opadów na obszarze zlewni. Udział pozostałych kationów jest niewielki. W wodzie retencjonowanej w zbiorniku udział kationu magnezu (Mg^{2+}) wynosi 8–10%, a sodu (Na^+) 15–18%. Zawartość kationu K^+ nie przekracza 5,2%. Większą zmienność, szczególnie kationu Na^+ , zauważa się w wodach rzeki. Stosunkowo niewielką ilość tych kationów (14%) obserwuje się w okresie stabilnej pogody (niewielkie opady, okres zimowy). Natomiast w czasie roztopów oraz wysokiego przepływu wody w rzece udział kationów potasu rośnie do 30%.

Wśród anionów (rys. 39) zarówno w wodach zbiornika, jak i w rzece dominuje anion siarczanowy (SO_4^{2-}), stanowiący 41–51 % ogólnej ich zawartości. Zawartość tego anionu jest wyrównana w całym okresie badawczym niezależnie od pory roku. Odnotowano znaczne różnice zawartości anionów wodorowo-węglanowych (HCO_3^-) zarówno w wodach zbiornika, jak w rzece. W okresie zimowym i letnim udział anionu HCO_3^- jest stosunkowo niski i w zbiorniku wynosi 16–18%, natomiast w rzece tylko 6–8%.

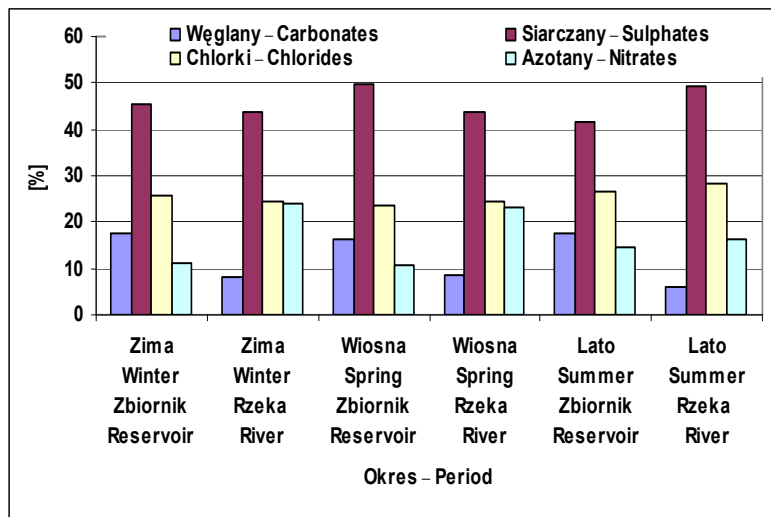
Podczas roztopów jest nieco większy, lecz nie przekracza 9%. Udział chlorków stanowi 22–28% ogółu anionów. Znaczne zróżnicowanie obserwuje się w zawartości azotanów. W wodach zbiornika ich zawartość jest bardziej wyrównana i wynosi od 11% w okresie zimowo-wiosennym do 14% w porze letniej. W tym samym czasie w rzece ich udział dochodzi do 24% (rys. 39). Nieco niższy udział azotanów (14%) zaobserwowano latem.



Rys. 37. Bilans anionów i kationów wody w zbiorniku i rzece Podgórnej w okresie wiosennym
Fig. 37. Balance of anions and cations of water at the reservoir and Podgórna river in spring time



Rys. 38. Procentowa zawartość kationów: Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺ w wodzie zbiornika i w rzece Podgórnej
Fig. 38. The percentage of cations: Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺ of water at the reservoir and Podgórna river



Rys. 39. Procentowa zawartość anionów: HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- w wodzie zbiornika i rzeki Podgórná

Fig. 39. The percentage of anions: HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- of water at the reservoir and Podgórná river

Sporządzony na podstawie badań jakości wody w zbiorniku bilans jonowy wykazuje, że dominują tu kation wapniowy oraz aniony siarczanowy i chlorkowy. Woda w zbiorniku ma wyrównany skład i można ją klasyfikować jako trójjonowy układ hydrochemiczny wapniowo-siarczanowo-chlorkowy. Natomiast woda w rzeki Podgórná może być klasyfikowana jako woda typowo górská z dominacją kationu wapnia. Wśród anionów dominują jony siarczanowe. Zawartość anionów chlorkowych i azotanowych w zimie i w czasie wiosennych roztopów jest prawie jednakowa i wynosi 23–25%. Latem udział azotanów obniża się do 16%. Analiza wykazała, że wody rzeki w okresie zimowym i wiosennym można klasyfikować jako układ hydrochemiczny z dominacją jonów wapnia, siarczanowego, chlorkowego i azotanowego. Natomiast w okresie letnim i w stabilnych warunkach pogodowych w wodzie rzeki dominują trzy jony: wapniowy, siarczanowy, chlorkowy.

7.7. Wyniki badań technologicznych

Skuteczność procesu uzdatniania oznaczano w trakcie badań technologicznych na podstawie stopnia obniżenia barwy, mętności, zasadowości, twardości ogólnej, utlenialności i przewodności wody. W przypadku prowadzenia procesu koagulacji oznaczano dodatkowo zawartość glinu w wodzie uzdatnionej. Za miarę obniżenia substancji organicznej przyjęto wartości obniżenia ilości ogólnego węgla organicznego.

W okresie letnim i wczesnej jesieni badania prowadzono na wodzie o temperaturze 20–17,5°C oraz mętności 7–10 $\text{mg SiO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, barwie 12–17 $\text{Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$, pH 6,9–7,5, zasadowości 0,55–0,65 $\text{mval} \cdot \text{dm}^{-3}$, zawiesinie ogólnej 8,4–12,6 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i *OWO* 2,7–3,6

mg C·dm⁻³. Woda zawierała śladowe ilości żelaza i manganu. W trakcie badań analizowano obniżenie zawartości oznaczanych wskaźników na każdym z czterech układów technologicznych, stosując zmienne dawki reagentów. Wielkości stosowanych dawek zestawiono w tabeli 13.

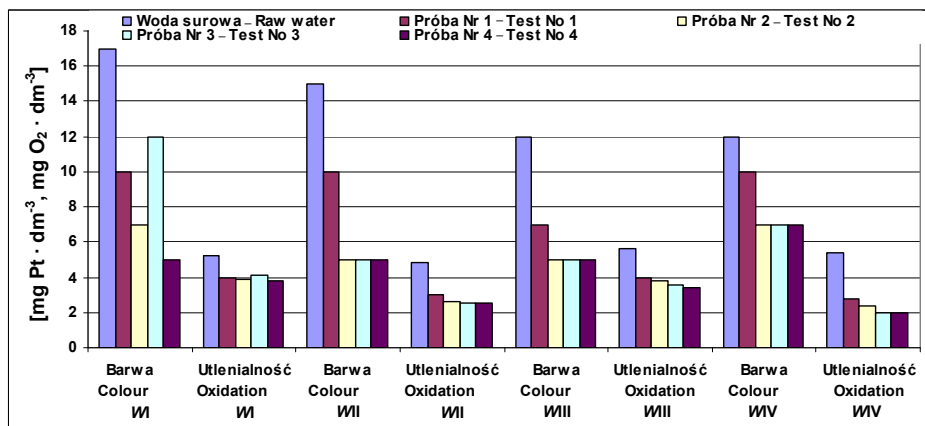
Tabela 13
Table 13

Dawki reagentów stosowanych w badaniach prowadzonych w okresie letnim i wczesnej jesieni
Doses of reactants used in the tests conducted during the summer and early autumn

Reagenty – Reactants	Układ technologiczny Technology system	Nr próby testowej – No of sampling			
		1	2	3	4
Ozonowanie wstępne Preozonation dawka – dose [mg O ₃ ·dm ⁻³]	WI	–	–	–	–
	WII	0,8	1,0	1,2	1,4
	WIII	0,8	1,0	1,5	2,0
	WIV	0,8	1,2	1,6	1,4
Koagulacja – Coagulation with 10% Al ₂ (SO ₄) ₃ , dawka – dose [mg Al·dm ⁻³]	WI	0,8	1,0	1,2	1,6
	WII	0,8	1,2	1,4	1,6
	WIII	–	–	–	–
	WIV	–	–	–	–
Flokulant anionowy Anion flocculant 0,5% Magnafloc 156, dawka – dose [ml·dm ⁻³]	WI	0,50	0,50	0,75	1,00
	WII	0,50	0,50	0,75	1,00
	WIII	–	–	–	–
	WIV	–	–	–	–
Korekta odczynu wodą wapienną Correction pH with lime water dawka – dose [mg CaO·dm ⁻³]	WI	3,8	5,7	6,5	7,6
	WII	3,8	5,7	6,5	7,6
	WIII	1,9	2,5	3,2	3,8
	WIV	1,5	2,0	2,5	3,0
Ozonowanie wtórne Secondary ozonation dawka – dose [mg O ₃ ·dm ⁻³]	WI	1,00	1,00	1,25	1,25
	WII	0,6	0,8	1,0	1,2
	WIII	–	–	–	–
	WIV	–	–	–	–

W wyniku badań stwierdzono, że prowadząc proces uzdatniania na układzie technologicznym WI, najniższą redukcję mętności wody uzyskano w próbie testowej nr 1, stosując najniższe dawki koagulantu i wapna. Wysokie dawki tych reagentów spowodowały wzrost mętności do 5 mg SiO₂·dm⁻³ (próba nr 4). W pozostałych układach technologicznych każdorazowo mętność obniżana była do 0 mg SiO₂·dm⁻³, niezależnie od dawki koagulantu i wapna. W każdym teście odczyn wody wzrastał od 6,95 do 8,5. Najmniejsze zmiany pH zaobserwowano w układzie technologicznym WI (wzrost do 7,1), największe w układzie technologicznym WIII (wzrost do 8,5). Podobną tendencję

obserwowano w wypadku zmian zasadowości wody. W każdej próbie układu technologicznego *WI* wraz ze wzrostem dawki wapna zwiększała się zasadowość wody – od $0,50 \text{ mval}\cdot\text{dm}^{-3}$ do $0,7 \text{ mval}\cdot\text{dm}^{-3}$, natomiast w układzie technologicznym *WIII* zasadowość wzrosła do $1,1 \text{ mval}\cdot\text{dm}^{-3}$. Maksymalne obniżenie zawartości *OWO* w wodzie uzyskano, przeprowadzając proces na układach technologicznych *WIII* i *WIV*. W tych warunkach uzyskano obniżenie *OWO* z $3,6 \text{ mg C}\cdot\text{dm}^{-3}$ do $0,8 \text{ mg C}\cdot\text{dm}^{-3}$. Wyniki w zakresie barwy i utlenialności wody zobrazowano na rysunku 40.



Rys. 40. Wyniki testów prowadzonych w okresie jesiennym w zależności od układu technologicznego
Fig. 40. Results of tests carried out in autumn time subject to technology system

Z przeprowadzonych badań wynikało, że najwyższe obniżenie barwy uzyskiwano na skutek dozowania do układu technologicznego *WI* koagulantu w dawkach przekraczających $1,6 \text{ mg Al}\cdot\text{dm}^{-3}$. W przypadku układu technologicznego *WII* barwę wody obniżono poprzez dodanie koagulantu w dawce $1,0 \text{ mg Al}\cdot\text{dm}^{-3}$ i zastosowanie ozonowania wstępnego. Nieco gorsze wyniki uzyskano w układzie *WIII*, gdy stosowano tylko ozonowanie wstępne bez ozonowania wtórnego. Największe obniżenie utlenialności wody uzyskano, prowadząc proces na układzie technologicznym *WII*. Badania wykazały, że na wysokość obniżenia utlenialności niewielki wpływ ma wzrost dawki ozonu – zarówno w przypadku ozonowania wstępnego, jak i wtórnego. Powyższe wyniki wskazują, że zastosowanie ozonowania wstępnego (*WII*) obniża dawkę koagulantu. Zadowalające wyniki obniżenia analizowanych wskaźników otrzymano także, prowadząc proces na układzie technologicznym bez ozonowania wtórnego (*WIIa*).

W okresie zimowym badania technologiczne prowadzono na wodzie o temperaturze $3,6\text{--}4,8^\circ\text{C}$ oraz mętności $3\text{--}5 \text{ mg SiO}_2\cdot\text{dm}^{-3}$, barwie $5\text{--}10 \text{ mg Pt}\cdot\text{dm}^{-3}$, pH $6,8\text{--}7,8$, zasadowości $0,65\text{--}0,70 \text{ mval}\cdot\text{dm}^{-3}$, zawiesinie ogólnej $6,6\text{--}8,2 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$, *OWO* $1,55 \text{ mg C}\cdot\text{dm}^{-3}$, azocie amonowym $0,30\text{--}0,32 \text{ mg N-NO}_4\cdot\text{dm}^{-3}$, zawartości żelaza poniżej $0,02 \text{ mg Fe}\cdot\text{dm}^{-3}$ i śladowych ilościach manganu. Podczas zimy zrezygnowano z ozonowania wtórnego. Niska temperatura powietrza i wody ograniczała rozwój glonów i mikroorganizmów na powierzchni filtra węgla aktywnego, dlatego badania prowadzono według zmodyfikowanego układu technologicznego *WIIa*. Wielkości stosowanych dawek reagentów zestawiono w tabeli 14.

Tabela 14
Table 14

Dawki reagentów w pozostałych okresach badawczych
Doses of reactants during other examination periods

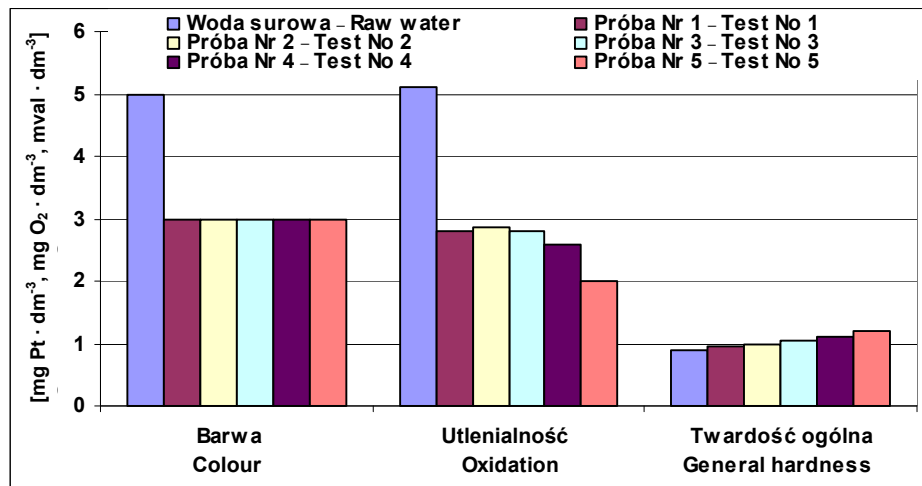
Reagenty – Reactants Okres badań – Examination period		Nr próby testowej – No of test sampling				
		1	2	3	4	5
Ozonowanie wstępne Preozonation dawka – dose [$\text{mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$]	OI	0,6	0,8	1,0	1,2	1,4
	OII	1,0	1,2	1,4	1,6	1,6
	OIII	1,2	1,2	1,2	1,2	
Koagulacja – Coagulation with 10% $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, dawka – dose [$\text{mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$]	OI	0,6	0,8	1,2	1,4	1,6
	OII	1,0	1,2	1,4	1,6	1,8
	OIII	1,0	1,2	1,4	1,6	–
Flokulant anionowy Anion flocculant 0,5% Magnafloc 156, dawka – dose [$\text{ml} \cdot \text{dm}^{-3}$]	OI	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	OII	0,50	0,50	0,75	0,75	0,50
	OIII	0,5	0,5	0,5	0,5	–
Korekta odczynu wodą wapienną Correction of pH with lime water dawka – dose [$\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$]	OI	4	6	8	12	16
	OII	8	10	12	16	16
	OIII	12	14	18	20	–
Ozonowanie wtórne Secondary ozonation dawka – dose [$\text{mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$]	OI	–	–	–	–	–
	OII	–	–	–	–	–
	OIII	0,8	0,8	1,0	1,0	–

OI: Okres zimowy – Winter time, OII: Okres wiosenny – Spring time, OIII: Okres wiosenno-letni – Spring and summer time

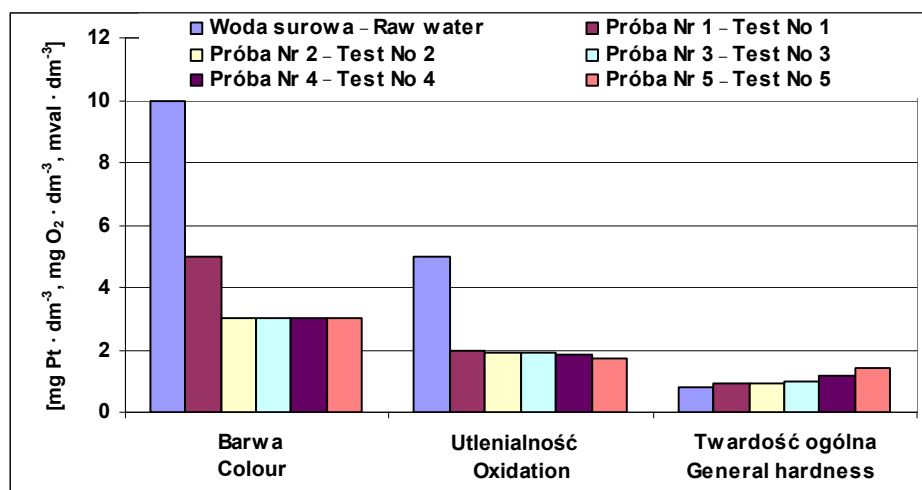
Przeprowadzone testy wykazały, że w każdej próbie mętność wody obniżana była do $0 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, nawet przy najwyższej dawce wapna. Odczyn wody wzrastał każdorazowo od 6,95 do 7,6. Podobną tendencję zaobserwowano w odniesieniu do zmian zasadowości wody, pomimo że zasadowość w wodzie surowej była wyższa niż w okresie letnim. W każdej próbie w miarę zwiększania dawki wapna wzrastała zasadowość wody – od $0,70$ do $1,0 \text{ mval} \cdot \text{dm}^{-3}$. Wyniki badań w analizowanych wskaźnikach zobrazowano na rys. 41.

Z testów przeprowadzonych w okresie zimowym wynika, że wzrost dawek ozonu do ponad $0,6 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$, koagulantu do ponad $0,6 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$ i wapna do ponad $4 \text{ mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$ nie spowodował dalszego obniżenia barwy wody. Natomiast wraz ze wzrostem dawki tych reagentów nieznacznie obniżała się utlenialność wody. Stwierdzono, że w celu uzyskania twardości ogólnej wody ponad $1,0 \text{ mval} \cdot \text{dm}^{-3}$ należy dozować do układu technologicznego *WIIa* ozon w dawce ponad $0,8 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$, koagulant ponad $0,8 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$ i wapno ponad $6 \text{ mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$.

W okresie wiosennym testy technologiczne prowadzono tak jak w zimowym na zmodyfikowanym układzie *WIIa*, co zobrazowano na rysunku 42.



Rys. 41. Wyniki testów na układzie technologicznym *WIIa* prowadzonych w okresie zimowym
 Fig. 41. Results of tests within *WIIa* technology system carried out in winter time

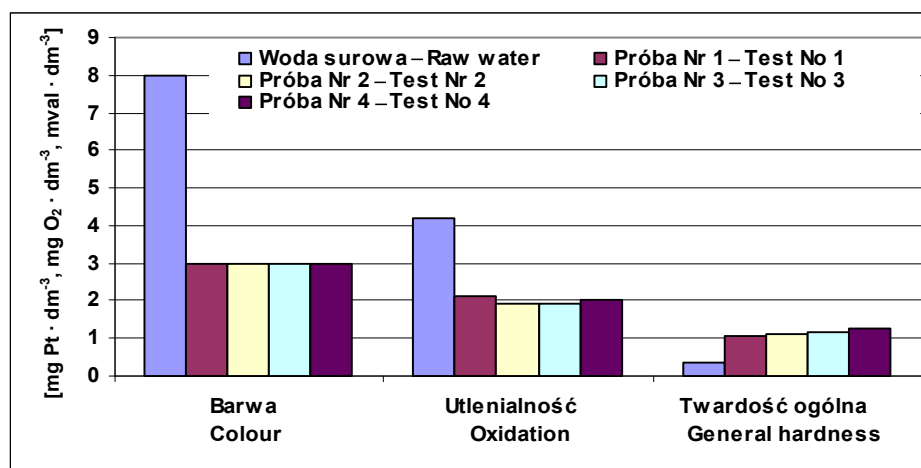


Rys. 42. Wyniki testów na układzie technologicznym *WIIa* prowadzonych w okresie wiosennym
 Fig. 42. Results of tests within *WIIa* technology system carried out in spring time

Z przeprowadzonych badań wynika, że stopień obniżenia barwy wody zależy od dawek ozonu i koagulantu. Wzrost dawek ozonu ($>1,2 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$), koagulantu ($>1,2 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$) i wapna ($>10 \text{ mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$) znacznie poprawia efektywność układu w zakresie obniżenia barwy wody. Zmniejszanie utlenialności wody obserwuje się już przy najniższych dawkach reagentów (próba 1). W tak prowadzonym procesie techno-

logicznym zauważalny jest wzrost twardości ogólnej wody. Twardość ogólną większą niż $1,0 \text{ mval} \cdot \text{dm}^{-3}$ uzyskuje się przy dawkach przekraczających w wypadku ozonu $1,0 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$, koagulantu $0,8 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$ i wapna $8 \text{ mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$.

W okresie wiosenno-letnim testy technologiczne prowadzono na układzie technologicznym *WII* przy stałej dawce ozonu w procesie ozonowania wstępnego. Badana woda miała średnio: temperaturę 14°C , mętność $5 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, barwę $8 \text{ mg Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$, odczyn $6,95$, zasadowość $0,25 \text{ mval} \cdot \text{dm}^{-3}$ i bardzo niską twardość ogólną – $0,35 \text{ mval} \cdot \text{dm}^{-3}$. Wyniki testów z okresu wiosenno-letniego wykazały, że w pierwszych trzech próbach testowych mętność wody obniżała się do wartości $0 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$, a następnie wzrastała do $3 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ przy dawce wapna przekraczającej $18 \text{ mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$. Odczyn wody wzrastał do $7,9$. Zasadowość wody zwiększała się z $0,25$ do $0,70 \text{ mval} \cdot \text{dm}^{-3}$. Uzyskane wyniki zobrazowano na rysunku 43.



Rys. 43. Wyniki testów na układzie technologicznym *WII* prowadzonych w okresie wiosenno-letnim
Fig. 43. Results of tests within *WII* technology system carried out in spring and summer time

W wyniku badań stwierdzono, że przy stałej dawce ozonu w wysokości $1,2 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ w procesie ozonowania wstępnego zwiększenie dawek pozostałych reagentów nie powoduje dalszego obniżania barwy wody. Natomiast wzrost dawek wapna i ozonu w procesie ozonowania wtórnego wpływa na wzrost utlenialności wody. Proporcjonalnie do dawki wapna wzrasta twardość ogólna wody. Zauważono, że przy dawce wapna przekraczającej $18 \text{ mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$ wzrasta mętność wody do $3 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$.

7.7.1. Wpływ ozonu na efekty technologiczne

Wyniki przeprowadzonych testów wykazały, że ozonowanie wstępne przy dawce ozonu od $0,8$ do $1,6 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ bardzo pozytywnie wpływa na efektywność układu technologicznego koagulacja – sedimentacja – filtracja – sorpcja na węglu aktywnym [Rak 2008b, c]. Przykładowe wyniki badań przeprowadzonych we wrześniu 2005 zestawiono w tabeli 15.

Tabela 15
Table 15

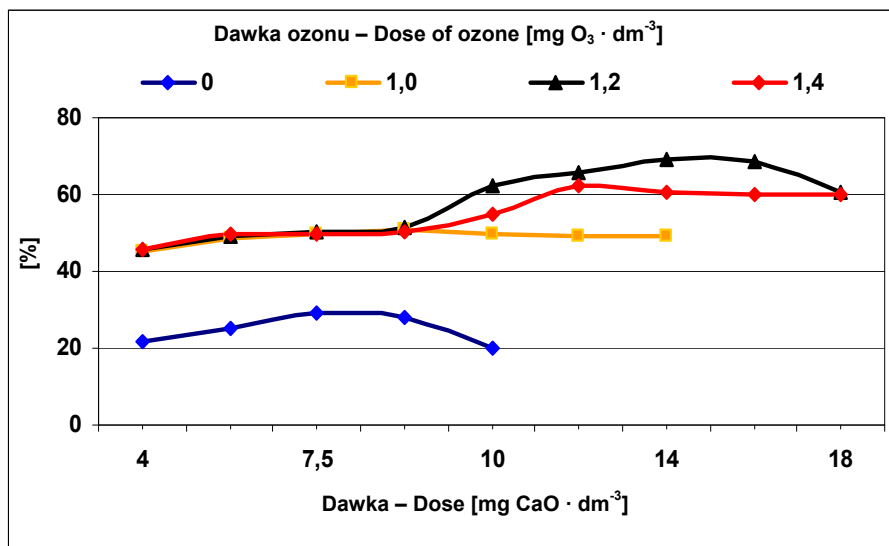
Wpływ ozonu na efekty uzdatniania wody w układach technologicznych
Influence of ozone on the effects of water treating in technology systems' conditions

Wskaźniki wody (jednostka) Water indicators (unit)	Woda surowa Raw water	Nr próby testowej No of test sampling				
		1	2	3	4	
Bez ozonowania wstępnego – Without preozonation (WI)						
Ozonowanie wstępne i ozonowanie wtórne – Preozonation and secondary ozonation (WII)						
Ozonowanie wstępne bez koagulacji i bez ozonowania wtórnego (WIII)						
Preozonation without coagulation or secondary ozonation (WIII)						
Ozonowanie wstępne bez koagulacji i bez sorpcji na węglu aktywnym (WIV)						
Preozonation without coagulation or sorption on active carbon (WIV)						
Odczyn wody Water pH	WI	6,95	6,90	7,05	7,10	6,90
	WII		7,10	7,15	7,05	7,00
	WIII		7,15	7,80	8,10	8,50
	WIV		7,20	7,70	8,00	8,10
Mętność Turbidity [mg SiO ₂ ·dm ⁻³]	WI	9	1	3	3	5
	WII		0	0	0	0
	WIII		0	0	0	0
	WIV		0	0	0	0
Barwa Colour [mg Pt·dm ⁻³]	WI	17	10	7	12	5
	WII		10	5	5	5
	WIII		7	5	5	5
	WIV		10	7	7	7
Zasadowość Alkalinity [mval·dm ⁻³]	WI	0,50	0,60	0,70	0,65	0,70
	WII		0,70	0,75	0,75	0,80
	WIII		0,65	0,85	1,00	1,10
	WIV		0,65	0,90	0,95	1,0
Utlenialność Oxidation [mg O ₂ ·dm ⁻³]	WI	5,2	4,0	3,9	4,1	3,8
	WII		3,0	2,6	2,5	2,5
	WIII		4,0	3,8	3,6	3,4
	WIV		2,8	2,4	2,0	2,0
Ogólny węgiel organiczny Total organic carbon [mg C·dm ⁻³]	WI	3,6	1,8	1,8	1,8	1,8
	WII		1,6	1,6	1,6	1,6
	WIII		0,8	0,8	0,8	0,8
	WIV		1,0	1,0	1,0	1,0

Badania technologiczne wykazały, że proces ozonowania wstępnego w połączeniu z koagulacją, flokulacją i ozonowaniem wtórnym (WII) spowodował znaczące obniżenie barwy, utlenialności i ogólnego węgla organicznego wody. Dwupunktowe dozowanie ozonu wywołuje niewielki wzrost odczynu i zasadowości wody. Najwyższe obniżenie barwy wody uzyskano przy zastosowaniu w procesie ozonowania wstępnego dawki ozonu w wysokości 1,0 i 1,2 mg O₃·dm⁻³. Dalsze zwiększanie dawki ozonu nie wpłynęło na analizowane wskaźniki jakości wody. Wprowadzenie ozonowania wstępnego obniża skutecznie mętność, barwę i utlenialność wody.

W ostatnich latach w wielu ujęciach wody powierzchniowej pojawił się problem zakwitów glonów [Roman 1999, Biń 1998, 2007]. Duża ilość glonów i ich zakwitów występuje szczególnie w okresach letnich. Ich obecność wpływa negatywnie na smak, zapach, barwę i mętność wody oraz na poziom OWO w wodzie. Testy prowadzone na układzie technologicznym ozonowanie wstępne – koagulacja – ozonowanie pośrednie – sorpcja na węglu aktywnym okazały się wysoce efektywne w usuwaniu fitoplanktonu oraz mikrozanieczyszczeń z wody.

Przeprowadzone testy technologiczne na wodzie o maksymalnej utlenialności 5,2 mg O₂·dm⁻³ i barwie 17 mg Pt·dm⁻³ świadczą o istotnym wpływie ozonu na obniżenie tych parametrów. Wpływ ten zobrazowano na rysunkach 44 i 45.



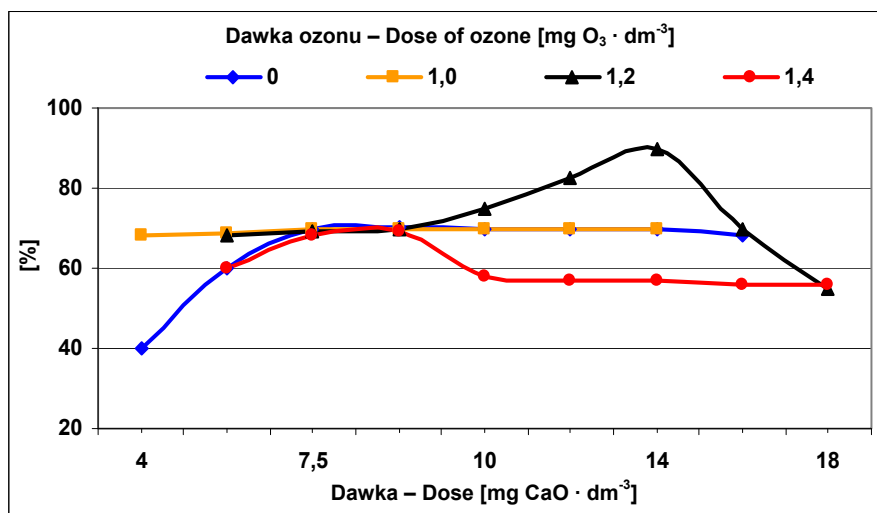
Rys. 44. Redukcja utlenialności wody w zależności do dawek wapna i ozonu w procesie uzdatniania wody na układach technologicznych *WI* i *WII*

Fig. 44. Reduction of water oxidisability subject to doses of Ca and ozone during water treating process in both *WI* and *WII* technology systems

Przeprowadzone testy wykazały, że wprowadzenie ozonowania wstępnego istotnie obniża utlenialność wody – z 28 do 50–52% (rys. 44). Wyniki badań ukazują fakt, że dozowanie wapna w dawce nieprzekraczającej 7–8 mg CaO·dm³ wpływa tylko nieznacznie na wielkość obniżenia utlenialności wody. W testach najwyższe zmniejszenie utlenialności wody w wysokości 68% uzyskano przy dawce ozonu 1,2 mg O₃·dm⁻³ i wapna 16 mg CaO·dm⁻³.

Większe obniżenie barwy uzyskano, stosując wapno (do 6 mg CaO·dm⁻³) i jednocześnie ozonowanie wstępne ozonem w dawce przekraczającej 1,0 mg O₃·dm⁻³ (rys. 45). Przy zastosowaniu wapna w ilości 7–8 mg CaO·dm⁻³ można zaobserwować prawie taką samą wielkość obniżenia barwy wody (na poziomie 68–70%). Poziom obniżenia barwy

wody można określić jako swoisty „punkt przełamania”. Istotny wpływ ozonowania wstępnego obserwuje się przy dawkach wapna powyżej punktu przełamania. Najwyższe efekty w obniżeniu barwy wody (90%) uzyskano przy dawkach ozonu w wysokości 1,2 mg $O_3 \cdot dm^{-3}$ i wapna 14 mg $CaO \cdot dm^{-3}$.



Rys. 45. Redukcja barwy wody w zależności do dawek wapna i ozonu w procesie uzdatniania wody na układach technologicznych *WI* i *WII*

Fig. 45. Reduction of water colour subject to doses of Ca and ozone during water treating process in both *WI* and *WII* technology systems

Analiza wyników testów wykazała, że prowadząc proces uzdatniania na układzie technologicznym *WII*, przy odczynie wody w przedziale 7,05–7,55 i niewielkich dawkach wapna korygujących pH, uzyskano obniżenie utlenialności wody od 60 do 68%. Ustalono, że dalsze zwiększanie dawki ozonu nie powoduje większego obniżenia utlenialności wody. Korekta odczynu wysokimi dawkami wapna nie poprawiła efektywności układu technologicznego.

Badania technologiczne prowadzone na wodzie o zróżnicowanej temperaturze wykazały, że najlepsze wyniki w obniżeniu analizowanych wskaźników osiągnięto przy temperaturze wody 15–16°C oraz przy stosunkowo niewielkich dawkach wapna. Niska temperatura wody (3,1–4,8°C) obniża efektywność procesu do 50% [Rak 2008b, c].

7.7.2. Ocena korozyjności i stabilności wody uzdatnionej

Analiza wody retencjonowanej w zbiorniku wykazała jej własności agresywne i korozyjne. Biorąc powyższe wyniki pod uwagę, uznano za zasadne zbadanie tych właściwości wody po procesie uzdatniania na stacji pilotowej. Charakter uzdatnionej wody określono, obliczając indeksy pH_S , I_L i I_R . Wyniki obliczeń zestawiono w tabeli 16 i zobrazowano na rysunkach 46–49.

Tabela 16

Table 16

Charakterystyka wody uzdatnionej w układach technologicznych *WII*, *WIIa*, *WIII* pod względem stabilności i agresywności

Characteristics of water treated within technology systems *WII*, *WIIa*, *WIII* regarding its stability and aggressiveness

Układ technologiczny Technology system		Dawka wapna Dose of mg CaO·dm ⁻³		Wyniki badań Examinations' results			
				pH	pHs	IL	IR
<i>WII</i>	Ozon – Ozone Dawka – Dose of 1,2 mg O ₃ ·dm ⁻³ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of 1,2 mg Al·dm ⁻³	Woda surowa Raw water <i>T</i> = 16°C		6,95	8,70	-1,75	10,45
		Dawka Dose of mg CaO·dm ⁻³	10	7,20	8,60	1,40	10,0
			12	7,35	8,49	-1,14	9,63
			14	7,50	8,42	-0,92	9,34
			16	7,65	8,40	-0,75	9,15
	Ozon – Ozone Dawka – Dose of 1,0–1,6 mg O ₃ ·dm ⁻³ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of 0,8–1,8 mg Al·dm ⁻³	Woda surowa Raw water <i>T</i> = 16°C		6,95	8,70	-1,75	10,45
		Dawka Dose of mg CaO·dm ⁻³	8	8,85	8,50	0,35	8,15
			10	8,90	8,45	0,45	8,00
			12	9,60	8,42	1,18	7,24
			16	9,80	8,20	1,60	6,60
	Ozon – Ozone Dawka – Dose of 1,2 mg O ₃ ·dm ⁻³ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of 1,0–1,6 mg Al·dm ⁻³	Woda surowa Raw water <i>T</i> = 14°C		6,95	9,55	-2,60	10,60
		Dawka Dose of mg CaO·dm ⁻³	12	7,4	8,76	-1,36	10,12
			14	7,55	8,75	-1,2	9,95
			18	7,8	8,73	-0,93	9,66
			20	7,90	8,70	-0,80	9,50
	Ozon – Ozone Dawka – Dose of 1,2 –1,8 mg O ₃ ·dm ⁻³ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of 1,0–1,6 mg Al·dm ⁻³	Woda surowa – Raw water <i>T</i> = 15°C		6,80	8,80	-2,00	10,80
		Dawka Dose of mg CaO·dm ⁻³	12	7,05	8,60	-1,55	10,15
			14	7,20	8,46	-1,26	9,72
			16	7,55	8,40	-0,85	9,25
			18	7,60	8,30	-0,70	9,00
Ozon – Ozone Dawka – Dose of 1,4 mg O ₃ ·dm ⁻³ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of 1,2 mg Al·dm ⁻³	Woda surowa Raw water <i>T</i> = 15°C		6,80	8,80	-2,00	10,80	
	Dawka Dose of mg CaO·dm ⁻³	12	7,40	8,60	-1,20	9,80	
		14	7,55	8,44	-0,89	9,33	
		16	7,70	8,42	-0,72	9,14	
		18	7,80	8,40	-0,60	9,00	

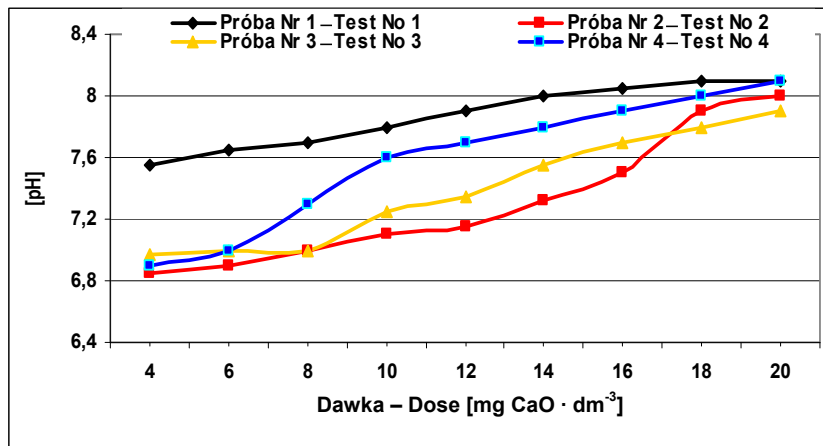
Tabela 16 cd.
Table 16 cont.

1		2		3	4	5	6
	Ozon – Ozone Dawka – Dose of $1,4 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of $1,2-1,4 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$	Woda surowa Raw water $T = 12^\circ\text{C}$		6,78	9,70	-2,92	12,62
		Dawka Dose of $\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$	12	7,25	8,80	-1,55	10,35
			14	7,35	8,80	-1,45	10,25
			18	7,80	8,60	-0,80	9,40
		20	7,90	8,50	-0,60	9,10	
WIIa	Ozon – Ozone Dawka – Dose of $1,0-1,6 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of $0,8-1,6 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$	Woda surowa Raw water $T = 11^\circ\text{C}$		6,80	8,90	-2,10	11,00
		Dawka wapna Dose of $\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$	8	7,05	8,80	-1,75	10,55
			10	7,30	8,70	-1,40	10,10
			12	7,45	8,70	-1,25	9,95
			16	7,80	8,54	-0,74	9,28
	Ozon – Ozone Dawka – Dose of $1,2 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of $1,4 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$	Woda surowa Raw water $T = 11^\circ\text{C}$		6,80	8,90	-2,10	11,00
		Dawka Dose of $\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$	10	7,10	8,70	-1,60	10,30
			12	7,15	8,67	-1,52	10,19
			16	7,50	8,54	-1,04	9,58
			18	7,90	8,50	-0,60	9,10
	Ozon – Ozone Dawka – Dose of $1,1-1,6 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of $1,1-1,6 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$	Woda surowa Raw water $T = 16^\circ\text{C}$		6,95	8,80	-1,85	10,65
		Dawka Dose of $\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$	8	7,00	8,60	-1,60	10,20
10			7,25	8,60	-1,35	9,95	
12			7,35	8,44	-1,09	9,53	
		16	7,70	8,41	-0,71	9,12	
Ozon – Ozone Dawka – Dose of $1,1-1,6 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of $0,8-1,4 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$	Woda surowa Raw water $T = 15^\circ\text{C}$		6,80	8,80	-2,00	10,80	
	Dawka Dose of $\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$	16	7,55	8,40	-0,85	9,25	
		16	7,50	8,43	-0,93	9,36	
		16	7,40	8,41	-1,01	9,42	
		16	7,40	8,40	-1,01	9,42	
Ozon – Ozone Dawka – Dose of $0,6-1,2 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of $0,6-1,4 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$	Woda surowa Raw water $T = 3,1^\circ\text{C}$		7,35	9,00	-1,65	10,65	
	Dawka Dose of $\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$	4	7,55	8,90	-1,35	10,25	
		6	7,65	8,90	-1,25	10,15	
		8	7,70	8,90	-1,20	10,10	
		12	7,90	8,75	-0,85	9,60	

Tabela 16 cd.
Table 16 cont.

1		2		3	4	5	6
	Ozon – Ozone Dawka – Dose of $0,8-1,4 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of $0,8-1,6 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$	Woda surowa Raw water $T = 3,6^\circ\text{C}$		7,25	9,10	-1,85	10,95
		Dawka Dose of $\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$	8	7,35	8,90	-1,55	10,45
			10	7,55	8,90	-1,35	10,25
			12	7,70	8,76	-1,06	9,82
	Ozon – Ozone Dawka – Dose of $0,8-1,4 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of $0,8-1,4 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$	Woda surowa Raw water $T = 4,8^\circ\text{C}$		6,95	9,10	-2,15	11,25
		Dawka Dose of $\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$	2	7,00	8,90	-1,90	10,80
			6	7,15	8,90	-1,75	10,65
			8	7,30	8,80	-1,50	10,30
	Ozon – Ozone Dawka – Dose of $1,2 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ Koagulant – Coagulant Dawka – Dose of $1,0 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$	Woda surowa Raw water $T = 4,8^\circ\text{C}$		6,95	9,10	-2,15	11,25
		Dawka Dose of $\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$	6	7,15	8,90	-1,75	10,65
			8	7,40	8,90	-1,50	10,40
			10	7,60	8,75	-1,15	9,90
VIII	Ozon – Ozone Dawka – Dose of $1,2 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$	Woda surowa Raw water $T = 4,8^\circ\text{C}$		6,95	9,10	-2,15	11,25
		Dawka Dose of $\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$	6	7,30	8,80	-1,50	10,30
			8	7,45	8,80	-1,35	10,15
			10	7,60	8,80	-1,20	10,00
	Ozon – Ozone Dawka – Dose of $1,2 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$	Woda surowa Raw water $T = 11^\circ\text{C}$		6,80	8,90	-2,10	11,00
		Dawka Dose of $\text{mg CaO} \cdot \text{dm}^{-3}$	10	7,60	8,63	-1,03	9,66
			12	7,70	8,60	-0,90	9,50
			16	7,90	8,45	-0,55	9,00
			18	8,00	8,40	-0,40	8,80

Przebieg zmian odczynu i indeksów pH_S , I_L i I_R , (rys. 46–49) wskazuje, że po procesie uzdatniania na układach technologicznych *WIIa* i *WII* woda uzdatniona jest nienasycona CaCO_3 i ma właściwości agresywne.



Rys. 46. Zmienność pH wody uzdatnionej w zależności od dawki wapna korygującej odczyn wody w procesie uzdatniania wody:

Próba nr 1: Układ technologiczny *WIIa*, dawka ozonu 0,6–1,2 mg O₃·dm⁻³, *T* = 3,6°C

Próba nr 2: Układ technologiczny *WIIa*, dawka ozonu 1,2 mg O₃·dm⁻³, *T* = 11,0°C

Próba nr 3: Układ technologiczny *WIIa*, dawka ozonu 1,0–1,6 mg O₃·dm⁻³, *T* = 11,0°C

Próba nr 4: Układ technologiczny *WIII*, dawka ozonu 1,2 mg O₃·dm⁻³, *T* = 11,0°C

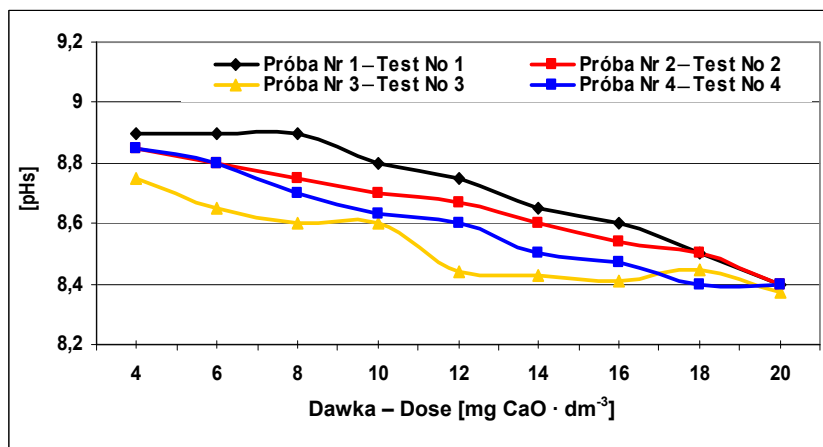
Fig. 46. Changeability of pH indices of treated water subject to dose of Ca correcting pH during water treating process:

Test No 1: *WIIa* technology systems, dose of ozone 0,6–1,2 mg O₃·dm⁻³, *T* = 3,6°C

Test No 2: *WIIa* technology systems, dose of ozone 1,2 mg O₃·dm⁻³, *T* = 11,0°C

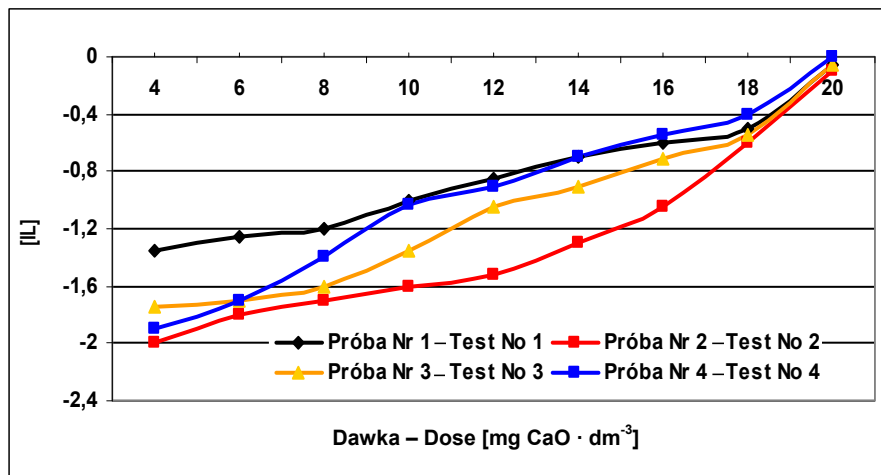
Test No 3: *WIIa* technology systems, dose of ozone 1,0–1,6 mg O₃·dm⁻³, *T* = 11,0°C

Test No 4: *WIII* technology systems, dose of ozone 1,2 mg O₃·dm⁻³, *T* = 11,0°C



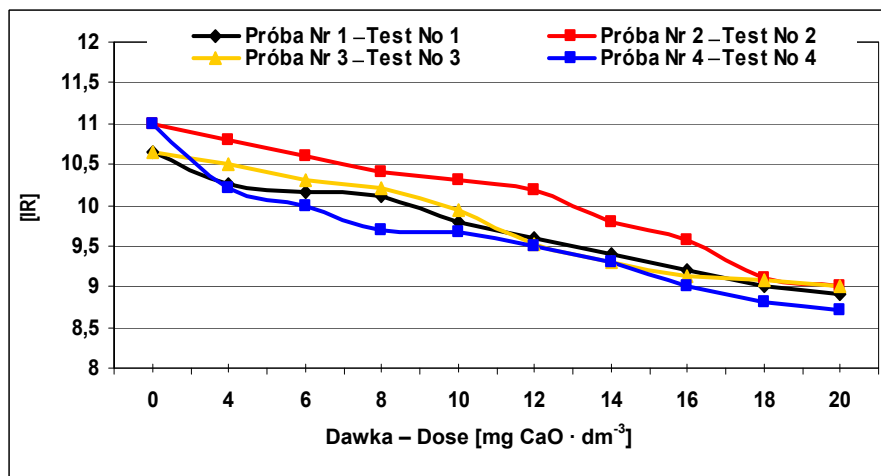
Rys. 47. Zmienność indeksu pH_s wody uzdatnionej w zależności od dawki wapna korygującej odczyn wody w procesie uzdatniania wody

Fig. 47. Changeability of pH_s indices of treated water subject to dose of Ca correcting pH during water treating process



Rys. 48. Zmienność indeksu I_L wody uzdatnionej w zależności od dawki wapna korygującej odczyn wody w procesie uzdatniania wody

Fig. 48. Changeability of I_L indices of treated water subject to dose of Ca correcting pH during water treating process



Rys. 49. Zmienność indeksu I_R wody uzdatnionej w zależności od dawki wapna korygującej odczyn wody w procesie uzdatniania wody

Fig. 49. Changeability of I_R indices of treated water subject to dose of Ca correcting pH during water treating process

Przeprowadzone badania wykazały, że korzystniejsze indeksy I_L i I_R uzyskano, prowadząc proces w układzie technologicznym *WIIa*. Woda nabiera cech wody stabilnej przy dawce wapna w wysokości 19–20 mg CaO·dm⁻³, natomiast zimą, przy temperaturze wody 3,6°C, warunki wody stabilnej uzyskuje się przy dawkach wapna powyżej 21 mg

$\text{CaO}\cdot\text{dm}^{-3}$. W okresie wiosennym, przy bardzo niskiej twardości ogólnej o wartości 0,1–0,2 $\text{mval}\cdot\text{dm}^{-3}$ i niskim odczynie wody, w celu osiągnięcia cech wody stabilnej konieczne było stosowanie dawki wapna w wysokości 18–20 $\text{mg CaO}\cdot\text{dm}^{-3}$. Po zastosowaniu wapna woda uzdatniona miała twardość ogólną w wysokości 60–62,5 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$. Duża ilość wapna spowodowała zjawisko mętnienia wody uzdatnionej.

W celu wyeliminowania mętnienia wody wynikającego ze stosowania wysokich dawek wapna i braku równowagi węglanowo-wapniowej konieczne stało się obniżenie dawki wapna. Jednocześnie należało wprowadzić dodatkowe reagenty do korekty końcowej odczynu. Dodanie węglanu sodu w ilości 3–5 $\text{mg Na}_2\text{CO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$ spowodowało zanik tego zjawiska. W tych warunkach końcowy odczyn wody wzrósł do 8,2, natomiast twardość ogólna do 65–70 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$. Węglan sodu dawkowany był w celu dokonania korekty odczynu wody i związania pozostałego agresywnego CO_2 . Szczególnie dobre efekty uzyskano dla wody w okresie wiosennym przy bardzo niskiej twardości ogólnej (0,1–0,2 $\text{mval}\cdot\text{dm}^{-3}$) i niskim odczynie wody. W przeciwnym razie konieczne byłoby stosowanie wysokiej dawki wapna – ponad 20 $\text{mg CaO}\cdot\text{dm}^{-3}$. Do końcowej korekty twardości ogólnej wody uzdatnionej w celu uzyskania wymaganych parametrów jakościowych zaleczanych w rozporządzeniu [Rozporządzenie 2007] zastosowano chlorek magnezu w postaci 5% roztworu $\text{MgCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Dawka chlorku magnezu była uzależniona od twardości ogólnej początkowej i wynikała z wysokości dawki wapna. Zastosowanie chlorku magnezu do końcowej korekty twardości wody o wysokości dawki 3–5 $\text{mg MgCl}_2\cdot\text{dm}^{-3}$ oraz węglanu sodu do końcowej korekty odczynu wody o dawce 3–5 $\text{mg Na}_2\text{CO}_3\cdot\text{dm}^{-3}$ w układzie technologicznym *WII* pozwoliło na uzyskanie wody o twardości ogólnej powyżej 1,4 $\text{mval}\cdot\text{dm}^{-3}$. W wyniku tak prowadzonego procesu technologicznego uzdatniona woda posiadała cechy wody stabilnej, niemającej charakteru agresywnego oraz nieposiadającej skłonności do wytrącania osadu CaCO_3 . Wyniki te osiągnięto przy dawce wapna 6–18 $\text{mg CaO}\cdot\text{dm}^{-3}$ w warunkach, gdy woda surowa miała niską twardość ogólną i zasadowość (roztopy wiosenne). W okresie zimowym, prowadząc proces na układzie technologicznym *WIIa*, cechy wody stabilnej i nieagresywnej uzyskano, stosując dawki wapna poniżej 10 $\text{mg CaO}\cdot\text{dm}^{-3}$ oraz chlorku magnezu poniżej 3 $\text{mg MgCl}_2\cdot\text{dm}^{-3}$. W tym okresie przy zastosowaniu niższych dawek wapna nie obserwowano zjawiska mętnienia wody uzdatnionej, stąd nie było potrzeby stosowania węglanu sodu do końcowej korekty odczynu.

7.7.3. Badania sprawności filtracji wody

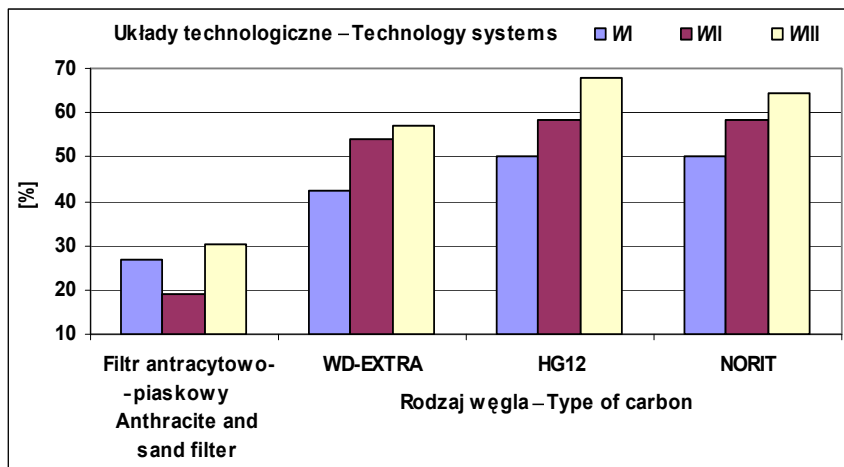
Duża zmienność analizowanych wskaźników zanieczyszczeń wody wskazała na konieczność zbadania efektów procesu filtracji na złożach antracytowo-piaskowych i węgla aktywnego w celu określenia optymalnych parametrów procesu. W czasie testów technologicznych efektywność procesu koagulacji i filtracji badano na wszystkich czterech założonych układach technologicznych. Oznaczenia analizowanych wskaźników: barwa, mętność, odczyn, utlenialność i *OWO* wody wykonano po filtracji na złożach antracytowo-piaskowych oraz po sorpcji na złożu węgla aktywnego (tab. 17). W każdym analizowanym układzie technologicznym badania efektów uzdatniania wykonano w odniesieniu do prędkości filtracji na złożu antracytowo-piaskowym w wysokości 5 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$, 6 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ i 7 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$. Natomiast sorpcję w złożu węgla aktywnego badano przy prędkości filtracji 6 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$.

Tabela 17
Table 17

Wyniki badań technologicznych filtracji na filtrach antracytowo-piaskowych
i filtrach węgla aktywnego
Results of technology examinations of filtration on sand and anthracite deposit
and active carbon filters

Układ technologiczny Technology system Okres badań Examination period	Charakterystyka procesu filtracji Characteristics of filtration process	Wskaźniki fizykochemiczne badanej wody Physical and chemical indicators of examined					
		Barwa Colour	Mętność Turbidity	Odczyn	Utlenialność Oxidation	OWO TOC	
		[mg Pt·dm ⁻³]	[mg SiO ₂ ·dm ⁻³]	[pH]	[mg O ₂ ·dm ⁻³]	[mg C·dm ⁻³]	
W1 Wrzesień September 2005	Woda surowa – Raw water	17	9	6,95	5,2	2,8	
	Filtry antracytowo-piaskowe Anthracite and sand filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 12 h	10	3	7,10	3,8	2,2	
	Filtry węglowe Carbon filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 48 h	WD-Extra	5	0	7,10	3,0	1,8
		HG -12	3	3	7,10	2,6	1,6
	NORIT	3	3	7,10	2,6	1,6	
W2 Wrzesień September 2005	Woda surowa – Raw water	15	7	7,00	4,8	2,8	
	Filtry antracytowo-piaskowe Anthracite and sand filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 12 h	7	0	7,10	3,9	1,6	
	Filtry węglowe Carbon filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 48 h	WD-Extra	3	0	7,20	2,2	1,5
		HG -12	3		7,20	2,0	1,4
NORIT		3	0	7,20	2,0	1,4	
W3 Wrzesień September 2005	Woda surowa – Raw water	12	7	7,05	5,6	3,0	
	Filtry antracytowo-piaskowe Anthracite and sand filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 12 h	7	0	7,95	3,9	1,8	
	Filtry węglowe Carbon filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 48 h	WExtra	5	0	7,60	2,4	1,2
		HG -12	3	0	7,60	1,8	0,8
NORIT		3	0	7,55	2,0	0,8	
W4 Wrzesień September 2005	Woda surowa – Raw water	12	8	7,00	5,4	3,0	
	Filtry antracytowo-piaskowe Anthracite and sand filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 12 h	7	0	7,80	3,0	–	

W okresie badań prowadzonych na układzie technologicznym *WI* woda surowa miała dość wysoką temperaturę (17–21°C), barwę 17 mg Pt·dm⁻³, mętność 9 mg SiO₂·dm⁻³, pH 6,95, utlenialność 5,2 mg O₂·dm⁻³ i *OWO* 2,8 mg C·dm⁻³. W tych warunkach po 12-godzinnym cyklu filtracji osiągnięto obniżenie barwy o 41,2%, mętności o 66,7%, *OWO* o 21,4% i utlenialności o 26,9%. Natomiast odczyn wzrósł do 7,1 (rys. 50).



Rys. 50. Redukcja utlenialności wody w procesie filtracji
Fig. 50. Reduction of water oxidisability in filtration process

Po wprowadzeniu procesu ozonowania wstępnego (*WII*, *WIII*) efektywność układu w zakresie obniżenia barwy wody wzrosła do 80% i *OWO* do 73%. Najwyższe obniżenie poziomu utlenialności wody uzyskano, prowadząc proces filtracji na złożu węgla aktywnego typu Norit. Utlenialność w tych warunkach obniżono do 1,8–2,0 mg O₂·dm⁻³.

Prowadząc proces uzdatniania na układzie technologicznym *WII* (tab. 18), obniżono odpowiednio: barwę do 3,0 mg Pt·dm⁻³, mętność do 0,0 mg SiO₂·dm⁻³, utlenialność wody do 1,6 mg O₂·dm⁻³ i *OWO* do 0,9–1,0 mg C·dm⁻³. Dodatkowo wykonano próbę na wodzie surowej o podwyższonej barwie w wysokości 40 mg Pt·dm⁻³ i mętności 36 mg SiO₂·dm⁻³. W celu osiągnięcia wymaganego stopnia usunięcia wskaźników: barwy do 5,0 mg Pt·dm⁻³, mętności do 0,0 mg SiO₂·dm⁻³, utlenialności do 1,8 mg O₂·dm⁻³ i *OWO* do 1,0 mg C·dm⁻³ konieczne było zwiększenie dawek reagentów: ozonu z 0,75 do 1,4 mg O₃·dm⁻³, koagulantu z 1,0 do 1,6 mg Al·dm⁻³ i wapna z 5–10 do 14–16 mg CaO·dm⁻³.

Przeprowadzone badania potwierdziły istotny wpływ procesu koagulacji powierzchniowej na obniżenie poziomu zanieczyszczeń charakterystycznych dla wody górskiej. Dowiedziono, że lepsze efekty usuwania analizowanych wskaźników jakości wody osiągnięto, przeprowadzając proces uzdatniania na układzie technologicznym *WII* [Rak A. 2007]. Układ ten pozwala na zastosowanie wielu procesów jednostkowych, w zależności od jakości wody surowej i jej temperatury. Wykazano wpływ temperatury na końcowe efekty uzdatniania wody, szczególnie w zakresie redukcji *OWO*. Lepsze efekty uzyskano, przeprowadzając proces na wodzie surowej przy wyższej temperaturze, pod warunkiem zastosowania pełnego układu technologicznego *WII*. Potwierdzają to wyniki badań wykonanych na innych obiektach [Mołczan, Biłyk 2006, Zimoch, Szostak 2007].

Tabela 18
Table 18

Wybrane wyniki badań technologicznych filtracji
na filtrach antracytowo-piaskowych i węglowych na układzie technologicznym *WII*
Appointed results of technology examinations of filtration on anthracite and sand filters
and carbon filters within technology system *WII*

Układ technologiczny Technology system Okres badań Examination period	Charakterystyka procesu filtracji Characteristics of filtration process	Wskaźniki fizykochemiczne badanej wody Physical and chemical indicators of examined water					
		Barwa Colour	Mętność Turbidity	Od-czyn pH	Utlenia- ność Oxidation	<i>OWO</i> <i>TOC</i>	
		[mg Pt·dm ⁻³]	[mg SiO ₂ ·dm ⁻³]	[pH]	[mg O ₂ ·dm ⁻³]	[mg C·dm ⁻³]	
1	2	3	4	5	6	7	
WII Grudzień December 2005	Woda surowa – Raw water	10–12	5	7,2–7,4	4,7–5,1	1,60–1,90	
	Filtry antracytowo-piaskowe Anthracite and sand filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 36 h	3	0	7,8	2,3	–	
	Filtry węglowe Carbon filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 48 h	WD -Extra	3	0	7,7	1,6	–
		HG -12	3	0	7,7	1,7	–
NORIT	3	0	7,7	1,8	–		
WII Kwiecień April 2006	Woda surowa – Raw water	12	3–7	6,5–6,6	4,8–5,0	1,90–2,10	
	Filtry antracytowo-piaskowe Anthracite and sand filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 48 h	3	0	7,45	2,0	–	
	Filtry węglowe Carbon filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 48 h	WD -Extra	3	0	7,4	1,6	1,10
		HG -12	3	0	7,4	1,8	1,15
NORIT		3	0	7,4	1,8	1,15	
WII Czerwiec June 2006	Woda surowa – Raw water	5–7	3–5	6,8–6,9	5,0–5,1	3,08	
	Filtry antracytowo-piaskowe Anthracite and sand filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 48 h	3	0	7,65	1,9	2,00	
	Filtry węglowe Carbon filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 48 h	WD -Extra	3	0	7,6	1,65	1,70
		HG -12	3	0	7,6	1,8	1,80
NORIT		3	0	7,6	1,8	1,65	
WII Lipiec July 2006	Woda surowa – Raw water	40	36	6,9–7,1	4,8–5,2	2,1–2,8	
	Filtry antracytowo-piaskowe Anthracite and sand filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 36 h	10	0	7,8	2,6	1,00	
	Filtry węglowe Carbon filters, v = 6 m·h ⁻¹ , cykl – cycle 48 h	WD -Extra	5	0	7,8	2,1	–
		HG -12	5	0	7,8	1,8	–
NORIT		5	0	7,8	2,0	–	

8. ANALIZA PORÓWNAWCZA JAKOŚCI WODY W ZBIORNIKU Z UWZGLĘDNIENIEM WYNIKÓW Z OKRESU EKSPLOATACJI ZAKŁADU UZDATNIANIA WODY

W październiku 2007 r. uruchomiono proces technologiczny uzdatniania wody ujmowanej ze zbiornika Sosnówka na urządzeniach Zakładu Uzdatniania Wody. Po okresie rozruchu, od listopada, możliwe były analizy i pomiary parametrów procesu technologicznego oraz wskaźników jakościowych wody surowej czy uzdatnionej.

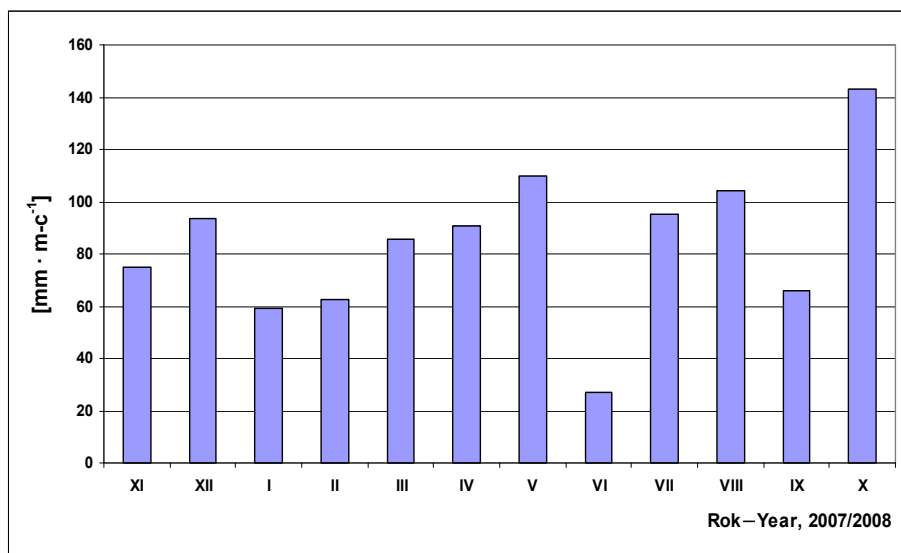
8.1. Metodyka badań

W ZUW zainstalowany został rozbudowany zespół aparatury kontrolno-pomiarowej i automatyki, sterowany przez system *SCADA*, który pełni funkcję kontrolującą urządzenia pomiarowe. System *SCADA* pozwala automatycznie, według zadanego algorytmu, regulować pracę urządzeń pomiarowych oraz rejestrować i archiwizować dane pochodzące z urządzeń pomiarowych. Od listopada 2007 r. prowadzony jest automatyczny pomiar ilości pobieranej wody ze zbiornika, jakości ujmowanej i uzdatnionej wody. System *SCADA* pozwala na ciągłą rejestrację poziomu wody poprzez przetworniki pomiaru poziomu, pomiaru ilościowego poprzez mierniki natężenia przepływu (przepływomierze elektromagnetyczne) oraz umożliwia ciągłą kontrolę jakościową wody za pomocą analizatorów. W systemie ciągłego pomiaru mierzone są temperatura, przewodność, odczyn i mętność wody. System *SCADA* umożliwia edycję zarejestrowanych wyników pomiarów w każdej godzinie doby pomiarowej. Do celów analizy przyjęto dane z pomiaru poszczególnych wskaźników o godzinie 9⁰⁰ każdej doby okresu badawczego. W okresie badawczym (listopad 2007–październik 2008) woda ze zbiornika ujmowana była z jego górnego stanowiska (rys. 9). Pozyskane wyniki mierzonych wskaźników pozwoliły na utworzenie zbioru dobowych danych dla całego okresu badawczego.

Ponadto do analizy wykorzystano wyniki badań prowadzonych przez Zakładowe Laboratorium Badań Wody. Jego podstawowym zadaniem jest dobową lub okresową kontrola jakości wody surowej i uzdatnionej zgodnie z wymaganiami prawnymi [Rozporządzenie 2007]. Laboratorium wyposażone jest w aparaturę i sprzęt, w tym w wysokiej klasy spektrofotometr pozwalający na pomiar co najmniej 20 wskaźników jakości wody, w tym: temperatury, mętności, barwy, odczynu, twardości ogólnej, zasadowości, żelaza, manganu, chlorków, azotu amonowego, azotanów, utlenialności, tlenu rozpuszczonego, fosforanów i przewodności wody.

8.2. Warunki hydrologiczne

Przebieg opadów w analizowanym okresie wyznaczono na podstawie danych IMGW [2009]. W tym czasie roczna suma opadów na obszarze zlewni wynosiła $1011,8 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$. Opady były wyższe o 2% niż w pierwszym okresie badań. Miesięczny rozkład opadów w tym okresie zobrazowano na rysunku 51.

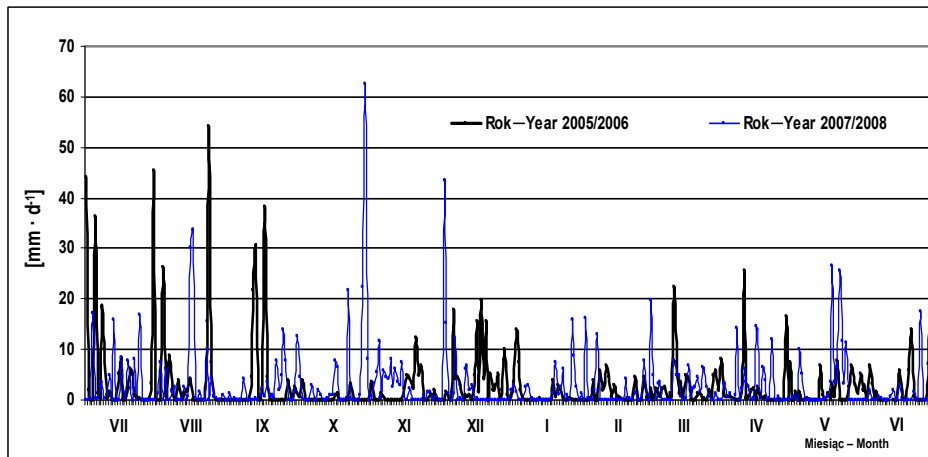


Rys. 51. Rozkład opadów miesięcznych w drugim okresie badawczym (2007/2008)
Fig. 51. Range of precipitation per month in second examination period (2007/2008)

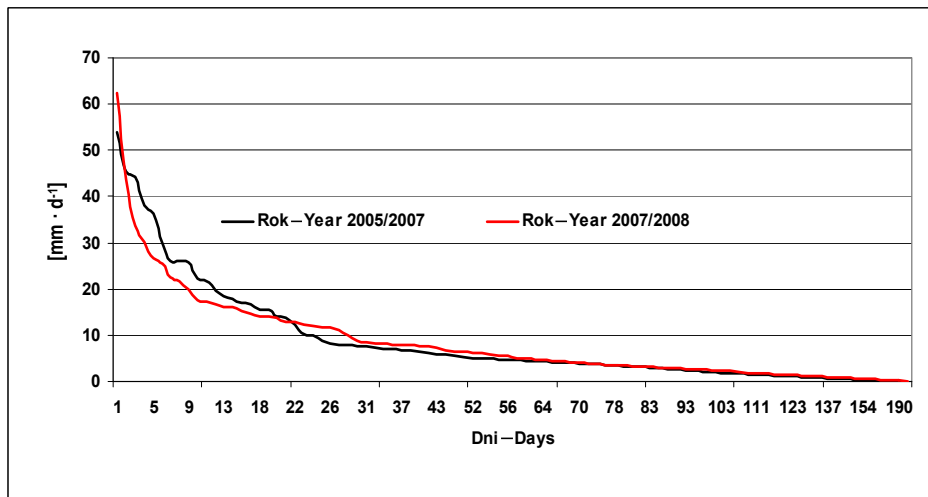
Analizowany okres charakteryzował się niskimi opadami w czerwcu ($27,3 \text{ mm}\cdot\text{m}\cdot\text{c}^{-1}$) w stosunku do pierwszego okresu badań (ponad $100 \text{ mm}\cdot\text{m}\cdot\text{c}^{-1}$). Natomiast w październiku opady były najwyższe ($143 \text{ mm}\cdot\text{m}\cdot\text{c}^{-1}$) – w przeciwieństwie do października 2005 r., kiedy zanotowano najniższą sumę opadów. Przebieg opadów dobowych w analizowanych okresach zobrazowano na rysunku 52. Najwyższe dobowe opady zanotowano w październiku $62,5 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$. Sporządzone krzywe sumy czasów trwania opadów dobowych (rys. 53) są zbieżne, co wskazuje na fakt, że czasy ich trwania i intensywność są zbliżone w obu analizowanych okresach badawczych.

W analizowanym okresie ujmowano ze zbiornika wodę do celów wodociągowych w ilości do $400 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$. Stan wody w zbiorniku uzależniony był głównie od wielkości dopływu ze zlewni, co zobrazowano na rysunkach 54 i 55.

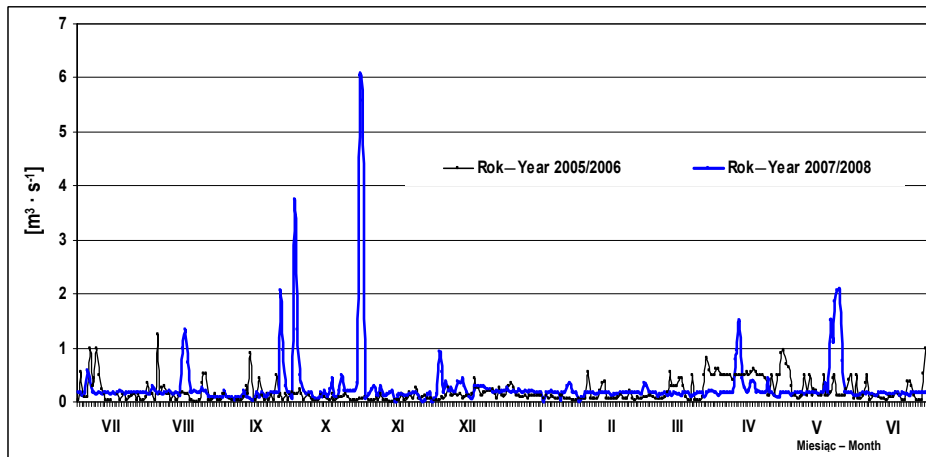
Stosunkowo wysokie opady w październiku spowodowały wzrost objętości retencjonowanej wody o ponad 1 mln m^3 . W miarę równomierny dopływ do zbiornika w późniejszym okresie pozwolił na utrzymanie retencji wody na poziomie $8,8\text{--}9,7 \text{ mln m}^3$ przez dłuższy okres pomimo wzrastającego poboru do celów wodociągowych.



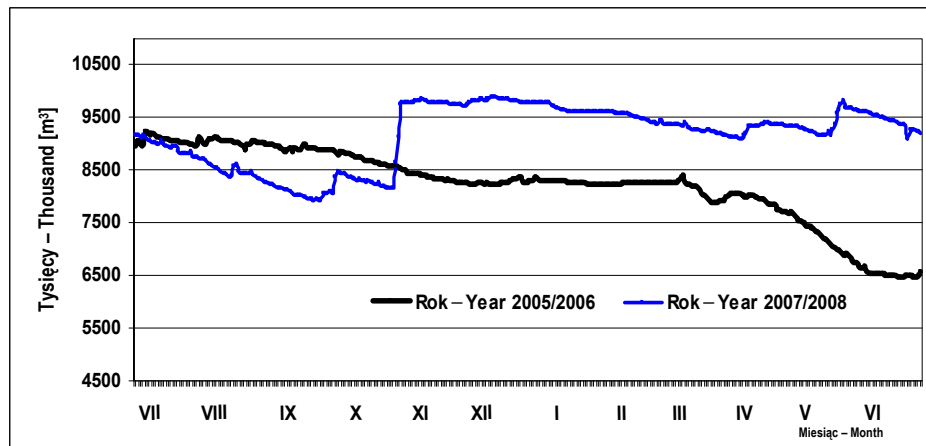
Rys. 52. Rozkład opadów dobowych w obu okresach badawczych
 Fig. 52. Range of daily precipitation in both examination periods



Rys. 53. Krzywe sumy czasów trwania dobowych opadów w obu okresach badawczych
 Fig. 53 Curves of total time of daily precipitation in both examination periods



Rys. 54. Dopływ wody do zbiornika w obu okresach badawczych
 Fig. 54. Water inflow into the reservoir in both examination periods



Rys. 55. Objętość retencjonowanej wody w zbiorniku w obu okresach badawczych
 Fig. 55. Volume of retained water at the reservoir in both examination periods

8.3. Charakterystyka jakościowa wody

Skład jakościowy wody w drugim okresie badawczym był wyrównany i charakterystyczny dla określonej pory roku. W tabeli 19 zestawiono wartości minimalne, maksymalne oraz średnie analizowanych wskaźników zanieczyszczeń wody.

Tabela 19
Table 19

Charakterystyczne wartości wybranych wskaźników jakościowych badanej wody w drugim okresie badawczym
Characteristics of appointed water quality indicators in period of time No 2

Wskaźniki badanej wody Indicators of tested water	Jednostka Unit	Zbiornik – Reservoir			
		S _{Min}	S _{Max}	\bar{S}	σ
Temperatura – Temperature	[°C]	3,00	15,00	9,20	1,620
Mętność – Turbidity	[mg SiO ₂ ·dm ⁻³]	0,57	3,81	1,56	1,052
Barwa – Colour	[mgPt·dm ⁻³]	5,00	14,90	8,21	2,791
Odczyn – pH	[pH]	7,20	8,40	7,63	0,366
Twardość ogólna General hardness	[mval·dm ⁻³]	0,62	1,03	0,85	0,072
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	[mgN-NO ₃ ·dm ⁻³]	2,00	5,00	2,44	1,300
Chlorki – Chlorides	[mg Cl·dm ⁻³]	4,00	6,80	4,95	1,321
Utlenialność – Oxidation	[mg O ₂ ·dm ⁻³]	1,00	5,22	3,458	1,532
Przewodność – Conductivity	[μs·cm ⁻¹]	98,28	122,50	110,88	6,692
Tlen rozpuszczony Dissolved oxygen	[mg O ₂ ·dm ⁻³]	9,40	12,40	11,18	1,172
Żelazo – Fe	[mg Fe·dm ⁻³]	0,050	0,136	0,066	0,027
Mangan – Mn	[mg Mn·dm ⁻³]	0,012	0,036	0,021	0,007

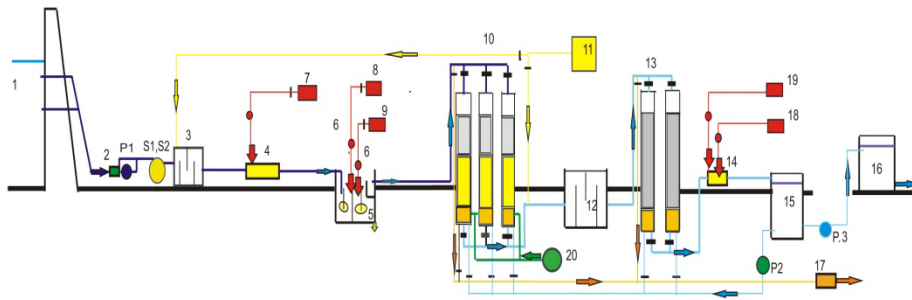
8.4. Układ technologiczny uzdatniania wody

Proces uzdatniania wody za pomocą urządzeń ZUW przeprowadzany jest od listopada 2007 r. Od tego czasu prowadzone są pomiary w systemie ciągłym na układzie technologicznym umożliwiającym stosowanie takich procesów jak: cedzenie, ozonowanie wstępne, koagulacja, korekta odczynu, flokulacja, filtracja pośpieszna przez złożo antracytowo-piaskowe, ozonowanie wtórne, sorpcja na węglu aktywnym, końcowa korekta odczynu i twardości oraz dezynfekcja uzdatnionej wody (rys. 56).

Woda ze zbiornika „Sosnówka” (1) ujmowana jest z dwóch poziomów. Z wyższego poziomu ujęcia (rys. 9) doprowadzona jest grawitacyjnie przewodami 2 Ø 600 mm do komory rozdzielczej zasuw (2), z komory kierowana jest bezpośrednio na dwa sita obrotowe (S1, S2) – każde o prześwicie 1x1 mm. W przypadku niskiego poziomu w zbiorniku woda pobierana jest z niższego poziomu i kierowana na sita poprzez pompownię I^o (P1). Sita bębnowe Ø 800 mm płukane są cyklicznie wodą, a tzw. zsitki kierowane do osadnika popłuczyn (17). Po sitach woda przepływa do dwóch komór ozonowania wstępnego (3). Każda o głębokości czynnej 5 m i objętości V_{CZ} = 107 m³. Ozon wytworzony z osuszonego powietrza wprowadzany jest do wody za pomocą dyfuzorów porowatych. Pojemność komór zapewnia nominalny czas kontaktu w komorze ozonowania (t ≥ 5 min). Ozon wytwarzają trzy zespoły generatorów o wydajności 3 x 1500 g O₃·h⁻¹ (11). Z komór

ozonowania wstępnej woda kierowana jest rurociągiem grawitacyjnym \varnothing 800 mm poprzez mieszacz statyczny (4) do dwóch komór reakcji (5). Każda z nich składa się z komory dopływowo-przelewowej i samej komory reakcji z zamontowanym zatapialnym mieszadłem. Przed mieszaczem statycznym doprowadzony jest koagulant (7) w postaci 14% roztworu $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Do samej komory reakcji dozowana jest woda wapienna (8) przewodami \varnothing 80 mm z przepustnicami regulującymi dawkę wapna w zależności od odczynu wody. Do komór w strefie odpływowej dozowany jest flokulant (9). Układ rurociągów z systemem przepustnic pozwala na czasowe wyłączenie komór reakcji i wprowadzenie wody bezpośrednio na filtry pośpieszne. Następnie woda kierowana jest grawitacyjnie na filtry pośpieszne (10). Na każdym przewodzie zamontowany jest układ pomiarowo-sterowniczy w celu zagwarantowania równomiernego obciążenia hydraulicznego poszczególnych filtrów. Proces filtracji odbywa się na złożach dwuwarstwowych, antracytowo-piaskowych, przy następujących parametrach:

- maksymalna prędkość filtracji: $6,14 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$,
- intensywność płukania powietrzem: $65 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$,
- intensywność płukania wodą: $36 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$.



Rys. 56. Schemat technologiczny uzdatniania wody

1 – Ujęcie wody ze zbiornika, 2 – Komora rozdzielcza, P1 – Pompownia I^o, S1, S2 – Sita 1 x 1 mm, 3 – Komora ozonowania wstępnej, 4 – Mieszacz statyczny, 5 – Komora reakcji, 6 – Pompy dozujące, 7 – Zbiornik do koagulantu, 8 – Instalacja do przygotowania mleka wapiennego, 9 – Zbiornik flokulanta, 10 – Filtry piaskowo-antracytowe, 11 – Generator ozonu, 12 – Komora kontaktowa, 13 – Filtry z węgla aktywnego, 14 – Mieszacz statyczny, 15 – Zbiornik filtratu, 16 – Zbiornik wody czystej (Chmielnik), 17 – Osadnik popłuczyn, 18 – Instalacja dozowania do węglanu sodu, 19 – Instalacja do dozowania chlorku magnezu, P2 – Pompownia płuczcząca, P3 – Pompownia II^o, 20 – Agregaty powietrza sprężonego

Fig. 56. Technology system of the water treatment process

1 – Input from reservoir, 2 – Introductory chamber, P1 – Pumping station I^o, S1, S2 – Sieve 1 mm x 1 mm, 3 – Chamber preozonation, 4 – Static mixer, 5 – Contact chamber, 6 – Dose pumps, 7 – Container of coagulants, 8 – Container of lime water, 9 – Container of flocculants, 10 – Anthracite and sand filters, 11 – Generator of ozone, 12 – Contact chamber, 13 – Carbon filters, 14 – Static mixer, 15 – Tank of treated water, 16 – Tank of water (Chmielnik), 17 – Container of dirty water, 18 – Installation dosage of sodium carbonate, 19 – Installation dosage of magnesium chloride, P2 – Pumping station dirty water, P3 – Pumping station II^o, 20 – Compressors blowers

Po procesie filtracji woda przepływa do dwóch komór ozonowania wtórnego (12). Po ozonowaniu wtórnym kierowana jest na filtry węgla aktywnego (13). Proces filtracji na węglu aktywnym przybiega przy następujących parametrach:

- maksymalna prędkość filtracji: $7,67 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$,
- intensywność płukania wodą: $20 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$.

Po filtracji na filtrach węglowych woda kierowana jest do dwóch zbiorników filtratu o pojemności $2 \times 210 \text{ m}^3$ (15). Przed zbiornikami, na rurociągach zamontowano mieszacze statyczne (14). Do nich doprowadzone są reagenty w celu skorygowania końcowej jakości (węglan sodu i chlorek magnezu) (18,19). Woda ze zbiorników filtratu tłoczona (P3) jest do zbiornika wyrównawczego (16). Na rurociągach tłocznych zamontowano urządzenia do dozowania podchlorynu sodu, który ma służyć dezynfekcji uzdatnionej wody.

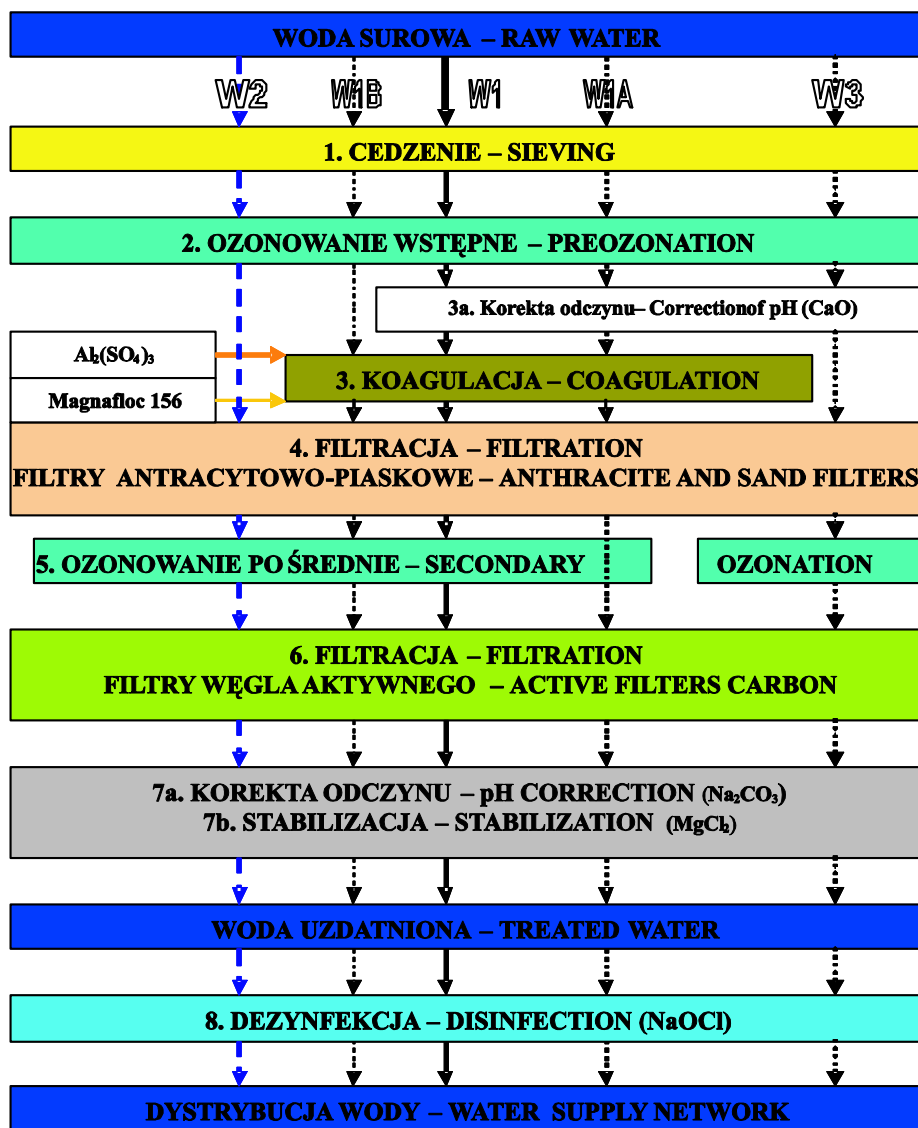
Eksploatowany ciąg technologiczny pozwala na wielowariantową kombinację układów technologicznych w zależności od jakości ujmowanej wody w poszczególnych okresach roku hydrologicznego.

Uwzględniając zmiany jakości wody surowej retencjonowanej w zbiorniku oraz wyniki badań technologicznych prowadzonych w trakcie badań pilotowych, wydzielono eksploatacyjne układy technologiczne, które zestawiono w tabeli 20.

Tabela 20
Table 20

Procesy jednostkowe wydzielonych układów technologicznych
Unit processes of appointed technology systems

Procesy jednostkowe – Unit processes	Układy technologiczne Technology systems				
	W1	W1A	W1B	W2	W3
Cedzenie przez sito 1 x 1 mm Sieving through a sieve of 1 x 1 mm	+	+	+	+	+
Ozonowanie wstępne – Preozonation	+	+	+	+	+
Koagulacja siarczanem glinu Coagulation with aluminium sulphate	+	+	+		
Flokulacja – Flocculation	+	+	+		
Korekta odczynu wodą wapienną Correction of pH with lime water	+	+			+
Filtracja przez złożo antracytowo-piaskowe Filtration through a sand and anthracite deposit	+	+	+	+	+
Ozonowanie wtórne – Secondary ozonation	+		+	+	+
Filtracja przez złożo węgla aktywnego Filtration through active carbon	+	+	+	+	+
Końcowa korekta jakości wody Final correction of water quality	+	+	+	+	+
Dezynfekcja – Disinfection	+	+	+	+	+



Rys. 57. Schemat wydzielonych układów technologicznych do stosowania w warunkach technicznych w zależności od jakości ujmowanej wody
 Fig. 57. Diagram of technology systems rationed for use in technology conditions subject to the quality of taken in water

Układ technologiczny *W1* to pełny układ z wykorzystaniem procesów jednostkowych takich jak: cedzenie, ozonowanie wstępne, koagulacja z korektą odczynu, flokulacja, filtracja pośpieszna na filtrach antracytowo-piaskowych, ozonowanie wtórne, sorpcja na węglu aktywnym, końcowa korekta jakości wody i dezynfekcja. W zależności od jakości wody ujmowanej ze zbiornika oraz jej temperatury układ ten można modyfikować. Stąd w układzie technologicznym *W1A* zrezygnowano z ozonowania wtórnego. Natomiast w przypadku wysokiego odczynu wody surowej proces uzdatniania można prowadzić bez korekty odczynu. Układ ten oznaczono jako *W1B*.

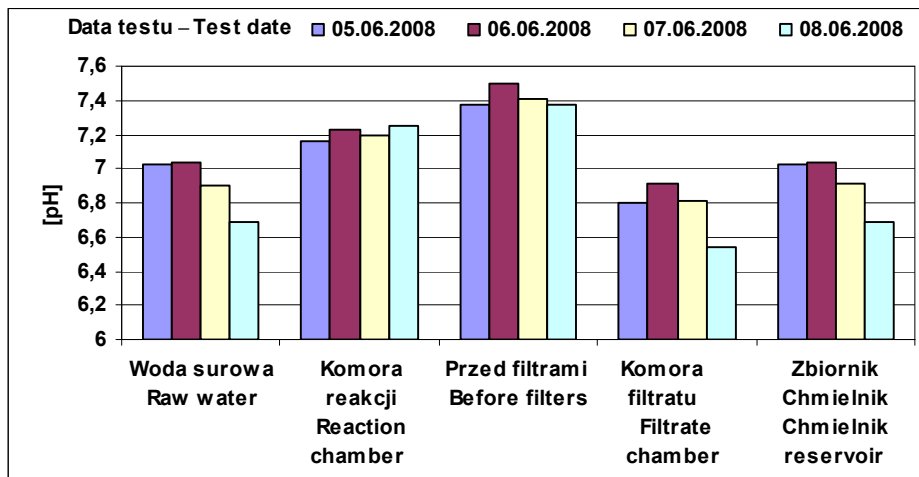
Wyniki badań technologicznych z pierwszego okresu eksploatacji *ZUW* pozwoliły na zaproponowanie układu technologicznego *W2* obejmującego takie procesy jednostkowe jak: cedzenie, ozonowanie wstępne, filtracja pośpieszna na filtrach antracytowo-piaskowych, ozonowanie wtórne, sorpcja na węglu aktywnym, końcowa korekta jakości i dezynfekcja. W przypadku niskiego odczynu wprowadzono układ technologiczny *W3* obejmujący dodatkowo korektę odczynu wody. Wydzielone układy technologiczne obrazuje schemat przedstawiony na rysunku 57.

8.5. Testy technologiczne uzdatniania wody

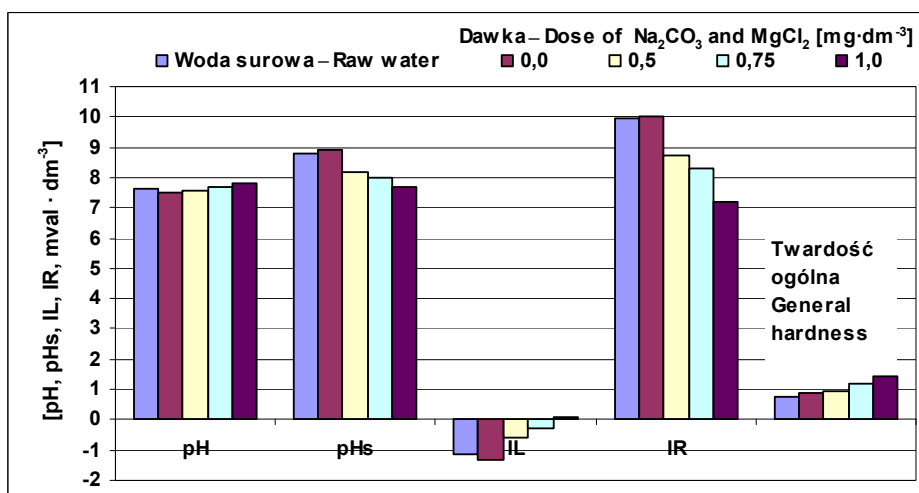
Biorąc po uwagę stosunkowo dobrą jakość wody surowej, testy technologiczne prowadzono na układzie technologicznym obejmującym: cedzenie, ozonowanie wstępne, filtrację pośpieszną na filtrach antracytowo-piaskowych, ozonowanie wtórne, sorpcję na węglu aktywnym bez końcowej korekty jakości (*W2A*). W drugiej fazie badań układ technologiczny poszerzono o końcową korektę jakości wody, oznaczony *W2*.

Wyniki analiz wody surowej i uzdatnionej pozwoliły określić stopień obniżenia monitorowanych wskaźników, uwzględniając wpływ temperatury wody i dawki względnej ozonu w stosunku do barwy wody surowej. W okresie badawczym na układzie technologicznym *W2* przy temperaturze badanej wody 4–15°C osiągnięto obniżenie barwy wody o 65–98%. Wyraźnie zauważono zależność stopnia obniżenia barwy wody od jej temperatury. Przy niższych temperaturach wody osiągnięto obniżenie barwy tylko w wysokości 65%. Przy temperaturze wody powyżej 8°C zaobserwowano obniżenie barwy wody do 80%. Dalsze obniżenie barwy wody obserwuje się dopiero przy temperaturze wody ponad 14°C.

Możliwość ciągłego monitorowania pozwoliła na analizę przebiegu zmian temperatury i odczynu wody w cyklach tygodniowych. W okresie wiosennym, w czasie podwyższonego dopływu ze zlewni obserwowano dość wysoki odczyn wody w zbiorniku. Przy stosunkowo niskiej temperaturze wody (6–7°C) w kwietniu 2008 r. zanotowano odczyn powyżej 8,85. Wysokie pH wody pozwoliło na prowadzenie procesu technologicznego bez konieczności stosowania korekty odczynu. W maju 2008 r., gdy temperatura wody wzrosła do 15°C, nastąpiła stabilizacja warunków klimatycznych, odczyn wody surowej wyraźnie się obniżył, lecz był na tyle wysoki, że nie była konieczna jego korekta w procesie technologicznym. W każdym przeprowadzonym teście odnotowano wzrost pH wody nawet o 10% po ozonowaniu wstępnym. Natomiast po procesach filtracyjnych odczyn wody wahał się w granicach 6,55–6,9. W wyniku dezynfekcji wody podchlorynem sodu nieznacznie wzrósł odczyn wody do 7,05 (rys. 58).



Rys. 58. Przebieg zmian odczynu wody w procesie uzdatniania
 Fig. 58. Course of changes in water pH within water treating process



Rys. 59. pH, pH_s, I_L, I_R oraz twardość ogólna uzdatnionej wody w zależności od dawki chlorku magnezu i węgla sodu
 Fig. 59. pH, pH_s, I_L, I_R and general hardness of treated water subject to doses of magnesium chloride and sodium carbonate

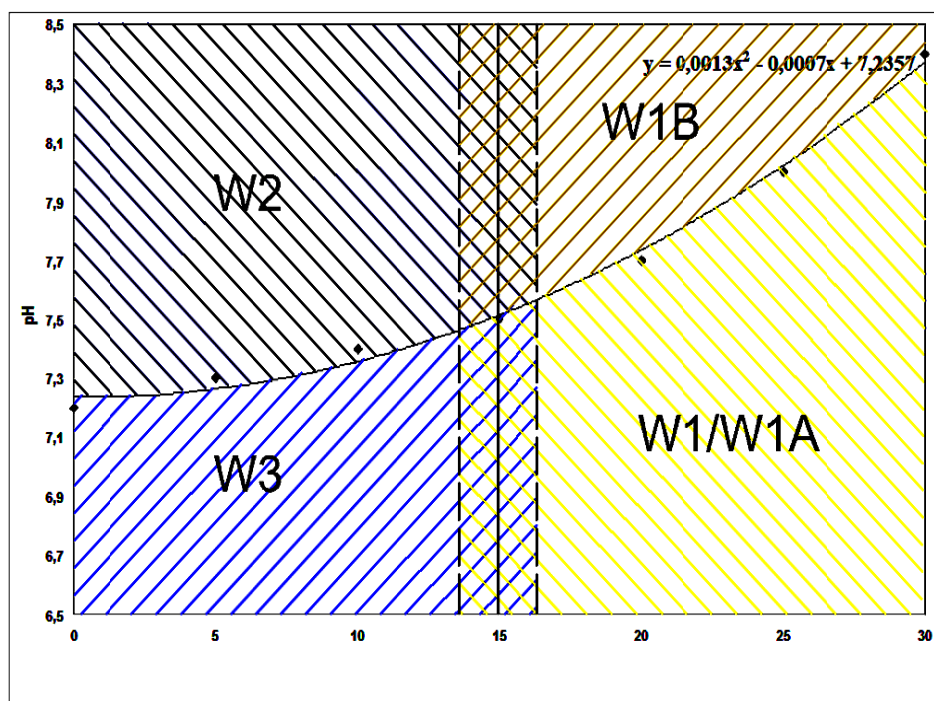
Indeksy pH_s, I_L, I_R, (rys. 59) wskazują, że w warunkach prowadzenia procesu na układzie technologicznym W2A zarówno woda surowa, jak i uzdatniona w całym okresie badawczym wykazuje własności agresywne. Obserwowano znaczne zróżnicowanie tych wskaźników – szczególnie w maju, gdy temperatura wody wzrosła z 8 do 15°C. Do tego czasu przy temperaturze wody 4–8 °C obserwowano nieznaczny wzrost agresywności wody uzdatnionej w stosunku do wody surowej. Natomiast przy wyższych tempe-

raturach oraz wzrastającym odczynie wody do 8,4, woda uzdatniona cechowała się brakiem stabilności i wzrostem agresywności. W tym okresie indeks I_L był ujemny i wynosił -1,6, a indeks I_R -10,5.

Wyniki badań były podstawą do uruchomienia procesu stabilizacji wody poprzez dozowanie chlorku magnezu i węglanu sodu do wody uzdatnionej przed procesem dezynfekcji. Testy na układzie technologicznym $W2$ przeprowadzono, stosując równe dawki $MgCl$ i Na_2CO_3 – odpowiednio: 0,5; 0,75 i 1,0 $mg \cdot dm^{-3}$.

Uzyskane wyniki (rys. 59) wskazują, że wzrost dawki chlorku magnezu i węglanu sodu stabilizuje uzdatnioną wodę.

W aspekcie przeprowadzonych badań technologicznych w obu okresach badawczych określono obszary wynikające z granicznych wielkości barwy i odczynu wody surowej poddawanej uzdatnieniu. Obszary te zobrazowano na rysunku 60. Sporządzony wykres pozwala na dobranie układu technologicznego w zależności od barwy i odczynu wody pobieranej ze zbiornika. Każdy z wydzielonych układów technologicznych $W1$, $W2$ i $W3$ może być modyfikowany procesem ozonowania wtórnego w zależności od temperatury wody. W okresach zimowych, gdy temperatura wody spadnie poniżej 9–12°C, proces uzdatniania wody prowadzony może być bez ozonowania wtórnego.



Rys. 60. Wykres do wyznaczania układu technologicznego uzdatniania w zależności od barwy i odczynu wody surowej

Fig. 60. Chart used for appointing technology system subject to both raw water colour and pH

9. METODYKA WYZNACZANIA PROGNOZOWANYCH MAKSYMALNYCH I MINIMALNYCH WSKAŹNIKÓW JAKOŚCI WODY NA POTRZEBY ZAKŁADU UZDATNIANIA WODY

Woda retencjonowana w zbiorniku i jego dopływach została poddana szczegółowym badaniom na modelu stacji pilotowej i w warunkach eksploatacji ZUW. Wyniki badań i analiz pozwoliły na określenie granicznych parametrów podstawowych wskaźników jakościowych wody surowej, które decydują o wyborze najbardziej efektywnego układu technologicznego jej uzdatniania. Analiza ta pozwoliła na określenie obszarów, do których przypisano wybrany układ technologiczny. Każdy obszar został opisany za pomocą odpowiedniej wartości barwy, odczynu i temperatury wody.

9.1. Kryterialne wskaźniki jakości wody

W wyniku analiz ustalono, że kryterialnymi wskaźnikami jakości wody surowej wpływającymi na wybór układu technologicznego są temperatura, barwa, odczyn i twardość ogólna. Pozostałe wskaźniki zanieczyszczeń nie wywierają istotnego wpływu na układ technologiczny uzdatniania wody. Badania wykazały, że zarówno woda surowa, jak i uzdatniona ma właściwości agresywne i jest niestabilna. Stąd w każdym z wnioskowych układów technologicznych przewidziano procesy stabilizujące i podnoszące twardość ogólną wody. W zbiorniku nie odnotowano zjawisk wywołujących eutrofizację wody. Zbiornik jest mało podatny na degradację. Zawartość związków biogenych w nim i w jego dopływach jest bardzo niska. W każdym układzie technologicznym przewidziano ozonowanie wstępne. Ozon jako silny utleniacz zapewni obniżenie ilości glonów i mikroflory, które mogą rozwijać się w okresie letnim przy wysokich temperaturach wody oraz przy niskich stanach wody w zbiorniku.

Z punktu widzenia operatora zarządzającego systemem uzdatniania i dystrybucją istotna jest nie tylko jakość wody dostarczanej odbiorcom, lecz także koszty operacyjne funkcjonowania tego systemu. Wysokość kosztów zależy będzie od konfiguracji układu technologicznego uzdatniania wody. W zależności od czasu trwania określonych wskaźników jakościowych wody surowej wybrany układ będzie generował koszty operacyjne uzdatniania. Testowane układy technologiczne budują określone procesy jednostkowe, które decydują o kosztach eksploatacji procesu uzdatniania:

- *proces ozonowania wstępnego*: w zależności od jakości wody zmienna będzie dawka dozowanego ozonu; w przypadku znacznego wzrostu zanieczyszczeń (barwa wody ponad $15 \text{ mg Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$) dawka ozonu wzrasta z $0,5\text{--}1,0 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ do ponad $2 \text{ mg O}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$;

- *proces korekty odczynu wody*: w przypadku zastosowania układu technologicznego *W2* lub *W1B* nie ma konieczności korekty odczynu – nie będą ponoszone koszty zakupu wapna, przygotowania wody wapiennej i dozowania do procesu technologicznego;
- *proces koagulacji i flokulacji*: w przypadku zastosowania układu technologicznego *W2* lub *W3* nie ma konieczności prowadzenia procesu koagulacji i flokulacji – nie będą ponoszone koszty zakupu koagulantu i flokulantu oraz koszty eksploatacji układu dozującego te reagenty; w przypadku wysokiej barwy i mętności wody dawka koagulantu jest dwukrotnie wyższa;
- *proces ozonowania wtórnego*: jak wykazały badania, zimą oraz w okresach przejściowych (jesiennie-zimowym lub zimowo-wiosennym), przy temperaturze wody poniżej 9–12°C, można zrezygnować z ozonowania wtórnego.

Jeśli się weźmie pod uwagę powyższe uwarunkowania, okaże się, że o wysokości kosztów uzdatniania wody decydować będzie długość cyklu uzdatniania na wybranym układzie technologicznym. Stąd dla operatora zarządzającego *ZUW* wskazana jest informacja o prognozowanej wartości kryterialnych wskaźników wody surowej, które decydują o wyborze określonego układu technologicznego.

Prognozowany czas trwania kryterialnego wskaźnika można wyznaczyć, wykorzystując metodykę zaproponowaną przez Pawełka i Bergela [2008], obliczając tzw. wskaźnik gotowości K_g , określony zależnością:

$$K_g = \frac{T - \sum t_i}{T} \quad (20)$$

gdzie:

T – czas rozpatrywanego okresu; w pracy przyjęto 365 dni (rok badawczy),

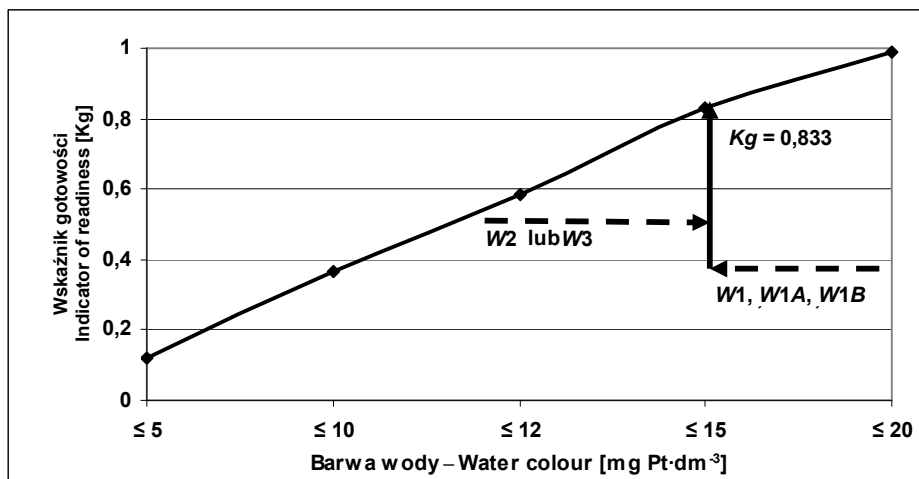
$\sum t_i$ – sumaryczny czas wystąpienia wartości granicznych wskaźników kryterialnych wyznaczonych dla określonego układu technologicznego (rys. 60).

Sumaryczny czas wystąpienia granicznych wartości kryterialnych wskaźników jakości wody obliczono, sporządzając dla każdego analizowanego wskaźnika krzywe sumy czasów trwania w okresie badawczym. Wskaźniki te zobrazowano na rysunkach 61, 62 i 63.

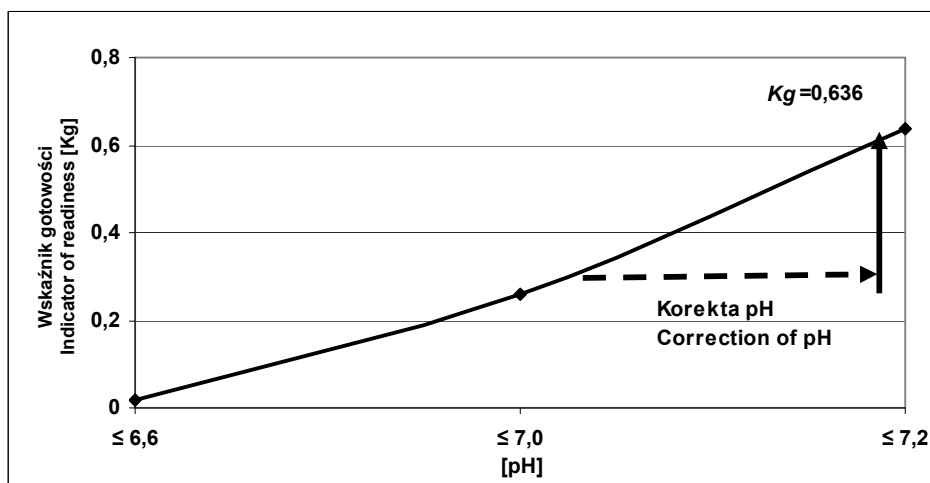
Wskaźnik gotowości układu technologicznego w zależności od barwy wody surowej informuje, że przez okres 302 dni w roku (83%) możemy zastosować układ technologiczny *W2* lub *W3* (rys. 61). W pozostałych okresach roku należy stosować układ *W1*, czyli prowadzić dodatkowo proces koagulacji. Układy technologiczne *W2* i *W3* mogą być modyfikowane poprzez wprowadzenie korekty odczynu. Z wykresu na rysunku 62 wynika, że korekta odczynu wody prowadzona będzie przez 232 dni w roku (63%). Wszystkie proponowane układy technologiczne *W1*, *W2* i *W3* mogą być modyfikowane w zależności temperatury uzdatnianej wody. Z rysunku 63 wynika, że proces uzdatniania bez ozonowania wtórnego będzie prowadzony nie dłużej niż 151 dni w roku.

Uzyskane w ten sposób wskaźniki gotowości pozwolą na określenie współczynników korygujących koszty eksploatacji układów technologicznych przypisanych do wartości kryterialnych wskaźników jakości wody określonych na rysunkach 61, 62 i 63.

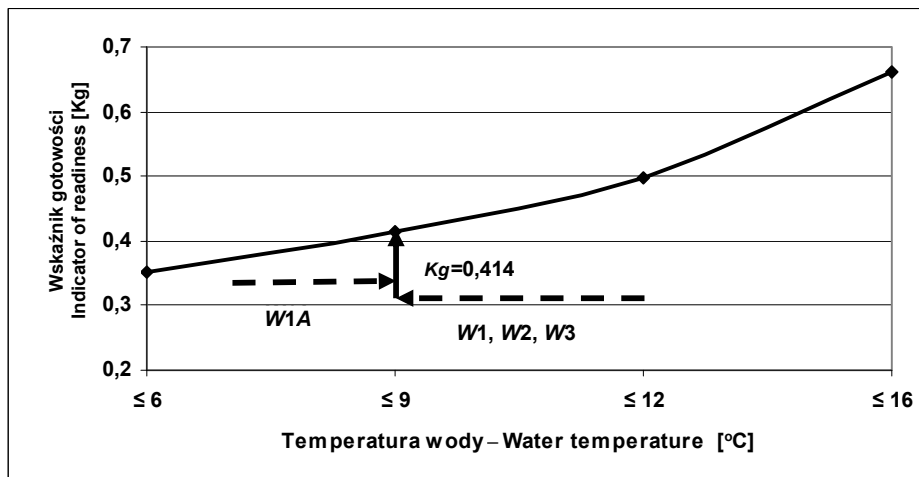
Dla operatora ZUW istotne są informacje o prognozowanych wskaźnikach jakościowych wody warunkujących uruchomienie określonego układu technologicznego. Informacja dla operatora ZUW o przewidywanych (prognozowanych) wskaźnikach jakości wody surowej odbierana jest jako sygnał do przygotowania techniczno-organizacyjnego uruchomienia określonego układu technologicznego oraz do planowania zapasów reagentów używanych w procesie technologicznym. Informacje te będą niezbędne do kalkulacji kosztów uzdatniania wody.



Rys. 61. Wskaźnik gotowości układu technologicznego w zależności od barwy wody surowej
Fig. 61. Indicator of readiness of technology system subject to raw water colour



Rys. 62. Wskaźnik gotowości układu technologicznego w zależności od odczynu wody surowej
Fig. 62. Indicator of readiness of technology system subject to raw water pH



Rys. 63. Wskaźnik gotowości układu technologicznego w zależności od temperatury wody surowej
 Fig. 63. Indicator of readiness of technology system subject to raw water temperature

9.2. Prognozowanie maksymalnych i minimalnych wskaźników jakości wody na podstawie współczynników zmienności

W celu ustalenia prognozowanej jakości wody w zbiorniku wykorzystano wyniki wykonanych wcześniej pomiarów wskaźników w zbiorniku oraz rzeki Podgórznej. Obliczono podstawowe miary rozproszenia badanych wskaźników jakościowych wody, które zestawiono w tabeli 21.

$$w = \frac{\sigma}{\bar{S}} \cdot 100\% \quad (21)$$

Prognozowane maksymalne i minimalne wskaźniki jakości wody w zbiorniku obliczono za pomocą wzorów:

$$S_{P_{\min}} = \bar{S} \cdot (1 - w_{rw}) \quad (22)$$

$$S_{P_{\max}} = \bar{S} \cdot (1 + w_{rw}) \quad (23)$$

gdzie:

$S_{P_{\min}}$ – prognozowana minimalna wartość analizowanego wskaźnika jakości wody,

$S_{P_{\max}}$ – prognozowana maksymalna wartość analizowanego wskaźnika jakości wody,

\bar{S} – średnia wartość analizowanego wskaźnika jakości wody w zbiorniku z okresu badawczego określona na podstawie badań,

$$w_{rw} \text{ – równoważny współczynnik zmienności, } w_{rw} = \frac{(w_1 + w_2)}{2} \cdot 0,01 \quad (24)$$

w_1 – współczynnik zmienności analizowanego wskaźnika jakości wody w zbiorniku [%],

w_2 – współczynnik zmienności analizowanego wskaźnika jakości wody w rzece Podgórznej [%].

Tabela 21
Table 21

Miary rozproszenia wskaźników badanej wody w zbiorniku i rzece
Dispersion measures of indicators of examined water of the reservoir and the river

Wskaźniki badanej wody Indicators of tested water	Jednostka Unit	Zbiornik – Reservoir 2005/2006			Rzeka Podgórna Podgórna river 2005/2006		
		σ	(R)	$w_1(\%)$	σ^1	(R)	$w_2(\%)$
Mętność – Turbidity	[mg SiO ₃ ·dm ⁻³]	2,22	11,0	48,90	6,77	26,0	105,10
Barwa – Colour	[mg Pt·dm ⁻³]	4,15	27,0	42,40	7,12	34,5	72,80
OWO – TOC	[mg C·dm ⁻³]	0,53	1,81	21,20	0,56	2,40	27,86
Związki rozpuszczone Dissolved compounds	[mg·dm ⁻³]	5,40	19,0	9,02	12,0	34,0	40,97
Twardość ogólna General hardness	[mg CaCO ₃ ·dm ⁻³]	3,62	18,0	8,78	8,57	25,2	44,75
Azotany – Nitrates	[mg N-NO ₃ ·dm ⁻³]	0,40	2,00	32,80	0,37	1,72	38,14
Wapń – Ca	[mg Ca·dm ⁻³]	0,50	1,32	7,38	1,32	3,70	31,35
Magnez – Mg	[mg Mg·dm ⁻³]	0,14	0,47	17,72	0,13	0,43	37,14
Sód – P	[mg Na·dm ⁻³]	0,24	1,16	10,00	0,12	0,39	7,31
Potas – K	[mg K·dm ⁻³]	0,15	0,53	15,00	0,06	0,20	7,59
Chlorki – Chlorides	[mg Cl·dm ⁻³]	1,37	8,05	12,36	1,04	3,95	13,81
Siarczany – Sulphates	[mg SO ₄ ·dm ⁻³]	2,31	7,10	16,77	0,86	2,60	9,66

¹ σ : Odchylenie standardowe – Standard deviation, Rozstęp – Range (R) = $S_{Max} - S_{Min}$,
w – Współczynnik zmienności – Coefficient of variation

Prognozowane wartości analizowanych wskaźników jakości zestawiono w tabeli 22.

Analiza uzyskanych wyników wskazuje, że prognozowana wysokość wskaźników jakości wody w zbiorniku uzależniona jest od jakości wody dopływającej z jego zlewni. Prognozowana minimalna, jak i maksymalna zawartość azotanów w wodzie zbiornika jest wyższa od obserwowanych w okresie badań. Natomiast prognozowana barwa wody w zbiorniku jest niższa niż w wodzie dopływającej do zbiornika. O wysokości prognozowanej twardości ogólnej decyduje twardość ogólna wody w zbiorniku. Pomimo niskiej twardości ogólnej wody dopływającej do zbiornika prognozowane zmiany tego wskaźnika w zbiorniku są niewielkie i twardość ogólna wody pozostaje na poziomie 30–52 mg CaCO₃·dm⁻³.

Tabela 22
Table 22

Prognozowane maksymalne i minimalne wskaźniki jakości wody w zbiorniku
Forecasted max and min indicators of the reservoir water quality

Wskaźniki badanej wody Indicators of tested water	Jednostka Unit	Zbiornik Reservoir wg badań according to examinations			Rzeka River	w_{rw}	Prognoza – Prognosis		
		\bar{S}	w_1 [%]	w_2 [%]			S_{Pmin}	S_{Pmax}	(R)
		Mętność – Turbidity	[mg SiO ₃ ·dm ⁻³]	4,54	48,90		105,1	0,770	1,04
Barwa – Colour	[mg Pt·dm ⁻³]	9,78	42,40	72,80	0,576	4,15	15,40	11,25	
OWO – TOC	[mg C·dm ⁻³]	2,50	21,20	27,86	0,245	1,89	3,11	1,22	
Związki rozpuszczone Dissolved compounds	[mg·dm ⁻³]	59,84	9,02	40,97	0,249	44,94	74,74	29,80	
Twardość ogólna General hardness	[mgCaCO ₃ ·dm ⁻³]	41,23	8,78	44,75	0,267	30,22	52,24	22,02	
Azotany – Nitrates	[mg N·dm ⁻³]	1,33	32,80	38,14	0,355	0,86	1,80	0,94	
Wapń – Ca	[mg Ca·dm ⁻³]	6,77	7,38	31,35	0,196	5,44	8,10	2,66	
Magnez – Mg	[mg Mg·dm ⁻³]	0,79	17,72	37,14	0,274	0,57	1,00	0,43	
Sód – P	[mg Na·dm ⁻³]	2,04	10,00	7,31	0,086	1,86	2,22	0,36	
Potas – K	[mg K·dm ⁻³]	1,00	15,00	7,59	0,113	0,89	1,11	0,22	
Chlorki – Chlorides	[mg Cl·dm ⁻³]	11,08	12,36	13,81	0,131	9,63	12,53	2,90	
Siarczany – Sulphates	[mg SO ₄ ·dm ⁻³]	13,77	16,77	9,66	0,132	11,95	15,59	3,64	

9.3. Prognozowanie maksymalnych i minimalnych wskaźników jakości wody z uwzględnieniem zmian w bilansie wody retencjonowanej w zbiorniku

Stan sanitarny zbiornika retencyjnego oraz jakość magazynowanej wody zależą w dużym stopniu od reżimu hydrologicznego zbiornika. Istotny wpływ na dynamikę zmian jakości wody mają szybkość jej wymiany, prądy termiczne, procesy kinetyczne i dynamiczne zachodzące w masie wody zbiornika. Decydującą rolę w rozwoju tych procesów odgrywa objętość retencjonowanej wody. Dlatego też nie można prawidłowo przewidzieć zmian w jakości wody zbiornika, jeżeli nie mamy orientacji w dynamice procesów hydrologicznych. Istotną kwestią przy prognozowaniu jest uwzględnienie stopnia wymieszania i rozcieńczenia zanieczyszczeń w zbiorniku retencyjnym.

W celu określenia prognozowanych maksymalnych i minimalnych wartości wskaźników jakościowych wody wykorzystano sposób obliczenia przeciętnej mineralizacji wody w zbiorniku według formuły Kryckiego i Mienkiela [Lambor 1962].

Wprowadzając do zależności (13):

$$\text{współczynnik retencji } A = \left(\frac{W}{W_o} \right)^{\frac{(V_r - V_p)}{W_z}} \quad (25)$$

$$\text{współczynnik retencji } B = \frac{V_r}{V_r - V_p} \cdot \left[1 - \left(\frac{W}{W_o} \right)^{\frac{(V_r - V_p)}{W_z}} \right] \quad (26)$$

$$\text{otrzymamy równanie: } S_x = A \cdot S_o + B \cdot S_{rz} \quad (27)$$

Przyjmując dla analizowanego obiektu badawczego w drugim okresie badań dane wynikające z warunków hydrologicznych i eksploatacyjnych, określono:

V_r – suma dopływu wody do zbiornika ze zlewni w czasie $T=365$, w okresie badawczym $V_r = 5\,746\,919 \text{ m}^3$,

V_{uz} – objętość wody pobranej do celów komunalnych; wartość zmienna w zależności od wielkości poboru wody przez ZUW (tab. 23),

V_{fil} – straty wody na filtrację (przyjęto 0, ujęto w V_{jal}),

V_{jal} – objętość zrzutów jałowych (przyjęto wielkość V_b),

V_p – parowanie wody ze zbiornika; w okresie badawczym $V_p = 596\,600 \text{ m}^3$,

W – objętość wody w zbiorniku w chwili t ,

W_z – objętość wody w zbiorniku spracowana w czasie T , w okresie badawczym $W_z = 6\,054\,912 \text{ m}^3$,

W_o – objętość wody w zbiorniku na początku okresu badawczego, $11\,000\,000 \text{ m}^3$,

V_w – suma odpływu wody ze zbiornika w okresie badawczym, $V_w = V_r = 5\,746\,919 \text{ m}^3$,

S_{rz} – zmierzona wysokość wskaźnika jakości wody w dopływie,

S_o – zmierzona wysokość wskaźnika jakości wody w zbiorniku na początku okresu czasu T ,

S_x – poszukiwana wysokość wskaźnika jakości wody w zbiorniku.

Dla określonych parametrów charakteryzujących zbiornik oraz określonej ilości pobieranej wody ze zbiornika do celów komunalnych obliczono współczynniki retencji A i B , których wartości zestawiono w tabeli 23.

Tabela 23

Table 23

Wartości współczynników retencji A i B w zależności od ilości pobranej wody ze zbiornika do celów komunalnych

Values of A and B retention coefficients subject to amount of water taken out of the reservoir for consumption purposes

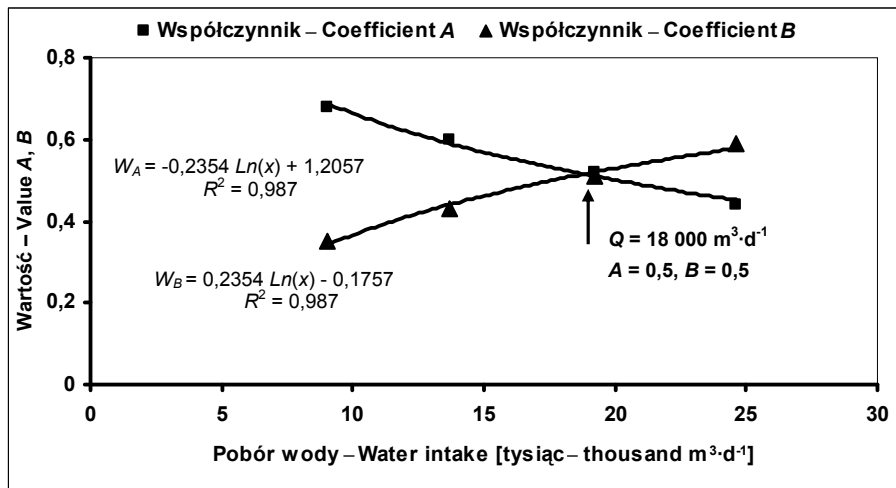
Pobór wody ze zbiornika Amount of water taken out		Współczynnik retencji Retention coefficient	
$[\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}]$	$[\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}]$	A	B
3 300 000	9 041	0,68	0,35
5 000 000	13 698	0,60	0,43
7 000 000	19 178	0,52	0,51
9 000 000	24 657	0,44	0,59

Przebieg zmian współczynników retencji, w zależności od wielkości poboru wody, zobrazowano na rysunku 64. Określono, że zmiana współczynników A i B przebiega według równania:

$$A = -0,2354 \ln \cdot Q_{ZUW} + 1,2057 \quad (28)$$

$$B = 0,2354 \ln \cdot Q_{ZUW} - 0,1757 \quad (29)$$

Ustalono, że współczynniki A i B dla poboru wody w ilości $18\,000\text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ przyjmują tę samą wartość równą $0,50$.

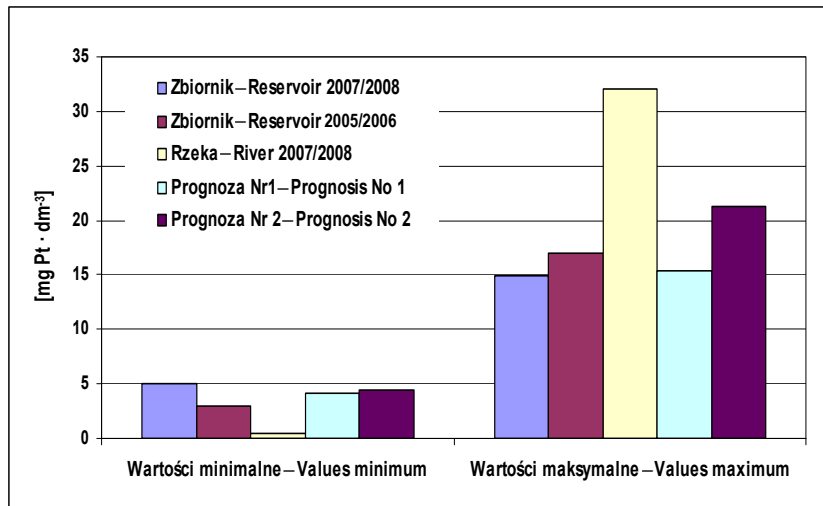


Rys. 64. Kształtowanie się współczynników retencji A i B w zależności od wielkości poboru wody ze zbiornika

Fig. 64. A and B retention coefficients subject to amount of water intake of the reservoir

Wykorzystując formułę (27), obliczono prognozowane wskaźniki jakościowe wody w zbiorniku w warunkach poboru wody do celów komunalnych – oznaczono je określeniem prognoza 2. Wyniki te porównano z analizami uzyskanymi podczas badań laboratoryjnych i prognozą sporządzoną na podstawie współczynników zmienności badanej wody w zbiorniku i rzece (prognoza 1). Otrzymane wyniki zobrazowano na rysunkach 65 i 66.

W wyniku poboru wody ze zbiornika prognozowane wskaźniki barwy i twardości ogólnej wody wskazują, że wielkość poboru wpływa na ich wysokość (rys. 65, 66). Prognozowana maksymalna barwa wody bez poboru wody (prognoza 1) jest niższa niż prognozowana jej wartość przy poborze wody o $6\text{ mg Pt} \cdot \text{dm}^{-3}$ (prognoza 2). W przypadku twardości ogólnej wody obserwujemy tendencje odwrotne. Spada ona wraz ze wzrostem poboru wody ze zbiornika. W przypadku zwiększającego się poboru wody ze zbiornika współczynnik retencyjny A (retencyjność zbiornika) obniża się z $0,68$ do $0,44$. W tych warunkach równocześnie wzrasta wpływ dopływu, stąd współczynnik B wzrasta od $0,35$ do $0,59$ (rys. 64). Dobrze to obrazuje prognozowany przebieg zmian barwy i twardości ogólnej wody przy zwiększającym się poborze wody ze zbiornika, co zobrazowano na rysunkach 67 i 68.

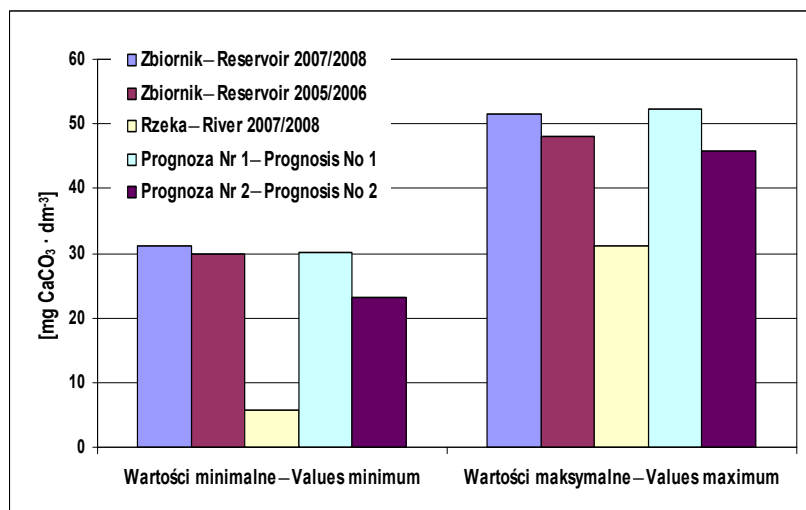


Rys. 65. Prognozowana barwa wody w zbiorniku przy poborze 9040 m³·d⁻¹

Prognosis No 1: Obliczenia na podstawie współczynników zmienności,
 Prognosis No 2: Obliczenia na podstawie współczynników retencji.

Fig. 65. Forecasted water colour at the reservoir at intake of 9040 m³·d⁻¹

Prognosis No 1: Calculations on the basing on variability indices,
 Prognosis No 2: Calculations on the basing on retention indices.

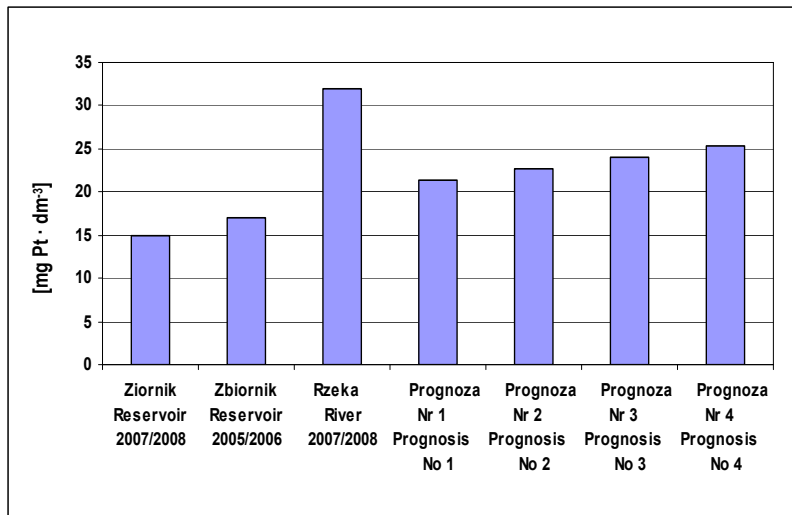


Rys. 66. Prognozowana twardość ogólna wody w zbiorniku przy poborze 9 040 m³·d⁻¹

Prognosis No 1: Obliczenia na podstawie współczynników zmienności
 Prognosis No 2: Obliczenia na podstawie współczynników retencji

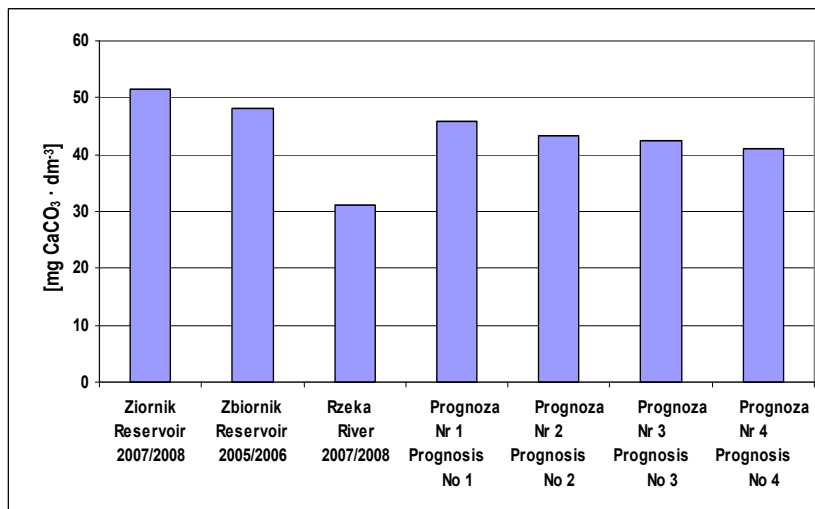
Fig. 66. Forecasted general hardness at the reservoir at intake of 9040 m³·d⁻¹

Prognosis No 1: Calculations on the basing on variability indices
 Prognosis No 2: Calculations on the basing on retention indices



Rys. 67. Prognoza maksymalnej barwy wody przy poborze wody ze zbiornika
 Prognoza Nr 1 dla $Q_{ZUW} = 9\ 040\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, Prognoza Nr 2 dla $Q_{ZUW} = 13\ 700\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$
 Prognoza Nr 3 dla $Q_{ZUW} = 19\ 200\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, Prognoza Nr 4 dla $Q_{ZUW} = 24\ 600\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$

Fig. 67. Prognosis of max water colour at intake of the reservoir
 Prognosis No 1 for $Q_{WTP} = 9\ 040\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, Prognosis No 2 for $Q_{WTP} = 13\ 700\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$
 Prognosis No 3 for $Q_{WTP} = 19\ 200\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, Prognosis No 4 for $Q_{WTP} = 24\ 600\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$



Rys. 68. Prognoza maksymalnej twardości ogólnej wody przy poborze wody ze zbiornika
 Prognoza Nr 1 dla $Q_{ZUW} = 9\ 040\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, Prognoza Nr 2 dla $Q_{ZUW} = 13\ 700\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$
 Prognoza Nr 3 dla $Q_{ZUW} = 19\ 200\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, Prognoza Nr 4 dla $Q_{ZUW} = 24\ 600\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$

Fig. 68. Prognosis of max general hardness at intake of the reservoir
 Prognosis No 1 for $Q_{WTP} = 9\ 040\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, Prognosis No 2 for $Q_{WTP} = 13\ 700\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$
 Prognosis No 3 for $Q_{WTP} = 19\ 200\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, Prognosis No 4 for $Q_{WTP} = 24\ 600\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$

Analizowana metoda prognozowania oparta na bilansie wodnym zbiornika może być wykorzystana do obliczenia współczynników retencyjności, które będą pomocne przy prognozowaniu zmiany jakości wody w zależności od wielkości poboru do celów komunalnych [Rak 2009]. Oparcie prognozy tylko na współczynnikach zmienności jakości wody obliczonych na podstawie przebiegu ich zmian w trakcie okresu badawczego (np. rok hydrologiczny) może być brane pod uwagę jedynie wówczas, gdy woda nie jest ujmowana do celów komunalnych. W przypadku poboru wody zmienia się współczynnik wymiany wody w zbiorniku, spada współczynnik retencyjności wody i rośnie udział wody dopływającej ze zlewni w ogólnym bilansie zbiornika. W tych warunkach wskazane jest wprowadzenie współczynników retencyjności korygujących oddziaływanie retencji zbiornikowej i wielkości dopływu do zbiornika na prognozowaną jakość kryterialnych wskaźników jakości wody w zbiorniku.

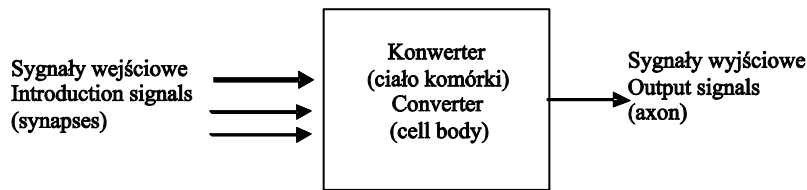
10. PROGNOZOWANIE JAKOŚCI WODY Z WYKORZYSTANIEM SZTUCZNYCH SIECI NEURONOWYCH

Sieci neuronowe znajdują zastosowanie w wielu dziedzinach życia i techniki. Klasycznym sposobem ich wykorzystania są szeroko pojęte układy rozpoznające. Poza tym używa się ich w systemach eksperckich, tworzeniu analiz finansowych, a także sterowaniu procesami. W publikacjach naukowych można znaleźć wiele zastosowań sztucznych sieci neuronowych, a spośród nich: diagnostykę układów elektronicznych, prognozy giełdowe, prognozowanie sprzedaży, analizę badań medycznych, badania psychiatryczne, interpretację wyników badań biologicznych, prognozowanie postępów w nauce, planowanie remontów maszyn w zakładach przemysłowych, analizę problemów związanych z produkcją, sterowanie procesami produkcyjnymi, dobór surowców, optymalizację działalności różnego rodzaju, tworzenie prognoz pogody, systemy rezerwacji biletów lotniczych i wiele innych. Szerokie i powszechne zainteresowanie sieciami neuronowymi wśród inżynierów, przedstawicieli nauk ścisłych oraz biologów czy neurofizjologów wynika przede wszystkim z poszukiwań bardziej efektywnych i niezawodnych urządzeń do przetwarzania informacji, a układ nerwowy człowieka jest tutaj niedościgłym wzorem. Analizując metody przetwarzania i selekcji informacji oraz sposoby podejmowania decyzji w systemie nerwowym człowieka, łatwo można dojść do wniosku, że jest on przykładem rozwiązania wielu problemów, z którymi od lat borykają się informatyka, teoria przetwarzania informacji czy teoria optymalizacji. Dzięki swojej budowie, zdolnościom do wykonywania obliczeń równoległych oraz wynikającym stąd możliwościom przetwarzania ogromnych ilości informacji sieci neuronowe bardzo dobrze nadają się do rozwiązywania złożonych, pracochłonnych i czasochłonnych problemów optymalizacyjnych. Szybkość przetwarzania w sieciach neuronowych stwarza ogromne możliwości przyspieszenia nawet bardzo złożonych obliczeń.

10.1. Budowa i działanie sieci neuronowych

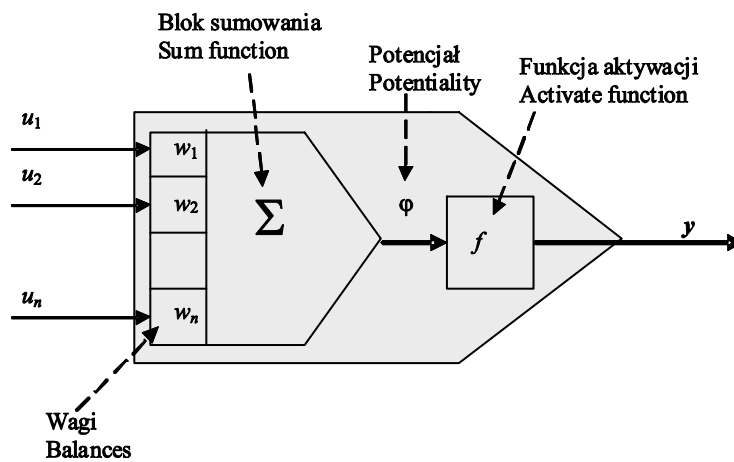
Sztuczne sieci neuronowe zostały utworzone na bazie badań nad modelem mózgu. Punktem wyjściowym były studia neurofizjologiczne i bioniczne inspirowane próbami formalnego opisu procesów zachodzących w komórkach nerwowych. Rozwój technologii elektronicznej zmobilizował naukowców do porównania możliwości systemów komputerowych z mechanizmami mózgowymi. Badania te doprowadziły do znalezienia elektronicznego modelu biologicznego neuronu i stworzenia jego sztucznego ekwiwalentu.

Z punktu widzenia elektronicznego neuron biologiczny może być traktowany jako konwerter sygnałów (ciało komórki) o wielu wejściach (synapsach) i jednym wyjściu (aksonie). Schemat transmisji sygnałów w neuronie biologicznym został zaprezentowany na rysunku 69 [Camarinha-Matos i Martinelli 1998, Korbicz i in. 1994].



Rys. 69. Model neuronu biologicznego
Fig. 69. Biological neuron model

Sztuczny ekwiwalent neuronu zilustrowano na rysunku 70 [Korbicz i in. 1994].



Rys. 70. Model sztucznego neuronu
Fig. 70. Artificial neuron model

Sztuczny neuron składa się z dwóch bloków: sumowania i aktywacyjnego. Na wejściu tego pierwszego sygnały są podawane i powielane przez odpowiednie wagi. Zsumowane wagi dają tak zwany potencjał membranowy, który przetwarzany jest przez blok aktywacyjny, a ten z kolei może być opisany przez wiele funkcji.

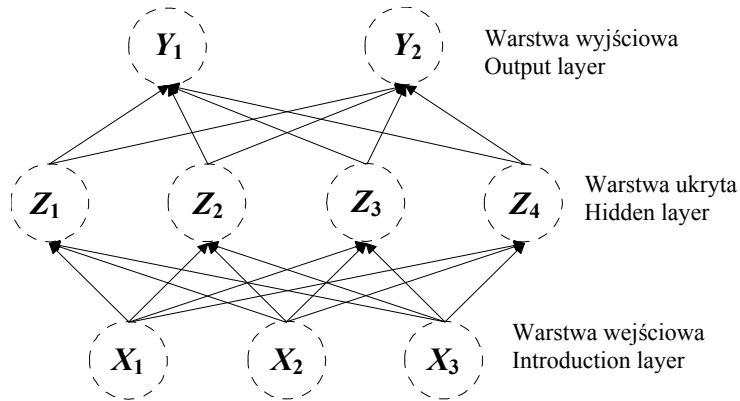
$$y = f(\varphi) = f(w^T u) = f\left(\sum_{i=1}^n w_i u_i\right) \quad (30)$$

Ażeby wprowadzić nieliniową charakterystykę transmisji sygnału przez neuron, wprowadza się często do użycia tak zwaną funkcję sigmoidalną y .

Dla danego parametru ξ funkcję y można określić według formuły:

$$y = \frac{1}{1 + \exp(-\xi)} \quad (31)$$

W modelowaniu komputerowym poszczególne neurony mogą być łączone w sieci. Systemy te tworzą trzy klasy neuronów: wejściowe, ukryte i wyjściowe. Schemat sieci neuronowej z warstwą wejściową z trzema wejściami (predyktorami), pojedynczą ukrytą z czterema jednostkami ukrytymi oraz wyjściową z dwoma wyjściami (odpowiedziami) przedstawia rysunek 71 [Davison i in. 1998].



Rys. 71. Perceptron z pojedynczą warstwą ukrytą
Fig. 71. Perceptron with one hidden layer

Z rysunku 71 wynika, że jeżeli x oznacza wektor o p wejściach, a y wektor o K wyjściach, to model taki opisać można równaniami:

$$z_j = \sigma(\alpha_{j0} + \alpha_j^T x), \quad j = 1, \dots, m = 4, \quad (32)$$

$$\hat{y}_k = f_k(\beta_{k0} + \beta_k^T z), \quad k = 1, \dots, K = 2, \quad (33)$$

gdzie parametry wagowe α i β definiują odpowiednio liniowe kombinacje wejścia x i ukrytego wektora wejściowego z , zaś wyrazy wolne α_0 i β_0 reprezentują tak zwane obciążenia (szumy). Funkcja aktywacyjna f użyta jest natomiast do wprowadzenia nieliniowości w warstwie ukrytej. W efekcie typowymi wyborami końcowej transformacji wyników są:

- regresja z ilościowymi odpowiedziami,
- klasyfikacja binarna z odpowiedziami 0 i 1,
- klasyfikacja wielostopniowa.

Sieci neuronowe mogą mieć więcej niż jedną warstwę ukrytą. Jeśli przykład prezentowany na rysunku 71 pokazywał perceptron pojedynczy, to wielowarstwowy może ją wielokrotnie powtarzać, tworząc nawet bardzo złożone architektury [Davison i in. 1998].

Określenie liczby ukrytych warstw nie jest proste. Istnieją arbitralne i mniej arbitralne metody właściwego ich wyboru. Zazwyczaj najlepsze rezultaty są osiągane, gdy te wartości wybiera się na drodze empirycznej [Tadeusiewicz 1993]. Po ustaleniu liczby warstw należy wybrać wartości wagowe i progowe dla wszystkich neuronów. Powinny one być tak dobierane, aby zapewniały minimalny błąd aktywności sieci dający największą predykcję. Najczęściej błąd sieci o pewnej konfiguracji parametrów wagowych i progowych dla poprawnego rozwiązania ocenia się poprzez porównanie wartości wyjściowych z tymi podanymi jako wzorce (dane uczące). Bazą do automatycznej modyfikacji wag i przedziałów, pozwalającą na minimalny błąd, są zebrane przykłady (przypadki), czyli dane wejściowe z dołączoną frakcją rozwiązań poprawnych danych uczących, będących zazwyczaj przypadkami historycznymi. Dane te biorą udział w uczeniu sieci, który to proces jest ekwiwalentny do dopasowania parametrów modelu w rozpatrywanych przypadkach. Operacje predykcji przeprowadza się na podstawie przykładów wejściowych danych serii testującej i wykonują je tak zwane algorytmy uczące [Tadeusiewicz 1993].

W tradycyjnych podejściach do modelowania matematycznego istnieje wiele algorytmów pozwalających na skonfigurowanie modelu. Zazwyczaj dokonuje się tego poprzez użycie tak zwanej funkcji błędu. Najpowszechniejszą funkcją błędu jest suma kwadratów odchyłeń pomiędzy modelowanymi predykcjami a danymi wejściowymi. Generalnie, algorytm uczący powinien zbiegać do minimum globalnego z wykorzystaniem informacji na temat gradientu spadku funkcji błędu. Ostatecznie algorytm zatrzymuje się na określonym minimum, jeśli gradient wskazuje, że we wszystkich innych kierunkach jest możliwe tylko powiększenie błędu. Minimum uzyskane poprzez uczenie sieci może mieć tylko lokalny charakter lub w korzystnych warunkach może to być globalne minimum, które perfekcyjnie dopasowuje dane uczące [Tadeusiewicz 1993].

Uczenie sieci neuronowych nie jest procesem mechanistycznym i wymaga dużego skupienia eksperymentatora. Podstawowa trudność polega na uniknięciu zbyt dużego dopasowania modelu do danych tak, aby nie reprezentował on wszystkich detali poszczególnych przypadków. Dane są bowiem z pewnością zanieczyszczone przez różne szumy, dlatego nie można oczekiwać, że najlepszy model to ten, który będzie reprezentował każdy przypadek z osobna. Przeciwnie, najlepszym modelem jest ten, który obrazuje ogólny kształt aproksymowanej zależności i unika drobnych (często nieważnych) defektów danych wejściowych. Tendencje do przesadnego dopasowania modelu do danych mają zazwyczaj sieci z większymi wagami, a w literaturze problem ten nazywany jest nadmiernym dopasowaniem. Takie sieci typowo dają małe błędy, ale słabe predykcje.

Zjawisko nadmiernego dopasowania mniej dotyczy sieci bayesowskich – jest w nich eliminowane na skutek całkowania predykcji ze wszystkich możliwych wektorów wagowych po wagowym rozkładzie *a posteriori*. Ten z kolei powstaje z informacji empirycznych oraz apriorycznego założenia obciążeń i ukierunkowany jest w stronę wag bardziej wiarygodnych. Korzyści z podejścia bayesowskiego polegają także na tym, że podczas tego całkowania wektor wagowy dopasowujący dane do modelu tylko częściowo uczestniczy w procesie predykcyjnym, w przeciwieństwie do konwencjonalnej estymacji sieciowej, w której dominuje. Dlatego też twierdzi się, że konwencjonalne uczenie jest problemem optymalizacyjnym, natomiast bayesowskie uczenie i predykcja

są problemem całkującym [Neal 1992]. Należy dodać, że całki wielowymiarowe, analitycznie trudne do rozwiązania, można wyznaczyć numerycznie przy użyciu metod Monte Carlo, a sformułowany algorytm hybrydowy Monte Carlo opracowany przez Duane i in. [1987] jest skutecznym instrumentem statystycznym w tego typu numerycznych aplikacjach. Metody Monte Carlo pozwalają na szacowanie ryzyka niepewności i analizy wrażliwości w modelowaniu elementów środowiska. Pomimo takich możliwości – metody te nie zostały zastosowane na szeroką skalę do modelowania jakości wody [McIntyre i in. 2003].

10.2. Wykorzystanie sztucznych sieci neuronowych w gospodarce wodnej

Wykorzystanie sztucznych sieci neuronowych (*SSN*) w warsztacie badawczym współczesnej dynamicznej hydrologii jest w pełni uzasadnione. W opisie dynamiki zjawisk hydrologicznych wykorzystuje się modele tzw. białej skrzynki, odwołujące się do genezy zjawisk opisywanej prawami fizycznymi oraz tzw. modele czarnej skrzynki, pozwalające na modelowanie systemów o nieznannej lub bardzo złożonej strukturze, pod warunkiem że znane są sygnały wejściowe i wyjściowe. Przy ich wykorzystaniu otrzymujemy zwykle modele, które po procesie uczenia, na podstawie wprowadzanych na wejściu sygnałów, są w stanie prawidłowo określić poszukiwaną wielkość parametrów wyjściowych. *SSN* mogą być widziane z perspektywy hydrologii jako efektywne narzędzie do tworzenia modeli czarnej skrzynki. Modele te nie pozwalają zasadniczo na poszerzenie wiedzy o mechanizmach rządzących ich przebiegiem w odróżnieniu od modeli fizycznych, jednak zapewniają często lepsze wyniki prognozowania przy mniejszej liczbie parametrów wejściowych. Licznar i Nehring [2003] porównali możliwości stosowania *SSN* o pojedynczej warstwie ukrytej oraz fizycznego modelu nowej generacji *WEPP* (Water Erosion Prediction Project) do prognozowania wielkości spływu powierzchniowego i towarzyszącego mu zmywu gleby w skali małych poletek doświadczalnych. Doświadczenia te wykazały, że *SSN* o stosunkowo prostej architekturze zapewniały zazwyczaj otrzymywanie prognoz dokładniejszych w porównaniu do skomplikowanych modeli *WEPP*.

Zakres użycia *SSN* we współczesnej hydrologii jest bardzo szeroki. Ich zastosowanie zaczyna się już na etapie opracowywania danych opadowych [Licznar 2001]. Na dalszym etapie wykorzystuje się je do realizacji szerokiego wachlarza zadań prognozowania hydrologicznego, np. spływów powierzchniowych, stanów i natężenia przepływów w rzekach i jakości przepływającej wody [AC SCE 2000b, Islam, Kohari 2000, Thirumalaiah, Deo 2000, Abrahart 2003, Gavin i in. 2003, Hettiarachchi i in. 2005, Yeon i in. 2009]. Khorchani i Blanpain [2005] wykorzystali *SSN* do prognozowania przepływu przez groble. Opracowano model *SSN*, który przewyższa dokładnością konwencjonalne modele filtracji przez groble. Obliczony współczynnik korelacji R pomiędzy wskaźnikami oszacowanymi a obserwowanymi dla testowanego modelu wynosił 0,975. O dużym zainteresowaniu tym modelem w hydrologii może świadczyć powołanie przy AC SCE [2000a, 2000b] specjalnego komitetu do analizy możliwości stosowania *SSN* w badaniach i praktyce hydrologicznej.

Licznar [2007] analizował wykorzystanie sztucznych sieci neuronowych do predykcji stanów i natężeń przepływów w rzece. Badano możliwości zastosowania sztucznych sieci neuronowych do prognozowania stanów i natężenia przepływów w przekroju wodowskazowym na potrzeby eksploatacji ujęć wodociagowych. Wykorzystano szeregi czasowe codziennych wartości stanów i natężenia przepływów z okresu 1975–1978 z sąsiadujących ze sobą przekrojów wodowskazowych na rzekach Kaczawa i Nysa Szalona. Opracowano model prognostyczny, który oparto na znajomości historycznych pomiarów dobowych na posterunku wodowskazowym lub na wynikach pomiarów na posterunkach poprzedzających analizowany przekrój wodowskazowy.

Wykorzystując *SSN* przy modelowaniu zasobów wodnych, ważny jest dobór danych historycznych. W modelu opracowanym przez Lulę i Tadeusiewicza [2004] proces uczenia sieci trwał 108 cykli (epok obliczeniowych) dla sieci prognozujących stany i 454 cykle dla sieci prognozujących natężenie przepływu. Szczegółowe statystyki porównawcze (stanu i natężenia przepływu) wykonano w odniesieniu do całego zbioru oraz do wyodrębnionych podzbiorów: uczącego, walidacyjnego i testowego. Nieco lepsze wyniki uzyskano w przypadku prognozy stanu wody, gdzie współczynnik korelacji ($R = 0,905$) był wyższy niż w wypadku predykcji natężenia przepływu ($R = 0,879$).

Z przeglądu literatury wynika, że modele służące predykcji parametrów przepływu rozumianych jako dobowe wartości stanu i natężenia w przekroju wodowskazowym mogą być cennym narzędziem wspomagającym eksploatację i projektowanie ujęć wód powierzchniowych. Wyniki badań wskazują na spory potencjał stosowania w tym zakresie prostych sieci o pojedynczej warstwie ukrytej. Rozpoznane zostały także możliwości użycia sieci perceptronowych zarówno do prognozowania dobowych wartości stanów i natężenia przepływów na podstawie znajomości pomiarów tych wielkości w dobach poprzednich na posterunku wodowskazowym, jak i do przewidywania tych samych wartości na podstawie wcześniej zrealizowanych pomiarów na posterunkach poprzedzających analizowany przekrój rzeki. Wyniki prognoz otrzymywanych z *SSN*, zwłaszcza w przypadku parametru natężenia przepływu, nie mogą być przyjmowane bezkrytycznie. Prognozy winny być jedynie materiałem do oceny przez ekspertów. Powinni oni posilkować się prognozami stanów wody, które zwykle cechowały się większą precyzją i wiarygodnością oraz zawsze mieściły się w zakresie możliwej do wystąpienia naturalnej zmienności wartości. W przypadku wszystkich sieci widoczne były problemy z dokładnym prognozowaniem wartości wysokich stanów i wysokich natężeń przepływów typowych dla okresów wezbraniowych. Te same problemy ujawniły się w przypadku sieci i predykcji bardzo niskich stanów oraz małych natężeń przepływów. Trudności wynikają z niewielkiej liczby przykładów opisujących wspomniane warunki przepływów wezbraniowych i niżówkowych w całkowitym zbiorze służącym uczeniu sieci. Otrzymane wyniki należy uznać jednak za zachęcające i wskazujące jednocześnie na potrzebę prowadzenia dalszych badań dotyczących możliwości stosowania *SSN* do prognozowania warunków pracy ujęć wodnych.

10.3. Wybrane przykłady zastosowania sztucznych sieci neuronowych w inżynierii środowiska

Sztuczne sieci neuronowe znajdują coraz szersze zastosowanie w badaniach i analizach procesów jednostkowych oraz technologicznych związanych z uzdatnieniem i dystrybucją wody. Siwoń i in. [2008] dokonując przeglądu badań, w których zastosowano *SSN*, wskazali, że pierwsze zastosowanie na potrzeby modelowania i prognozowania funkcjonowania sieci wodociągowej datuje się od początku lat 90. zeszłego stulecia. *SSN* znalazły zastosowanie przy prognozowaniu zapotrzebowania na wodę. Wiele prac dotyczyło kwestii, czy *SSN* sprawdzają się w modelowaniu i prognozowaniu rozbiorów, sprzedaży i produkcji wody. Podobne analizy wykorzystania *SSN* w prognozowaniu zapotrzebowania na wodę prowadził Bardossy i in. [2009]. Dodatkowo badacze opracowali oprogramowanie *VISIT (Variable Input Spread Inference Training)*, które automatycznie testuje (uczy) przyjęty model *SSN*.

SSN znalazły zastosowanie także do ustalania niezbędnych dawek chloru do wody w dużych systemach wodociągowych oraz prognozowania stężenia chloru pozostałego. Wykorzystanie *SSN* do określenia pozostałości stężenia chloru w sieciach wodociągowych analizowali także Koo i in. [2008]. Sporządzono model *SSN*, na którym analizowano pięć scenariuszy zużycia chloru w zależności od wysokości dawki dozowanej do systemu wodociągowego, tak aby osiągnąć zmniejszenie ilości chloru pozostałego do $0,2 \text{ mg Cl}_2\text{-dm}^{-3}$. Opracowany model pozwolił na określenie wysokości dawki chloru dozowanego do systemu wodociągowego w zależności od temperatury wody i ilości wody wtłaczanej. Obliczony współczynnik korelacji *R* pomiędzy wskaźnikami oszacowanymi a obserwowanymi dla testowanego modelu wynosił 0,959.

Jak wskazują Siwoń i in. [2008], *SSN* znalazły zastosowanie do ustalenia wielkości i lokalizacji przecieków na sieciach wodociągowych. Z przeprowadzonych badań i analiz wynika, że funkcjonowanie modeli zbudowanych na bazie *SSN* było co najmniej tak samo dobre, jak modeli statystycznych. Możliwość ich zastosowania do oceny jakości wody surowej ujmowanej dla zakładów wodociągowych zostały wykazane przez Daniela i Wundkego, Ruckiego, Zhanga, Stanleya [Siwoń i in. 2008].

W ostatnich latach *SSN* wprowadza się także do prac dotyczących kwestii eksploatacji wodociągów. Tendencja ta jest widoczna nie tylko w fachowej literaturze zagranicznej [Camarinha-Matosm, Martinelli 1998, Zhou i in. 2000, 2002, Rao, Salomons 2007], ale także coraz wyraźniej w badaniach krajowych. Przykładowo Sroczan i Urbaniak [2004] oraz Zimoch i Kłos [2003] sugerują szerokie wykorzystanie *SSN* w monitoringu, sterowaniu i eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę i ochrony wód. Natomiast Dawidowicz [2005] przeprowadził liczne eksperymenty numeryczne weryfikujące możliwość stosowania *SSN* do oceny średnic przewodów w sieci wodociągowej oraz do obliczeń hydraulicznych. Licznar i Łomotowski osiągnęli bardzo dobre wyniki prognozowania dobowych rozbiorów wody w skali dużego wodociągu przy wykorzystaniu *SSN* różnego typu [Licznar, Łomotowski 2004, Licznar 2005].

Deveughèle, Do-Quang [2005] przedstawili w swojej pracy wyniki badań dotyczących zastosowania *SSN* w prognozowaniu zużycia koagulantu w procesie uzdatniania wody powierzchniowej. Zaprojektowano model, który pozwolił na określenie optymalnej dawki koagulantu w zależności od parametrów wody surowej. Model *SSN* zbudowano

przy użyciu historycznych danych fizykochemicznych wody surowej. Prototyp modelu został wdrożony na pełną skalę uzdatniania wody w jednym z zakładów we Francji. Zastosowanie tego modelu pozwoliło na zmniejszenie zużycia koagulantu o około 10%. Z kolei Cougnaud i in. [2005] wykorzystali *SSN* do opracowania prognozy zdolności absorpcyjnej węgla aktywnego w zależności od stężenia pestycydów w wodzie. Ustalono wpływ parametrów eksploatacyjnych, tj. stężenia zanieczyszczeń i prędkości filtracji na efektywność redukcji zanieczyszczeń. Zbudowany model na sieciach neuronowych pozwolił określić związki pomiędzy właściwościami węgla aktywnego a wielkością adsorpcji pestycydów. W warunkach eksploatacyjnych prowadzonego procesu uzdatniania ustalono wzajemną zależność stężenia pestycydów, prędkości i długości cyklu filtracji. Otrzymano wyniki przy wysokiej zgodności, $R^2 = 0,985$. *SSN* zostały wykorzystane także do określenia maksymalnego skażenia wody. Brion i Lingireddy [2003] wykazali, że *SSN* mogą być przydatne do ustalania zmian mikrobiologicznych wody. Ustalono, że *SSN* posiadają zdolność do badania wzajemnych powiązań wielu parametrów bazy danych. Dzięki temu można dostarczać operatorowi wodociągu informacji o przewidywanych własnościach mikrobiologicznych wody. Zastosowanie modelowania z wykorzystaniem *SSN* pozwoliło na poznanie najwyższego skażenia mikrobiologicznego z dokładnością ponad 90%. Gavin i in. [2003] zastosowali *SSN* do modelowania zasobów wodnych. Sieci neuronowe wykorzystano do prognozowania zasolenia rzek w południowej Australii. Ustalono prognozę zasolenia z 14-dniowym wyprzedzeniem przy użyciu modelu liniowego.

Strugholtz i in. [2009] wykorzystali sieci neuronowe do badania procesu uzdatniania wody. Zastosowanie sieci neuronowych pozwoliło na optymalizację procesu technologicznego. W wyniku badań opracowano model do optymalizacji kosztów operacyjnych. Sieci neuronowe pozwoliły na ustalenie parametrów filtracji oraz optymalizowanie dawek reagentów, prowadząc do obniżenia kosztów operacyjnych o 15%.

10.4. Prognozowanie wskaźników jakości wody w zbiorniku na wybranym typie sieci neuronowych

Sporządzona prognoza jakości wody w zbiorniku oparta na wskaźnikach zmienności określa jedynie prognozowane maksymalne oraz minimalne wartości wskaźników niezbędnych do podjęcia decyzji co do wyboru określonego układu technologicznego. Optymalny model do prognozowania powinien w każdej chwili, na podstawie informacji pochodzących z monitoringu warunków hydrologicznych zlewni, obserwacji meteorologicznych, analiz fizykochemicznych ujmowanej wody, dać możliwość określenia podstawowych parametrów jakości wody. Informacja o przewidywanych wartościach wskaźników kryterialnych jakości wody pozwoli podjąć operatorowi *ZUW* decyzję o przygotowaniu organizacyjno-technicznym w celu wyboru optymalnego układu technologicznego uzdatniania wody. Prognozowane wskaźniki jakości wody pobieranej do uzdatniania powinny być funkcją zjawisk meteorologicznych zachodzących w zlewni w okresie poprzedzającym analizę oraz wynikać z przebiegu zmian monitorowanych wskaźników w zbiorniku, a w szczególności uwzględniać:

- wysokość opadów w zlewni i czas ich trwania w okresie poprzedzającym prognozę,
- wielkość dopływu do zbiornika w okresie poprzedzającym prognozę,

- ilość wody retencjonowanej w zbiorniku,
- ilość wody ujętej do celów komunalnych,
- przebieg temperatury wody w okresie poprzedzającym prognozę,
- przebieg charakterystycznych wskaźników jakości wody w zbiorniku (barwa wody, mętność, odczyn, twardość wody), pochodzących z pomiaru automatycznego zainstalowanego na ujęciu wody ze zbiornika,
- przebieg charakterystycznych wskaźników jakości wody na dopływach do zbiornika.

10.4.1. Etapy budowania modelu sieci neuronowych

W trakcie budowy modelu sieci neuronowych występuje kilka etapów przygotowania, w trakcie których podejmowane są określone decyzje i działania:

Etap 1 – Określenie architektury SSN: na tym etapie określamy liczbę warstw ukrytych i liczbę neuronów w poszczególnych warstwach. Program jest tak skonstruowany, że liczbę neuronów w warstwie wejściowej i wyjściowej mamy zwykle narzuconą poprzez określoną postać danych. Pozostaje do określenia liczba warstw ukrytych oraz liczba neuronów w poszczególnych warstwach. Przeważnie wystarczające jest założenie jednej warstwy ukrytej. Jednak czas działania w odniesieniu do sieci z wieloma warstwami ukrytymi z kilkoma neuronami może być znacznie krótszy niż sieci działającej podobnie z jedną warstwą ukrytą i dużą liczbą neuronów w tej warstwie lub odwrotnie. W tym przypadku dokonujemy modyfikacji sieci w zależności od tego, czy to ma być prosta struktura sieci bądź ze względu na czas jej działania, czy generowanie z najmniejszym błędem. Sieć nie może posiadać zbyt małej liczby neuronów ukrytych. Może to uniemożliwić znalezienie odpowiednich zależności między danymi wyjściowymi a wejściowymi. Natomiast zbyt duża liczba neuronów ukrytych może spowodować uczenie się „na pamięć” danych wejściowych. Za dużą liczbą warstw ukrytych może przyczynić się do bardzo wolnego działania sieci. Powyższe elementy weryfikuje się empirycznie na reprezentatywnej próbce danych. W literaturze spotykamy następujące sugestie: liczba warstw ukrytych wynosząca jeden jest zwykle wystarczająca, liczba neuronów w sieci powinna być około 10 razy mniejsza od ilości danych wejściowych [Tadeusiewicz 1993]. Końcowym efektem prac etapu 1 jest określenie funkcji aktywacji.

Etap 2 – Wybór metody uczącej – testowanie SSN: w literaturze dostępnych jest wiele metod uczenia i walidacji² SSN. Jednym ze sposobów jest tzw. walidacja krzyżowa, polegająca na podziale danych do testowania na określoną ilość zbiorów. W przypadku 10 zbiorów proces uczenia przebiega na dziewięciu z nich, a proces walidacji na ostatnim, dziesiątym, po czym następuje zamiana zbiorów. W wyniku testowania powstanie 10 różnych sieci z odpowiednimi wagami, które mogą wpływać na wynik końcowy.

Etap 3 – Rozwiązanie założonego problemu i ocena jakości SSN: na tym etapie określa się głównie błędy poszczególnych neuronów oraz błędy średnie dla całego zbioru testującego czy walidującego. Ocena otrzymanych wyników stanowi zwykle podstawę

² Walidacja to weryfikacja wyników uczenia SSN w trakcie fazy ich uczenia.

do podjęcia decyzji o zakończeniu procesu uczenia lub jego kontynuacji. Warto jednak określić stałą liczbą tzw. epok³ w procesie uczenia, gdyż sieć może nie być w stanie rozwiązać postawionego problemu z żadaną dokładnością.

W projektowanym modelu prognozowane wskaźniki zanieczyszczeń wody w zbiorniku tworzą szereg czasowy. W tym przypadku powszechną topologią są sieci typu perceptron z jedną warstwą lub wieloma warstwami ukrytymi. Uwzględnić należy nie tylko wartości danego wskaźnika z poprzednich okresów, lecz również informacje meteorologiczne i hydrologiczne z poprzednich okresów (wysokość opadu, temperatura wody, ilość wody retencjonowanej w zbiorniku itp.). W tym aspekcie pojawiają się kolejne pytania:

- z jakiego okresu obserwowane i badane powyższe wskaźniki oraz czynniki należy uwzględnić,
- na jaki okres prognozować – krótszy horyzont czasowy daje szansę na większą dokładność obliczeń,
- co prognozować: sam wskaźnik, jego zmienność, wartość maksymalną czy może wartość minimalną?

Często jednak okazuje się, że czynniki, pozornie niemające wpływu na analizowane wskaźniki, uwzględnione w danych wejściowych sieci zmniejszają błąd na wyjściu, a usunięcie z pozoru istotnych danych nie powoduje pogorszenia działania sieci.

10.4.2. Charakterystyka wybranego programu do modelowania

Do modelowania zmian wskaźników jakości wody w zbiorniku wodnym posłużono się programem „Flexible Bayesian Models on Neural Networks, Gaussian Processes and Mixtures and that demonstrates Markov Chain Monte Carlo Methods” pracującym w środowisku UNIX/Linux, wersja 1999-03-13 [Neal 1999]. Modele sieci neuronowych zostały opisane w pracy "Bayesian Learning for Neural Networks", publikowanej przez Springer-Verlag (ISBN 0-387-94724-8) [Neal 1996]. Szczegółowo modele sieci neuronowych opisano w aneksie do tego wydania. Program ma na celu wspieranie badań naukowych i edukacji w zakresie wykorzystania do prognozowania modeli bayesowskich (Flexible Bayesian Models) opartych na sieciach neuronowych. Program jest narzędziem do obsługi bayesowskich modeli prognozowania za pomocą sieci neuronowych. Zawiera także aplikacje wspierające łańcuchy Markova metody Monte Carlo (Markov Chain Monte Carlo methods MCMC) do pobierania próbek z szeregów zmiennych przez proste formuły, w tym bayesowskie dla uprzednio ustalonego prawdopodobieństwa. Oprogramowanie sieci neuronowych obsługuje modele bayesowskie do uczenia i prognozowania zadanych problemów za pomocą modeli opartych na sieci z dowolną liczbą warstw ukrytych, z uprzednim, szerokim wyborem rozkładu dla parametrów i hiperparametrów sieci. Natomiast oprogramowanie modeli Gaussa wspiera proces klasyfikowania i prognozowania, które są podobne do modeli sieci neuronowych z nieskończoną liczbą jednostek ukrytych. Korzyści płynące z uczenia bayesowskiego dla obu typów modelu to automatyczne ustalanie i regulowanie hiperparametrów bez konieczności walidacji, unikanie nadmiernego dopasowania przy użyciu dużych sieci

³ Epoka to pojawienie się w ciągu uczącym wszystkich przykładów w określonej kolejności, dokładnie jeden raz.

i niepewności uzyskanych wyników prognoz. W przypadku sieci neuronowych o stosunkowo prostej strukturze, np. 200 cykli uczących, 10 wejść, 20 ukrytych jednostek, w pełni uczenie modelu neuronowego sieci, tj. do momentu, w którym można być pewnym, że prawidłowa odpowiedź została znaleziona, trwa zazwyczaj kilka godzin. Także czas potrzebny do uczenia modeli Gaussa najbardziej zależy od liczby cykli uczenia. Na 100 cykli uczących modele te mogą potrzebować tylko kilka minut do momentu ponownego dojścia do punktu, gdzie można otrzymać racjonalną pewność na prawidłową odpowiedź. W przypadku 1 000 cykli uczących – proces uczenia może zająć nawet cały dzień [Neal 1999].

Oprogramowanie *FBM* składa się z szeregu programów i modułów. Każdy z nich ma swój własny katalog. Najważniejsze z nich to:

- "util": katalog modułów i programów użytkowych;
- "mc": katalog modułów i programów, które wspierają pobieranie próbek za pomocą łańcuchów Markova metodą Monte Carlo (*MCMC*), przy użyciu modułów z katalogu "util";
- "dist": katalog programów dla łańcuchów Markova określających sposób pobierania próbek rozkładu na podstawie uprzednio wybranego modelu Bayesa i dla przyjętego prawdopodobieństwa, przy użyciu modułów z programów "util" i "mc";
- "net": katalog modułów i programów implementujących wnioskowane modele bayesowskie oparte na wielowarstwowych sieciach neuronowych typu perceptron MPL (Multi Layer Perceptron), za pomocą modułów z katalogów "util" i "mc"; katalog ma programy do wdrażania gradientów uczenia sieci;
- "gp": katalog modułów i programów implementujących wnioskowane modele bayesowskie oparte na procesach Gaussa, przy użyciu modułów z katalogów "util" i "mc";
- "mix": katalog modułów i programów implementujących wnioskowane modele bayesowskie dla skończonych i nieskończonych modeli mieszaniny, przy użyciu modułów z katalogów "util" i "mc";
- "bvg": katalog, który zawiera moduły i programy pobierania próbek z dwuwymiarowego rozkładu normalnego jako zwykle wykazanie, w jaki sposób łańcuchy Markova metody Monte Carlo mogą być używane.

Oprogramowanie jest skonstruowane modułowo. Katalog "util" zawiera szereg modułów, z których niektóre mogą być wykorzystywane także do innych celów. Moduły w katalogu "mc" zapewniają wsparcie metody *MCMC*, natomiast moduły z katalogu "dist" określają sposób rozkładu i dystrybucję zbiorów przez określoną formułę. Moduły katalogów "net", "gp" i "mix" są bardziej wyspecjalizowane i korzystają z metody *MCMC* do wsparcia modelu bayesowskiego sieci neuronowych i modeli procesów Gaussa. Większość programów korzysta z tzw. pliku rejestracyjnego, który jest jednocześnie plikiem archiwizującym. Plik ten obsługiwany jest przez moduły programu z katalogu "util". W pliku tym rejestrowane są wszystkie informacje dotyczące uruchomienia programu. Pierwszych kilka rekordów pliku rejestrującego zawiera specyfikacje dotyczące sposobu uruchomienia programu oraz informacje o architekturze sieci i źródle danych do ich uczenia. Informacje te są opisane przez programy zawarte w katalogu "spec" (np. "net-spec" i "dane-spec") i pozwalają użytkownikowi na rozpoczęcie obliczeń. Po pewnym czasie określony program (np. "net-mc") wykonuje iteracje. Program ten będzie dołączał kolejne rekordy do pliku rejestrującego, po jednym dla każdej iteracji,

dla której użytkownik zwrócił się o jej zapis. Każdy zapis ma numer iteracji i zawiera kompletny stan programu w tym czasie (np. wszystkie parametry sieci nauczonych). Po zakończeniu programu iteracyjnego użytkownik może zdecydować, czy pozwolić na przeprowadzenie większej liczby powtórzeń. Można to łatwo osiągnąć tylko przez powołanie się na program, ponownie zwiększając limit iteracji. Informacje o iteracji badanych elementów, które są przechowywane w pliku rejestracyjnym, można uzyskać za pomocą różnych programów jeszcze przed obliczeniami, jak i w czasie obliczeń. W szczególności użytkownik może określić postęp prac w trakcie obliczeń, nie sygnalizując takiego zamiaru wcześniej. Katalog "util" zawiera również moduły i programy, które określają w końcowej części modelu probabilistycznego sposoby czytania numerycznego z bazy danych lub z innych źródeł, podawanie zestawów uczących i testowych. Katalog "mc" zawiera moduły i programy do obsługi metody *MCMC*. Te metody mogą być zastosowane do dystrybucji poprzez określoną formułę w modelu programów "dist".

Katalog "net" zawiera moduły i programy, które implementują bayesowskie uczenie sieci dla modeli opartych na sieciach neuronowych typu *MLP* używanych modułów zawartych w katalogach "util" i "mc". Proces uczenia sieci neuronowych rozpoczyna się programem "net-spec", który tworzy plik rejestracyjny, dla którego określa się wcześniej specyfikację, architekturę sieci i prawdopodobieństwo prognozy. Programy zawarte w katalogach "model-spec", "dane-spec" i "mc-spec" są stosowane do określenia konfiguracji warstwy wyjściowej, do modelowania obiektów w zbiorze danych oraz zawartości danych zbioru uczącego. Sposób pobierania próbek określa program "net-mc". Program "net-display" pozwala na zbadanie parametrów sieci w każdej określonej iteracji. Natomiast program "net-plt" może być wykorzystywany do obliczenia wysokości błędu zbioru uczącego.

Pierwszym krokiem w programie *FBM* jest utworzenie „pliku rejestracyjnego” zawierającego dane dla architektury sieci. Przykładowo można to zrobić za pomocą następującego polecenia: `net-spec rlog.net 1 8 1 / - 0.05:0.5 0.05:0.5 - x 0.05:0.5 - 100`. Poszczególne elementy składowe polecenia oznaczają:

- argumenty "1", "8" i "1": liczbę warstw wejściowych, warstw ukrytych i warstw wyjściowych;
- "/": przyjęte prawdopodobieństwa dla różnych danych grup parametrów sieci;
- "-": oznacza, że parametry grupy powinny być pominięte (odpowiednikiem parametrow jest zero);
- "x": oznacza wartości prognozowanej jednostki na wyjściu, uprzednio automatycznie skalowanej; robimy to za pomocą polecenia "model-spec": `> model-spec rlog.net real 0.05:0.5`.

W specyfikacji polecenia "net-spec" zawarty jest "rozstęp" wartości danych w poszczególnych warstwach. W powyższej specyfikacji wykorzystywana do polaryzacji danych wyjściowych jest liczba "100", co oznacza, że odchylenie standardowe wynosi 100.

Architekturę sieci można edytować z pliku rejestrującego, powołując się na polecenie "net-spec". W powyższym przykładzie powinno to dać następujący wynik:

- architektura sieci: liczba warstw wejściowych 1; liczba warstw ukrytych 8; liczba warstw wyjściowych 1;
- specyfikacja modelu:
 - warstwa wejściowa – waga: 0.050:0.50,
 - warstwy ukryte – wagi: 0.050:0.50,
 - warstwa wyjściowa – waga dla parametru $x : x$ 0.050: 0.50.

Po określeniu architektury sieci należy zestawić zbiór danych do uczenia sieci. Wykonuje się to za pomocą polecenia "dane-spec": `data-spec rlog.net 1 1 / rdata@1:100. rdata@101:200`, co oznacza liczbę cykli uczących 100 i liczbę przypadków testowych 100. Polecenie "rlog.net" w pliku rejestracyjnym zaczerpnięto z katalogu "net-spec". Argumenty "1" i "1" oznaczają liczbę wejść i wyjść. Te muszą być zgodne z architekturą sieci. Po znaku "/" określana jest specyfikacja testu uczącego. Każda taka specyfikacja składa się z dwóch części: źródło wejść oraz źródło celów (wyników prognozy). Specyfikacja "rdata @ 1:100" oznacza, że dane pochodzą z wejść uczenia pliku "rdata" w liniach od 1 do 100, podczas gdy specyfikacja "rdata @ 101:200" oznacza, że jest też plik "rdata", ale w liniach od 101 do 200. Uruchomienie symulacji i pozostawienie jej na ustalonych kilka powtórzeniach można uzyskać za pomocą następującego polecenia: `gp-gen rlog.net fix 0.5; mc-spec rlog.net repeat 10 simple-noise heatbath hybrid 100:10 0.2; gp-mc rlog.net 1`.

Do zilustrowania metodyki modelowania i prognozowania dobowych wskaźników jakości wody w zbiorniku retencyjnym przy użyciu sieci neuronowych wykorzystano zbiory wyników pomiarów: barwy, mętności, odczynu i twardości ogólnej wody retencjonowanej w zbiorniku. Analizowane szeregi czasowe charakteryzowały się stacjonarnością. Dla każdego z czterech analizowanych szeregów czasowych pomierzonych wskaźników jakości wody w zbiorniku przypisano w każdej dobie ilość wody retencjonowanej w zbiorniku, opad dobowy, temperaturę wody w zbiorniku oraz wielkość dopływu do zbiornika wraz parametrami określającymi charakter jakościowy dopływającej wody, tj.: barwa, mętność, odczyn, twardość ogólna i temperatura wody.

Analizę neuronową przeprowadzono dla dwóch struktur modelu *MLP* sieci neuronowej. Pierwsza struktura modelu (1 *MLP*) oparta jest na analizie numerycznej, w której zmienne objaśniane (tzw. *target variable*) stanowiły zmienne ciągłe: barwa, mętność, odczyn i twardość wody w zbiorniku oraz cztery zmienne objaśniające: czas, stan retencji zbiornika, opad dobowy i temperatura wody w zbiorniku – tzw. *input variables*.

W drugiej strukturze modelu (2 *MLP*) zmienne objaśniające poszerzono o wskaźniki jakościowe wody dopływającej do zbiornika z jego zlewni: barwa, mętność, twardość ogólna i temperatura wody oraz wysokość dopływu ze zlewni do zbiornika.

Uczenie sieci oparto na zgromadzonych danych historycznych dla 365 kompletnie opisanych przypadków od 1 listopada 2007 r. do 31 października 2008 r. Weryfikację każdej struktury modelu numerycznego przeprowadzono na tej samej grupie badawczej. Parametry architektury sieci określono dla poziomów zapewniających najmniejszą wartość uzyskiwanych w predykcji błędów poprzez kontrolę między innymi tzw. wskaźnika odrzutu (*rejection rate*), uzyskanego na poziomie bliskim 0,5 i wybranych hiperparametrów (*hyperparameters*), optymalizujących proces uczenia sieci. Symulację numeryczną przeprowadzono dla 250 kroków iteracji po odrzuceniu pierwszych 20% kroków, tzw. rozruchowych (tzw. *burn-in*) [Neal 1999].

Przyjęto dwa kryteria wyboru ostatecznych parametrów sieci neuronowej. Pierwszym jest pierwiastek błędu średniokwadratowego (Root-Mean-Square-Error, *RMSE*) opisany zależnością:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (S_P - S_R)^2} \quad (34)$$

gdzie:

N – liczba danych,

S_P – wartości prognozowane analizowanego wskaźnika,

S_R – wartości pomierzone (obserwowane) analizowanego wskaźnika.

Drugim kryterium było określenie współczynników korelacji R pomiędzy wskaźnikami prognozowanymi a obserwowanymi. Wartość współczynnika korelacji liniowej na podstawie n -elementowej próbki obliczono według zależności:

$$R = \frac{\sum_{i=1}^N (S_{Pi} - \bar{S}_P)(S_{Ri} - \bar{S}_R)}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (S_{Pi} - \bar{S}_P)^2 \sum_{i=1}^N (S_{Ri} - \bar{S}_R)^2}} \quad (35)$$

gdzie:

\bar{S}_R – obserwowana średnia wartość wskaźnika jakości wody,

\bar{S}_P – prognozowana średnia wartość wskaźnika jakości wody.

Współczynnik korelacji R wyraża liniową zależność między dwiema zmiennymi. Jeśli podniesiemy jego wartość do kwadratu R^2 , wówczas otrzymamy tzw. współczynnik determinacji, który wyraża proporcję wspólnej zmienności dwóch zmiennych, tzw. wielkość powiązania. Aby ocenić korelację pomiędzy zmiennymi, należy znać jej siłę (wielkość powiązania).

Im współczynnik korelacji jest bliższy 1, tym zależność liniowa jest silniejsza. Zwykle przyjmuje się następujące zależności współczynnika korelacji:

- $R < 0,2$ – brak związku liniowego,
- $R = 0,2-0,4$ – słaba zależność,
- $R = 0,4-0,7$ – umiarkowana zależność,
- $R = 0,7-0,9$ – dość silna zależność,
- $R > 0,9$ – bardzo silna zależność.

Do optymalizacji wag poszczególnych neuronów w analizowanych modelach *SSN* wykorzystano metodę porównania procentowego błędu przeciętnego *MPE* (*Mean Percentage Error*) i procentowego średniego błędu bezwzględnego *MAPE* (*Mean Absolute Percentage Error*) obliczonych zależnościami:

$$MPE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{(S_i - S_{Pi})}{S_i} \cdot 100\% \quad (36)$$

$$MAPE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{|S_i - S_{Pi}|}{S_i} \cdot 100\% \quad (37)$$

gdzie:

S_i – wartość i -tego, obserwowanego (pomierzonego) wskaźnika jakości wody w jego szeregu czasowym,

S_{Pi} – prognozowana wartość i -tego wskaźnika jakości wody w jego szeregu czasowym.

Do selekcji wieloparametrowych modeli stosuje się kryteria informacyjne. Modele ocenia się na podstawie statystycznej poprawności dopasowania do danych prognozowanych z liczbą estymowanych parametrów. Najczęściej stosowanym kryterium informacyjnym jest kryterium Akaike (*Akaike Information Criterion: AIC*) [Siwoń i in. 2008] zdefiniowane zależnością:

$$AIC = N \cdot \ln(MSE) + 2 \cdot L_p \quad (38)$$

gdzie:

N – liczba elementów szeregu czasowego,

MSE – średni błąd kwadratowy (*Mean Squared Error*),

$$MSE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (S_i - S_{Pi})^2 \quad (39)$$

L_p – liczba estymowanych parametrów modelu.

Do selekcji modeli można wykorzystać także Bayesowskie kryterium informacyjne Schwartza (*Bayes Information Criterion: BIC*) zdefiniowane zależnością:

$$BIC = N \cdot \ln\left(\frac{SSE}{N}\right) + \frac{L_p \cdot \ln(N)}{N} \quad (40)$$

gdzie:

SSE – suma kwadratowych błędów (*Sum of Squared Error*):

$$SSE = \sum_{i=1}^N (S_i - S_{Pi})^2 \quad (41)$$

Obliczenie kryterium informacyjnego AIC lub BIC dla analizowanych modeli SSN pozwoliło na ich porównanie statystyczne. Najbardziej efektywny spośród statystycznie równoważnych modeli będzie ten model, dla którego wartość kryterium AIC lub BIC jest najmniejsza.

10.4.3. Wyniki modelowania

Zbiory wyników badań jakości wody w zbiorniku przyjęte do analizy i uczenia na wielowarstwowych sieciach *MLP* podzielono na tygodniowe szeregi czasowe zawierające odpowiednie zbiory pomierzonych dobowych wskaźników jakości wody w zbiorniku oraz jego dopływach w okresie badawczym. Do modelowania wybranych wskaźników jakościowych wody w zbiorniku sporządzono dwa modele sieci *MLP*, każda o odmiennej architekturze. Analizę prognostyczną barwy, mętności, odczynu, twardości ogólnej wody w zbiorniku (zmienne objaśniane) oparto na określonych założeniach architektury sztucznej sieci neuronowej, umożliwiającej optymalne modelowanie wymienionych wskaźników jakościowych wody w zbiorniku. Modelowanie danych przeprowadzono osobno dla każdego z nich na podstawie pomierzonych wskaźników jakości wody (tab. 24):

- w przypadku modelu „1 *MLP*” obejmowały one następujące dane: czas (oznaczenie tygodnia pomiarowego) oraz przypisane do każdego dnia wysokości opadu dobowego na obszarze zlewni, ilości retencjonowanej wody w zbiorniku i temperatury wody w zbiorniku (tzw. zmienne objaśniające);
- w przypadku modelu „2 *MLP*”, oprócz danych zawartych w modelu 1 *MLP*, przypisano dodatkowo zmienne objaśniające, charakteryzujące wodę dopływającą do zbiornika, tj. ilość wody dopływającej do zbiornika oraz barwę, mętność, odczyn, twardość ogólną i temperaturę wody dopływu (tab. 24).

Wymienione powyżej wskaźniki fizykochemiczne wody retencjonowanej w zbiorniku oraz w rzece posłużyły do budowy neuronowego nieliniowego modelu regresyjnego. Na oba modele nałożono restrykcje polegające na ograniczeniu warunków przewidywanych wariantów testowych zmiennych objaśniających i określeniu wartości maksymalnych i minimalnych zmiennych wyjściowych (prognozowanych) nieprzekraczających wartości zmierzonych (założono, że zakresy warunków prognozowanych i odpowiedzi na nie nie przekraczały wartości pomierzonych). Warstwę wejściową stanowiły neurony, w skład których wchodziły serie uczące i testowane. Dostarczano do nich informacje ze wszystkich zmiennych objaśniających, wchodzących do analizy odpowiednio dla każdego modelu. Warstwę wyjściową stanowiły dane modelowane poszczególnych wskaźników jakości wody prognozowanej w zbiorniku. Warstwę ukrytą stanowiło 100 warstw neuronów o identycznej liczbie komórek, co w warstwach wejściowej i wyjściowej. Liczbę warstw ukrytych określono arbitralnie w trakcie optymalizacji procesu uczenia. Stwierdzono gorsze możliwości predykcyjne dla innych liczb warstw ukrytych po weryfikacji danych pomierzonych z ich wartościami oczekiwanymi. Pozostałe parametry strukturalne sieci ustalano w trakcie uczenia sieci, zgodnie z obowiązującymi procedurami obsługi programu wykorzystywanego w analizie bayesowskiej sztucznych sieci neuronowych. Ciąg iteracyjny ustalono na 250 kroków, gwarantując stabilność „energetyczną” (rozkład równowagowy łańcuchów Markowa metody Monte Carlo – *MCMC*) obu modeli.

Specyfikację i architekturę sztucznych sieci neuronowych dla analizowanych modeli sieci neuronowych zestawiono w tabeli 25.

Oznaczając model 1 *MLP* do prognozowania barwy wody w zbiorniku według specyfikacji: net-spec dane 4 100 23 / - 5:50 5:50 - 5:50 - 100 model-spec dane class data-

-spec dane 4 1 23 / barw.txt@1:365. barw.txt@700001:1034645 (tab. 25), architekturę sztucznych sieci neuronowych można opisać następująco: jedna warstwa wejściowa z 4 zmiennymi objaśniającymi, 100 warstw ukrytych, jedna warstwa wyjściowa z 23 jednostkami w zakresie rozstępu ustalonych wartości na podstawie danych pomierzonych, liczba cykli uczących 365, liczba edytowanych predykcji 1 034 646 – 700 001 = 334 645.

Tabela 24

Table 24

Konfiguracja zmiennych objaśnionych i objaśniających projektowanych modeli sieci neuronowych

Configuration of target variables and input variables of designed neural networks models

Model 1 MLP		Model 2 MLP	
Zmienne objaśnione Target variable	Zmienne objaśniające Input variables	Zmienne objaśnione Target variable	Zmienne objaśniające Input variables
Zbiornik retencyjny – Retention reservoir		Zbiornik retencyjny – Retention reservoir	
S ₁ – Barwa wody Water colour	Z ₁ – Czas Time	S ₁ – Barwa wody Water colour	Z ₁ – Czas Time
S ₂ – Mętność wody Water turbidity	Z ₂ – Stan retencji wody Water retention amount	S ₂ – Mętność wody Water turbidity	Z ₂ – Stan retencji wody Water retention amount
S ₃ – Odczyn wody Water pH	Z ₃ – Opad dobowy Daily fall amount	S ₃ – Odczyn wody Water pH	Z ₃ – Opad dobowy Daily fall amount
S ₄ – Twardość ogólna wody Water general hardness	Z ₄ – Temperatura wody Water temperature	S ₄ – Twardość ogólna wody Water general hardness	Z ₄ – Temperatura wody Water temperature
		Rzeka Podgórna – Podgórna river	
			Z ₅ – Barwa wody Water colour
			Z ₆ – Mętność wody Water turbidity
			Z ₇ – Odczyn wody Water pH
			Z ₈ – Twardość ogólna wody Water general hardness
			Z ₉ – Temperatura wody Water temperature
			Z ₁₀ – Dopływ do zbiornika Inflow to reservoir

Tabela 25
Table 25

Specyfikacja i architektura sztucznych sieci neuronowych
Specification and architecture of artificial neural networks

Model 1 MLP		Model 2 MLP	
Zmienne prognozowane Forecast variables	Specyfikacja i architektura sieci Specification and architecture of artificial neural networks	Zmienne prognozowane Forecast variables	Specyfikacja i architektura sieci Specification and architecture of artificial neural networks
S ₁ – Barwa wody Water colour	net-spec dane 4 100 23 / - 5:50 5:50 - 5:50 - 100 model-spec dane class data-spec dane 4 1 23 / barw.txt@1:365 . barw.txt@700001: 1034645	S ₁ – Barwa wody Water colour	net-spec dane 5 100 21 / - 5:50 5:50 - 5:50 - 100 model-spec dane class data-spec dane 5 1 21 / barw.txt@1:234 . barw.txt@300001: 600394
S ₂ – Mętność wody Water turbidity	net-spec dane 4 100 12 / - 5:50 5:50 - 5:50 - 100 model-spec dane class data-spec dane 4 1 12 / metn.txt@1:362 . metn.txt@400001: 831322	S ₂ – Mętność wody Water turbidity	net-spec dane 5 100 12 / - 5:50 5:50 - 5:50 - 100 model-spec dane class data-spec dane 5 1 12 / metn.txt@1:234 . metn.txt@300001: 600394
S ₃ – Odczyn wody Water pH	net-spec dane 4 100 21 / - 5:50 5:50 - 5:50 - 100 model-spec dane class data-spec dane 4 1 21 / odcz.txt@1:362 . odcz.txt@400001: 831322	S ₃ – Odczyn wody Water pH	net-spec dane 5 100 21 / - 5:50 5:50 - 5:50 - 100 model-spec dane class data-spec dane 5 1 21 / odcz.txt@1:234 . odcz.txt@1:300000
S ₄ – Twardość ogólna wody Water general hardness	net-spec dane 4 100 16 / - 5:50 5:50 - 5:50 - 10000 model-spec dane class data-spec dane 4 1 16 / twar.txt@1:362 . twar.txt@400001: 831322	S ₄ – Twardość ogólna wody Water general hardness	net-spec dane 5 100 15 / - 5:50 5:50 - 5:50 - 100 model-spec dane class data-spec dane 5 1 15 / twar.txt@1:234 . twar.txt@300001: 600394

Do polaryzacji wartości wyjściowej ustalono odchylenie standardowe 100. Obszar (rozstęp) danych warstwy wejściowej 5:50, w warstwach ukrytych 5:50 oraz warstwie wyjściowej 5:50.

W niniejszej pracy oznacza się architekturę sieci neuronowych dla analizowanych szeregów czasowych według następującej kolejności:

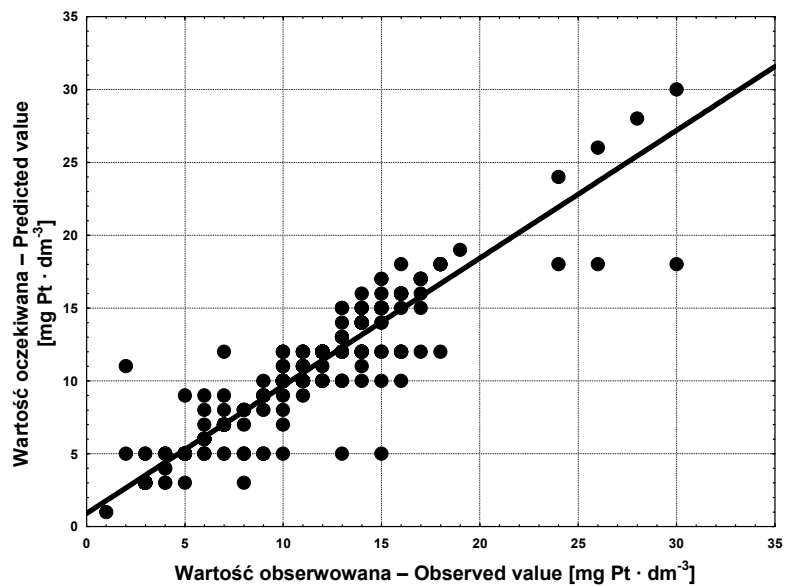
- skrót nazwy sieci: *MLP* – sieci perceptronowe wielowarstwowe;
- liczba zmiennych wejściowych; po dwukropku liczba zmiennych objaśniających;
- liczba warstw ukrytych;
- liczba warstw wyjściowych; po myślniku liczba jednostek z zakresu rozstępu prognozowanego wskaźnika.

Biorąc pod uwagę powyższe wyznaczniki oraz przyjętą architekturę sieci określoną w tabeli 25, strukturę projektowanych modeli oznaczono następująco:

- Model 1 *MLP*:
dla barwy wody: 1 *MLP* 1:4 100 1-23,
dla mętności wody: 1 *MLP* 1:4 100 1-12,
dla odczynu wody: 1 *MLP* 1:4 100 1-21,
dla twardości ogólnej wody: 1 *MLP* 1:4 100 1-16.
- Model 2 *MLP*:
dla barwy wody: 2 *MLP* 1:5 100 1-21,
dla mętności wody: 2 *MLP* 1:5 100 1-12,
dla odczynu wody: 2 *MLP* 1:5 100 1-21,
dla twardości ogólnej wody: 2 *MLP* 1:5 100 1-15.

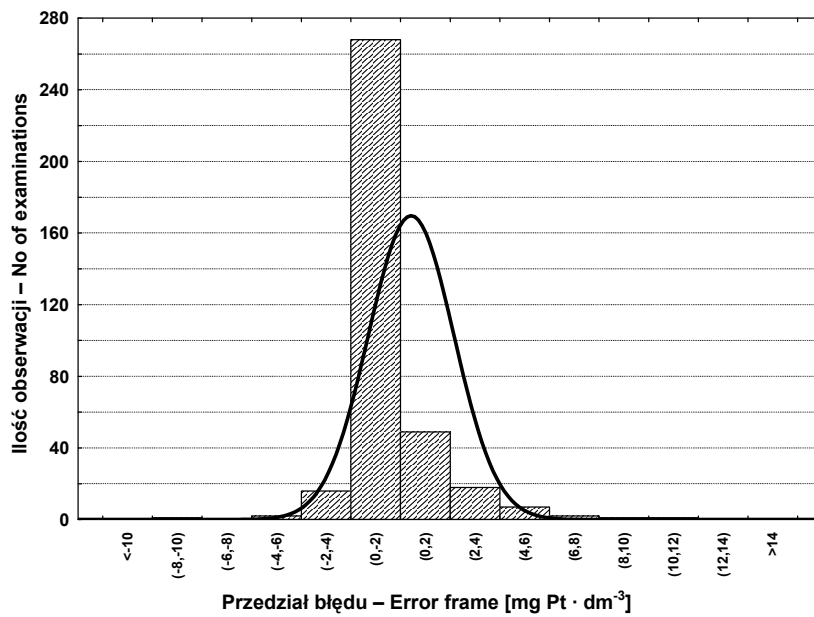
Po przeprowadzeniu analiz dla każdego zbioru S_1 , S_2 , S_3 i S_4 na sztucznych sieciach neuronowych według specyfikacji i architektury określonej dla modelu 1 *MLP* oraz po stwierdzeniu równowagi strumienia symulowanych wartości i wysokiej zgodności wartości oczekiwanych z obserwowanymi w kolejnym kroku przystąpiono do symulacji prawdopodobieństwa wystąpienia stężeń badanych wskaźników dla ich określonych kombinacji ustalonych w zakresie zmiennej obserwowanej. Rezultaty analizy efektywności modelu 1 *MLP* prognozowanych wskaźników jakości wody w zbiorniku zobrażowano na rysunkach 72–79.

Obliczone wartości *RMSE* wynoszą odpowiednio: w wypadku barwy wody 1,69 mg Pt·dm⁻³, mętności wody 0,83 mg SiO₃·dm⁻³, odczynu 0,062 pH i twardości ogólnej wody 1,38 mg CaCO₃·dm⁻³. Współczynniki korelacji *R* pomiędzy wskaźnikami prognozowanymi a obserwowanymi wynoszą odpowiednio: dla barwy wody 0,9318, mętności wody 0,9448, odczynu 0,9475 i twardości ogólnej 0,9177.



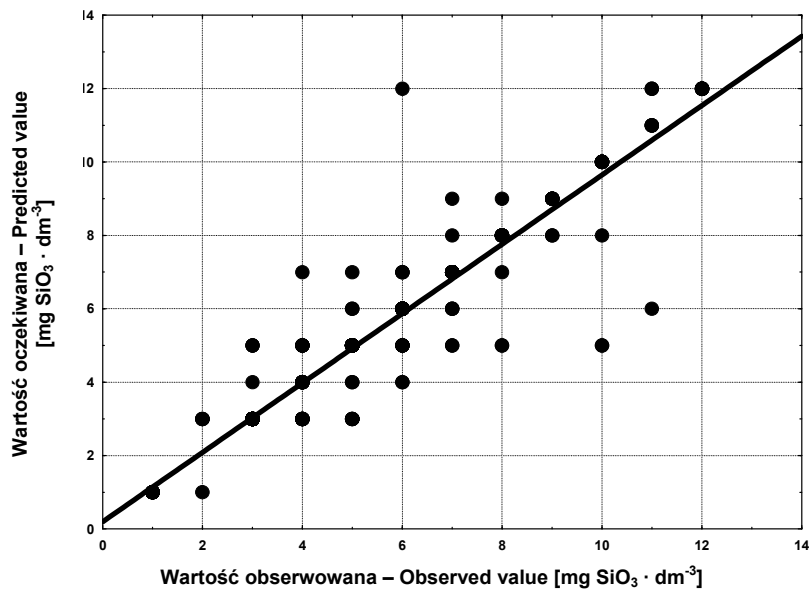
Rys. 72. Wykres korelacji pomiędzy wartościami prognozowanymi i obserwowanymi dla barwy wody

Fig. 72. Chart of correlation between predicted and observed values for water colour



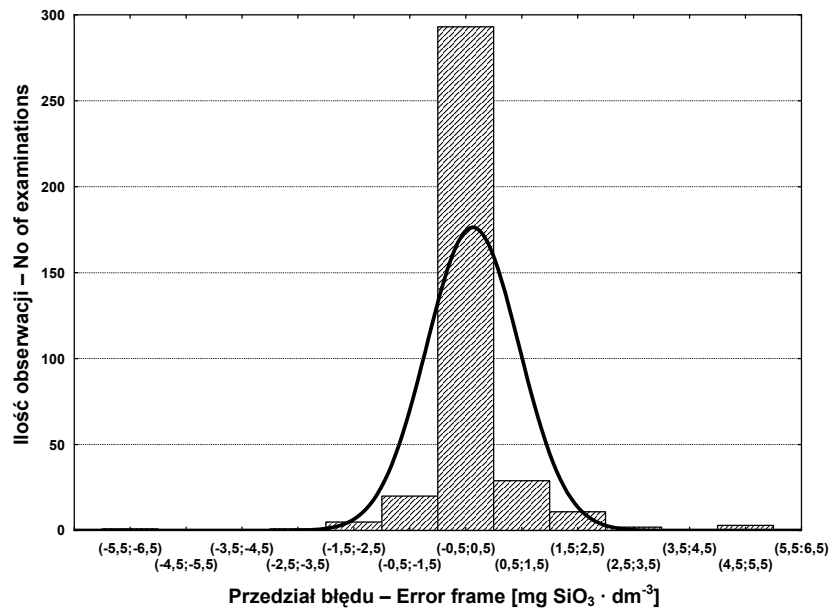
Rys. 73. Histogram błędów prognozy dla barwy wody

Fig. 73. Histogram of errors regarding for water colour



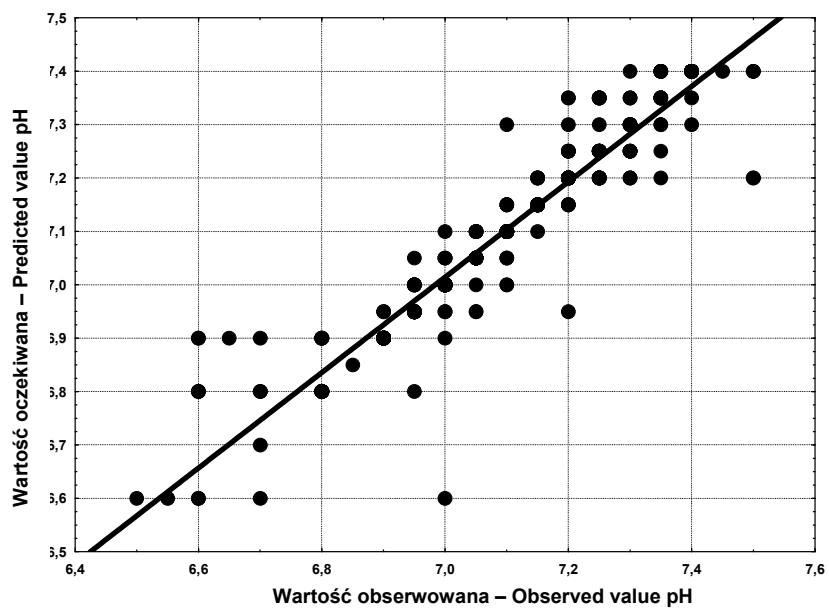
Rys. 74. Wykres korelacji pomiędzy wartościami prognozowanymi i obserwowanymi dla mętności wody

Fig. 74. Chart of correlation between predicted and observed values for water turbidity



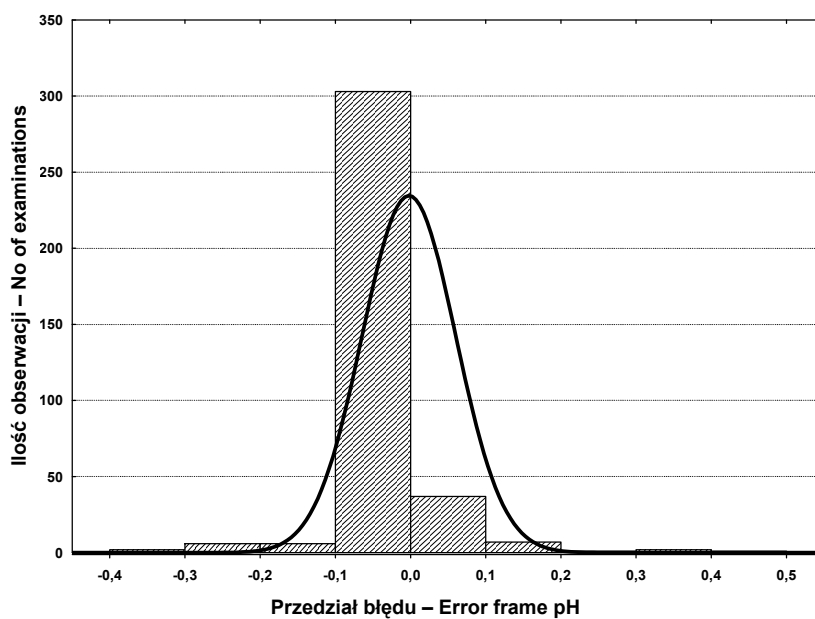
Rys. 75. Histogram błędów prognozy dla mętności wody

Fig. 75. Histogram of errors regarding prognosis for water turbidity



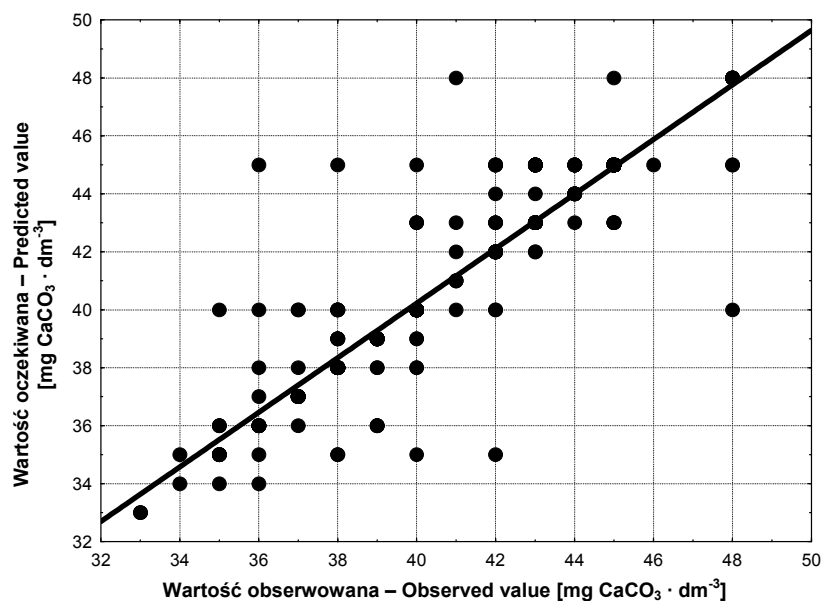
Rys. 76. Wykres korelacji pomiędzy wartościami prognozowanymi i obserwowanymi dla odczynu wody

Fig. 76. Chart of correlation between predicted and observed values for water pH



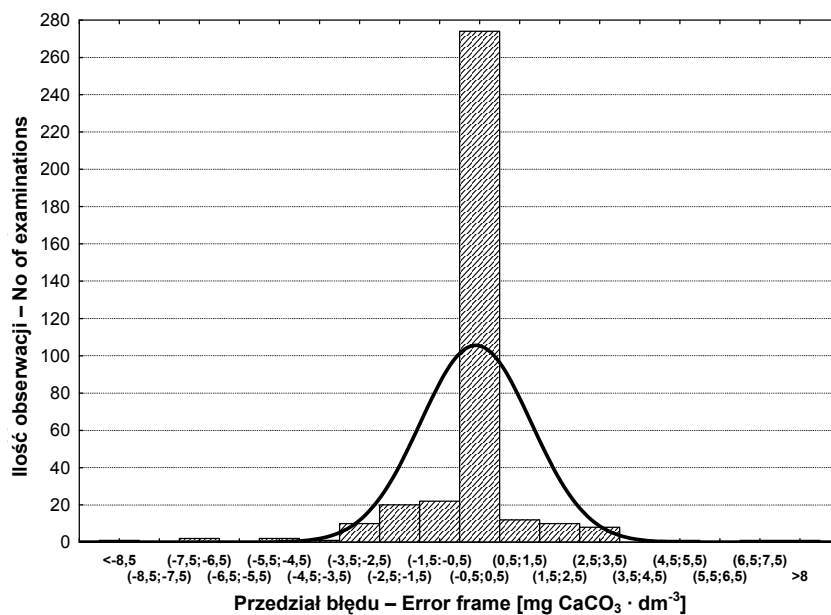
Rys. 77. Histogram błędów prognozy dla odczynu wody

Fig. 77. Histogram of errors regarding prognosis for water pH



Rys. 78. Wykres korelacji pomiędzy wartościami prognozowanymi i obserwowanymi dla twardości ogólnej wody

Fig. 78. Chart of correlation between predicted and observed values for water general hardness



Rys. 79. Histogram błędów prognozy dla twardości ogólnej
Fig. 79. Histogram of errors regarding prognosis for general hardness

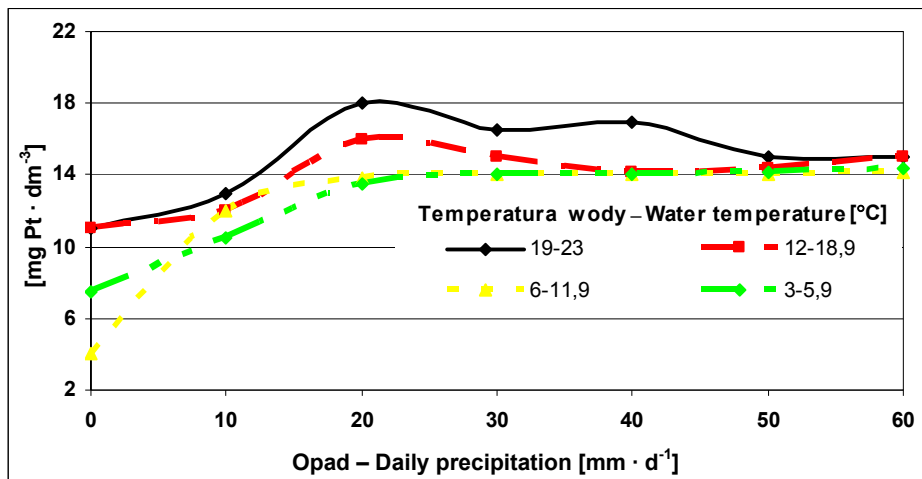
Otrzymane wyniki podzielono na trzy podzbiory w zależności od temperatury wody. Wyniki zaprezentowano w tabeli 26.

Tabela 26
Table 26

Porównanie wyników prognozowanych na modelu sieciach neuronowych i obserwowanych wskaźników jakości wody w zbiorniku
Comparison of results forecasted on neural networks model and water quality indicators observed at the reservoir

Zbiór Set	Opis warunków Description of conditions	Oznaczenie Mark	Barwa Colour	Mętność Turbidity	Odczyn pH	Twardość ogólna General hard- ness	Zasado- wość Alkalinity
			[mg Pt·dm ⁻³]	[mg SiO ₂ ·dm ⁻³]	[pH]	[mg CaCO ₃ ·dm ⁻³]	[mval· dm ⁻³]
Podzbiór Subset I	$T = 17-22^{\circ}\text{C}$, $V = 6,4-9,2 \text{ mln}$ m^3 , Opad Rainfall $P_{\text{max}} = 54 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$	$\bar{S}_{\text{max obs.}}$	30	12	7,2	48	0,75
		$\bar{S}_{\text{max prog.}}$	30	12	7,2	45	0,70
		$\bar{S}_{\text{min obs.}}$	10	3	6,9	35	0,50
		$\bar{S}_{\text{min prog.}}$	5	3	6,9	35	0,50
Podzbiór Subset II	$T = 9-16,9^{\circ}\text{C}$, $V = 6,5-8,9 \text{ mln}$ m^3 , Opad Rainfall $P_{\text{max}} = 16,6$ $\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$	$\bar{S}_{\text{max obs.}}$	14	12	7,5	44	0,65
		$\bar{S}_{\text{max prog.}}$	14	12	7,4	44	0,65
		$\bar{S}_{\text{min obs.}}$	3	3	6,5	33	0,55
		$\bar{S}_{\text{min prog.}}$	3	3	6,6	33	0,55
Podzbiór Subset III	$T = 3-8,9^{\circ}\text{C}$, $V = 7,8-8,4 \text{ mln}$ m^3 , Opad Rainfall $P_{\text{max}} = 25,7$ $\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$	$\bar{S}_{\text{max obs.}}$	16	12	7,5	48	0,95
		$\bar{S}_{\text{max prog.}}$	15	12	7,4	48	0,90
		$\bar{S}_{\text{min obs.}}$	1	1	7,0	38	0,50
		$\bar{S}_{\text{min prog.}}$	1	1	7,0	39	0,50
Cały zbiór Total set	$T = 3-22^{\circ}\text{C}$, $\bar{T} = 11,5^{\circ}\text{C}$, $V = 6,6-9,2 \text{ mln}$ m^3 , $\bar{V} = 8,2 \text{ mln}$ m^3 , Opad Rainfall $P_{\text{max}} = 54 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$	$\bar{S}_{\text{max obs.}}$	30	12	7,5	48	0,95
		$\bar{S}_{\text{max prog.}}$	30	12	7,4	48	0,90
		$\bar{S}_{\text{min obs.}}$	1	1	6,6	33	0,50
		$\bar{S}_{\text{min prog.}}$	1	1	6,6	33	0,50
		$\bar{S}_{\text{obs.}}$	10,2	5,2	7,1	41,0	0,64
		$\bar{S}_{\text{prog.}}$	9,9	5,1	7,1	41,5	0,64

Prognozowane wyniki podzielono na określone przedziały czasu w zależności od temperatury wody i stanu wody w zbiorniku. Pozwoliło to na ustalenie zależności barwy wody od wysokości opadu dobowego na obszarze zlewni analizowanego obiektu (rys. 80).

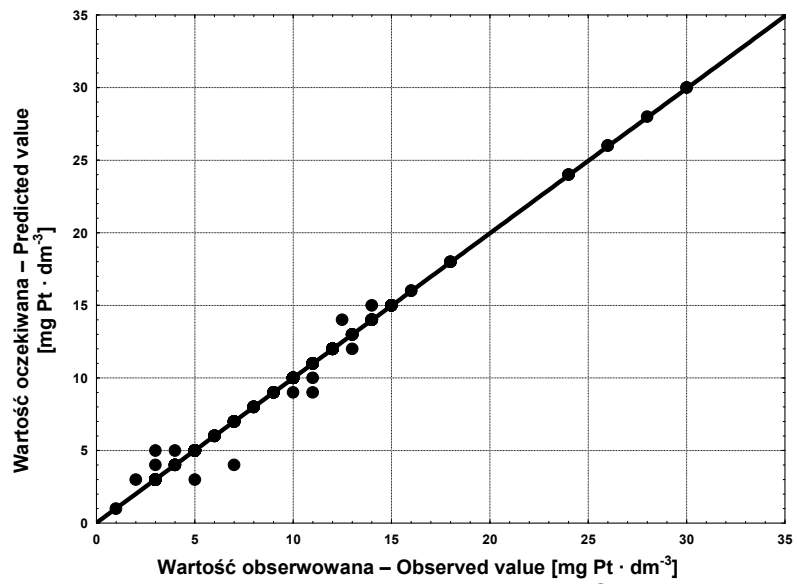


Rys. 80. Prognozowana barwa wody w zbiorniku w zależności od temperatury wody i opadu w zlewni

Fig. 80. Predicted water colour at the reservoir subject to water temperature and precipitation at the reservoir

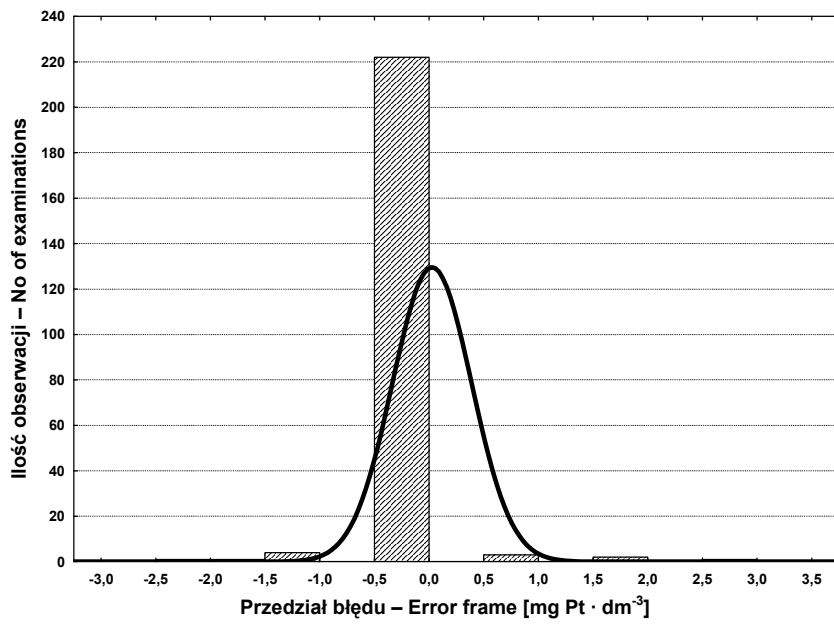
Przedstawiona zależność barwy wody i opadu dobowego w zlewni pozwala określić przewidywane tendencje zmian barwy wody w zbiorniku w zależności od przebiegu opadów w zlewni. Z zależności tej wynika, że wraz ze wzrostem opadów do wysokości $20 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ wzrastać będzie również barwa wody w zbiorniku. W przypadku wystąpienia opadów w ilości przekraczającej $50 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ temperatura wody już nie wywiera istotnego wpływu na wysokość barwy wody w zbiorniku.

W modelu 2 *MLP* zmienne objaśniające poszerzono o dodatkowe 6 parametrów określających ilość i charakter dopływającej wody do zbiornika, tj.: średnią dobową wielkość dopływu wody do zbiornika, barwę, mętność, odczyn, twardość ogólną i temperaturę wody. Rezultaty analizy efektywności modelu 2 *MLP* prognozowanych wskaźników jakości wody w zbiorniku zobrazowano na rysunkach 81–88.



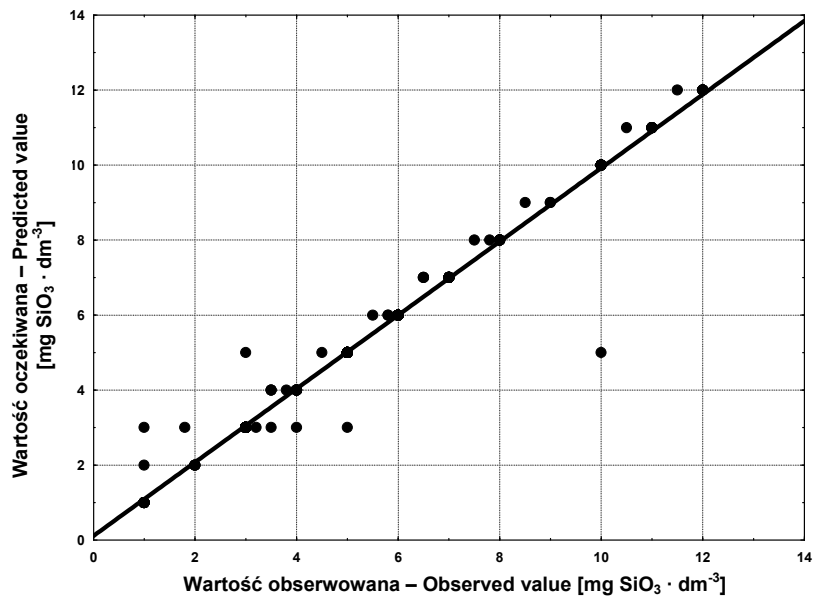
Rys. 81. Wykres korelacji pomiędzy wartościami prognozowanymi i obserwowanymi dla barwy wody

Fig. 81. Chart of correlation between predicted and observed values for water colour



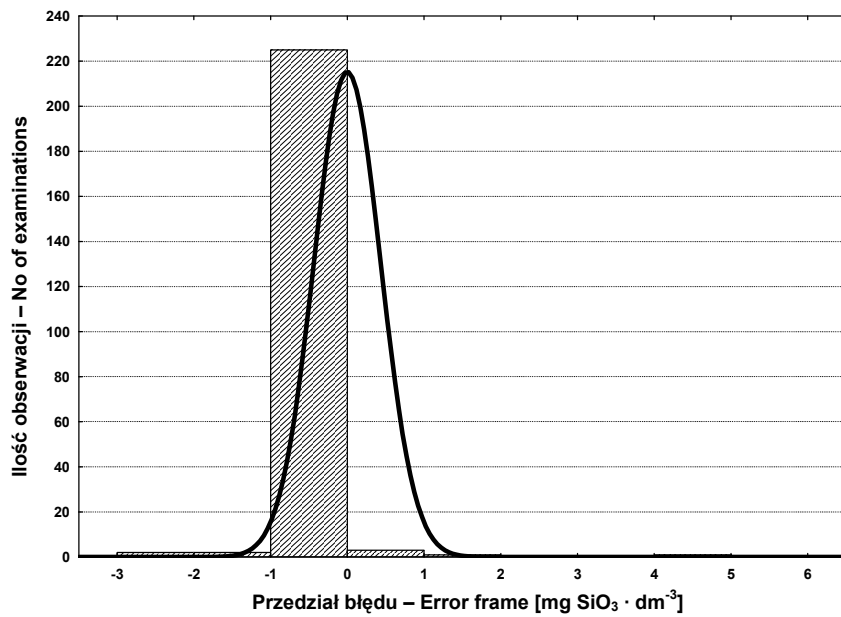
Rys. 82. Histogram błędów prognozy dla barwy wody

Fig. 82. Histogram of errors regarding prognosis for water colour



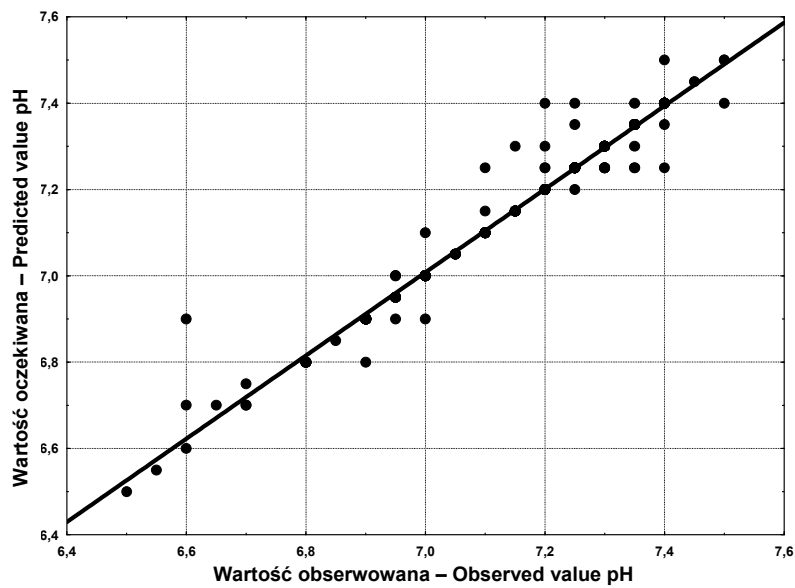
Rys. 83. Wykres korelacji pomiędzy wartościami prognozowanymi i obserwowanymi dla mętności wody

Fig. 83. Chart of correlation between predicted and observed values for water turbidity



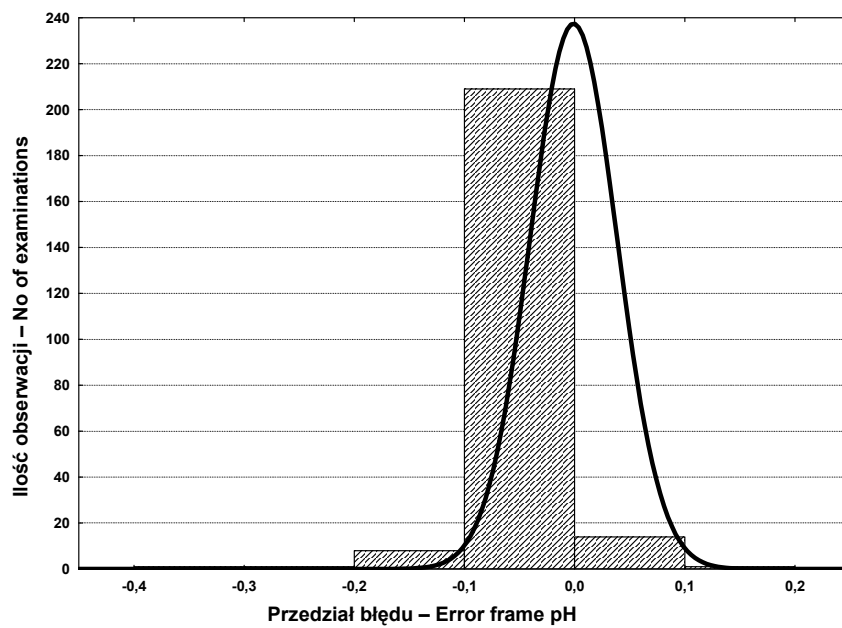
Rys. 84. Histogram błędów prognozy dla mętności wody

Fig. 84. Histogram of errors regarding prognosis for water turbidity



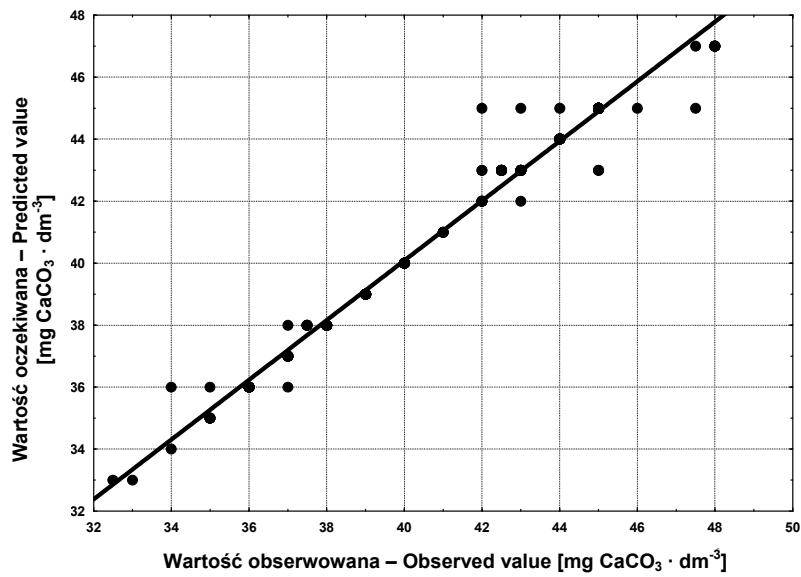
Rys. 85. Wykres korelacji pomiędzy wartościami prognozowanymi i obserwowanymi dla odczynu wody

Fig. 85. Chart of correlation between predicted and observed values for water pH



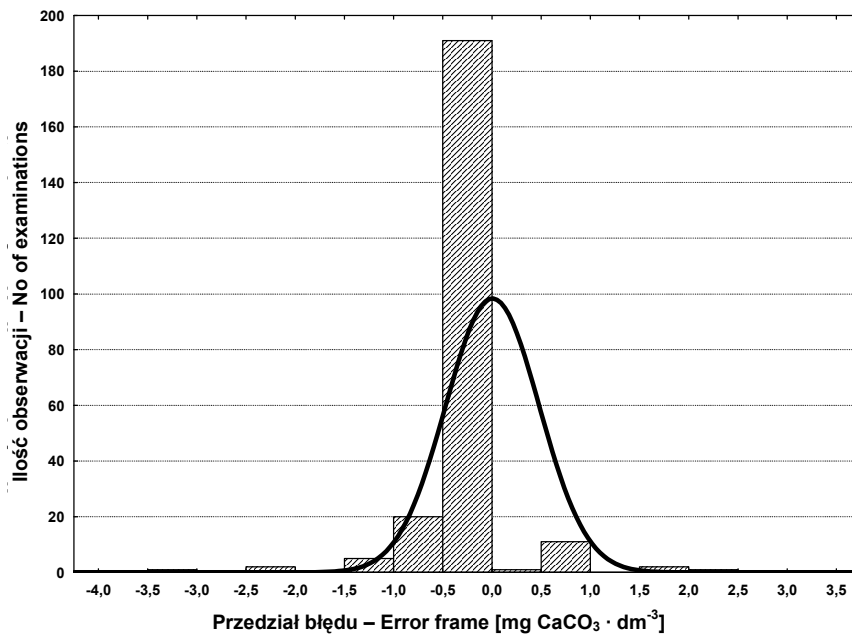
Rys. 86. Histogram błędów prognozy dla odczynu wody

Fig. 86. Histogram of errors regarding prognosis for water pH



Rys. 87. Wykres korelacji pomiędzy wartościami prognozowanymi i obserwowanymi dla twardości ogólnej wody

Fig. 87. Chart of correlation between predicted and observed values for water general hardness



Rys. 88. Histogram błędów prognozy dla twardości ogólnej wody

Fig. 88. Histogram of errors regarding prognosis for water general hardness

Analogicznie jak dla modelu 1 *MLP* tak w wypadku każdego prognozowanego zbioru wskaźników jakości wody na modelu 2 *MLP* obliczono współczynniki korelacji, *RMSE*, *MPE* i *MAPE*. Wyniki obliczeń porównano z otrzymanymi za pomocą modelu 1 *MLP* (tab. 27 i 28).

Przeprowadzona analiza efektywności *MLP* w prognozowaniu wskaźników jakości wody w zbiorniku wskazuje na relatywnie dobrą jakość predykcji w każdym analizowanym modelu sieci neuronowych. Obliczenie dodatkowo przeciętnych błędów *MPE* i *MAPE* pozwoliło na dokładniejszą ocenę analizowanych modeli obliczeniowych *MLP*. Dla prognozowanych wskaźników jakości wody w zbiorniku lepszą jakość predykcji uzyskano w przypadku modelu 2 *MLP* (tab. 28). Jedynie w przypadku odczynu wody wartości *RMSE* i *MPE* są zbliżone w obu modelach. Wskazuje to na znaczący wpływ procesów zachodzących w samym zbiorniku na kształtowanie się odczynu wody.

Tabela 27

Table 27

Współczynniki korelacji *R* i wskaźnik *RMSE* dla prognozowanych kryterialnych wskaźników jakościowych wody analizowanych modeli obliczeniowych *MLP*
R correlation coefficient and *RMSE* index for forecasting criteria indicators of water quality within *MLP* models

Wyszczególnienie – Details		<i>MLP</i>	
		MODEL 1	MODEL 2
Współczynnik korelacji – Correlation coefficient <i>R</i>			
Barwa wody – Water colour		0,9318	0,99737
Mętność wody – Water turbidity		0,9448	0,9874
Odczyn wody – Water pH		0,9475	0,9814
Twardość ogólna wody – Water general hardness		0,9177	0,9988
Wskaźnik – Index <i>RMSE</i>			
Barwa wody – Water colour	[mg Pt·dm ⁻³]	1,68	0,36
Mętność wody – Water turbidity	[mg SiO ₃ ·dm ⁻³]	0,83	0,43
Odczyn wody – Water pH	[pH]	0,06	0,04
Twardość ogólna wody Water general hardness	[mg CaCO ₃ ·dm ⁻³]	1,38	0,47

Tabela 28
Table 28

Przeciętne błędy prognozowanych kryterialnych wskaźników jakościowych
analizowanych modeli obliczeniowych *MLP*
Mean errors of forecasted criteria quality indicators of analyzed *MLP* models

Wyszczególnienie – Details	<i>MLP</i>	
	MODEL 1 [%]	MODEL 2 [%]
MPE: Przeciętny błąd – Mean Percentage Error		
Barwa wody – Water colour	1,88	-0,28
Mętność wody – Water turbidity	0,71	-1,79
Odczyn wody – Water pH	-0,07	-0,05
Twardość ogólna wody – Water general hardness	-0,39	-0,07
Temperatura wody – Water temperature		-2,17
MAPE: Przeciętny bezwzględny błąd – Mean Absolute Percentage Error		
Barwa wody – Water colour	5,21	1,37
Mętność wody – Water turbidity	5,84	2,95
Odczyn wody – Water pH	0,37	0,17
Twardość ogólna wody Water general hardness	1,38	0,40

W celu sprawdzenia, który z projektowanych modeli *MLP* charakteryzuje się najbardziej oszczędną parametryzacją, wykorzystano kryterium informacyjne Akaike (*AIC*) oraz Bayesowskie kryterium informacyjne Schwartz (*BIC*). Obliczone według zależności (38 i 40) wartości *AIC* oraz *BIC* zestawiono w tabeli 29.

Tabela 29
Table 29

Wyniki weryfikacji analizowanych modeli obliczeniowych *MLP*
dla estymowanych kryterialnych wskaźników jakościowych wody
Results of verification of analyzed *MLP* models for estimating criteria water quality indicators

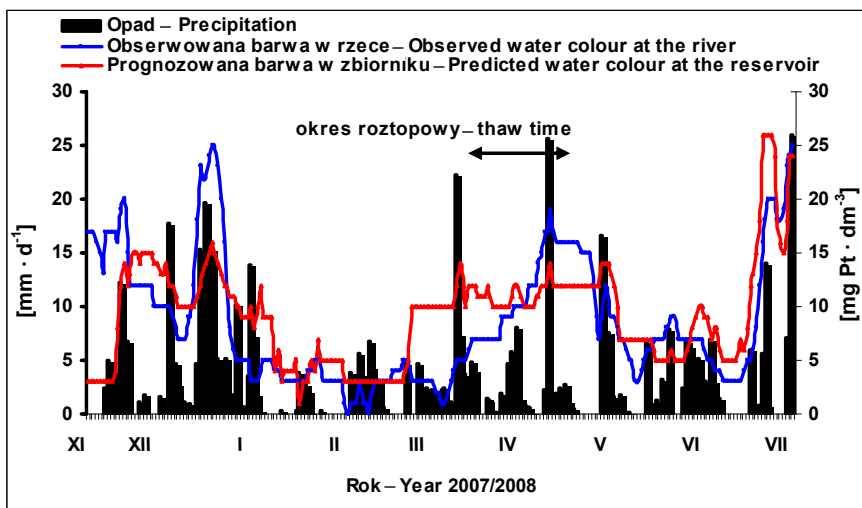
Projektowany model <i>SSN</i> ann designed model	Kryteria informacyjne information criteria	Wartości kryterium informacyjnego dla estymowanego wskaźnika jakościowego wody Value of information criteria for estimated water quality indicator			
		Barwa Colour	Mętność Turbidity	Odczyn pH	Twardość ogólna General hardness
MODEL 1 <i>MLP</i>	<i>SSE</i>	1039	251	1,41	699
	<i>MSE</i>	2,8460	0,6880	0,0038	1,9150
	<i>AIC</i>	389,83	-128,67	-2020,50	245,16
	<i>BIC</i>	381,89	-136,61	-2027,90	237,22
MODEL 2 <i>MLP</i>	<i>SSE</i>	2,500	43,890	0,363	52,500
	<i>MSE</i>	0,011	0,187	0,001	0,224
	<i>AIC</i>	-1054,13	-383,63	-1505,99	-341,72
	<i>BIC</i>	-1062,04	-339,54	-1513,90	-349,62

Z tabeli 29 wynika, że w przypadku modelu obliczeniowego 2 MLP dla każdego estymowanego wskaźnika jakościowego wody obliczone kryteria informacyjne *AIC* i *BIC* są ujemne i znacznie różnią się od wartości obliczonych na modelu 1 MLP. Nadto należy zauważyć, że w przypadku prognozowanego odczynu wody w zbiorniku obliczone wartości *AIC* oraz *BIC* są niższe w modelu 1 MLP. W pozostałych estymowanych wskaźnikach jakości wody wartości *AIC* oraz *BIC* są niższe w modelu 2 MLP.

Z przeprowadzonej analizy wynika, że uwzględnienie w prognozowaniu dodatkowo wskaźników charakteryzujących dopływ do zbiornika w roli zmiennych objaśniających (model 2 MLP) znacząco podwyższa dokładność prognozowanych wskaźników jakości wody retencjonowanej w zbiorniku.

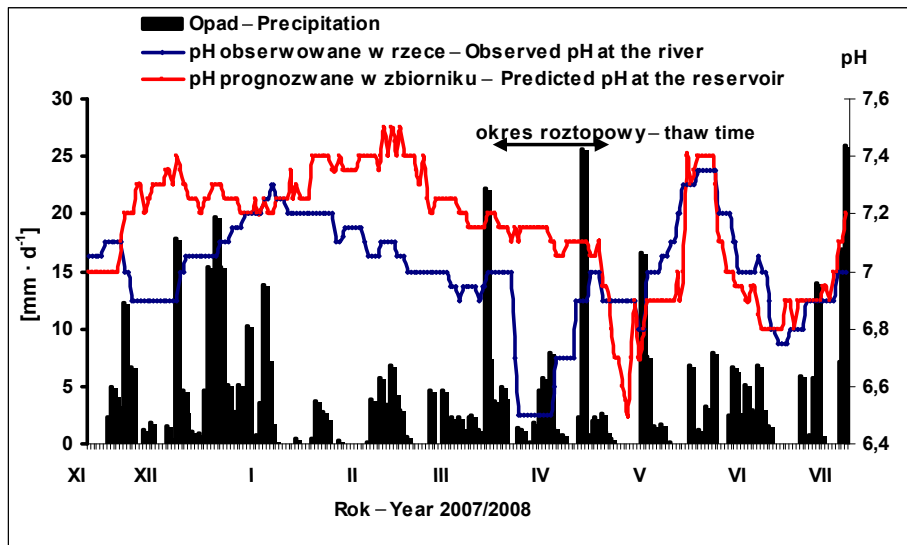
Analiza wykazała, że w przypadku odczynu wody liczbę zmiennych objaśniających można ograniczyć do wskaźników wody mierzonych tylko w zbiorniku. Tym samym liczba neuronów wejściowych jest wystarczająca do prognozowania odczynu wody w zbiorniku. Wprowadzenie do prognozowania dodatkowych neuronów charakteryzujących dopływ wody do zbiornika nie zwiększyło dokładności prognozy tego wskaźnika.

Na rysunkach 89–91 przedstawiono przykładowe wyniki obliczeń prognozowanych wskaźników w porównaniu z pomierzonymi w zbiorniku i w rzece Podgórnej.



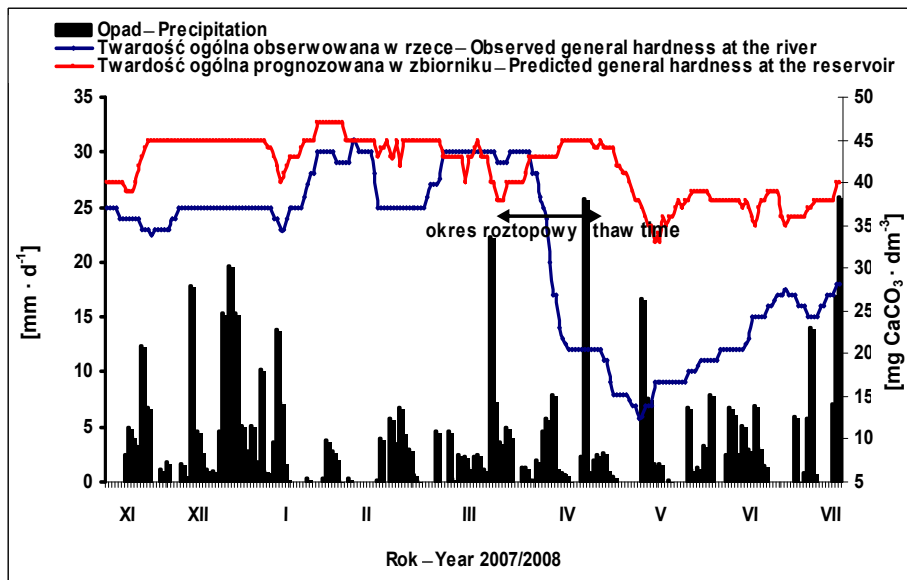
Rys. 89. Kształtowanie się prognozowanej barwy wody w zbiorniku w aspekcie przebiegu barwy wody w rzece i opadu dobowego na obszarze zlewni
 Fig. 89. Predicted water colour at the reservoir in the light of tributary water course and daily precipitation at the reservoir catchment area

Zobrazowany na rysunkach 89–91 przebieg zmian prognozowanych wartości barwy wody, odczynu i twardości ogólnej potwierdza tendencje, jakie odnotowano w czasie pomiarów w okresie badań. Istotny wpływ na kształtowanie się analizowanych wskaźników mają nie tylko opady na obszarze zlewni, lecz także wielkość wiosennych roztopów. W tym czasie następuje spływ wody ze zlewni na skutek topnienia śniegu w górnych częściach zlewni. Powoduje to w zbiorniku okresowy wzrost barwy wody oraz obniżenie jej odczynu i twardości ogólnej.



Rys. 90. Kształtowanie się prognozowanego odczynu wody w zbiorniku w aspekcie przebiegu odczynu w rzece i opadu dobowego na obszarze zlewni

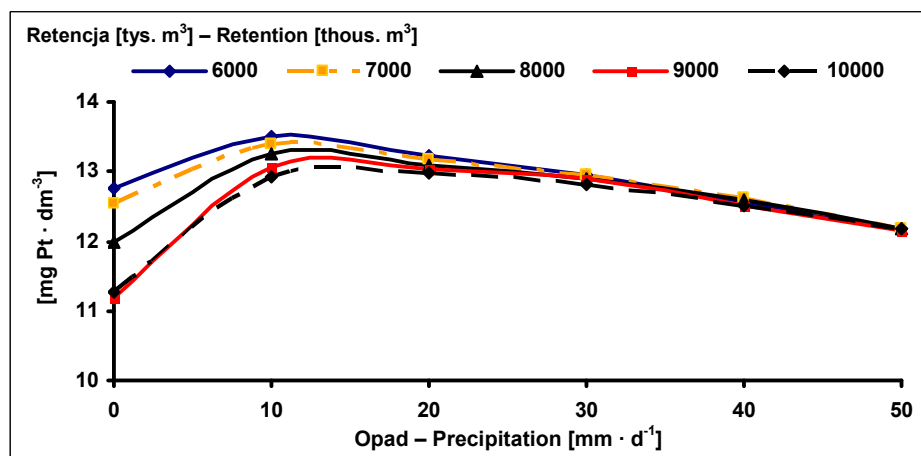
Fig. 90. Predicted water pH at the reservoir in the light of river water pH course and daily precipitation at the reservoir catchment area



Rys. 91. Kształtowanie się prognozowanej twardości ogólnej wody w zbiorniku w aspekcie przebiegu twardości ogólnej wody w rzece i opadu dobowego na obszarze zlewni

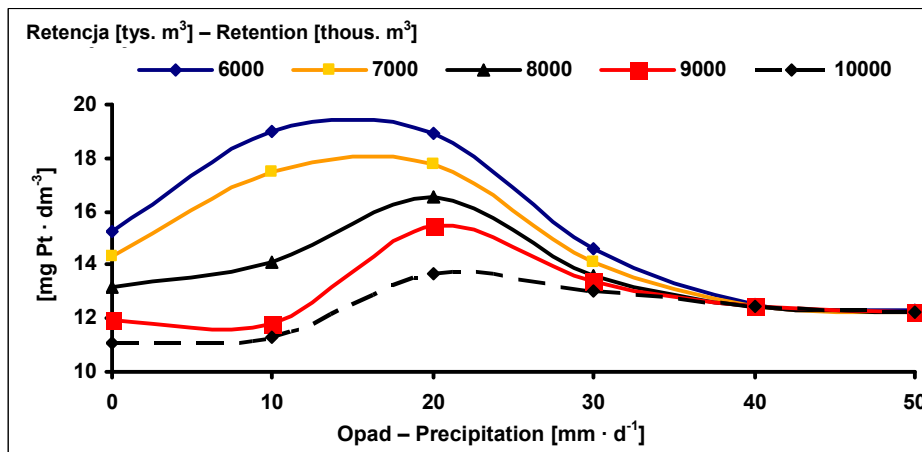
Fig. 91. Predicted water general hardness at the reservoir in the light of river water general hardness course and daily precipitation at the reservoir catchment area

Wyniki obliczeń prognozowanych wskaźników jakości wody w zbiorniku oraz wskaźników obserwowanych utworzyły bazę danych, która jest archiwizowana w systemie Microsoft Access 2007. Funkcja „filtrowanie” umożliwia pobranie z bazy danych Microsoft Access 2007 i edytowanie wartości, które pozwalają na określenie zależności zmiennych prognozowanych wskaźników kryterialnych od zmiennych obserwowanych w zbiorniku lub jego dopływie. Przykładowo, dla wybranego szeregu czasowego (tydzień) ustalono przebieg prognozowanej barwy wody w zbiorniku w zależności od opadu dobowego i wielkości retencji wody w zbiorniku. Zależności te zobrazowano na rysunkach 92 i 93. Wyniki obliczeń na modelu 2 *MLP* wskazują podobne relacje pomiędzy prognozowaną barwą wody w zbiorniku a opadem na obszarze do tych, które wykazano na modelu 1 *MLP*. W zależności od analizowanego okresu, wraz ze wzrostem opadów, lecz tylko do wysokości 10–20 mm·d⁻¹, jednocześnie wzrasta prognozowana barwa wody w zbiorniku, niezależnie od wielkości retencji. Dalszy wzrost sumy opadów do 40 mm·d⁻¹ powoduje stopniowe obniżenie prognozowanej barwy wody w zbiorniku. W przypadku wystąpienia opadów przekraczających 40 mm·d⁻¹ prognozowana barwa wody w zbiorniku obniża się nieznacznie lub pozostaje na stałym poziomie niezależnie od ilości wody retencjonowanej w zbiorniku.



Rys. 92. Przebieg zmian prognozowanej barwy wody w zbiorniku w zależności od wysokości opadu dobowego dla wybranego 19. tygodnia szeregu czasowego
 Fig. 92. Course of changes in predicted water colour at the reservoir subject to amount of daily precipitation for the appointed week No 19

Wybrany do prognozowania model sieci neuronowej według konfiguracji 2 *MLP* pozwolił na utworzenie bazy prognozowanych wskaźników jakości wody w zbiorniku. W bazie danych zestawiono wskaźniki jakościowe wody obserwowane i prognozowane według specyfikacji określonej w tabeli 30.



Rys. 93. Przebieg zmian prognozowanej barwy wody w zbiorniku w zależności od wysokości opadu dobowego dla wybranego 51. tygodnia szeregu czasowego
 Fig. 93. Course of changes in predicted water colour at the reservoir subject to amount of daily precipitation for the appointed week No 51

Tabela 30
 Table 30

Specyfikacja zmiennych obserwowanych i prognozowanych archiwizowanych w bazie danych Microsoft Access 2007
 Specification of target and forecasted variables archived in Microsoft Access 2007 data base

Zmienne obserwowane – Target variables		Zmienne prognozowane Forecasted variables
Zbiornik – Reservoir	Rzeka – River	Zbiornik – Reservoir
Z ₁ – Czas [przedział tygodniowy od 1 do 52] Time [weekly range from 1 to 52]	Z ₅ – Barwa wody Water colour	S _{P1} – Barwa wody Water colour
Z ₂ – Stan retencji wody Water retention amount	Z ₆ – Mętność wody Water turbidity	S _{P2} – Mętność wody Water turbidity
Z ₃ – Opad dobowy Daily fall amount	Z ₇ – Odczyn wody Water pH	S _{P3} – Odczyn wody Water pH
Z ₄ – Temperatura wody Water temperature	Z ₈ – Twardość ogólna wody Water general hardness	S _{P4} – Twardość ogólna wody Water general hardness
	Z ₉ – Temperatura wody Water temperature	
	Z ₁₀ – Dopływ do zbiornika Inflow to reservoir	

W bazie danych, za pomocą funkcji „filtrowanie”, można poszukiwać wartości prognozowanych wskaźników jakości wody w zbiorniku S_{P1} – S_{P4}, określając uprzednio zmienne obserwowane. Dla przykładu, określając zmienne obserwowane: Z₁, Z₂, Z₃, Z₅ i Z₁₀, otrzymamy prognozowaną barwę wody w zbiorniku (Z_{P1}). Podobnie postępujemy w celu określenia pozostałych prognozowanych wskaźników jakości wody.

11. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W wyniku rozwoju systemów informatycznych możliwy jest pomiar, przetwarzanie danych procesowych, ich rejestracja w formie elektronicznej, wizualizacja, prezentacja i archiwizacja bazy danych. Jest to możliwe dzięki instalowaniu oprogramowania typu *SCADA* (Supervisory Control And Data Acquisition). System ten stał się powszechny przy monitorowaniu i sterowaniu procesami gospodarowania wodą w zbiornikach retencyjnych i stacjach uzdatniania wody. System *SCADA* pozwala na automatyczne sterowanie pracą urządzeń technicznych, rejestrowanie i archiwizowanie informacji pochodzących z urządzeń pomiarowych. Analizując na bieżąco zmiany kontrolowanych wskaźników, możliwe staje się podejmowanie decyzji technologicznych z odpowiednim wyprzedzeniem czasowym. Decyzje te mają wymiar ekonomiczny. Systemy *SCADA* powinny posiadać funkcje prognozujące, wpływające na wybór optymalnego sposobu eksploatacji układu uzdatniania wody.

Z przeprowadzonych badań i analiz wynika, że zaproponowane modele prognozowania oparte na sztucznych sieciach neuronowych mogą być pomocne przy określaniu jakości wody w zbiorniku poddawanej uzdatnieniu. Prognoza określająca kryterialne wskaźniki jakości ujmowanej wody pozwala z wyprzedzeniem podjąć działania techniczno-organizacyjne, mające na celu wdrożenie sposobu eksploatacji urządzeń technologicznych *ZUW*.

W pracy dokonano oceny możliwości zastosowania do prognozowania jakości wody dwóch metod klasycznych opartych na analizie pomierzonych wskaźników jakości wody retencjonowanej w zbiorniku i jego dopływów oraz modelu opartego na sztucznych wielowarstwowych sieciach neuronowych typu *MLP* (Multi Layer Perceptron).

Pierwszą metodę oparto na analizie zmienności wskaźników jakości wody w zbiorniku oraz jego dopływów stwierdzonych na podstawie pomiarów w okresie poprzedzającym prognozę. Prognozowaną maksymalną i minimalną wartość kryterialnego wskaźnika jakości wody w zbiorniku obliczono, przyjmując za podstawę średnią wartość badanego wskaźnika w zbiorniku. Proponowana metoda nie uwzględnia jednak wpływu retencji zbiornika na zmiany wskaźników jakości ujmowanej wody.

Z uwagi na zróżnicowany pobór wody do celów użytkowych istotnym zmianom ulegają wskaźniki retencyjności i wymiany wody w zbiorniku. Stąd zaproponowano *metodę opartą na bilansie wodnym zbiornika*, która uwzględnia nie tylko wskaźniki jakości wody w zbiorniku i jego dopływach, ale także: wielkość poboru wody do celów użytkowych, charakterystyczne parametry zbiornika i warunki hydrologiczne. Do prognozowania wykorzystano równanie bilansowe przeciętnej mineralizacji wody w zbiorniku proponowane przez Kryckiego i Mienkiela. Przyjęto, że w określonym czasie bilans wody zbiornika jest zrównoważony i wyprowadzono równanie bilansowe. Symulując wielkość poboru wody ze zbiornika oraz uwzględniając parametry hydrologiczne i techniczne

zbiornika, wyprowadzono równania pozwalające na obliczenie współczynników retencji. Wykorzystując równanie bilansowe, obliczono prognozowane wskaźniki jakościowe wody w zbiorniku, uwzględniając wielkość poboru wody.

Proponowana metoda prognozowania jakości wody oparta na bilansie wodnym zbiornika uwzględnia nie tylko kształtowanie się wskaźników jakościowych wody w zbiorniku, lecz także reżim hydrologiczny zbiornika w połączeniu z wielkością poboru wody do celów użytkowych. Wskazać jednak należy, że każdorazowo dla określonych warunków retencjonowania wody w zbiorniku konieczne jest wyprowadzenie równania w celu obliczenia współczynników retencyjności. Przy kalibracji tych współczynników wymagana jest analiza gospodarki wodnej w zbiorniku. Analiza powinna uwzględniać takie czynniki jak: wielkość dopływu do zbiornika, straty wody w wyniku parowania i filtracji przez zaporę oraz odpływ ze zbiornika. Analiza tych czynników w przedziale rocznym pozwala na określenie zależności współczynników retencyjności od wielkości planowanego poboru wody do celów użytkowych.

Przedstawione metody prognozowania wskaźników jakości wody pozwalają określić jedynie prognozowane maksymalne i minimalne wartości wskaźników jakościowych wody niezbędnych do podjęcia decyzji o wyborze określonego układu technologicznego. Optymalny model do prognozowania powinien w każdej chwili, na podstawie informacji pochodzących z monitoringu warunków hydrologicznych zlewni, obserwacji meteorologicznych i analiz fizykochemicznych ujmowanej wody, dać możliwość określenia podstawowych parametrów wody. Prognozowane wskaźniki jakości wody surowej powinny być funkcją zjawisk meteorologicznych zachodzących w zlewni w okresie poprzedzającym analizę oraz uwzględniać przebieg zmian monitorowanych wskaźników w zbiorniku.

Do prognozowania zmian wskaźników jakości wody w zbiorniku retencyjnym posłużono się programem Flexible Bayesian Models on Neural Networks, Gaussian Processes and Mixtures pracującym w środowisku UNIX/Linux. Do analizy numerycznej wykorzystano model regresyjny wielowarstwowej sieci neuronowej *MLP*, w którym zmiennymi objaśnianymi są zmienne ciągłe: barwa, mętność, odczyn i twardość ogólna wody, natomiast czterema zmiennymi objaśniającymi są: czas, stan wody w zbiorniku (wielkość retencji), opad dobowy na obszarze zlewni i temperatura wody w zbiorniku. Dodatkowo w drugim modelu zmienne objaśniające poszerzono o wskaźniki jakościowe wody dopływającej do zbiornika. Weryfikację modelu numerycznego przeprowadzono na tych samych zbiorach wyników pomiarów z okresu badawczego. Parametry architektury sieci określono dla poziomów zapewniających najmniejszą wartość uzyskiwanych w predykcji błędów. Przyjęto dwa kryteria wyboru ostatecznych parametrów sieci neuronowej. Pierwszym był pierwiastek błędu średniokwadratowego *RMSE*. Drugim kryterium było określenie współczynników korelacji *R* pomiędzy wskaźnikami prognozowanymi a obserwowanymi.

Przeprowadzona analiza efektywności sieci neuronowej w prognozowaniu wskaźników zanieczyszczeń wody w zbiorniku wykazała relatywnie dobrą jakość predykcji w każdym analizowanym modelu *MLP*. W celu sprawdzenia, który z analizowanych modeli *MLP* charakteryzuje się najbardziej oszczędną parametryzacją, obliczono wartości przeciętnych błędów *MPE* i *MAPE*, a także kryterium informacyjne Akaike (*AIC*)

i Bayesowskie Kryterium Informacyjne Schwartza (*BIC*). Obliczenia wykazały, że lepsze parametry analizowanych wskaźników uzyskano dla architektury sieci neuronowych modelu 2 *MLP*.

Z przeprowadzonej analizy wynika, że przy prognozowaniu wskaźników jakości wody w zbiorniku uwzględnienie dodatkowo wskaźników charakteryzujących dopływ jako zmienne objaśniające – znacząco podwyższa dokładność prognozowanych wskaźników. Analiza wykazała, że tylko dla odczynu wody liczbę zmiennych objaśniających można ograniczyć do wskaźników obserwowanych w zbiorniku. W tym przypadku liczba neuronów wejściowych jest wystarczająca do prognozowania odczynu wody w zbiorniku.

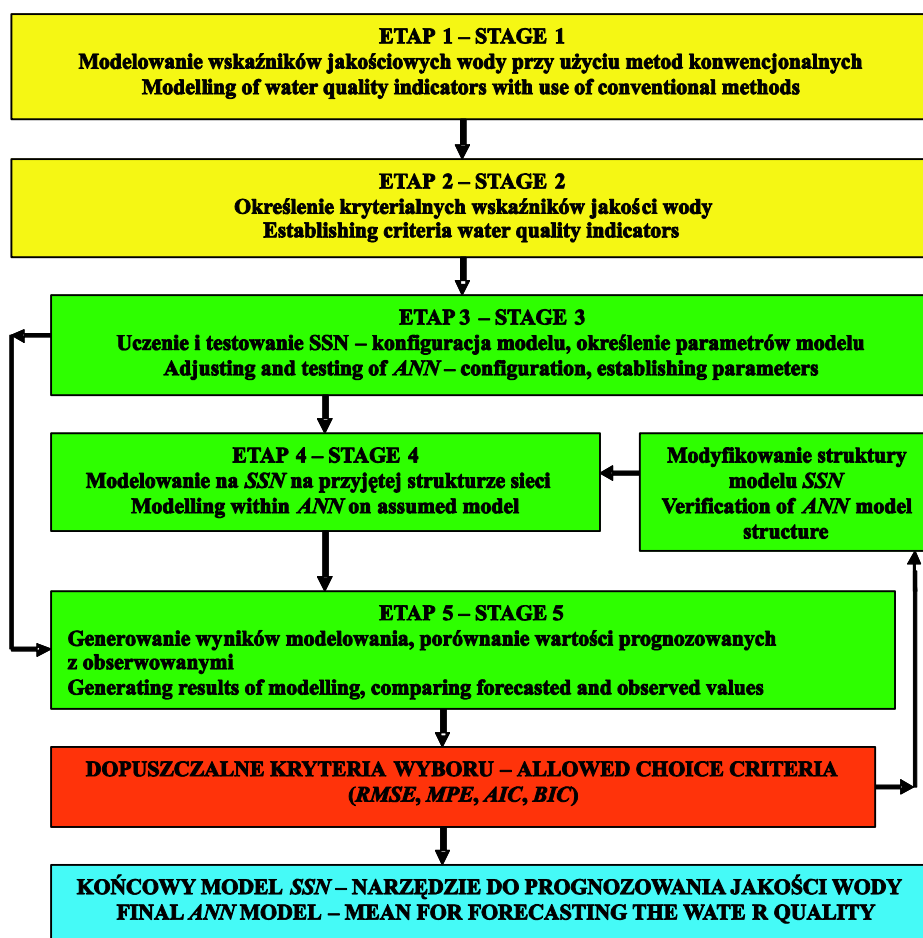
Wybrany model sztucznych sieci neuronowych powinien uzupełniać algorytmy systemów informatycznych projektowanych i modernizowanych systemów zarządzających gospodarką wodną na zbiornikach retencyjnych oraz systemów sterujących procesami ujmowania i uzdatniania wody wykorzystywanych do celów komunalnych, przemysłowych lub rolniczych.

Sporządzenie modelu do prognozowania wskaźników jakościowych wymaga przeprowadzenia szeregu badań i analiz indywidualnie dla każdego obiektu gospodarki wodnej. Wynikiem tych badań powinno być wyznaczenie kryterialnych wskaźników jakościowych określających charakter badanej wody i determinujących oczekiwane własności w aspekcie jej aktualnego lub planowanego użytkowania. Zaproponowane w pracy metody statystyczne i bilansowe mogą stanowić pierwszy etap procesu projektowania modelu sztucznych sieci neuronowych. Na kolejnych etapach prognozowanie proponuje się przeprowadzać na wybranych sieciach neuronowych. Schemat postępowania zobrazowano na rysunku 94.

Wykonane komputerowe obliczenia prognozowanych wskaźników jakości wody retencjonowanej w zbiorniku na wybranym modelu sieci neuronowych, analizy statystyczne oraz badania na obiekcie badawczym pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

1. Jakość wody retencjonowanej w zbiorniku kształtują warunki klimatyczne i sposób gospodarowania wodą w zbiorniku. Duża zmienność analizowanych wskaźników jakości wody nie pozwoliła na wybór jednego układu technologicznego uzdatniania wody. W warunkach badanego zbiornika retencyjnego takimi wskaźnikami kryterialnymi są: temperatura, barwa, odczyn i twardość ogólna wody.
2. Optymalny model do prognozowania zmian jakości wody w zbiorniku retencyjnym powinien być określany na podstawie informacji pochodzących z monitoringu warunków hydrologicznych zlewni, obserwacji meteorologicznych i analiz fizykochemicznych wody zmagazynowanej w zbiorniku. Analiza wykazała, że prognozowanie jakości wody metodami analitycznymi i bilansowymi może być jedynie wykorzystane do określenia prognozowanych maksymalnych i minimalnych wskaźników jakości wody.
3. Badania i analizy zmierzające do wyboru modelu prognozującego jakość wody powinny przebiegać na kilku etapach według schematu zamieszczonego na rysunku 94.

4. Sztuczne sieci neuronowe typu MLP mogą być wykorzystane w prognozowaniu wskaźników jakości wody w zbiorniku retencyjnym. Z przeprowadzonej analizy wynika, że uwzględnienie w prognozowaniu wielkości i jakości wody dopływającej do zbiornika w roli zmiennych objaśniających – znacząco podwyższa dokładność prognozowanych wskaźników jakości wody w zbiorniku.
5. Zaproponowana metodyka projektowania i weryfikacji sztucznych sieci neuronowych pozwala na optymalizację procesu konfiguracji określonego typu sztucznych sieci neuronowych do prognozowania wskaźników jakości wody retencionowanej w zbiorniku. Wybrany model sztucznych sieci neuronowych powinien uzupełniać algorytmy systemów informatycznych zarządzania gospodarką wodną zbiornika oraz procesami uzdatniania wody projektowanych i modernizowanych zakładów uzdatniania wody.



Rys. 94. Schemat postępowania przy prognozowaniu wskaźników jakości wody na SSN
 Fig. 94. Diagram of steps while forecasting water quality indicators within ANN

PIŚMIENNICTWO

- Abraham R.J., 2003. Neural network rainfall-runoff forecasting based on continuous resampling. *Journal of Hydroinformatics*, 5, 1, 51–61.
- ACSCE, 2000a. ACSCE Task Committee on Application of Artificial Neural Networks in Hydrology: Artificial neural networks in hydrology. I: Preliminary Concepts. *Journal of Hydrologic Engineering*, April 2000, 115–123.
- ACSCE, 2000b. ACSCE Task Committee on Application of Artificial Neural Networks in Hydrology, Artificial neural networks in hydrology. II: Hydrologic applications. *Journal of Hydrologic Engineering*, April 2000, 124–137.
- Aeppli J., Dyer-Smith P., Pulmozdge J., 1997. Zastosowanie ozonu w praktyce uzdatniania wody w Wielkiej Brytanii. *Ochrona Środowiska*, 1997, 3/66, 23–28.
- Antonelli M., Mezzanotte V., Nurizzo C., 2006. Ozonation of a secondary effluent both for fresh water protection and re-use. *Water Practice & Technology*, 1, 2, 10–39.
- Balcerzak W., Łuszczek B., 2006. Badania pilotowe jako metoda doboru węgla aktywowanego w procesie uzdatniania wody. „Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle” – Politechnika Częstochowska Konferencje 59, V Konferencja Naukowo-Techniczna, 218.
- Bardossy G., Halasz G., Winter J., 2009. Prognosis of urban water consumption using hybrid fuzzy algorithms. *Journal of Water Supply: Research and Technology–AQUA*, 58, 3, 203–211.
- Bartoszewski K., 1992. Wyznaczanie zasobów wodnych z uwzględnieniem ich jakości. *Ochrona Środowiska* 2–3, PZITS/Oddz. Dolnośląski, 46–47.
- Baus Ch., Sona M. and Brauch H.J., 2007. Removal of fuel oxygenates by advanced oxidation processes. *Water Science & Technology: Water Supply* 7, 4, 127–133.
- Becker W.C., O'Melia C.R., 2001. Ozone: its effect on coagulation and filtration. *Water Science & Technology: Water Supply* 1, 4, 81–88.
- Biń A.K., 1998. Zastosowanie procesów pogłębionego utleniania do uzdatniania wody. *Ochrona Środowiska*, 1/68, 3–6.
- Biń A.K., 2002. Zastosowanie ozonowania oraz procesów pogłębionego utleniania do uzdatnienia wody pitnej i oczyszczania ścieków w Polsce. *Wydawnictwo Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska*, 7–25.
- Biń A.K., 2007. Uzdatnianie wody w basenach przy użyciu ozonu. *INSTAL2/2007*, 6–11.
- Biszof T., Weber Ł., 2008. Badania technologiczne nad uzdatnianiem wody na stacji uzdatniania wody „Podgórna” w Chodzieży. *Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. Water Supply and Water Quality Tom I*, Wydawca PZTIS /O Poznań, 361–376.
- BPBK, 1994. Biuro Projektów Budownictwa Komunalnego we Wrocławiu. Analiza wariantowych lokalizacji Zakładu Uzdatniania Wody dla potrzeb Jeleniogórskiego Zespołu Miejskiego, Wrocław, maszynopis.
- Bollyky J., 1999. Taste and odor control by ozone treatment of drinking water from various qualities of Raw waters. 14. Światowy Kongres Ozonu Dearbon, Michigan USA.
- Boncz M.A., Bruning H., Rulkens W.H., Sudhölter E.J.R., Harmsen G.H., Bijsterbosch J.W., 1997. Kinetic and mechanistic aspects of the oxidation of chlorophenols by ozone. *Water Science and Technology*, 35, 4, 65–72.

- Brion G.M., Lingireddy S., 2003. Artificial neural network modelling: a summary of successful applications relative to microbial water quality. *Water Science & Technology*, 47, 3, 235–240.
- Burchard J., Dubaniewicz H., 1981. Współczynnik zanieczyszczenia, jako miara kompleksowej oceny stopnia zanieczyszczenia wód powierzchniowych na przykładzie Pilicy i Bzury. Materiały IX Ogólnopolskiej Konferencji Hydrograficznej, Łódź, 1981.
- Camarinha-Matos L.M., Martinelli F.J., 1998. Application of machine learning in water distribution networks. *Intelligent Data Analysis*, 311–332.
- Ciepielowski A., 1999. Podstawy gospodarowania wodą. Wydawnictwo SGGW, 77–81.
- Cougnaud A. Faur-Brasquet C., Le Cloirec P., 2005. Neural networks modelling of pesticides removal by activated carbon for water treatment. *Water Supply*, 4, 5–6, 9–19.
- Czamara A., Grześków L., 2008. Ocena skuteczności działania zbiornika wstępnego w Mściwojowie. *Zesz. Probl. Nauk Rol.*, 528, 361–371.
- Davison A.C., Armitage P., Colton T., 1998. *Encyclopedia of biostatistics*, Wiley 2, 1463–1467.
- Dawidowicz J., 2005. Metoda oceny średnic rurociągów wodociągowych przy użyciu sztucznych sieci neuronowych. Materiały konferencji naukowej: „Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych”. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 30, 345–360.
- Deveughèle S., Do-Quang Z., 2005. Neural networks: an efficient approach to predict on-line the optimal coagulant dose. *Water Supply*, 4, 5–6, 87–94.
- Dojlido J., 1995. *Chemia wód powierzchniowych*. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Do-Hwan K., Dong-Youn K., Soon-Heon H., Ji-Won K., Chang W., 2008. Development and implementation of a corrosion control algorithm based on calcium carbonate precipitation potential (CCPP) in a drinking water distribution system: *Journal of Water Supply; Research and Technology – AQUA*, 57, 7, 531–539.
- Duane S., Kennedy A.D., Pendleton B.J., Roweth D., 1987. Hybrid Monte Carlo. *Physical Letters. B*, 195, 216–222.
- Dyrektywy EWG, 1993. Zeszyt: Standardy EWG w dziedzinie ochrony wód i powietrza, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Edwards M., Benjamin M., 1992. Effect of preozonation on coagulant – NOM interaction, *JAWWA*, 1992/8, 63.
- Gavin J. Bowden, Graeme C., Dandy and Holger R. Maier, 2003. Data transformation for neural network models in water resources applications. *Journal of Hydroinf*, 5, 245–258.
- Geoportal, 2010. Mapa topograficzna wykorzystana do określenia zlewni zbiornika i jego lokalizacji. Dostępny w Internecie: <http://maps.geoportal.gov.pl/webclient/>.
- GUS, 2008. Główny Urząd Statystyczny. Informacje i opracowania statystyczne. *Ochrona Środowiska*, tabl. 9(64).
- Granops M., Kaleta J., 2005. Woda uzdatnianie i odnowa, Laboratorium. Wydawnictwo SGGW Warszawa, 103–106.
- Hautaniemi M., Kallas J., Palosaari S., Korhonen S., Tuhkanen T., 1999. Modeling of ozonation of EDTA in aqueous solutions in semicontinuous bubble columns-comparison: Fundamental model vs. neural networks. 14. Światowy Kongres Ozonu Dearbon, Michigan USA. *ormatics*, 5, 245–258.
- Henderson R., Simon A. Parsons and Jefferson B., 2008. The impact of algal properties and pre-oxidation on solid-liquid separation of algae. *Water Research*, 42, Issues 8–9, 1827–1845.
- Hettiarachchi P., Hall M.J., Minns A.W., 2005. The extrapolation of artificial neural networks for the modelling of rainfall-runoff relationships. *Journal of Hydroinformatics*, 7, 4, 291–296.

- IOŚ, 1986. Badania jakościowe i technologiczne oraz prognoza jakości wody z planowanego zbiornika „Sosnówka” na rzekach Czerwonca i Czerwonym Potoku dla potrzeb zaopatrzenia w wodę Jeleniogórskiego Zespołu Miejskiego. Instytut Ochrony Środowiska – oddział we Wrocławiu. Praca zbiorowa, maszynopis.
- IMGW, 2007. Zestawienie meteorologiczne, dobowe sumy opadów atmosferycznych z posterunków w Karpaczu i w Przesiece za okres 15.06.2005–15.07.2006. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej o/Wrocław, maszynopis.
- IMGW, 2009. Zestawienie meteorologiczne, dobowe sumy opadów atmosferycznych z posterunku w Karpaczu za okres 01.11.2007–31.10.2008. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej o/Wrocław, maszynopis.
- Islam S., Kohari R., 2000. Artificial neural networks in remote sensing of hydrologic processes. *Journal of Hydrologic Engineering*, April 2000, 138–144.
- Jeż-Walkowiak J., Sozański M.M., Weber Ł., 2008. Badania pilotowe nad doбором koagulantów i utleniaczy nad SUW Odra (Świnoujście). Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Tom I, Wydawca PZTIS /o Poznań, 489–503.
- Jianping Z., Huck P.M., Anderson W.B. and Stubley G.D., 2008. Application of a multiphase CFD modelling approach to improve ozone residual monitoring and tracer testing strategies for full-scale drinking water ozone disinfection processes. *Journal of Water Supply: Research and Technology–AQUA*, 57, 2, 79–92.
- Johanson B.A., Gong B., Bellamy W., and Tran T., 1995. Pilot plant testing of dissolved air flotation for treating Boston's low-turbidity surface water supply. *Water Science and Technology*, 31, 3–4, 83–92.
- Kasperek R., Wiatkowski M., 2008. Badanie osadów dennych ze zbiornika Mściwojów. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 2(40), 194–201.
- Kemmer F.N., 2003. *LANCO Water Handbook 2nd Edition, 1998/2003 McGraw-Hill: Chapter 4 „Water chemistry and interpretation of water analyses”*, 4.1+4.29 .
- Khan S.J., Weinberg H.S., 2007. Characterisation of carbonyl byproducts of drinking water ozonation. *Water Science & Technology: Water Supply*, 7, 5–6, 95–100.
- Khorchani M., Blanpain O., 2005. Development of discharge equation for side weirs using artificial neural networks. *Journal of Hydroinformatics*, 07.1, 31–39.
- Kim H.C., Yu M.J., Koo J.Y., 2006. Application of O₃/GAC process for advanced and selective removal of natural organic matter from conventionally treated water. *Water Supply*, 6, 2, 101–108.
- Koczko M., Mosakowska A., Pacholec B., 1997. Kierunki modernizacji wodociągu Praskiego w Warszawie. *Ochrona Środowiska*, 4(67)/97, 21–23.
- Konarczak T., 2005. Sprawozdanie z badań wody ze zbiornika „Sosnówka” oraz rzeki Podgórną w okresie letnim 2005. Budimex-Dromex SA, Cdagua SA, maszynopis.
- Konarczak T., 2006a. Sprawozdanie z badań wody ze zbiornika „Sosnówka” oraz rzeki Podgórną w okresie zimowym. Budimex-Dromex SA, Cdagua SA, maszynopis.
- Konarczak T., 2006b. Sprawozdanie z badań jakościowych i technologicznych nad uzdatnianiem wody ze zbiornika retencyjnego „Sosnówka” na stacji pilotażowej dla potrzeb ZUW Jelenia Góra. Raport końcowy Budimex-Dromex SA, Cdagua SA, maszynopis.
- Koo J., Inakazu T., Koizumi A., Arai Y., Kim K. and Ahn J., 2008. Application of Artificial Neural Network for reducing of chlorine residual concentration in water distribution network. *Water Practice & Technology*, 3, 2, 2008.032, 1– 2.
- Korbicz J., Obuchowicz A., Uciński D., 1994. Sztuczne sieci neuronowe, podstawy i zastosowania, Akademicka Oficyna Wydawnicza PLJ.
- Korol R., 1991. Monitoring powierzchniowych wód płynących. Materiały konferencyjne. „Problemy zanieczyszczenia i ochrony wód powierzchniowych – dziś i jutro”. Zakład Ochrony Wód UAM, Poznań.

- Kowal A.L., 1997. Zakwaszenie wód w potokach górskich. III Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna. „Problemy oczyszczania ścieków i ochrony wód w dorzeczu Odry”, Materiały konferencyjne. Wyd. PZITS 746, 153–157.
- Kowal A.L., Przewłocki J., Giercuskiewicz-Bajtklik C., Łojewska C., 1998. Weryfikacyjne badania technologiczne założeń procesowych przejętych przez BPBK Sp z o.o. we Wrocławiu w koncepcji projektowej Zakładu Uzdatniania Wody „Sosnówka” dla potrzeb zaopatrzenia w wodę Jeleniogórskiego Zespołu Miejskiego – etap II. Instytut Ochrony Środowiska – oddział we Wrocławiu, maszynopis.
- Kowal L.A., Przewłocki J., Łojewska C., 1999. Oczyszczanie wody ze zbiornika „Sosnówka: na potrzeby Jeleniogórskiego Zespołu Miejskiego. *Ochrona Środowiska* 3(74)/1999, PZITS/o Dolnośląski, 67–72.
- Kowal A.L., 2002. Uzdatnianie wody. Stan obecny i kierunki zmian. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 9/2002, 315–320.
- Kowal A.L., Świdarska-Bróż M., 2003. Oczyszczanie wody. Wydawnictwo PWN Warszawa, 457–468.
- Kowal A.L., 2006. Ocena agresywności wody zbiornika „Sosnówka”, maszynopis.
- Kudelska D., Cydzik D., Soszka H., 1994. Wytyczne monitoringu podstawowego jezior. Wydanie II uzupełnione, PIŚ, BMŚ, Warszawa.
- Kulesza M., Ozimiński K., 1997. Uzdatnianie wody w procesie flotacji ciśnieniowej na stacji pilotowej (DAF) Wodociągu Północnego. *Ochrona Środowiska*, 1(68)/98.
- Lambor J., 1962. Gospodarka wodna na zbiornikach retencyjnych. Wydawnictwo Arkady, 188–195, 198–200.
- Lasocka-Gomuła I., Kania P., Maciołek A., 2008. Stabilność chemiczna wody podziemnej ze stacji oczyszczania w Gruszczynie. Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. *Water Supply and Water Quality Tom I*, Wydawca PZTIS /O Poznań, 545–554.
- Licznar P., 2001. Sieci neuronowe w modelowaniu procesów meteorologicznych. Wybrane zagadnienia z zakresu pomiarów i metod opracowania danych automatycznych stacji meteorologicznych. *Zesz. Nauk. AR Wroc., Monografie, XXV*, 428, Wrocław, 56–79.
- Licznar P., 2005. Wykorzystanie sztucznych sieci neuronowych do prognozowania zużycia wody w zakładach wodociągowych. *Instal.*, 11/2005, 16–22.
- Licznar P., 2007. Wykorzystanie sztucznych sieci neuronowych do predykcji stanów i natężeń przepływów w rzece. *Gospodarka Wodna*, 2/2007, 66–71.
- Licznar P., Łomotowski J., 2004. Prognozowanie dobowych rozbiórów wody przy wykorzystaniu sztucznych sieci neuronowych. *Materiały międzynarodowej konferencji naukowej. Water Supply and Water Quality, Poznań 6–8 September 2004*, 175–183.
- Licznar P., Nehring M.A., 2003. Artificial neural networks of soil erosion and runoff prediction at the pilot scale, *Catena*, 51(2), 89–114.
- Logemann F.P. and Annee J.H.J., 1997. Water treatment with a fixed bed catalytic ozonation process. *Water Science and Technology*, 35, 4, 353–360.
- Lowrance R., 2007. *Water Quality: Modeling. Water Science, Secondo Editio, Volume II*, 1327–1329.
- Lula P., Tadeusiewicz R., 2004. *Statistica Neural Networks*, StatSoft, Kraków.
- Łomotowski J., 2007. Przyczyny zmian jakości wody w systemach wodociągowych. *PAN Instytut Badań Systemowych. Badania systemowe*, t. 55, 109.
- Ma H., Cui F., Liu Z., Fan Z., 2009. Pilot study on control of phytoplankton by zooplankton coupling with filter-feeding fish in surface water. *Water Science & Technology – WST*, 60, 3, 737–743.
- Ma J., Fang J.Y., Wang L.N., Guo J. and Chen Z.L., 2006. Effect of preozonation on characteristics of algae cells and algae-derived organic matter (AOM) with respect to their removal by coagulation. *Water Science & Technology: Water Supply*, 6, 4, 145–152.

- McIntyre N.R., Wagner T., Howard S.W., Si Yu Z., 2003. Uncertainty and risk in water quality modelling and management. *Journal of Hydroinformatics*, 5, 4, 259–274.
- Misztak B., 1994. Ozonation in drinking water treatment at the Northern Water-Works in 1991–1993. *Proc. of the Int. Symp. „Application of Ozone in Water and Wastewater Treatment*, Warsaw, 78–86.
- Mołczan M., Biłyk A., 2006. Usuwanie substancji organicznych z wody w procesach wymiany jonowej, koagulacji i adsorpcji. „Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle” Politechnika Częstochowska Konferencje 59/2006. V Konferencja Naukowo-Techniczna, 204–208.
- Mucha J., 1994. Metody geostatystyczne w dokumentowaniu złóż. Wyd. AGH, Kraków, 16–32.
- Nawrocki J., Biłozor S., 2000. Uzdatnianie wody. Procesy chemiczne i biologiczne. Praca zbiorowa, PWN, Poznań, 30–32.
- Neal R., 1992. Bayesian training of back propagation networks by the hybrid Monte Carlo. Technical Report CRG-TR-92-1. University of Toronto, 1–21.
- Neal R., 1996. Bayesian Learning for Neural Networks. Wyd. Springer-Verlag.
- Neal R., 1999. Flexible Bayesian Models on Neural Networks, Gaussian Processes, and Mixtures v 2000-08-13. University of Toronto, Toronto, 1–82.
- Nobuyuki T., Kumagai T., Shimizu M., Suzuki T., Ohtsuki T., 2007. Color from Dyeing Wastewater by Pre-Ozonation and Subsequent Biological Treatment Using Test-Scale Plant. *Ozone, Science & Engineering*, 29, Issue 2, 139–145.
- Olsińska U., 2000. Charakterystyka hydrauliczna komór kontaktowych jako element kontroli produktów ubocznych ozonowania. IV Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Zaopatrzenie w wodą miast i wsi”. Wyd. PZITS/oddz. Poznań, 489–500.
- Osterhus S., Azrague K., Leiknes T. and Odegaard H., 2007. Membrane filtration for particles removal after ozonation-biofiltration. *Water Science & Technology*, 56, 10, 101–108.
- Pawełek J., 1996. Wykorzystanie zapasu wody w celu zabezpieczenia ujęć wodociągowych z rzek i potoków górskich przy stanach podwyższonych mętności i zawiesiny. *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie, Rozprawy*, 215.
- Pawełek J., 1998. Pojemność zbiorników zapasowych rezerwujących ujęcia wód powierzchniowych w czasie wysokich mętności wody w świetle ciągłości jej poboru ze zbiornika. VIII Krajowa, I Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Ochrona jakości i zasobów wód”, 193–202.
- Pawełek J., Bergel T., 2008. Charakterystyka zdarzeń podwyższonych mętności wody w małych potokach górskich. *Gaz Woda i Technika Sanitarna*, 9/2008, 25–29.
- Perchuć M., Jaroszevska M., 2007. Badania skuteczności wybranych procesów technologicznych w oczyszczaniu wody o dużej intensywności barwy. *Ochrona Środowiska* 3/2007, PZITS/o Wrocław, 29–33.
- Pikul K., Mokwa M., 2008. Wpływ osadnika wstępnego na proces zamulania zbiornika głównego. *Przegląd Naukowy Inżynierii i Kształtowania Środowiska*, Wyd. SSGW, 2(40), 185–193.
- Poznyak T.I., Poznyak A.S., 1999. Application of dynamic neural networks for parametric identification of ozonation process. Zastosowanie dynamicznych sieci neuronowych do parametrycznej identyfikacji procesu ozonowania. 14. Światowy Kongres Ozonu Dearbon, Michigan USA.
- Raczyk-Stanisławiak U., Ciemniecka E., Świetlik J., Nawrocki J., 2007. Usuwanie prekursorów biodegradowalnych substancji organicznych procesie biofiltracji. *Ochrona Środowiska* 3/2007, PZITS/o Wrocław, 59–63.
- Rak A., 2005. Raport przejściowy nr 2 za okres 01.05.2005–30.11.2005 projektu „Zaopatrzenie w wodę i oczyszczanie ścieków w Jeleniej Górze – Inżynier Kontraktu; Project Management Limited Dublin, oddział w Polsce, Wrocław, maszynopis.

- Rak A., 2006a. Raport przejściowy nr 3 za okres 01.11.2005–30.04.2006 projektu „Zaopatrzenie w wodę i oczyszczanie ścieków w Jeleniej Górze – Inżynier Kontraktu; Project Management Limited Dublin, oddział w Polsce, Wrocław, maszynopis.
- Rak A., 2006b. Raport przejściowy nr 4 za okres 01.05 2006–30.11.2006 projektu „Zaopatrzenie w wodę i oczyszczanie ścieków w Jeleniej Górze – Inżynier Kontraktu; Project Management Limited Dublin, oddział w Polsce. Wrocław, maszynopis.
- Rak A., 2007. Badanie efektywności koagulacji powierzchniowej w złożach antracytowo-piaszkowych i sorpcji na węglu aktywnym w procesie uzdatniania wody powierzchniowej charakterystycznej dla zlewni górskiej. Wydawnictwo: Polska Akademia Nauk – Komitet Inżynierii Środowiska "Inżynieria i Ochrona Środowiska", Tom 10, 4/2007, 321–337.
- Rak J., 2007. Elementy statystyki w ocenie jakości wody. Instal 1/2007, 48–52.
- Rak A., 2008a: Zmiany jakości wody zlewni górskiej retencjonowanej do celów wodociągowych. Gospodarka Wodna, 3 (711), 115–121.
- Rak A., 2008b. Examination of influence ozone has on effectiveness regarding treatment of surface water taken from a mountain reservoir retained for public use. Polish Journal of Environmental Studies, 17, 3A, 488–493.
- Rak A., 2008c. Treatment of water taken from a reservoir. Polish Journal of Environmental Studies, 17, 2C, 9–14.
- Rak A., 2008d. Analiza stabilności i korozyjności w procesie uzdatniania wody powierzchniowej charakterystycznej dla zlewni górskiej. Gaz Woda i Technika Sanitarna, 4/2008, 21–28.
- Rak A., 2009. Prognozowanie jakości wody zlewni górskiej retencjonowanej w zbiorniku dla celów wodociągowych. Gosp. Wod. 6/2009, 230–237.
- Rao Z., Salomons E., 2007. Use of an artificial neural network to capture the domain knowledge of a conventional hydraulic simulation model. Journal of Hydroinformatics, 9, 1, 15–24.
- Rietveld L., van Dijk H., van der Helm A., van Schagen K., van der Aa R., 2008. Integrated simulation of drinking water treatment. Journal of Water Supply: Research and Technology–AQUA, 57, 3, s. 133–141.
- Roman M., 1999. Dezynfekcja wody w świetle wytycznych Światowej Organizacji Zdrowia dotyczących jakości wody do picia. Gaz Woda i Technika Sanitarna, 6/99.
- Rozporządzenie, 2007. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29.03.2007r w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz. U. , 61, poz. 417.
- Rybicki S.A., 1996. Tendencje w uzdatnianiu wody dla wybranych miast we Francji i Niemczech. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Zaopatrzenie w wodą miast i wsi” Poznań, Wyd. PZITS/o Poznań, 289–302.
- Sandro X., Campos E., de Azevedo R., Tito J. B., Eny M. V. and Di Bernardo L., 2007. Colour removal by coagulation, flocculation and sedimentation from water containing humic substances with different apparent molecular sizes. Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA, 56, 5, 327–333.
- Siwoń Z., Łomotowski J., Cieżak W., Licznar P., Ciężak J., 2008. Analizy i prognozowanie rozborów wody w systemach wodociągowych. PAN, Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej, Instytut Podstawowych Problemów Techniki, , 61, 32–38.
- Skansen J., Myers T., 1999. Overall drinking water quality improvements with ozone in Ann Arbor, (Całościowa poprawa jakości wody pitnej po zastosowaniu ozonu w Ann Arbor), Michigan. 14 Światowy Kongres Ozonu Dearbon, Michigan USA.
- Slavik I., Uhl W., 2008. Analyzing water quality changes due to reservoir management and climate change for optimization of drinking water treatment. Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Tom I. Wydawca PZTIS /o Poznań, 671–681.
- Slavik I., Uhl W., 2009: Analysing water quality changes due to reservoir management and climate change for optimization of drinking water treatment. Water Science & Technology: Water Supply–WSTWS, 9, 1, 99–105.

- Sobesto J., 1998. Wybrane aspekty uzdatniania wód powierzchniowych dla celów konsumpcyjnych. VIII Krajowa, I Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Ochrona jakości i zasobów wód”, 235–238.
- Sozański M.M., 1984. Problematyka badawcza w projektowaniu i eksploatacji zakładów uzdatniania wody. Materiały konferencyjne „Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi”, Wyd. PZITS/o Poznań, 23–28.
- Sozański M.M., Urbaniak A., 1998. Nowe doświadczenia i tendencje w rozwoju technologii uzdatniania wody. Materiały Jubileuszowego Sympozjum z okazji 15-lecia Katedry Technologii Wody i Ścieków Politechniki Gdańskiej, maszynopis.
- Sozańska Z., Sozański M.M., 1989. Usuwanie mikrozanieczyszczeń w procesie ozonowania wody. Materiały z Konferencji Naukowo-Technicznej „Intensyfikacja zaopatrzenia w wodę miast i osiedli”, tom III, 75.
- Sozański M.M., Walkowiak J., 1996. Chemiczne utlenianie w uzdatnianiu wody. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Zaopatrzenie w wodą miast i wsi”, Poznań 1996, Wyd. PZITS/o Poznań, 375–400.
- Sozański M.M., red., 2002. Wodociągi i kanalizacja tradycja i współczesność. Polska Fundacja Ochrony Zasobów Wodnych, 47–57, 163, 221–252, 847–870.
- Sozański M.M., Olanczuk-Neyman K., 2002. Stan i perspektywy rozwojowe Technologii Uzdatniania Wody jako współczesnej dyscypliny nauki. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 9, Lublin.
- Sroczan E.M., Urbaniak A., 2004. Wykorzystanie metod sztucznej inteligencji w monitorowaniu, sterowaniu i eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę i ochrony wód. Water Supply And Water Quality, Wyd. PZITS o. Poznań, 695–704.
- Strugholtz S., Panglisch S., Gimbel R., Gebhardt J., 2009. Neural networks and genetic algorithms in membrane technology modelling. Journal of Water Supply: Research and Technology–AQUA, 57, 1, 23–34.
- Tadeusiewicz R., 1993. Sieci neuronowe. Akad. Oficyna Wyd. RM., Warszawa.
- Thirumalaiah K., Deo M.C., 2000. Hydrological forecasting using neural networks. Journal of Hydrologic Engineering, April 2000, 180–189.
- Thorne O.M., Fenner R.A., 2008. Modelling the impacts of climate change on a water treatment plant in South Australia. Water Science & Technology: Water Supply–WSTWS, 8, 3, 305–312.
- Twarowski R., Gendolla T. i wsp., 1991. Monitoring chemizmu opadów atmosferycznych na obszarze dorzecza górnej i środkowej Odry. Maszynopis IMGW/o Wrocław.
- Wiatkowski M., Czamara W., Kuczewski K., 2006. Wpływ zbiorników wstępnych na zmiany jakości wód retencjonowanych w zbiornikach głównych. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska, PAN Zabrze, 121–124.
- Wilmański K., 2004. Mechanizm pracy aktywnych biologicznie filtrów węglowych na podstawie badań w skali pilotowej i technicznej. Materiały Konferencyjne „Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle”. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, 249–260.
- Wilmański K., 2006. Warunki i efekty długotrwałego stosowania granulowanego węgla aktywnych w wodociągach. Materiały Konferencyjne „Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle”. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, 225–235.
- Worch E., 2008. Fixed-bed adsorption in drinking water treatment: a critical review on models and parameter estimation. Journal of Water Supply: Research and Technology –AQUA, 57, 3, 171–183.
- Yang X., Zhao Q., Shang C., 2008. Disinfection by-product formation from chloramination of clarified water after prechlorination and preozonation. Water Science & Technology, Water Supply – WSTWS, 8, 3, 255–262.

- Yeon I.S., Jun K.W., Lee H.J., 2009. The improvement of total organic carbon forecasting using neural networks discharge model. *Environmental Technology*, Taylor & Francis, 30, 1, 45–51.
- Zbieć E., Dojlido J., 2000. Aldehydy w wodzie do picia jako uboczne produkty ozonowania, znaczenie, metoda oznaczania. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 1/2000, 17.
- Zimoch I., Kłos M., 2003. Zastosowanie technik komputerowych do prognozowania eutrofizacji wód powierzchniowych na przykładzie zbiornika zaporowego „Dobczyce”. *Ochrona Środowiska*. Wyd. PZITS/o Wrocław, 25, 3, 73–76.
- Zimoch I., Szostak A., 2007. Efektywność uzdatniania wody na węglu aktywnym w ZP Goczałkowice. *Instal.*, 2/2007, 12–17.
- Zhou S.L., Macmahont T.A., Walton A., Lewis J., 2000. Forecasting daily urban water demand: a case study of Melbourne. *Journal of Hydrology*, 235, 153–164.
- Zhou S.L., Macmahon T.A., Walton A., Lewis J., 2002. Forecasting operational demand for an urban water supply zone. *Journal of Hydrology*, 259, 189–202.

MODELOWANIE ZMIAN JAKOŚCI WODY W GÓRSKIM ZBIORNIKU RETENCYJNYM

Streszczenie

Celem rozprawy było opracowanie procedury modelowania wskaźników jakościowych określających charakter wody w zbiorniku retencyjnym, aby umożliwić optymalne zarządzanie jego zasobami i sterowanie układami technologicznymi uzdatniania wody ujmowanej do celów komunalnych. Na przykładzie wybranego obiektu badawczego, w dwóch okresach badawczych, przeprowadzono szereg badań i analiz umożliwiających określenie przebiegu zmian wskaźników jakościowych wody w każdym okresie roku hydrologicznego, zarówno w zbiorniku retencyjnym, jak i w jego dopływach. Równoległe przeprowadzono badania na stacji pilotowej, które określiły efektywność procesów jednostkowych oraz umożliwiły optymalizację układów technologicznych uzdatniania wody.

Przeprowadzona analiza czynników kształtujących skład fizykochemiczny wody powierzchniowej analizowanej zlewni górskiej wykazała, że jakość wody retencjonowanej w zbiorniku kształtują warunki klimatyczne i sposób gospodarowania wodą w zbiorniku. W wyniku badań stwierdzono, że znaczną rolę odgrywa retencja zbiornikowa w zakresie kształtowania takich wskaźników jak: odczyn, barwa, twardość ogólna i temperatura wody.

W pierwszej kolejności prognozowanie jakości wody w zbiorniku oparto na analizie pomierzonych wskaźników jakości wody retencjonowanej w zbiorniku i jego dopływach, określając współczynniki ich zmienności. Mając na uwadze znaczący udział ujmowanej wody do celów komunalnych w ogólnym bilansie wodnym zbiornika, drugą metodę prognozowania oparto na bilansie wodnym zbiornika, wyznaczając współczynniki retencji w zależności od ilości ujmowanej wody. Ustalono, że zarówno metoda oparta na analizie zmian współczynników zmienności, jak i na bilansie wodnym zbiornika pozwalają określić jedynie prognozowane maksymalne i minimalne wartości wskaźników jakościowych wody w analizowanym okresie.

Coraz szersze zastosowanie sztucznych sieci neuronowych w badaniach i analizach prowadzonych w gospodarce wodnej uzasadniało wykorzystanie ich do prognozowania jakości wody w analizowanym zbiorniku retencyjnym. Do prognozowania posłużono się siecią neuronową typu *MLP* (Multi Layer Perceptron). W wyniku analizy zaproponowano dwa modele sieci *MLP*, w których zmiennymi objaśnianymi były zmienne ciągłe: barwa, mętność, odczyn i twardość ogólna wody oraz cztery zmienne objaśniające: czas, retencja zbiornika, opad dobowy i temperatura wody w zbiorniku. W drugim modelu zmienne objaśniające poszerzono o wskaźniki jakościowe wody dopływającej do zbiornika. Uwzględnienie w prognozowaniu dodatkowo wskaźników charakteryzujących dopływ do zbiornika znacząco podwyższyło dokładność prognozowanych wskaźników jakości wody w zbiorniku.

W wyniku badań i analiz zaproponowano model prognozowania wskaźników jakościowych wody, który może być pomocny do projektowania dodatkowych algorytmów informatycznych systemu zarządzania procesami gospodarowania wodą w zbiornikach retencyjnych oraz jej uzdatniania do wskazanych celów.

Słowa kluczowe: zbiornik retencyjny, zasoby wodne, wskaźniki jakościowe, uzdatnianie wody, sztuczne sieci neuronowe

MODELING OF CHANGES IN WATER QUALITY AT A MOUNTAIN RETENTION RESERVOIR

Summary

The dissertation's aim was to establish a procedure of modeling water quality indicators. Those would define the character of water at a retention reservoir so that both management of its resources and steering of water treatment technology systems could be optimal. Basing on a chosen object there were examinations carried out in two periods of time. The analysis aimed at indicating changes in quality indicators at the reservoir and its tributaries in each period of a water year. The analysis proved the fact that the quality of the retained water depends on the weather conditions and a way of water is managed at the reservoir. The results led to a conclusion that the retention process influence features of the water. Those are as follows: pH, colour, general hardness and water temperature.

There were 2 methods of forecasting the water quality used. The first based on analysing variation coefficients with regard to the quality of the reservoir and its tributaries' water. The latter based on the retention reservoir balance. It concerned establishing retention coefficients subject to the amount of intaken water. The examinations led to a conclusion that both methods allow for establishing only maximum and minimum values of the water quality indicators during the examination time.

Artificial neural network are used more often in analysis carried out within water management area. Therefore, they are found helpful within forecasting the water quality at the retention reservoir. MLP (Multi Layer Perceptron) models were used then. There were 2 models suggested. They based on MLP. The target variables applied to colour, turbidity, pH and water hardness whereas the 4 input variables concerned: time, reservoir retention, fall amount and reservoir water temperature. The other model assumed that the input variables would also include quality indicators of the tributaries' water. That allowed for a more accurate prognosis of the water quality at the reservoir area.

The results of the analysis allowed for suggesting a model used for forecasting the water quality indicators which could be helpful while designing additional IT algorithms regarding both water management at the retention reservoirs and water treating for certain purposes.

Key words: retention reservoir, water resources, quality indicators, water treatment, artificial neural network