

Izabela Zimoch, Marcin Kłos

Zastosowanie technik komputerowych do prognozowania eutrofizacji wód powierzchniowych na przykładzie zbiornika zaporowego „Dobczyce”

W prognozowaniu zmian jakości wód powierzchniowych wykorzystuje się obecnie techniki symulacji komputerowej, które pozwalają dokonać obliczeń w dowolnym horyzoncie czasowym. Jednym z programów służących do rozwiązywania szerokiego zakresu zagadnień związanych z jakością wody jest program WASP4 (*Water Quality Analysis Simulation Program*), opracowany przez Agencję Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych (US EPA) [1]. Służy on do prognozowania zjawisk transportu oraz przemian zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych, obejmujących zarówno wody płynące (rzeki, potoki), jak i wody stojące (stawy, jeziora, zbiorniki zaporowe). Program WASP4 jest dynamicznym, wieloczołowym, pakietem komputerowym, umożliwiającym tworzenie struktur modelowania jedno-, dwu- lub trójwymiarowych. Program ten umożliwia elastyczne operowanie symulacją, w zależności od skali złożoności rozwiązywanego zadania. Pozwala także na dostosowanie procedur obliczeniowych do indywidualnych potrzeb użytkownika. Pakiet WASP4 zawiera dwa programy komputerowe, tj. DYNHYD4 i WASP4, które mogą być uruchamiane niezależnie lub wzajemnie współpracować ze sobą. Program DYNHYD4 jest hydrodynamicznym modelem służącym do symulacji przepływów, natomiast program WASP4 zawiera dwa podprogramy (EUTRO4 i TOXI4), które modelują w szerokim zakresie przemiany zanieczyszczeń wód. Podprogram EUTRO4 prognozuje przebieg zjawiska eutrofizacji wód powierzchniowych, poprzez rozwiązywanie zagadnień dynamiki tlenu rozpuszczonego, BZT₅, stężenia substancji biogenych oraz liczebności fitoplanktonu w toni wodnej, natomiast program TOXI4 obejmuje procedury służące do obliczeń przemian zanieczyszczeń chemicznych w analizowanych wodach [1].

Symulacja procesu eutrofizacji oparta jest na rozwiązywaniu różniczkowych równań bilansu masowego, opartych na zasadzie zachowania masy. Program WASP4 modeluje wartości parametrów mających wpływ na przebieg procesu w czasie i przestrzeni, od punktu dopływu aż do punktu ujścia zanieczyszczenia. Model uwzględni wszystkie możliwe sposoby wymiany masy, takie jak transport adwekcyjny i dyspersyjny, dopływ i odpływ ładunków poza badany układ, przemiany fizyczne, chemiczne i biochemiczne w modelowanym układzie. W procedurach obliczeniowych wyodrębniono następujące rodzaje transportu zanieczyszczeń cząstek mineralnych i organicznych:

– transport w słupie wody (adwekcyjny przepływ strumienia wody i dyspersyjne mieszanie pomiędzy rejonami o dużym stężeniu i rejonami o małym stężeniu),

- transport w warstwie osadu, uwzględniający przepływ wody w porach oraz dyfuzję pomiędzy osadem i słupem wody,
- transport zanieczyszczeń wskutek osadzania i powtórne zawieszanie w wodzie cząstek stałych (transport pomiędzy warstwą wody i złożem osadu),
- transport na drodze parowania z powierzchni wód i osadzania na jej powierzchni.

Modelowane środowisko jest dzielone na segmenty w przestrzennym układzie współrzędnych, reprezentujące jego fizyczną konfigurację. Po wprowadzeniu przez użytkownika danych obejmujących między innymi podział modelu na segmenty, parametry transportu adwekcyjnego i dyspersyjnego, źródła zanieczyszczeń punktowych i obszarowych, parametry kinetyczne, stałe przemian oraz stężenia początkowe parametrów charakteryzujących procesy zachodzące w środowisku wodnym, program rozwiązuje zadany mu problem z różniczkowego równania bilansu masowego. Równanie to, po przyjęciu pionowej i poprzecznej jednorodności w obrębie segmentów, przyjmuje uproszczoną postać [1]:

$$\frac{\partial}{\partial t}(Ac) = \frac{\partial}{\partial x}(-U_x Ac + E_x A \frac{\partial c}{\partial x}) + A(S_1 + S_b) + AS_k \quad (1)$$

w której:

c – stężenie składnika jakości wody, g/m^3

t – czas symulacji, d

U_x – podłużna prędkość adwekcji, m/d

E_x – współczynnik dyspersji w kierunku przepływu strumienia wody, m^2/d

S_1 – bezpośredni i dyfuzyjny ładunek zanieczyszczeń zewnętrznych, $g/m^3 d$,

S_b – ładunek wymieniany pomiędzy segmentami w wyniku dyspersji podłużnej, $g/m^3 d$

S_k – ładunek zanieczyszczeń wywołany przemianami kinetycznymi, $g/m^3 d$

A – powierzchnia wymiany, m^2

Program EUTRO4 pakietu WASP4 pozwala modelować zjawisko eutrofizacji poprzez symulowanie przemiany ośmiu podstawowych zmiennych, obejmujących azot amonowy, azot azotanowy, azot organiczny, fosforany, fosfor organiczny, tlen rozpuszczony, BZT oraz stężenie chlorofilu a . Powiązania istniejące między zmiennymi w procedurach obliczeniowych modelu obejmują trzy wzajemnie powiązane procesy fizyczno-chemiczne, tj. kinetyka rozwoju fitoplanktonu, obieg biogenów w środowisku wodnym oraz bilans tlenu rozpuszczonego w wodzie. Model EUTRO4 rozwiązuje zadany mu problem wg równania różniczkowego cząstkowego bilansu masowego (1), które jest rozwiązywane metodami numerycznymi za pomocą elementów skończonych. Kinetykę

przemian opisanych w modelu można prognozować na jednym z sześciu zróżnicowanych poziomów obliczeniowych (model Streetera-Phelpsa, zmodyfikowany model Streetera-Phelpsa, pełny liniowy bilans tlenu rozpuszczonego, model prostej kinetyki procesu eutrofizacji, model złożonej kinetyki procesu eutrofizacji oraz model złożonej kinetyki procesu eutrofizacji, z uwzględnieniem oddziaływania bentosu). Poziomy obliczeń różnią się między sobą złożonością i – co z tego wynika – koniecznością wprowadzenia szerszej lub uboższej bazy danych. W tabeli 1 przedstawiono liczbę i rodzaj niezbędnych zmiennych stanu, wymaganych na poszczególnych poziomach obliczeń symulacyjnych [2].

Tabela 1. Zmienne stanu poszczególnych poziomów symulacji programem EUTRO4

Zmienna stanu	Poziom obliczeń					
	1	2	3	4	5	6
Azot amonowy		x	x	x	x	x
Azot azotanowy			x	x	x	x
Fosfor nieorgan.				x	x	x
Chlorofil a				x	x	x
BZT ₅	x	x	x	x	x	x
Tlen rozpuszczony	x	x	x	x	x	x
Azot organiczny			x	x	x	x
Fosfor organiczny				x	x	x

Program EUTRO4 dla pierwszego i drugiego poziomu obliczeń opiera się na modelu Streetera-Phelpsa. Interpretacja przebiegu BZT₅, głównego parametru symulacji dla tych poziomów obliczeń, zgodnie z równaniem reakcji jednocząsteczkowej, opiera się na założeniu, że szybkość reakcji, tzn. ubytku BZT₅, jest proporcjonalna do pozostałego BZT₅. Szybkość tego procesu zależy od wielu czynników, głównie od temperatury wody, podatności zanieczyszczeń na rozkład biochemiczny, jakości wody w rzece, w jeziorze lub zbiorniku, w tym składu bakteriologicznego, turbulencji oraz innych parametrów hydraulicznych przepływu wody. Obliczenia liniowego bilansu tlenowego (3 poziom obliczeń) obejmuje takie procesy, jak mineralizacja, nityfikacja, fotosynteza oraz oddychanie fitoplanktonu. Czwarty poziom obliczeń, czyli prosta eutrofizacja, symuluje wzrost i zamieranie fitoplanktonu, z jego istotnym wpływem na obiegi substancji biogennych w środowisku wodnym oraz bilans tlenowy. Szybkość wzrostu fitoplanktonu może być ograniczona przez dostępność związków azotu i fosforu, jak i energii świetlnej (reguła Di Toro [3]). Symulacja dla kolejnego poziomu obliczeń, tj. złożonego modelu eutrofizacji, stanowi rozszerzenie założeń poprzedniego poziomu. W obliczeniach uwzględnia się stosunek węgla do chlorofilu *a* w fitoplanktonie, jako parametr kształtowania jego rozwoju w ekosystemach wodnych. Wielkość ta ma wpływ na czynnik ograniczający eutrofizację, jakim jest intensywność nasświetlenia, opisana regułą Smitha [4]. Ponadto na tym poziomie uwzględnia się wpływ rozwijającego się fitoplanktonu na mineralizację organicznych połączeń fosforu i azotu oraz wpływ tlenu rozpuszczonego na przebieg procesów nityfikacji i denityfikacji. Przy wyborze najbardziej złożonego poziomu obliczeń, tj. modelu złożonej eutrofizacji z uwzględnieniem oddziaływania bentosu, wszystkie zmienne stanu są uwzględniane w obliczeniach zarówno dla segmentów słupa wody, jak i segmentów osadowych, które w tej wersji obliczeń traktowane są jako źródła substancji biogennych, wcześniej w nich zgromadzone. Ten złożony poziom obliczeń daje pełny obraz zjawiska eutrofizacji zachodzącego w badanym obiekcie [2].

Zastosowanie programu WASP4 do symulacji eutrofizacji wód w zbiorniku „Dobczyce”

Zbiornik „Dobczyce” jest zbiornikiem zaporowym, który został wybudowany w latach 1984–1987 na Rabie w 60,1 km jej biegu. Jest on głównym źródłem wody dla Krakowa, które pokrywa ok. 52% średniego dobowego zapotrzebowania na wodę (gwarantowany pobór wody 3,5 m³/s). Obszar zlewni Raby wynosi około 770 km², w tym 72 km² stanowi bezpośrednia zlewnia zbiornika, zróżnicowana pod względem wysokościowym. Obszar w dorzeczu Raby powyżej zbiornika ma charakter rolniczo-rekreacyjny i charakteryzuje się w miarę intensywnym zagospodarowaniem rolniczym. Tereny te zamieszkuje blisko 150 tys. osób. Niekorzystne – z punktu widzenia ochrony wód – osadnictwo w dolinie Raby oraz duży napływ turystów na te tereny, znacznie zwiększa stopień zagrożenia jakości wód zbiornika ze strony zanieczyszczeń antropogenicznych. Na tych terenach brak jest dużych zakładów przemysłowych, a jedynie rozwinęła się – obok rolnictwa – drobna działalność usługowo-rzemieślnicza. Zlokalizowanych jest tu 20 obiektów przemysłowych, odprowadzających ścieki do rzeki lub jej dopływów. Powierzchnia zbiornika przy maksymalnym piętrzeniu wynosi 1065 ha, jego pojemność całkowita – 125 mln m³, zaś użytkowa – 85 mln m³. Jest to zbiornik głęboki o średniej głębokości 11 m i maksymalnej wynoszącej 29,1 m. Woda w zbiorniku jest wymieniana 3,5-krotnie w ciągu roku.

Pod względem morfologicznym zbiornik składa się z trzech części, tj. basenu dobczyckiego, basenu myślenickiego wraz z cofką oraz zatoki Wolnicy. Zbiornik w Dobczycach jest układem niestabilnym i niejednorodnym. Wody jego ulegają charakterystycznym zmianom ilościowym i jakościowym. Wskaźnikami najczęściej obniżającymi sezonową klasę jakości wód są fosfor ogólny, chlorofil oraz deficyt tlenu rozpuszczonego. Proces eutrofizacji wód zbiornika jest już faktem i w okresach sprzyjających przyjmuje postać silnych zakwitów. W zbiorniku występuje fitoplankton zielenicowo-okrzemkowy, który od wiosny do późnej jesieni przechodzi intensywny rozwój. Późnym latem w toni wodnej pojawiają się sinice. Dominującymi gatunkami w zbiorniku są wówczas *Microcystis aeruginosa*, *Woronichnia nageliana* oraz sinice *Gomphospheria*.

Właściwości fizyczno-chemiczne oraz mikrobiologiczne wody w zbiorniku rzutują na technologię i koszty uzdatniania, a co jest z tym związane – na parametry jakościowe wody uzdatnionej. Zeutrofizowane wody nie nadają się do celów komunalnych, gdyż mają silne zabarwienie i przykry zapach. Uzdatnianie tych wód jest bardzo skomplikowane. Trudno przebiega proces koagulacji, utrudniona jest także filtracja. Dodatkowym niebezpieczeństwem jest możliwość wtórnego zanieczyszczenia wody. Prawidłową pracę zakładu uzdatniania wody umożliwić może system osłonowy, którego zadaniem będzie wykrywanie zwiększonych stężeń zanieczyszczeń biogennych i prognozowanie zmian jakości wody w oparciu o te dane.

Ujęcie wody dla Krakowa ze zbiornika w Dobczycach jest typowym ujęciem wieżowym. Umożliwia ono pobór wody z trzech różnych poziomów, tj. 3,55 m, 9,65 m oraz 15,87 m poniżej maksymalnego piętrzenia wody w zbiorniku. Pierwszy poziom pracy znajduje się w strefie wody prześwietlonej promieniami słonecznymi, w której w okresie wegetacyjnym rozwija się bujnie fitoplankton. Drugi poziom poboru wody usytuowany jest na wysokości metalimnionu, natomiast trzeci to wody hypolimnionu, do którego nie dociera światło słoneczne. Takie rozwiązanie ujęcia pozwala na ujmowanie wody o najwyższych parametrach jakościowych.

Prognozowanie procesu eutrofizacji zbiornika „Dobczyce” za pomocą programu EUTRO4 przeprowadzone zostało dla prostej eutrofizacji (4 poziom obliczeń). Kompleksową bazę danych, obejmującą 3784 parametry, uzyskano dzięki współpracy z zakładem uzdatniania wody w Dobzyczach, oddziałem PAN w Krakowie, a także krakowskim oddziałem IMGW (Samodzielna Pracownia Technicznej Kontroli Zapór) i Oczyszczalnią Ścieków w Myślenicach.

Ze względu na złożoność modelu i wymaganą zbieżność numeryczną w czasie rozwiązywania równań bilansu masowego dokonano podziału przestrzennego zbiornika na 11 segmentów, obejmujących [2]:

- segmenty powierzchniowe, tj. epilimnion (segmenty 1–3),
- segmenty podpowierzchniowe, tj. hypolimnion (segmenty 4–6, 8, 9),
- segmenty typu osadowego (segmenty 7, 10, 11).

Symulację przeprowadzono łącznie dla 11 lat (1994–2005), uzyskując dobową zmienność populacji fitoplanktonu, wyrażoną stężeniem chlorofilu a w wodzie. W modelu założono przepływy adwekcyjne pomiędzy segmentami i dyspersyjne mieszanie w słupie wody. W obliczeniach przyjęto średni przepływ wody w Rabie wynoszący $10,6 \text{ m}^3/\text{s}$ (przepływ średni z wielolecia). Ponadto założono, że zbiornik jest obciążony ładunkiem punktowym zanieczyszczeń pochodzącym z oczyszczalni ścieków w Myślenicach. Zmienność dopływających ładunków biogenych scharakteryzowano za pomocą łamanych funkcji dopływu zanieczyszczeń, zawierających średnie wartości ładunku dobowego w kolejnych miesiącach roku. Wpływ czynników klimatycznych, kształtujących przebieg zjawiska eutrofizacji wód, obejmował temperaturę, nasłonecznienie, udział światła dziennego w dobie i wiatr.

W modelu uwzględniono ważniejsze zjawiska biochemiczne i procesy wpływające na szybkość wzrostu fitoplanktonu, tj. procesy nityfikacji i denityfikacji, pochłanianie światła przez rozwijający się fitoplankton (wg formuły Smitha), szybkość pobierania substancji pokarmowych (wg równania Michaelisa-Menten), procesy życiowe glonów (oddychanie endogenne, wymieranie komórek), rozkład fitoplanktonu w osadzie dennym oraz procesy mineralizacji substancji organicznych w środowisku wodnym.

Zastosowanie sieci neuronowych do symulacji eutrofizacji wód w zbiorniku „Dobczyce”

Modelowanie zmian jakości wody za pomocą programu WASP4 wymaga wprowadzenia – prócz wartości wybranych wskaźników jakości wody (związki azotu, fosforu itp.) – także wielu parametrów wejściowych, opisujących wpływ różnych czynników środowiskowych, np. klimatycznych. Z uwagi na częsty brak tych informacji, sprawdzono możliwość estymacji zmian stężeń chlorofilu a w oparciu o ograniczoną liczbę danych początkowych. Jako obiekt wybrano segment nr 3 zbiornika „Dobczyce”. Do szacowania wykorzystano sztuczne sieci neuronowe (SSN), wielowarstwowe, ze wsteczną propagacją błędów. Obliczenia wykonano dla dwóch wariantów przy użyciu programu FuzzyCope 3.0. W każdym z wariantów wykorzystano sieć z jedną warstwą ukrytą, a liczba neuronów w poszczególnych warstwach uzależniona była od liczby danych wejściowych. W pierwszym wariantcie jako dane wejściowe wykorzystano 11 parametrów (temperatura powietrza, stopień nasłonecznienia, azot całkowity, azot organiczny, azot amonowy, azot azotanowy, fosfor organiczny, fosforany, tlen rozpuszczony,

BZT₅ oraz stężenie chlorofilu a z poprzedzającego kroku symulacji). W drugim wariantcie liczbę parametrów ograniczono do siedmiu (temperatura powietrza, stopień nasłonecznienia, azot amonowy, azot azotanowy, fosforany, BZT₅ oraz stężenie chlorofilu a z poprzedniego dnia).

Dane wejściowe podzielono na trzy grupy. Grupa pierwsza służyła do treningu sieci neuronowych, który miał na celu wypracowanie odpowiednich wartości parametrów sieci (wag). Składały się na nią wyniki symulacji w latach 1995–1996. Proces uczenia sieci prowadzono do momentu, gdy nie następowało już zwiększenie precyzji estymacji. Jakość oszacowania sprawdzono na danych drugiej grupy, którą stanowiły wyniki symulacji za rok 1997. Przyjęto trzy kryteria wyboru ostatecznych parametrów sieci neuronowej. Pierwszym z nich był pierwiastek błędów średniokwadratowego (*root-mean-square error* – RMSE), opisanym wzorem:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_p - x_d)^2} \quad (2)$$

w którym:

n – liczba danych,–

x_p – wartość szacowana, g/m^3

x_d – wartość rzeczywista, g/m^3

Kolejnymi kryteriami były współczynnik korelacji (r) pomiędzy danymi szacowanymi i pozyskanymi z symulacji pakietem WASP4 oraz maksimum ze zbioru modułów wartości resztowych dla danego okresu symulacji.

Korzystając ze stworzonych sieci dokonano oszacowania zmian stężenia chlorofilu a dla danych trzeciej grupy, tj. wyników symulacji za lata 1998–2005. Uzyskane poziomy wartości RMSE i reszt przedstawiono w tabeli 2. Współczynnik korelacji (r) dla wszystkich przypadków był zbliżony i większy od 0,995. Z zawartych w tabeli 2 informacji widać, że rozbieżności uzyskanych rezultatów estymacji za pomocą obu technik komputerowych były bardzo niewielkie.

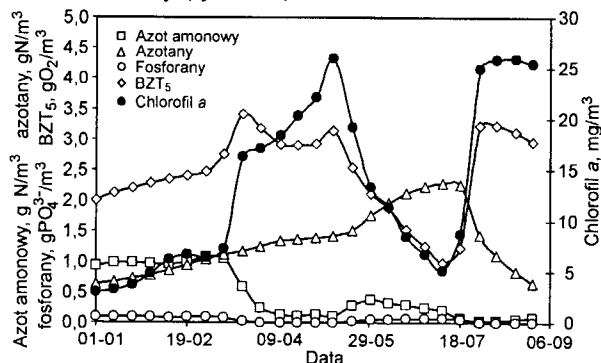
Tabela 2. Wyniki symulacji stężenia chlorofilu a przy użyciu sztucznych sieci neuronowych

Rok symulacji	Wariant I (11 parametrów)		Wariant II (7 parametrów)	
	RMSE mg/m^3	Maksymalna wartość resztowa mg/m^3	RMSE mg/m^3	Maksymalna wartość resztowa mg/m^3
1997	0,431	1,1	0,620	2,2
1998	0,505	1,3	0,673	2,4
1999	0,455	1,1	0,648	2,6
2000	0,486	1,1	0,626	2,2
2001	0,470	1,1	0,625	2,2
2002	0,407	1,0	0,601	2,1
2003	0,512	1,2	0,718	2,4
2004	0,414	1,0	0,605	2,2
2005	0,463	1,1	0,685	2,7

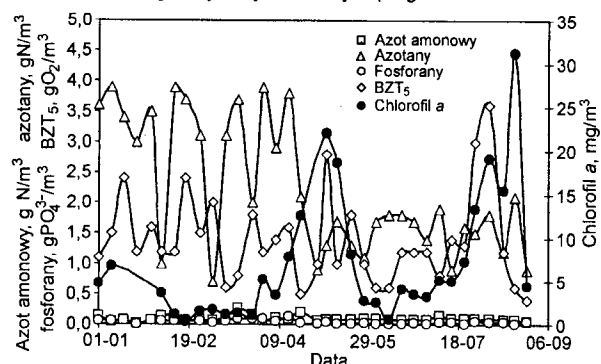
Aby sprawdzić efektywność sieci neuronowych do prognozowania możliwości wystąpienia zakwitów dokonano obliczeń w wariantcie II w oparciu o dane rzeczywiste wartości wskaźników jakości wody z 2000 r. Do obliczeń wykorzystano sieci wytrenowane przy wykorzystaniu danych symulacyjnych. Uzyskane wyniki znacznie odbiegały od wartości rzeczywistych. Wartość RMSE osiągnęła poziom $6 \text{ mg}/\text{m}^3$, a maksymalna wartość resztowa wynosiła $12 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Dyskusja wyników

Uzyskane wyniki symulacji programem WASP4, w porównaniu z wartościami rzeczywistymi z obserwacji, wykazały dużą zgodność w odniesieniu do takich parametrów, jak chlorofil *a* i fosforany (rys. 1 i 2).



Rys. 1. Zmiany jakości wody w zbiorniku „Dobczyce” (segment nr 3) w 1999 r. wg danych symulowanych programem WASP4



Rys. 2. Rzeczywiste zmiany jakości wody w zbiorniku „Dobczyce” w 1999 r.

Jedynie pod względem związków azotu i związków organicznych (BZT₅) wyniki symulacji odbiegały od wartości rzeczywistych. Spowodowane to było tym, iż celem symulacji było określenie zmian stanu trofii w toni wodnej zbiornika w długim horyzoncie czasowym. W przyjętym okresie badań przeprowadzono modernizację oczyszczalni ścieków w Myślenicach (do procesu oczyszczania ścieków wprowadzono PIX), której efektem było ograniczenie ładunku fosforanów odprowadzanego do zbiornika o około 85% oraz trzykrotny wzrost zawartości azotu azotanowego. Ponadto w ostatnich latach obserwuje się w Polsce intensywne i długotrwałe okresy powodziowe, których skutkiem jest uaktywnienie biogenów skumulowanych w osadach dennych zbiornika. Pomimo nie uwzględnienia powyższych czynników w modelu symulacji można przyjąć, iż uzyskano wiarygodne wyniki w aspekcie oceny stanu trofii wód zbiornika „Dobczyce”.

Przeprowadzone analizy z wykorzystaniem sztucznych sieci neuronowych pokazały, że możliwe jest stosowanie tego narzędzia do prognozowania występowania zakwitów w wodach powierzchniowych. Metoda ta ma jednak pewne ograniczenia, które wynikają z faktu wykorzystania danych wejściowych w postaci podstawowych wskaźników, tj. biogenów. Pozostałe czynniki wpływające na występowanie zakwitów są uwzględniane jako wartości wag funkcji aktywacji. Aby poprawić jakość estymacji tą metodą należałoby uwzględnić w czasie treningu sieci neuronowych możliwość szerszego zakresu zmian stężeń biogenów (powodowanych różnymi czynnikami), poprzez poszerzenie pierwszej grupy danych wejściowych.

Podsumowanie

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń symulacyjnych procesu eutrofizacji wód stwierdzono, że w wypadku większego skomplikowania struktury segmentowej i przepływowej analizowanego zbiornika „Dobczyce” pojawiła się niestabilność numeryczna algorytmu obliczeniowego programu WASP4, przy wymaganym kroku obliczeń około kilku dób. Ze względu na duże rozmiary segmentów analizowanego zbiornika, program wymagałby bardzo długiego kroku obliczeniowego (ok. kilkudziesięciu dób), co utrudniłoby śledzenie przemian zachodzących w zbiorniku, natomiast duża liczba segmentów wymagałaby pracochłonnego wprowadzania danych do pliku wejściowego. Do szybkiej prognozy zmian wartości chlorofilu *a* (w perspektywie kilku miesięcy) można z powodzeniem wykorzystać sztuczne sieci neuronowe. Zastosowanie tego sposobu analizy wymaga jednak stałej kontroli jakości danych wejściowych oraz aktualizacji sieci w wypadku zmian czynników zewnętrznych.

LITERATURA

1. R. B. AMBROSE, Jr.: The water quality analysis simulation program WASP4. Environment Research Laboratory, EPA/600/3-87/039, Athens (Georgia) 1988.
2. I. ZIMOCH: Badania niezawodności systemu zaopatrzenia w wodę miasta Krakowa z uwzględnieniem procesu eutrofizacji zbiornika Dobczyckiego. Praca doktorska, Politechnika Krakowska, Kraków 1999.
3. D. M. Di TORO, D. J. OCONNOR, R. V. THOMANN: A dynamic model of the phytoplankton population in the Sacramento San Joaquin Delta. Adv. Chem. Sec., Washington 1971.
4. R. A. SMITH: The theoretical basis for estimating phytoplankton production and specific growth rate from chlorophyll, light, and temperature data. Ecological Modeling, 1980.

Zimoch, I., Kłos, M. Application of Computer Techniques to the Estimation of Surface Water Quality. *Ochrona Środowiska* 2003, Vol. 25, No. 3, pp. 73–76.

Abstract: The quality of the surface water intake for a water supply system determines the course and efficiency of the treatment process. To produce water of the desired quality, the majority of treatment plants need modernization. To improve their functioning it is necessary to evaluate the actual condition of the water intake and decide what measures should be taken for the future. Such information can be obtained using computer

simulation techniques, which allow calculations for any time horizon. In this paper, surface water quality variations are simulated for the Dobczyce reservoir. Forecasts were established making use of the American WASP version 4 software and artificial neural networks. The simulation included estimates of blooming variations in the reservoir as a function of some water quality parameters (biogens, organic compounds, dissolved oxygen) and meteorological factors.

Keywords: Surface water, dam reservoir, eutrophication, biogens, WASP software, neural networks.