

## Modelowanie zmian stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach jezior

*Paweł Biedka, Lech Dzienis  
Politechnika Białostocka*

### 1. Wstęp

Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodach powierzchniowych jest wypadkową procesów stanowiących źródło tlenu w wodzie oraz procesów powodujących jego zużycie. W wodach jezior podstawowym źródłem tlenu rozpuszczonego jest proces reaeracji i fotosyntezy, zużycie tlenu natomiast powodowane jest głównie przez mineralizację autochtonicznej lub allochtonicznej substancji organicznej. Stężenie tlenu w wodzie jeziora związane jest z jego stanem troficznym i wynikającą z niego jakością wody, stąd brane jest pod uwagę w systemach oceny jakości wód jezior. Ze względu na wpływ stężenia tlenu na uwalnianie krytycznych z punktu widzenia procesu eutrofizacji związków fosforu w naddennych warstwach wód jezior, szczególną uwagę zwraca się na zasoby tlenu rozpuszczonego w hypolimnionach zbiorników wodnych.

Jednym z narzędzi znajdujących zastosowanie w rozwiązywaniu problemów ochrony wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniem jest modelowanie przemian zachodzących w wodach jezior i związanych z nimi zmian jakości wody. Model taki może zostać wykorzystany do przeprowadzenia prognoz jakości wody, przy uwzględnieniu zmian oddziałujących na jakość wód czynników, czy też zmian ich natężenia. W niniejszym artykule zaprezentowano model zmian stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach wybranych jeziorach północno-wschodniej Polski, będący częścią opracowanego modelu eutrofizacji tych zbiorników.

### 2. Charakterystyka obiektów objętych badaniami

Omawiany model eutrofizacji dotyczy czterech połączonych ze sobą jezior leżących w bezpośrednim sąsiedztwie Augustowa.

Badaniami objęto: Rospudę Augustowską, Necko, Białe Augustowskie oraz Studzieniczne.

Zlewnia całkowita systemu jezior ( $892,18 \text{ km}^2$ ) stanowi większą część powierzchni dorzecza rzeki Rospudy-Netty ( $746,08 \text{ km}^2$ ) – największego ciek wodnego w zlewni [1,2]. Do pozostałych dopływów zaliczyć należy rzekę Zelwiankę – dopływ do jeziora Necko, i Kanał Augustowski – dopływ do Jeziora Studzienicznego. Główne linie przepływu wody można uporządkować następująco:

- rzeka Rospuda (dopływ) – jezioro Rospuda Augustowska – jezioro Necko – rzeka Netta (odpływ),
- rzeka Zelwianka (dopływ) – jezioro Necko – rzeka Netta (odpływ),
- Kanał Augustowski (dopływ) – śluza Swoboda – jezioro Studzieniczne – śluza Przewież – jezioro Białe Augustowskie – kanał Klonownica – jezioro Necko – rzeka Netta (odpływ).

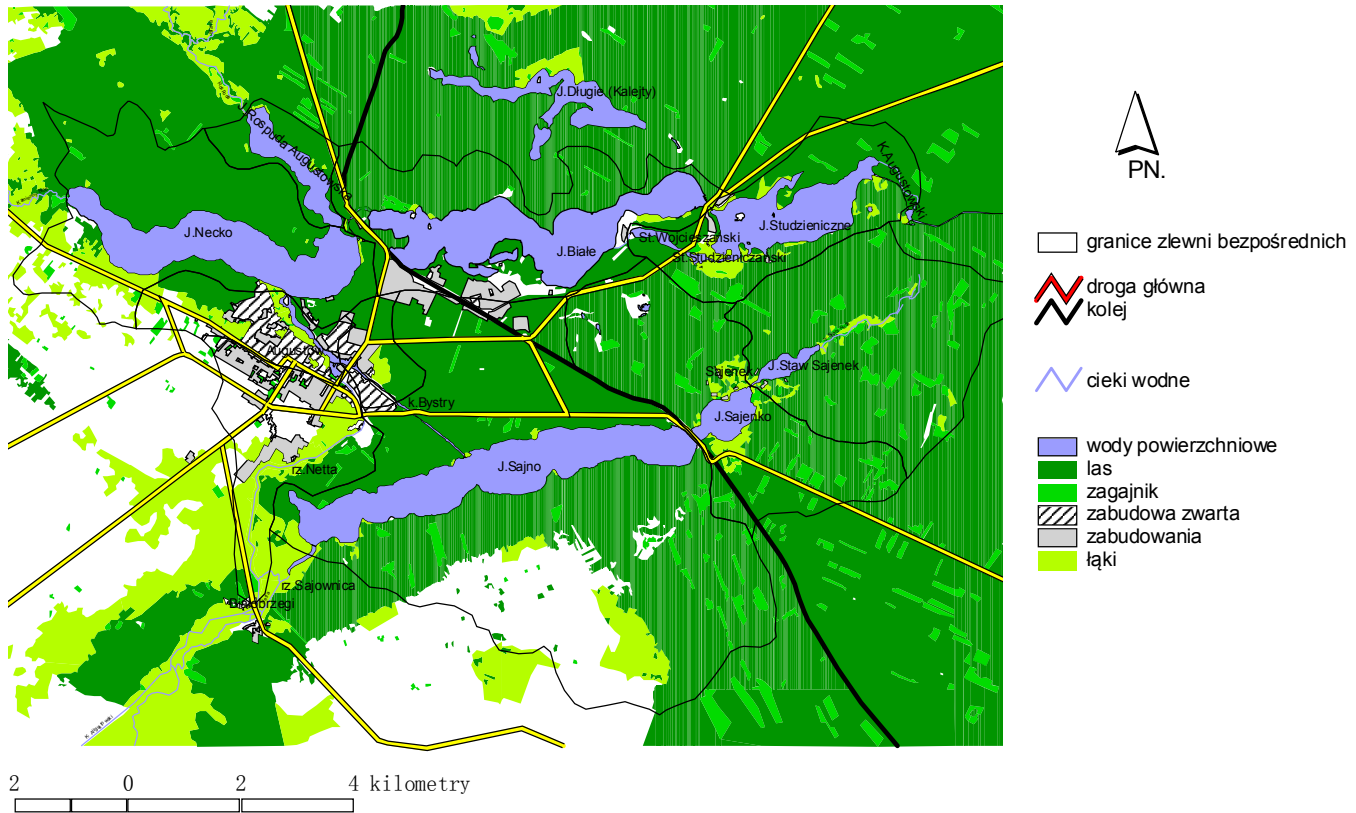
Procent wymiany wody w roku wyznaczony na podstawie przepływów cieków oszacowanych z wykorzystaniem jednostkowych odpływów ze zlewni wynosi: ok. 370% w jeziorze Necko, 2560% w jeziorze Rospuda oraz ok. 10% w jeziorze Białym i Studzienicznym [8].

Rzeka Rospuda jest największym ciekim wodnym w obszarze zlewni systemu jezior. Jej całkowita długość wynosi 61,9 km. Zlewnia rzeki Rospudy stanowi większą część zlewni systemu badanych jezior. Na całym obszarze dorzecza spotyka się obszary podmokłe, a często i bezodpływowe – zwłaszcza w dolnym biegu rzeki [1].

Rzeka Zelwianka (wraz z rzeką Kamienny Bród) jest niewielkim dopływem jeziora Necko. Zlewnia tego ciek ma charakter rolniczy. Jej powierzchnia wynosi  $78,03 \text{ km}^2$  [2], z czego przeważającą część stanowią pola uprawne i łąki.

Kanał Augustowski przebiegający przez jeziora Studzieniczne, Białe i Necko, łączący dorzecze Wisły i Niemna, stanowi dopływ do jeziora Studzienicznego. Punkt szczytowy kanału znajduje się w okolicy ujścia wody z jeziora Serwy, w którym poziom zwierciadła wody wynosi 125,2 m n.p.m. [3]. Punkt ten znajduje się na działle wodnym I rzędu, rozdzielającym dorzecza Wisły i Niemna w odległości 6,5 km (długość kanału) od ujścia do jeziora Studzienicznego, a różnica poziomów między punktem szczytowym a zwierciadłem wody w jeziorze wynosi 1,8 m. Przepływ wód regulowany jest śluzą Swoboda i odbywa się w kierunku jeziora Studzienicznego. Zlewnię fragmentu kanału między punktem szczytowym a jeziorem Studzienicznym stanowi zalesiony obszar Puszczy Augustowskiej.

Położenie jezior z zaznaczonymi granicami zlewni bezpośrednich przedstawiono na rysunku 1.



**Rys. 1.** Jeziora Augustowskie (opracowanie własne na podst. [1, 4])  
**Fig. 1.** Augustowskie Lakes

W stosowanym (w praktyce) do 2008 roku systemie oceny jakości wód jezior, wymienione zbiorniki zaliczono do II lub III klasy jakości oraz II lub III kategorii podatności na degradację. Wyniki klasyfikacji oraz kategoryzacji zamieszczono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Klasy jakości wód i kategorie podatności jezior na degradację  
**Table 1.** Water quality classes and lakes categories of degradability

Rok badań	Rospuda Augustowska	Necko	Białe Augustowskie	Studzieniczne
klasa jakości wód				
1998 <sup>a)</sup>	II	II	II	II
1999 <sup>a)</sup>	III	III	II	II
2000 <sup>a)</sup>	poza klasą	III	II	II
2002 <sup>b)</sup>	II	II	II	II
kategoria podatności na degradację				
1998-2000 <sup>c)</sup>	III	II	II	II
2002 <sup>b)</sup>	III	II	II	II

a) [5,6], b) [7], c) [8]

### 3. Model eutrofizacji jezior

Model zmian jakości wód jezior zaimplementowany został w programie WASP (Water Analysis Symulation Program) opracowanym przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (US EPA) [9, 10]. WASP jest dynamicznym wieloczołowym modelem, który może być użyty do analizowania różnorodnych problemów związanych z jakością wód powierzchniowych w stawach, strumieniach, jeziorach, zbiornikach zaporowych, rzekach, ujściach rzek oraz w morskich wodach przybrzeżnych.

Algorytmy użyte w programie do symulacji zmian jakości wody oparte są na rozwiązaniu równań uwzględniających zasadę zachowania masy każdego z rozważanych składników wód powierzchniowych, a także uwzględniają ich przemiany wynikające z procesów biologicznych, chemicznych i fizycznych zachodzących w wodach powierzchniowych. Zmiany jakości wody przejawiające się intensywnością procesu eutrofizacji w wyniku dostarczania do układu związków biogenych oraz w wyniku działania czynników zewnętrznych (np. temperatury, nasłonecznienia, itp.) symulowane są w module EUTRO, który jest integralną częścią programu WASP. Symulacje w module EUTRO mogą być wykonywane na kilku poziomach złożoności, a użytkownik może wybrać wszystkie dostępne bądź wybrane procesy zachodzące w modelowanym układzie. W module EUTRO istnieje możliwość symulowania ośmiu podstawowych zmiennych stanu zjawiska eutrofizacji, tj. ośmiu wskaźników związanych z jakością wody, takich jak:

- tlen rozpuszczony,
- biochemiczne zapotrzebowanie na tlen,
- chlorofil a,
- azot amonowy,
- azot azotanowy (V),
- azot organiczny,
- fosfor fosforanowy (V),
- fosfor organiczny.

Wyszczególnione zmienne stanu liczone są przy uwzględnieniu wielu zachodzących jednocześnie i powiązanych ze sobą procesów, które rozpatrywane są w modelu jako cztery podstawowe zjawiska:

- kinetyka rozwoju fitoplanktonu,
- obieg azotu,
- obieg fosforu,
- bilans tlenu rozpuszczonego.

Moduł EUTRO pozwala na prognozowanie przemian zmiennych stanu przy uwzględnieniu wszystkich zdefiniowanych w programie zależności, jak również pozwala na wybór niektórych zmiennych i procesów, kształtujących jakość wód powierzchniowych. Obliczenia kinetyki eutrofizacji mogą być wykonane na 3 podstawowych poziomach:

- model prostej eutrofizacji,
- model złożonej eutrofizacji (zaimplementowany w niniejszym opracowaniu),
- model złożonej eutrofizacji z uwzględnieniem modelowania przemian zachodzących w osadach dennych.

Poziom złożonej eutrofizacji umożliwia symulację wzrostu i śmiertelności fitoplanktonu przy jednoczesnym uwzględnieniu cyklu przemian azotu i fosforu. Dodatkowo na tym poziomie złożoności obliczenia obejmują bilans tlenu rozpuszczonego.

W programie WASP modelowane są wskaźniki jakości wody od momentu dopływu ze źródeł punktowych i obszarowych do momentu eksportu wskaźnika z układu w jego finalnej formie. W celu rozwiązania równań bilansu masowego w programie, użytkownik musi zdefiniować szereg danych wejściowych:

- podział modelu na segmenty,
- parametry transportu adwekcyjnego i dyspersyjnego,
- stężenie składników jakości wody na granicy modelu i środowiska zewnętrznego,

- punktowe i przestrzenne ładunki zanieczyszczeń,
- parametry i stałe kinetyki modelowanych przemian oraz funkcje czasowe,
- początkowe stężenie wskaźników jakości wody w modelowanym środowisku,
- parametry kontrolne symulacji i danych wyjściowych [9].

Kluczowym założeniem przyjmowanym podczas definicji modelu jest podział modelowanego środowiska na segmenty [9]. Podział ten zależy od celu jakiego ma służyć symulacja. W przypadku prognozowania ogólnego procesu eutrofizacji wód jezior, podział na segmenty powinien uwzględniać możliwe do wyodrębnienia na podstawie zmiennych cech charakterystycznych części środowiska wodnego oraz zmienność natężenia procesów mających wpływ na jakość wody w tych częściach oraz ich zmienność w czasie. Podstawą różnicującą jakość wód w różnych częściach jeziora w tym samym czasie oraz różny kierunek przemian jakości wody w tych częściach w czasie jest stratyfikacja termiczna. W prezentowanym modelu środowisko wodne czterech jezior podzielono na dwa typy segmentów:

- segmenty typu powierzchniowego (epilimnion),
- segmenty typu podpowierzchniowego (hypolimnion).

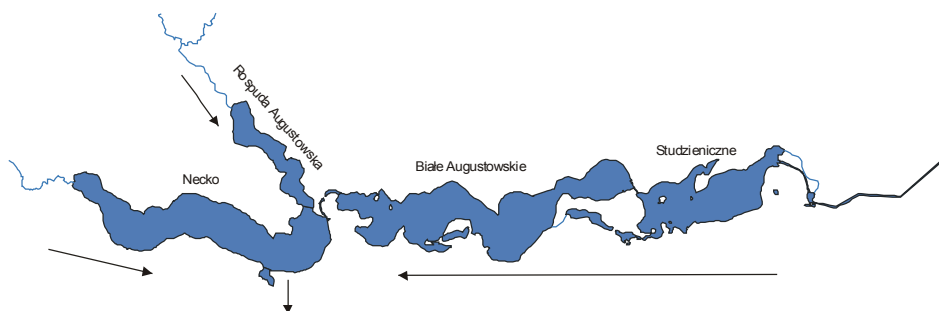
Łącznie wyróżniono 9 segmentów:

- segment 1. – jezioro Studzieniczne – epilimnion,
- segment 2. – jezioro Studzieniczne – hypolimnion,
- segment 3. – jezioro Białe Augustowskie – epilimnion,
- segment 4. – jezioro Białe Augustowskie – hypolimnion,
- segment 5. – jezioro Rospuda Augustowska – epilimnion,
- segment 6. – jezioro Rospuda Augustowska – hypolimnion,
- segment 7. – jezioro Necko-1 – epilimnion,
- segment 8. – jezioro Necko-2 – epilimnion,
- segment 9. – jezioro Necko – hypolimnion.

Na rysunku 2. przedstawiono modelowane jeziora, na rysunkach 3 i 4 – schemat podziału jezior na segmenty.

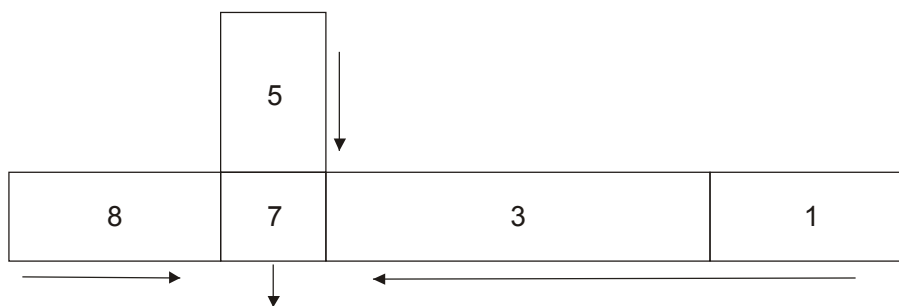
Podstawą do wyznaczenia zasięgu (głębokości) poszczególnych segmentów były profile termiczne wykonane na podstawie pomiarów temperatury w jeziorach na różnych głębokościach, wykonanych od maja 2006 do kwietnia 2007 r. Na tej podstawie wyznaczono średni zasięg występowania epilimnionu i hypolimnionu w czasie trwania letniej stratyfikacji termicznej. Wielkości morfometryczne segmentów, takie jak powierzchnia zwierciadła wody, powierzchnia wymiany pomiędzy segmentami oraz objętość segmentów wyznaczono przy

pomocy modelu numerycznego mis jezior w programie ArcView i dodatkach Spatial Analyst oraz 3D Analyst służących do analiz przestrzennych i trójwymiarowych na danych GIS.



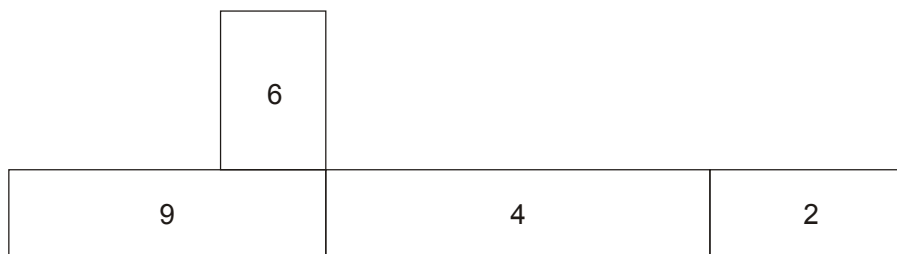
**Rys. 2.** Układ modelowanych jezior z kierunkami przepływów adwekcyjnych

**Fig. 2.** Advective flows in modeled lakes



**Rys. 3.** Schemat rozmieszczenia segmentów typu epilimnion, z kierunkami przepływów adwekcyjnych pomiędzy jeziorami

**Fig. 3.** Epilimnion segments with advective flow directions



**Rys. 4.** Schemat rozmieszczenia segmentów typu hypolimnion

**Fig. 4.** Hypolimnion segments

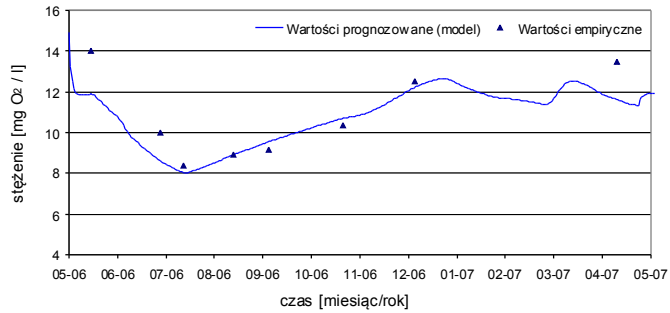
Prezentowany model eutrofizacji jezior uwzględnia następujące procesy opisane szczegółowo w podręczniku programu WASP [9, 10]:

- cykl przemian związków fosforu, uwzględniający jego formę rozpuszczoną, organiczną i organiczną fitoplanktonową. Forma organiczna podzielona jest na rozpuszczoną i nie rozpuszczoną, fosfor nieorganiczny podzielony jest na rozpuszczony i sorbowany na cząstkach stałych zawiesziny;
- cykl przemian związków azotu, z uwzględnieniem azotu organicznego, azotu organicznego fitoplanktonowego, azotu amonowego i azotanowego (V);
- bilans tlenu rozpuszczonego, obejmujący procesy:
  - reaeracji [11],
  - biochemicznego utleniania substancji organicznej w toni wodnej (BZT),
  - nityfikację, denityfikację,
  - sedymentację,
  - rozwój i śmiertelność fitoplanktonu.
- interakcje segmentów podpowierzchniowych z osadami dennymi. Interakcje te zdefiniowano w postaci funkcji czasowych oszacowanych w procesie kalibracji modelu, uwzględniających zużycie tlenu oraz uwalnianie azotu amonowego i fosforu fosforanowego (V) w wyniku mineralizacji osadów dennych.

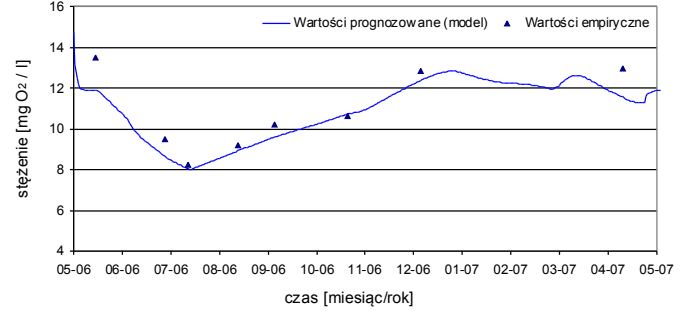
W kolejnej części artykułu przedstawiono wyniki przeprowadzonej symulacji zmian stężenia tlenu rozpuszczonego w rozpatrywanych jeziorach w podziale na warstwy epilimnionu i hypolimnionu. Symulacja uwzględnia możliwie najbardziej przybliżone do rzeczywistych ładunki zanieczyszczeń dopływających do jezior i przybliżone do rzeczywistych pozostałe czynniki wpływające na jakość wód. Model opracowano na podstawie danych empirycznych będących wynikiem przeprowadzonych badań własnych, danych dostępnych w publikowanych przez IMiGW [13] oraz WIOŚ [14] materiałach oraz na podstawie wartości uzyskanych w wyniku kalibracji modelu. Czas symulacji przebiegu zmian jakości wód jezior to okres jednego roku. Jako jego początek przyjęto 01.05.2006, koniec 30.04.2007. W tym czasie przeprowadzono badania wód jezior i dopływów obejmujące m.in. tlen rozpuszczony, podstawowe formy azotu i fosforu, chlorofil a i temperaturę. Próby wody pobierano w około comiesięcznych odstępach, wykluczając styczeń, luty i marzec, kiedy badań nie prowadzono z przyczyn technicznych. Dla wymienionego okresu symulacji oszacowano ponadto ładunki zanieczyszczeń ze zlewni bezpośrednich, na podstawie badań wód gruntowych pobieranych z piezometrów wykonanych w pobliżu linii brzegowej jezior oraz zebrano pozostałe dane (m.in. dotyczące warunków klimatycznych) stanowiące część parametrów symulacji.

Prognozowane wartości stężenia tlenu rozpuszczonego generowane przez model wraz z wynikami badań empirycznych zestawiono na rysunkach 5÷12.

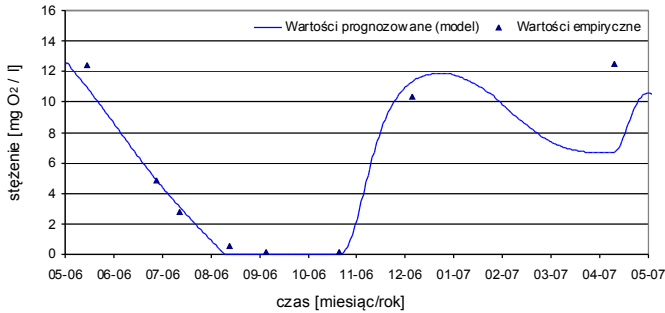




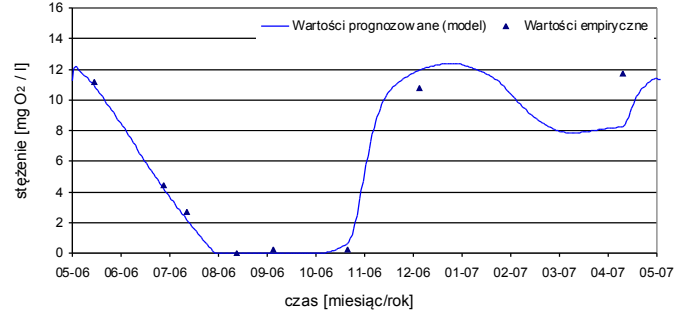
**Rys. 5.** Tlen rozpuszczony, j. Studzianiczne, epilimnion  
**Fig. 5.** Dissolved oxygen, Lake Studzianiczne, epilimnion



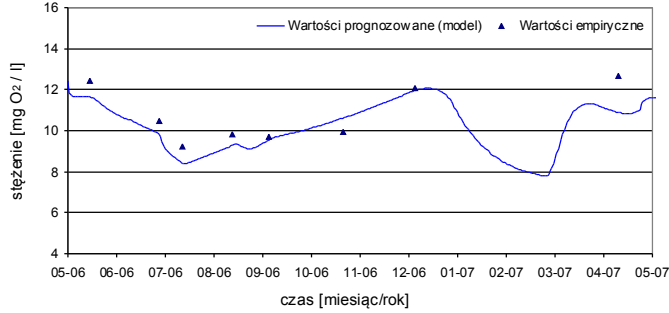
**Rys. 6.** Tlen rozpuszczony, j. Białe Augustowskie, epilimnion  
**Fig. 6.** Dissolved oxygen, Lake Białe Augustowskie, epilimnion



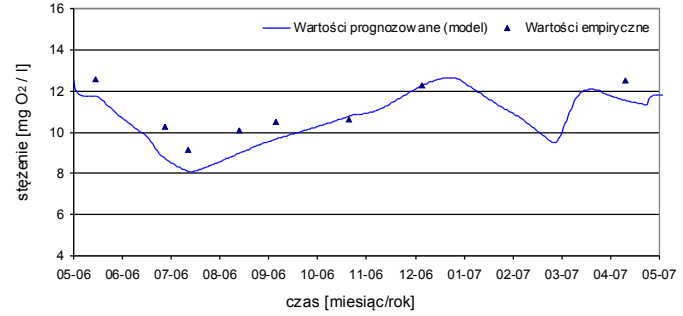
**Rys. 7.** Tlen rozpuszczony, j. Studzianiczne, hypolimnion  
**Fig. 7.** Dissolved oxygen, Lake Studzianiczne, hypolimnion



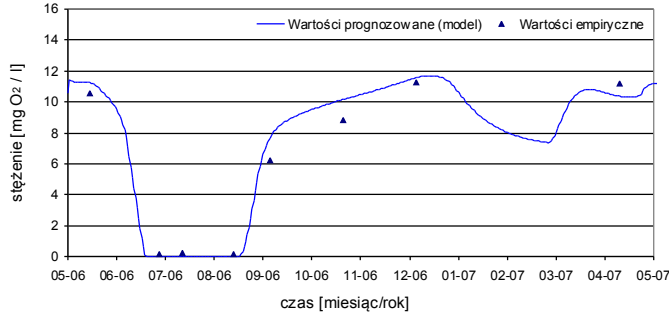
**Rys. 8.** Tlen rozpuszczony, j. Białe Augustowskie, hypolimnion  
**Fig. 8.** Dissolved oxygen, Lake Białe Augustowskie, hypolimnion



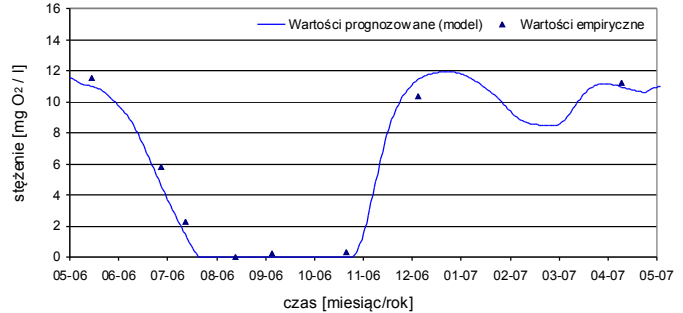
**Rys. 9.** Tlen rozpuszczony, j. Rospuda Augustowska, epilimnion  
**Fig. 9.** Dissolved oxygen, Lake Rospuda Augustowska, epilimnion



**Rys. 10.** Tlen rozpuszczony, j. Necko, epilimnion  
**Fig. 10.** Dissolved oxygen, Lake Necko, epilimnion



**Rys. 11.** Tlen rozpuszczony, j. Rospuda Augustowska, hypolimnion  
**Fig. 11.** Dissolved oxygen, Lake Rospuda Augustowska, hypolimnion



**Rys. 12.** Tlen rozpuszczony, j. Necko, hypolimnion  
**Fig. 12.** Dissolved oxygen, Lake Necko, hypolimnion

#### **4. Podsumowanie**

Analiza przedstawionych danych pozwala na stwierdzenie, iż możliwe jest utworzenie modelu zmian jakości wód jezior, który w przypadku m.in. stężenia tlenu rozpuszczonego pozostaje w istotnych zależnościach z wartościami empirycznymi uzyskanymi w wyniku badań jakości wód jezior. Zakładając, że prognozowane w modelu wartości są zgodne z rzeczywistymi, model taki daje możliwość uzyskania informacji na temat jakości wody zarówno w czasie pomiędzy wynikami badań otrzymywanych w monitoringu, jak również umożliwia prognozę zmian jakości wody przy uwzględnieniu takich samych czynników wpływających na jakość wody w przyszłości oraz zmian w przypadku symulowania zmienności tych czynników w czasie i w różnych częściach modelowanego środowiska.

Prognozowane stężenie tlenu rozpuszczonego w epilimnionach badanych jezior istotnie powiązane jest z wartościami mierzonymi w czasie prowadzonych badań empirycznych. Obniżenie stężenia tlenu w okresie letnim w każdym z jezior wynika z przewagi procesów w wyniku których tlen jest zużywany w stosunku do źródeł tlenu. Na uwagę zasługuje fakt, iż w okresie zimowym, wskutek wytwarzającej się pokrywy lodowej, stężenie tlenu w wodzie ulega obniżeniu. Jest to wynikiem braku reaeracji, znikomym wpływie fotosyntezy na stężenie tlenu i przewagi procesów mających wpływ na zużycie tlenu rozpuszczonego, wskutek mineralizacji substancji organicznej. W jeziorach Białym i Studzienicznym deficyty tlenowe w okresie zimowym są zdecydowanie mniejsze niż w przypadku Necka czy Rospudy, czyli jezior o wyższej trofii i wyższej zawartości substancji organicznej i mniejszej objętości.

Stężenie tlenu w hypolimnionach badanych jezior w okresie letnim, po pewnym czasie od momentu wytworzenia stratyfikacji termicznej, osiąga zawsze wartości bliskie zeru, co potwierdzają obliczenia modelu. W wyniku wyczerpania zasobów tlenu rozpuszczonego w hypolimnionach wskutek mineralizacji substancji organicznej sedymentującej z segmentów powierzchniowych oraz substancji organicznej zawartej w osadach dennych i braku źródeł tlenu rozpuszczonego, już w pierwszych miesiącach stratyfikacji termicznej tworzą się warunki beztlenowe powodujące intensywne uwalnianie związków fosforu z osadów dennych.

Prognozowane stężenie tlenu rozpuszczonego w hypolimnionach jezior w większym stopniu odpowiada stężeniu rzeczywistemu. Modelowanie zjawisk zachodzących w hypolimnionach jezior jest obciążone mniejszym błędem niż w przypadku środowiska epilimnionów, ze względu na powstającą w okresie letnim stratyfikację, w wyniku której hypolimnion jest izolowany od czynników zewnętrznych, a jakość wód tej warstwy zależy od mniejszej liczby czynników, które są dodatkowo łatwiejsze do oszacowania.

## Literatura

1. *Podział hydrograficzny Polski, cz. I Zestawienia liczbowo-opisowe*, 1983; *cz. II – mapa 1:200000*; Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa, 1980.
2. *Atlas podziału hydrograficznego Polski, Cz. 2 : Zestawienia zlewni*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa, 2005.
3. **Jańczak J.** (red.): *Atlas Jezior Polski, tom III*. IMiGW, Poznań, 1996.
4. *Mapy topograficzne Polski 1:50000, 225.1, 225.2, 225.3, 225.4*. Główny Geodeta Kraju, Warszawa, 2000.
5. **Skorbiłowicz E., Dzienis L., Skorbiłowicz M., Biedka P.**: *Ocena stanu czystości wód jezior Pojezierza Augustowskiego*, [w] D. Wawrentowicz (red.) *"Gospodarka wodno-ściekowa w Euroregionie Niemen"*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 1999.
6. Niepublikowane materiały Katedry Ochrony Środowiska, Politechnika Białostocka, 2000.
7. *Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2002 – 2003*. Inspekcja Ochrony Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Białystok, 2004.
8. **Biedka P.**: *Ocena naturalnej podatności na degradację wybranych jezior Pojezierza Suwalsko Augustowskiego*. Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej, Inżynieria Środowiska, Nr 16, Białystok, 2003.
9. **Wool T. A., Ambrose R. B., Martin J. L.**: *The Water Analysis Simulation Program, User Documentation for Version 6.0*. USEPA Region 4, Atlanta, 2001.
10. *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) Version 7.1., Release Notes: 2/7/2006*, Watershed and Water Quality Modeling Technical Support Center US EPA, Office of Research Development National Exposure Research Laboratory Ecosystems Research Division, Athens, GA, 2006
11. **O'Connor D.J.**: *Wind Effects on Gas-Liquid Transfer Coefficients*. Journal of Environmental Engineering, Volume 109, Number 9, 731-752, 1983.
12. **Di Toro D. M., Connolly J. P.**: *Mathematical Models of Water Quality in Large Lakes, Part 2: Lake Erie*. EPA-600/3-80-065, 90-101, 1980.
13. **Grzesiak M., Domańska W.** (red.): *Ochrona Środowiska 2006. Informacje i opracowania statystyczne*. Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa, 2006.
14. *Informacja o stanie środowiska na terenie powiatów: suwalskiego grodzkiego i suwalskiego ziemskiego*. Inspekcja Ochrony Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku. Delegatura w Suwałkach, Suwałki, 2007.

## **Modelling of Dissolved Oxygen Changes in Water of Lakes**

### **Abstract**

In a paper a numerical eutrophication model was presented to show the dissolved oxygen concentration prognosis in four lakes situated in North-Eastern Poland. According to administrative division, lakes Necko, Rospuda Augustowska, Białe Augustowskie, and Studzieniczne are localized in Podlasie region, Augustów district, in a direct neighborhood of over 30 000-habitant Augustów town. The total catchment of lakes system covers a major part of river Rospuda-Netta catchment – the largest water flow within catchment area. Other tributaries are: river Zalewianka – lake Necko tributary and Augustowski Canal – lake Studzieniczne tributary.

Simulations of water quality changes in studied lakes were carried out for the single year: since May 1, 2006 till April 30, 2007 at the second level of eutrophication process complexity in a module EUTRO, i.e. intermediate eutrophication kinetics, considered as four interacting systems: phytoplankton kinetics, the phosphorus cycle, the nitrogen cycle, and the dissolved oxygen balance. That level makes possible to predict the ammonia, nitrates, organic nitrogen, orthophosphates, organic phosphorus, dissolved oxygen, carbon biochemical oxygen demand, and chlorophyll *a* concentrations. Determinations of lake and tributaries water were performed that same period.

Modeled aqueous environment of four lakes was divided into two segment types: surface (epilimnion) and subsurface (hypolimnion). Due to the exclusion of modeling the processes occurring in bottom sediments and descriptions of sediments influence on water quality in a form of time functions (e.g. functions of ammonia release from the bottom in  $\text{mg NH}_4/\text{m}^2\text{day}$  and orthophosphates in  $\text{mg PO}_4/\text{m}^2\text{day}$  as well as utilization of oxygen for sediments mineralization  $\text{mg O}_2/\text{m}^2\text{day}$ ), no segments of benthic-type were isolated.

Achieved results from model's calculations (since May 1, 2006 till April 30, 2007 in daily increment) were plotted on Fig 5. - 12. and compared with empirical studies made once a month in each segment. Analysis of data presented in figures revealed that there is possible to create a model, which in case of DO indicator, remains in statistically significant dependencies on empirical results from determinations of lake water. Assuming that values predicted in the model are consistent with real data, such model gives an opportunity to obtain information on water quality both in time between results from monitoring, and makes possible to predict changes of that quality taking into account the same factors affecting the water quality and changes during simulations of these quantities variations in time and different parts of modeled environment.

