# Zastosowanie modelowania matematycznego do oceny zmian jakości fizyczno-chemicznej wód rzeki Biebrzy w zakresie stężeń azotu i fosforu

Application of mathematical modeling in assessment of changes in physico-chemical quality of the Biebrza River in the range of nitrogen and phosphorus concentrations

Sebastian R. Bielak

#### Streszczenie

W pracy omówiono problematykę jednowymiarowego modelowania matematycznego jakości wód powierzchniowych. W tym celu zastosowano program Qual2k, który jest jednym z najpopularniejszych tego typu narzędzi analitycznych opracowanych przez amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (U.S. EPA). Jako obiekt badawczy wybrano 50-kilometrowy odcinek nizinnej rzeki Biebrzy, położonej w granicach Basenu Dolnego Biebrzańskiego Parku Narodowego. Dane do modelu uzyskano w trakcie trzech kampanii pomiarowych przeprowadzonych w latach 2007–2008. Efekty symulacji komputerowych pozwoliły ocenić stan fizyczno-chemiczny Biebrzy oraz jej dopływów punktowych i obszarowych w zakresie stężeń związków azotu i fosforu, umożliwiły określenie wpływu poszczególnych dopływów punktowych na jakość cieku głównego, a także ułatwiły identyfikację naturalnych i antropogenicznych źródeł obszarowego zasilania Biebrzy biogenami. **Słowa kluczowe:** Qual2k, modelowanie jakości wód powierzchniowych, Biebrza, stan fizyczno-chemiczny rzek, parametry jakościowe wody, biogeny.

#### Abstract

In this paper the subject matter of one-dimensional, mathematical modeling of surface water quality has been discussed. It has been done with use of the Qual2k Modeling Framework, which is one of the most popular analytical tool of such type, thrown open to the public by the U.S. Environmental Protection Agency. As a research object a 50 kilometers long reach of the lowland Biebrza River was chosen. The river is located in the borders of the Lower Basin, which is a part of the Biebrza National Park, Poland. Data, necessary for the model, were obtained during three measurement campaigns conducted in 2007–2008. The effects of computer simulations have allowed to assess the physico-chemical state of the Biebrza River and its point and nonpoint inflows in the range of nitrogen and phosphorus concentrations. Moreover, research results made it possible to determine the influence of particular point inflows on quality of the main watercourse and also made it easier to identify natural and anthropogenic sources of nonpoint feeding the Biebrza River with biogens.

**Key words:** Qual2k, surface water quality modeling, Biebrza, physico-chemical state of rivers, water quality parameters, biogens.

#### 1. Wprowadzenie

Pomimo trwającego już kilka lat wdrażania w Polsce zapisów Ramowej Dyrektywy Wodnej stan wód powierzchniowych wciąż pozostawia wiele do życzenia. Jedną z podstawowych bolączek naszych rzek jest zjawisko eutrofizacji, które polega na zwiększaniu się ilości biogenów w wodzie, co początkowo wywołuje gwałtowny rozwój fitoplanktonu, ale w ostatecznym rozrachunku prowadzi do spadku różnorodności gatunkowej, dużych deficytów tlenu oraz degradacji ekologicznej wód. Opublikowana w 2011 r. przez Inspekcję Ochrony Środowiska ocena jakości wód płynących w Polsce – wykonana na podstawie danych z ponad 3000 punktów pomiarowo-kontrolnych – wykazała, że problem eutrofizacji dotyczy 78% rzek i potoków [18]. Identyczna ocena, wykonana rok wcześniej, mówiła o eutrofizacji w 62% cieków na terenie całego kraju [15], co oznacza, że problem ten nie tylko nie zniknął, ale wręcz narasta. W procesie eutrofizacji wód powierzchniowych najważniejszą rolę odgrywają dwa pierwiastki – azot i fosfor. Ich stężenia w ciekach można kontrolować poprzez monitoring wsparty modelowaniem, w którym na bazie matematycznego odwzorowania geometrii oraz warunków hydraulicznych koryta symuluje się procesy fizyczno-chemiczne i biologiczne wpływające na jakość wód powierzchniowych.

W zależności od stopnia złożoności prowadzonych symulacji komputerowych modele jakości wód powierzchniowych można podzielić na trzy grupy [6, 12]:

- Modele jednowymiarowe najprostsze i najczęściej stosowane w analizie zmian jakości wód płynących. Zakłada się w nich, że istotne zmiany wartości parametrów decydujących o jakości wody zachodzą jedynie wzdłuż profilu podłużnego cieku.
- Modele dwuwymiarowe bardziej zaawansowane od modeli jednowymiarowych, w których zakłada się, że istotne zmiany jakości wody zachodzą nie tylko wzdłuż, ale również w głąb profilu podłużnego cieku, w związku z czym konieczne jest prowadzenie analiz na różnych głębokościach koryta. Modele dwuwymiarowe stosowane są najczęściej w przypadku jezior, zbiorników zaporowych, albo głębokich rzek i wymagają większej ilości danych oraz znacznie większego doświadczenia analitycznego użytkownika.
- Modele trójwymiarowe najbardziej zaawansowane modele, w których analizuje się przestrzenny rozkład symulowanych parametrów jakości wody. Modele trójwymiarowe stosowane są w przypadku zatok morskich, jezior, zbiorników zaporowych oraz głębokich rzek i wymagają ogromnej ilości danych, a także dużego doświadczenia analitycznego użytkownika. Tego typu modele stosowane są najrzadziej ze względu na dużą złożoność analizowanej problematyki oraz wysokie koszty realizacji.

# 2. Program Qual2k i źródło danych wykorzystanych w modelu

Do konstrukcji matematycznego modelu jakości fizyczno-chemicznej rzeki Biebrzy wykorzystano program Qual2k, opracowany i udostępniony przez U.S. EPA [7]. Model obejmował 50-kilometrowy odcinek Biebrzy Dolnej, rozciągający się od miejscowości Osowiec aż po ujście do Narwi. Bazę modelu jakościowego stanowiły trzy inne modele: hydrauliczny model przepływu wody w korycie rzecznym w stanie ustalonym [2], model wymiany ciepła pomiędzy rzeką i jej otoczeniem [3] oraz model oddziaływania osadów dennych na jakość wody w rzece [5]. Zastosowanie modelu jakości fizyczno-chemicznej Biebrzy zostało ograniczone do symulacji krótkich, kilkugodzinnych przedziałów czasowych, w których założono, że przepływ wody w korycie oraz warunki meteorologiczne wpływające na procesy wymiany ciepła, były stałe.

Dane niezbędne do skonstruowania i skalibrowania modelu zostały zgromadzone w dniach: 29 lipca i 25 września 2007 r. oraz 23 lipca 2008 r., w trakcie prac terenowych na obszarze Basenu Dolnego Biebrzańskiego Parku Narodowego. Badania obejmowały:

- pobór próbek wody wraz z pomiarem temperatury warstwy powierzchniowej Biebrzy (10 punktów kontrolnych, głębokość poboru 0,5 m) oraz z ujściowych odcinków jej dopływów punktowych, tj. Kanału Rudzkiego, Klimaszewnicy, Wissy i Kosódki (po jednym punkcie kontrolnym);
- określenie współrzędnych geograficznych punktów pomiarowych;

 oznaczenia w próbkach następujących parametrów: odczyn, zasadowość ogólna, tlen rozpuszczony, azot amonowy, amoniak, azot azotanowy(III), azot azotanowy(V), azot organiczny, azot Kjeldahla, azot ogólny, fosfor mineralny, fosforany(V), fosfor organiczny, fosfor ogólny, chlorofil a. Analizy chemiczne wykonano w dniu poboru próbek, w akredytowanym laboratorium Inspekcji Ochrony Środowiska w Białymstoku.

Program Qual2k został użyty do stworzenia serii trzech symulacji stanu ustalonego (po jednej na każdy dzień pomiarów terenowych), które razem stanowiły substytut modelu dynamicznego opisującego stan fizyczno-chemiczny rzeki w dłuższym horyzoncie czasowym. W niniejszej publikacji omówiono wyniki symulacji stężeń biogenów, natomiast efekty pracy modelu w zakresie symulacji stężeń tlenu oraz parametrów charakteryzujących zakwaszenie wód zostały szczegółowo przedstawione w "Technologii Wody" nr 9–10 [4].

## 3. Konstrukcja modelu jakości fizyczno-chemicznej rzeki Biebrzy

Zasadniczym celem skonstruowania modelu było odzwierciedlenie wpływu procesów fizycznych, chemicznych oraz biologicznych, zachodzących bezpośrednio w rzece lub w jej najbliższym otoczeniu, na jakość jej wód.

#### 3.1. Przemiany biochemiczne azotu

Podstawowe procesy, jakim podlega azot występujący w wodzie to nitryfikacja oraz denitryfikacja, opisane w modelu następującymi równaniami [8]:

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+$$
 (1)

$$5CH_2O + 4NO_3^- + 4H^+ \rightarrow 5CO_2 + 2N_2 + 7H_2O$$
 (2)

#### Azot organiczny

Stężenie azotu organicznego w wodzie wzrasta wraz z obumieraniem fitoplanktonu oraz glonów bentosowych, natomiast maleje na skutek hydrolizy oraz opadania na dno, zgodnie z równaniem [8]:

$$S_{No} = r_{na} \cdot k_{dp}(T) \cdot a_p + q_{o,N} \cdot k_{db}(T) \cdot a_b -$$

$$-k_{hn}(T) \cdot N_O - \frac{v_{No}}{h} \cdot N_O$$
(3)

gdzie:

 $S_{No}$  – wzrost lub spadek stężenia azotu organicznego w wodzie wywołany przebiegiem reakcji biochemicznych [µg N·dm<sup>-3</sup>·doba<sup>-1</sup>],

$$r_{na} = 7.2 \left[ \frac{\mu g N}{\mu g A} \right]$$
 - współczynnik stechiometryczny  
określający masę azotu wbudowanego  
w komórki fitoplanktonu w oparciu  
o stężenie chlorofilu a,

 $k_{hn}(T)$  – tempo przebiegu hydrolizy azotu organicznego, uzależnione od temperatury wody [doba<sup>-1</sup>],

 $N_O$  – stężenie azotu organicznego w wodzie [µg N  $\cdot$  dm^-3],

 $v_{No}$  – prędkość opadania na dno cząstek azotu organicznego [m $\cdot$ doba<sup>-1</sup>].

#### Azot amonowy

Stężenie azotu amonowego w wodzie wzrasta na skutek hydrolizy azotu organicznego, oddychania i wydalania produktów metabolizmu przez fitoplankton oraz oddychania i wydalania produktów metabolizmu przez glony bentosowe, natomiast maleje na skutek nitryfikacji, fotosyntezy fitoplanktonu oraz fotosyntezy glonów bentosowych, zgodnie z równaniem [8]:

$$S_{Na} = k_{hn}(T) \cdot N_O + r_{na} \cdot F_{oxp} \cdot k_{rp}(T) \cdot a_p + q_N \cdot k_{eb}(T) \cdot a_b -$$

$$F_{oxna} \cdot k_n(T) \cdot N_A - a_p \cdot r_{na} \cdot \mu_p \cdot$$
(4)

$$\begin{pmatrix} \frac{N_A \cdot N_N}{(k_{hnxp} + N_A) \cdot (k_{hnxp} + N_N)} + \frac{N_A \cdot k_{hnxp}}{(N_A + N_N) \cdot (k_{hnxp} + N_N)} \end{pmatrix} - \\ - a_b \cdot \rho_{mN} \cdot \left( \frac{N_A + N_N}{k_{sNb} + N_A + N_N} \right) \cdot \left( \frac{K_{qN}}{K_{qN} + q_N - q_{o,N}} \right) \cdot \left| \\ \left( \frac{N_A \cdot N_N}{(k_{hnxb} + N_A) \cdot (k_{hnxb} + N_N)} + \frac{N_A \cdot k_{hnxb}}{(N_A + N_N) \cdot (k_{hnxb} + N_N)} \right) \right|$$

gdzie:

- $S_{Na}$  wzrost lub spadek stężenia azotu amonowego wywołany przebiegiem reakcji biochemicznych [µg N·dm<sup>-3</sup>·doba<sup>-1</sup>],
- $k_{eb}(T)$  tempo wydalania produktów metabolizmu przez glony bentosowe, uzależnione od temperatury wody [doba<sup>-1</sup>],
- $F_{oxna}$  współczynnik ekstynkcji procesu nitryfikacji na skutek niskiego stężenia tlenu,
- $k_n(T)$  tempo przebiegu nitryfikacji azotu amonowego, uzależnione od temperatury wody [doba<sup>-1</sup>],
- $k_{hnsxp}$ ,  $k_{hnsxb}$  współczynniki definiujące pierwszeństwo poboru przez fitoplankton oraz glony bentosowe azotu amonowego jako źródła azotu w procesie fotosyntezy [µg N·dm<sup>-3</sup>].

#### Amoniak

Nie zdysocjowany amoniak (NH<sub>3</sub>), stanowiący obok jonu NH<sub>4</sub><sup>+</sup> drugą formę azotu amonowego występującego w wodzie, pojawia się powyżej odczynu pH = 8. Stężenie amoniaku zostało wyznaczone w oparciu o wcześniejsze obliczenia stężenia azotu amonowego ( $N_A$ ), wg równania [8]:

$$N_{Au} = F_u \cdot N_A \tag{5}$$

gdzie:

 $N_{Au}$  – stężenie amoniaku w wodzie [µg N · dm<sup>-3</sup>],

 $F_u$ – udział amoniaku w całkowitej ilości azotu amonowego występującego w wodzie, wyznaczony z równania:

$$F_u = \frac{K_a}{10^{-pH} + K_a} \tag{6}$$

gdzie:

 $K_a$  – współczynnik równowagi reakcji dysocjacji azotu amonowego, uzależniony od temperatury T wody, wyznaczony z równania:

$$K_a = 10^{-\left(0,09018 + \frac{2729,92}{T_a}\right)}$$
(7)

gdzie:

$$T_a = T + 273,15 \,[\text{K}]$$

#### Azot azotanowy(V)

Stężenie azotu azotanowego(V) wzrasta wraz z przebiegiem procesu nitryfikacji, natomiast maleje wraz z przebiegiem procesu denitryfikacji, fotosyntezy fitoplanktonu oraz fotosyntezy glonów bentosowych, zgodnie z równaniem [8]:

$$S_{Ni} = F_{oxna} \cdot k_n(T) \cdot N_A - (1 - F_{oxdn}) \cdot k_{dn}(T) \cdot N_N - r_{na} \cdot \mu_p \cdot a_p \cdot \left(1 - \frac{N_A \cdot N_N}{(k_{hnxp} + N_A) \cdot (k_{hnxp} + N_N)} + \frac{N_A \cdot k_{hnxp}}{(N_A + N_N) \cdot (k_{hnxp} + N_N)}\right) - a_b \cdot \rho_{Nm} \cdot$$
(8)

$$\left( \frac{N_A \cdot N_N}{(k_{hnxb} + N_A) \cdot (k_{hnxb} + N_N)} + \frac{N_A \cdot k_{hnxb}}{(N_A + N_N) \cdot (k_{hnxb} + N_N)} \right) \cdot \left( \frac{N_A + N_N}{k_{sNb} + N_A + N_N} \right) \cdot \left( \frac{K_{qN}}{K_{qN} + q_N - q_{o,N}} \right)$$

gdzie:

- S<sub>Ni</sub> wzrost lub spadek stężenia azotu azotanowego-(V) wywołany przebiegiem reakcji biochemicznych [μg N·dm<sup>-3</sup>·doba<sup>-1</sup>],
- $F_{oxdn}$  współczynnik określający wpływ niskiego stężenia tlenu na przebieg procesu denitryfikacji azotu azotanowego(V),
- *k*<sub>dn</sub>(*T*) tempo przebiegu denitryfikacji azotu azotanowego(V), uzależnione od temperatury wody [doba<sup>-1</sup>],
- $\rho_{Nm}$  maksymalne tempo poboru azotu przez glony bentosowe [mg N·mg A<sup>-1</sup>·doba<sup>-1</sup>],
- K<sub>qN</sub> stała połowicznego nasycenia azotem wewnątrzkomórkowym glonów bentosowych [mg N · mg A<sup>-1</sup>],
- $k_{sNb}$  stała połowicznego nasycenia azotem pozakomórkowym glonów bentosowych [µg N · dm<sup>-3</sup>].

#### Azot wewnątrzkomórkowy glonów bentosowych

Stężenie azotu wewnątrzkomórkowego glonów bentosowych wzrasta wraz z poborem z wody azotu pozakomórkowego, natomiast maleje wraz z obumieraniem glonów oraz wydalaniem przez nie azotu na skutek metabolizmu, zgodnie z równaniem [8]:

$$S_{bN} = \rho_{Nm} \cdot a_b \cdot \left( \frac{N_A + N_N}{k_{sNb} + N_A + N_N} \right) \cdot \left( \frac{K_{qN}}{K_{qN} + q_N - q_{o,N}} \right) - q_N \cdot k_{db}(T) \cdot a_b - q_N \cdot k_{eb}(T) \cdot a_b$$
(9)

gdzie:

 $S_{bN}$  – wzrost lub spadek stężenia azotu wewnątrzkomórkowego wywołany przebiegiem reakcji biochemicznych [mg N·m<sup>-2</sup>·doba<sup>-1</sup>].

#### Azot Kjeldahla

Stężenie azotu Kjeldahla w wodzie zostało wyznaczone w oparciu o następujące równanie:

$$TKN = N_O + N_A \tag{10}$$

gdzie:

TKN – stężenie azotu Kjeldahla w wodzie [µg N · dm⁻³].

#### Azot ogólny

Stężenie azotu ogólnego (całkowitego) zostało wyznaczone w oparciu o następujące równanie:

$$TN = N_O + N_A + N_N \tag{11}$$

gdzie:

TN – stężenie azotu ogólnego w wodzie [µg N · dm<sup>-3</sup>].

#### 3.2. Przemiany biochemiczne fosforu

#### Fosfor organiczny

Stężenie fosforu organicznego w wodzie wzrasta na skutek obumierania roślin, natomiast maleje wraz z przebiegiem procesu hydrolizy oraz opadania na dno, zgodnie z równaniem [8]:

$$S_{Po} = r_{pa} \cdot k_{dp}(T) \cdot a_p + q_{o,P} \cdot k_{db}(T) \cdot a_b -$$

$$-k_{hp}(T) \cdot P_O - \frac{v_{Po}}{h} \cdot P_O$$
(12)

gdzie:

- $S_{Po}$  wzrost lub spadek stężenia fosforu organicznego wywołany przebiegiem reakcji biochemicznych [µg P·dm<sup>-3</sup>·doba<sup>-1</sup>],
- $r_{pa} = \mathbf{1} \left[ \frac{\mu \mathbf{g} P}{\mu \mathbf{g} A} \right] \quad \text{ współczynnik stechiometryczny określający masę fosforu wbudowanego w komórki fitoplanktonu w oparciu o stężenie chlorofilu a,$
- $k_{hp}(T)$  tempo przebiegu hydrolizy fosforu organicznego, uzależnione od temperatury wody [doba<sup>-1</sup>],
- $P_O$  stężenie fosforu organicznego w wodzie [µg P·dm<sup>-3</sup>],
- $v_{Po}$  prędkość opadania na dno cząstek fosforu organicznego [m·doba<sup>-1</sup>].

#### Fosfor mineralny

Stężenie fosforu mineralnego w wodzie wzrasta na skutek hydrolizy fosforu organicznego, oddychania i wydalania produktów metabolizmu przez fitoplankton oraz oddychania i wydalania produktów metabolizmu przez glony bentosowe, natomiast maleje na skutek fotosyntezy fitoplanktonu, fotosyntezy glonów bentosowych oraz w wyniku sorpcji na cząstkach materii organicznej opadającej na dno cieku, zgodnie z równaniem [8]:

$$S_{Pm} = k_{hp}(T) \cdot P_{O} + r_{pa} \cdot F_{oxp} \cdot k_{rp}(T) \cdot a_{p} + q_{P} \cdot k_{eb}(T) \cdot a_{b} - r_{pa} \cdot \mu_{p} \cdot a_{p} -$$
(13)  
$$-\rho_{Pm} \cdot a_{b} \cdot \left(\frac{P_{M}}{k_{sPb} + P_{M}}\right) \cdot \left(\frac{K_{qP}}{K_{qP} + q_{P} - q_{o,P}}\right) - \frac{v_{Pm}}{h} \cdot P_{M}$$

gdzie:

- $S_{Pm}$  wzrost lub spadek stężenia fosforu mineralnego wywołany przebiegiem reakcji biochemicznych [µg P·dm<sup>-3</sup>·doba<sup>-1</sup>],
- $\rho_{Pm}$  maksymalne tempo poboru fosforu przez glony bentosowe [mg P·mg A<sup>-1</sup>·doba<sup>-1</sup>],
- $K_{qP}$  stała połowicznego nasycenia fosforem wewnątrzkomórkowym glonów bentosowych [mg P · mg A<sup>-1</sup>],
- k<sub>sPb</sub> stała połowicznego nasycenia fosforem pozakomórkowym glonów bentosowych [μg P·dm<sup>-3</sup>],
- *v<sub>Pm</sub>* prędkość opadania na dno cząstek fosforu mineralnego [m·doba<sup>-1</sup>].

#### Fosfor wewnątrzkomórkowy glonów bentosowych

Stężenie fosforu wewnątrz komórek glonów bentosowych wzrasta wraz z poborem z wody fosforu pozakomórkowego, natomiast maleje wraz z obumieraniem glonów oraz wydalaniem przez nie fosforu na skutek metabolizmu, zgodnie z równaniem [8]:

$$S_{bP} = \rho_{Pm} \cdot a_b \cdot \left(\frac{P_M}{k_{sPb} + P_M}\right) \cdot \left(\frac{K_{qP}}{K_{qP} + q_P - q_{o,P}}\right) - (14)$$
$$-q_P \cdot k_{db}(T) \cdot a_b - q_P \cdot k_{cb}(T) \cdot a_b$$

gdzie:

 $S_{bP}$  – wzrost lub spadek stężenia fosforu wewnątrzkomórkowego wywołany przebiegiem reakcji biochemicznych [mg P·m<sup>-2</sup>·doba<sup>-1</sup>].

#### Fosfor ogólny

Stężenie fosforu ogólnego (całkowitego) zostało wyznaczone w oparciu o następujące równanie:

$$TP = P_O + P_M \tag{15}$$

gdzie:

TP – stężenie fosforu ogólnego w wodzie [µg P · dm<sup>-3</sup>].

#### 3.3. Stechiometria materii organicznej

W modelu zastosowano następujące proporcje pomiędzy poszczególnymi składnikami materii organicznej (fitoplankton, glony bentosowe i detrytus) [8]: 100 g D : 40 g C : 7200 mg N : 1000 mg P : 1000 mg A  $\,$  (16)

gdzie:

- D sucha masa,
- C węgiel,
- N azot,
- P fosfor,
- A chlorofil a.

Następnie wyznaczono współczynniki stechiometryczne równań reakcji wg ogólnego wzoru:

$$r_{xy} = \frac{X}{Y} \tag{17}$$

gdzie:

X – masa elementu X [g],

*Y* – masa elementu Y [g].

#### 3.4. Fotosynteza

W modelu zastosowano następujące równania opisujące przebieg procesu fotosyntezy w zależności od tego czy substratem reakcji był azot amonowy czy azotanowy(V) [8]:

$$106CO_{2} + 16NH_{4}^{+} + HPO_{4}^{2-} + 106H_{2}O \underset{R}{\stackrel{P}{\rightleftharpoons}} C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P_{1} + 106O_{2} + 14H^{+}$$
(18)

$$106CO_{2} + 16NO_{3}^{-} + HPO_{4}^{2-} + 122H_{2}O + 18H^{+} \underset{R}{\overset{P}{\xleftarrow{}}}$$
(19)  
$$\overset{P}{\underset{R}{\leftrightarrow}} C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P_{1} + 138O_{2}$$

Na podstawie równań 18 i 19 wyznaczono w modelu ilość tlenu zużywanego przez rośliny w procesie oddychania, natomiast w celu obliczenia ile gramów tlenu powstało na skutek wytworzenia w procesie fotosyntezy jednego grama materii roślinnej, wykorzystano współczynniki ilościowe, których wartość uzależniona była od substratu reakcji – azotu amonowego (20) lub azotu azotanowego(V) (21), wg wzorów:

$$r_{oca} = \frac{106 \; [\text{moli } O_2] \cdot 32 \; \left[\frac{\text{g } O_2}{\text{mol } O_2}\right]}{106 \; [\text{moli } \text{C}] \cdot 12 \; \left[\frac{\text{g } \text{C}}{\text{mol } \text{C}}\right]} = 2,67 \left[\frac{\text{g } O_2}{\text{g } \text{C}}\right] \quad (20)$$

$$r_{ocn} = \frac{138 \; [\text{moli } O_2] \cdot 32 \; \left[\frac{\text{g } O_2}{\text{mol } O_2}\right]}{106 \; [\text{moli } \text{C}] \cdot 12 \; \left[\frac{\text{g } \text{C}}{\text{mol } \text{C}}\right]} = 3,47 \left[\frac{\text{g } O_2}{\text{g } \text{C}}\right] \quad (21)$$

#### 3.5. Fitoplankton

Biomasa fitoplanktonu rośnie wraz z przebiegiem procesu fotosyntezy, natomiast maleje na skutek procesu oddychania, obumierania komórek i opadania na dno cieku, wg równania [8]:

$$S_{ap} = a_p \cdot \mu_p - F_{oxp} \cdot k_{rp}(T) \cdot a_p - k_{dp}(T) \cdot a_p - \frac{v_a}{h} \cdot a_p$$
(22)

gdzie:

 $S_{ap}$  – wzrost lub zanik biomasy fitoplanktonu określany pośrednio poprzez zmianę stężenia w wodzie chlorofilu a [µg A·dm<sup>-3</sup>·doba<sup>-1</sup>],

 $a_p$  – stężenie chlorofilu a w wodzie [µg A · dm<sup>-3</sup>],

 $\mu_p$  – tempo przebiegu procesu fotosyntezy fitoplanktonu [doba<sup>-1</sup>], uzależnione od temperatury wody, dostępności składników pokarmowych oraz natężenia promieniowania słonecznego, wyznaczone z równania:

$$\mu_p = k_{gp}(T) \cdot \varphi_{Np} \cdot \varphi_{Lp} \tag{23}$$

gdzie:

- $k_{gp}(T)$  maksymalne tempo przebiegu procesu fotosyntezy w temperaturze T [doba<sup>-1</sup>],
- $\varphi_{Np}$  współczynnik ekstynkcji (zaniku) przyswajania składników pokarmowych przez fitoplankton, o wartości od o (całkowity brak przyswajania) do 1 (swobodne przyswajanie), wyznaczony w oparciu o funkcję Michaelisa-Mentena opisującą wzrost fitoplanktonu wynikający z dostępności składników pokarmowych:

$$\varphi_{Np} = \min\left(\frac{N_A + N_N}{k_{sNp} + N_A + N_N}, \frac{P_M}{k_{sPp} + P_M}, \frac{[H_2 CO_3^*] + [HCO_3^*]}{k_{sCp} + [H_2 CO_3^*] + [HCO_3^*]}\right)$$
(24)

gdzie:

 $N_A$  – stężenie azotu amonowego w wodzie [µg N · dm<sup>-3</sup>],  $N_N$  – suma stężenia azotu azotanowego(V) oraz azotanowego(III) w wodzie [µg N · dm<sup>-3</sup>],

 $P_M$  – stężenie fosforu mineralnego w wodzie [µg P·dm<sup>-3</sup>],  $k_{sNp}$  – stała połowicznego nasycenia azotem pozakomórkowym [µg N·dm<sup>-3</sup>],

- $k_{sPp}$  stała połowicznego nasycenia fosforem pozakomórkowym [µg P·dm<sup>-3</sup>],
- $k_{sCp}$  stała połowicznego nasycenia węglem mineralnym pozakomórkowym [mol·dm<sup>-3</sup>],
- [H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub><sup>\*</sup>] stężenie rozpuszczonego w wodzie tlenku węgla(IV) oraz kwasu węglowego [mol·dm<sup>-3</sup>],
- [HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>] stężenie wodorowęglanów w wodzie [mol·dm<sup>-3</sup>],
- $\phi_{Lp}$  współczynnik ekstynkcji promieniowania słonecznego, o wartości od o (całkowity brak promieniowania) do 1 (100% dostępnego promieniowania), wyznaczony z funkcji Smitha:

$$\varphi_{Lp} = \frac{1}{k_e h} \cdot \ln \left( \frac{\frac{I(\mathbf{0})}{K_{Lp}} + \sqrt{1 + \left(\frac{I(\mathbf{0})}{K_{Lp}}\right)^2}}{\left(\frac{I(\mathbf{0})}{K_{Lp}}\right) e^{-k_e h} + \sqrt{1 + \left(\left(\frac{I(\mathbf{0})}{K_{Lp}}\right) e^{-k_e h}\right)^2}} \right)$$
(25)

gdzie:

 $k_e$  – współczynnik ekstynkcji promieniowania słonecznego w wodzie [m<sup>-1</sup>], wyznaczony z równania:

$$k_e = k_{eb} + \alpha_i \cdot m_i + \alpha_o \cdot m_o + \alpha_p \cdot \alpha_p + \alpha_{pn} \cdot a_p^{2/3}$$
 (26)

gdzie:

- $k_{eb}$  współczynnik tła określający ekstynkcję promieniowania słonecznego w wodzie w zależności od jej koloru [m<sup>-1</sup>],
- $\alpha_i = 0.052 \text{współczynnik wpływu zawiesiny mine$ ralnej na ekstynkcję promieniowania słonecznego[dm<sup>3</sup>·mg D<sup>-1</sup>·m<sup>-1</sup>],
- $\alpha_o = 0,174 \text{współczynnik wpływu drobnej materii orga$ nicznej na ekstynkcję promieniowania słonecznego [dm<sup>3</sup>·mg D<sup>-1</sup>·m<sup>-1</sup>],
- $$\begin{split} \alpha_p &= \text{0,0088} \text{współczynnik liniowego wpływu chlorofilu na ekstynkcję promieniowania słonecznego} \\ & [\text{dm}^3 \cdot \mu \text{g A}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}], \end{split}$$
- $\alpha_{pn} = 0,054 \text{współczynnik nieliniowego wpływu chlo$ rofilu na ekstynkcję promieniowania słonecznego[dm<sup>2</sup>·µg A<sup>-2/3</sup>·m<sup>-1</sup>],

 $m_i$  – stężenie zawiesiny mineralnej w wodzie [mg D·dm<sup>-3</sup>],  $m_o$  – stężenie detrytusu w wodzie [mg D·dm<sup>-3</sup>].

Ekstynkcja promieniowania słonecznego przenikającego przez wodę została obliczona w oparciu o prawo Beera-Lamberta:

$$PAR(z) = PAR(0) \cdot e^{-k_e z}$$
(27)

gdzie:

- PAR(z) wartość promieniowania słonecznego dostępnego w procesie fotosyntezy, zmierzona na głębokości "z" [langley · doba⁻¹],
- PAR(0) wartość promieniowania słonecznego dostępnego w procesie fotosyntezy zmierzona przy powierzchni zwierciadła wody [langley · doba<sup>-1</sup>], wg równania:

$$PAR(0) = 0,47 \cdot I(0)$$
 (28)

gdzie:

- I(o) słoneczne promieniowanie krótkofalowe mierzone przy powierzchni wody [cal·cm<sup>-2</sup>·doba<sup>-1</sup>],
- $K_{Lp}$  parametr Smitha [langley·doba<sup>-1</sup>], czyli wartość promieniowania słonecznego dostępnego w procesie fotosyntezy, przy której wzrost fitoplanktonu osiąga 70,7% swojego maksimum.

$$F_{Lp} = \frac{I(z)}{\sqrt{K_{Lp}^2 + I(z)^2}}$$
 (29)

gdzie:

- $F_{Lp}$  współczynnik ekstynkcji wzrostu fitoplanktonu na skutek ograniczenia dostępu promieniowania słonecznego,
- I(z) słoneczne promieniowanie krótkofalowe mierzone na głębokości "z" [cal·cm<sup>-2</sup>·doba<sup>-1</sup>].
- $F_{oxp}$  współczynnik ekstynkcji procesu oddychania przez fitoplankton z powodu niskiego stężenia tlenu,

- $k_{rp}(T)$  tempo oddychania oraz wydalania produktów metabolizmu przez fitoplankton, uzależnione od temperatury wody [doba<sup>-1</sup>],
- $k_{dp}(T)$  tempo obumierania fitoplanktonu, uzależnione od temperatury wody [doba<sup>-1</sup>],
- $v_a$  prędkość opadania na dno fitoplanktonu [m  $\cdot \, {\rm doba^{\text{-1}}}$ ],

## *h* – napełnienie koryta [m].

## 3.6. Detrytus

Stężenie detrytusu w wodzie, czyli zawartość drobnej martwej materii organicznej występującej w postaci zawiesiny, rośnie wraz z obumieraniem roślinności wodnej (głównie fitoplanktonu oraz glonów bentosowych), natomiast maleje wraz z rozpuszczaniem w wodzie oraz opadaniem na dno, zgodnie z równaniem [8]:

$$S_{\det r} = r_{da} \cdot k_{dp}(T) \cdot a_p + r_{da} \cdot k_{db}(T) \cdot a_b -$$

$$-k_{dt}(T) \cdot m_o - \frac{v_{dt}}{h} \cdot m_o$$
(30)

gdzie:

S<sub>detr</sub> – wzost lub spadek stężenia detrytusu w wodzie wywołany przebiegiem reakcji biochemicznych [mg D·dm<sup>-3</sup>·doba<sup>-1</sup>],

$$r_{da} = 0.1 \left[ \frac{\text{g}D}{m \text{g}A} \right] \quad - \text{współczynnik stechiometryczny określający masę detrytusu uwolnioną do wody na skutek obumarcia jednostki fitoplanktonu,$$

- $k_{dt}(T)$  tempo rozpuszczania detrytusu, uzależnione od temperatury wody [doba<sup>-1</sup>],
- $m_o$  stężenie detrytusu w wodzie [mg D·dm<sup>-3</sup>],

 $v_{dt}$  – prędkość opadania na dno detrytusu [m · doba<sup>-1</sup>].

# Kalibracja i weryfikacja modelu dyskusja nad wynikami symulacji

Kalibracja matematycznego modelu jakości fizyczno-chemicznej wód Biebrzy Dolnej polegała na dostosowaniu wielu parametrów obliczeniowych do rozkładu (wzdłuż biegu rzeki) stężeń parametrów jakościowych (NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, N<sub>org</sub>, P<sub>org</sub>, PO<sub>4</sub>, O<sub>2</sub>, zasadowość ogólna, odczyn i in.), uzyskanych w punktach kontrolnych na podstawie analiz chemicznych pobranych próbek wody. Do grupy parametrów obliczeniowych w modelu należały:

- parametry hydrauliczne koryta rzecznego, wpływające na natlenienie wód poprzez ich mieszanie się oraz zmniejszanie stężeń (rozcieńczanie) transportowanych zanieczyszczeń – omówione w modelu przepływu wody [2],
- parametry definiujące zjawiska meteorologiczne oraz procesy termodynamiczne, które wpływały bezpośrednio na rozkład temperatury wody w rzece, a pośrednio na tempo przebiegu reakcji biochemicznych
   omówione w modelu wymiany ciepła [3],
- parametry definiujące procesy fizyczne i biochemiczne zachodzące na granicy woda-osady denne, np. zapotrzebowanie osadów w tlen, emisja fosfora-

nów(V) itp. – omówione w modelu jakości osadów dennych [5],

- współczynniki charakteryzujące przebieg reakcji biochemicznych oraz procesów fizycznych w wodzie, np. tempo nitryfikacji azotu amonowego, tempo hydrolizy azotu i fosforu organicznego, tempo rozpuszczania detrytusu, tempo wzrostu fitoplanktonu i in.,
- parametry fizyczno-chemiczne wód powierzchniowych i płytkich wód gruntowych, które obszarowo

dopływały do koryta rzecznego z torfowisk (mokradeł), terenów użytkowanych rolniczo (podmokłych łąk) lub pokrytych wiejską zabudową rozproszoną.

Dla każdego odcinka Biebrzy kalibracja odbywała się metodą kolejnych przybliżeń, w której wartość parametrów obliczeniowych była szacowana w sposób pośredni w oparciu o procedurę numerycznego przybliżania wyników symulacji. Do kalibracji modelu wykorzystano dane

Tab. 1.	Wyniki kalibrac	ji parametrów ob	liczeniowych w	przepływie obsz	arowym dla symul	acji 29 lipca 2007 r
		ji parametron on		pizepiy mie 0.002	ai o ii y iii ala o y iiia	acj. 25pea 2007 .

Odcinek Biebrzy			Kilometr biegu		Drzo	ohuw	Stężenie								Ładunek dobowy							
		[km]	Biebr ujścia d	Biebrzy od Ijścia do Narwi		obszarowy		[mg N·dm <sup>-3</sup> ]			[mg P·dm <sup>-3</sup> ]			[kg N∙doba <sup>-1</sup> ]				[kg P·doba <sup>-1</sup> ]				
L.p.	Od przekroju do przekroju	Długość odcinka	Od	Do	Dopływ do rzeki [m³ · s <sup>-1</sup> ]	Odpływ z rzeki [m <sup>3</sup> · s <sup>-1</sup> ]	azot organiczny	azot amonowy	azot azotanowy(V)	azot ogólny	fosfor organiczny	fosfor mineralny	fosfor ogólny	azot organiczny	azot amonowy	azot azotanowy(V)	azot ogólny	fosfor organiczny	fosfor mineralny	fosfor ogólny		
1	Przekrój 1-3	8,063	50,702	42,639	-	4,873	2,00	0,18	0,12	2,30	0,07	0,07	0,14	842	75,8	48,8	967	30,7	30,3	61		
2	Przekrój 3-5	6,869	42,639	35,770	2,584	-	8,50	0,20	0,11	8,81	0,45	0,06	0,51	1898	44,6	24,1	1967	100	13,2	113		
3	Przekrój 5-7	5,527	35,770	30,243	-	0,512	2,20	0,15	0,10	2,45	0,09	0,07	0,16	97,3	6,6	4,6	108	4,2	3,3	7,5		
4	Przekrój 7-8	7,649	30,243	22,594	-	0,358	1,90	0,16	0,10	2,16	0,08	0,08	0,16	58,8	4,9	3,2	67	2,4	2,3	4,7		
5	Przekrój 8-9	2,686	22,594	19,908	1,807	-	1,50	0,70	0,12	2,32	0,14	0,05	0,19	234	109	18,4	361	21,9	8,3	30,2		
6	Brzakrój 0 10 2 (	Przekrój 9-10	2 055	19,908	17,000	-	4,364	1,40	0,35	0,10	1,85	0,06	0,08	0,14	528	132	38,4	698	23,7	29	52,7	
0	F12EK10J 5-10	5,555	17,000	15,953	1,800	-	1,00	0,33	0,10	1,43	0,08	0,05	0,13	155	51,3	15,9	222	12,4	8,4	20,8		
7	Przekrój 10-11	2,515	15,953	13,438	1,526	-	2,50	0,31	0,12	2,93	0,18	0,05	0,23	330	40,9	15,4	386	23,7	6,9	30,6		
8	Przekrój 11-12	2,882	13,438	10,556	-	1,891	1,20	0,26	0,13	1,59	0,06	0,07	0,13	196	42,5	21,9	260	9,3	11,1	20,4		
9	Przekrój 12-13	2,261	10,556	8,295	0,188	-	7,00	0,21	0,12	7,33	0,40	0,06	0,46	114	3,4	2	119	6,5	0,99	7,5		
10	Przekrój 13-14	2,807	8,295	5,488	0,305	-	80,0	0,21	0,11	80,3	0,85	0,12	0,97	2108	5,7	2,9	2117	22,4	3,2	25,6		
11	Przekrój 14-15	2,236	5,488	3,252	-	0,225	2,00	0,23	0,10	2,33	0,06	0,07	0,13	38,9	4,5	2	45	1,1	1,4	2,5		

Tab. 2. Wyniki kalibracji parametrów obliczeniowych w przepływie obszarowym dla symulacji 25 września 2007 r.

Odcinek Biebrzy			Kilomet	Kilometr biegu		nłvw	Stężenie							Ładunek dobowy						
		[km]	ujścia do Narwi		obsza	rowy	[	mg N	• dm <sup>-3</sup>	]	[mg P·dm <sup>-3</sup> ]			[kg N∙doba <sup>-1</sup> ]			[kg P·doba <sup>-1</sup> ]			
L.p.	Od przekroju do przekroju	Długość odcinka	Od	Do	Dopływ do rzeki [m³·s <sup>-1</sup> ]	Odpływ z rzeki [m³·s <sup>-1</sup> ]	azot organiczny	azot amonowy	azot azotanowy(V)	azot ogólny	fosfor organiczny	fosfor mineralny	fosfor ogólny	azot organiczny	azot amonowy	azot azotanowy(V)	azot ogólny	fosfor organiczny	fosfor mineralny	fosfor ogólny
1	Przekrój 1-2	2,941	50,702	47,761	-	0,444	1,15	0,06	0,19	1,40	0,03	0,03	0,06	44,1	2,3	7,2	54	1,0	1,1	2,1
2	Przekrój 2-3	5,122	47,761	42,639	-	2,363	0,90	0,08	0,19	1,17	0,02	0,03	0,05	184	16,7	38,8	239	4,7	6,5	11,2
3	Przekrój 3-4	4,065	42,639	38,574	1,836	-	3,00	0,08	0,19	3,27	0,20	0,03	0,23	476	12,1	30,1	518	31,7	5,2	36,9
4	Przekrój 4-5	2,804	38,574	35,770	0,442	-	6,00	0,07	0,18	6,25	0,25	0,03	0,28	229	2,8	6,9	239	9,5	1,3	10,8
5	Przekrój 5-6	3,171	35,770	32,599	-	0,271	0,90	0,07	0,17	1,14	0,04	0,03	0,07	21,1	1,7	4,0	27	0,87	0,82	1,7
6	Przekrój 6-7	2,356	32,599	30,243	-	0,751	0,85	0,07	0,17	1,09	0,03	0,04	0,07	55,1	4,5	10,8	70	2,2	2,4	4,6
7	Przekrój 7-8	7,649	30,243	22,594	-	0,454	0,80	0,07	0,17	1,04	0,03	0,04	0,07	31,4	2,5	6,7	41	1,2	1,5	2,7
8	Przekrój 8-9	2,686	22,594	19,908	0,560	-	11,0	0,05	0,18	11,2	0,45	0,04	0,49	532	2,5	8,8	543	21,8	1,8	23,6
9	Przekrój 9-10	3,955	19,908	15,953	-	0,985	0,95	0,05	0,19	1,19	0,04	0,04	0,08	80,8	4,17	16,1	101	3,1	3,1	6,2
10	Przekrój 10-11	2,515	15,953	13,438	1,347	-	1,40	0,35	0,18	1,93	0,03	0,04	0,07	163	40,7	20,9	225	4,1	4,3	8,4
11	Przekrój 11-12	2,882	13,438	10,556	-	0,886	0,85	0,05	0,18	1,08	0,03	0,04	0,07	65,1	4,2	13,5	83	2,4	2,9	5,3
12	Przekrój 12-13	2,261	10,556	8,295	0,463	-	2,50	0,05	0,16	2,71	0,25	0,04	0,29	100	1,8	6,6	108	10	1,5	11,5
13	Przekrój 13-14	2,807	8,295	5,488	0,750	-	2,50	0,05	0,85	3,40	0,22	0,03	0,25	162	3,1	55,1	220	14,3	2,3	16,6
14	Przekrój 14-15	2,236	5,488	3,252	-	0,653	0,85	0,05	0,18	1,08	0,04	0,03	0,07	48	2,9	10,3	61	2,1	1,9	4,0

Odcinek Biebrzy			Kilometr biegu		Przenływ		Stężenie							Ładunek dobowy						
		[km]	Biebrzy od ujścia do Narwi		obszarowy		[	[mg N · dm <sup>-3</sup> ]			[mg P·dm <sup>-3</sup> ]			[kg N∙doba <sup>-1</sup> ]				[kg P·doba <sup>-1</sup> ]		
L.p.	Od przekroju do przekroju	Długość odcinka	Od	Do	Dopływ do rzeki [m³· s <sup>-1</sup> ]	Odpływ z rzeki [m³· s <sup>-1</sup> ]	azot organiczny	azot amonowy	azot azotanowy(V)	azot ogólny	fosfor organiczny	fosfor mineralny	fosfor ogólny	azot organiczny	azot amonowy	azot azotanowy(V)	azot ogólny	fosfor organiczny	fosfor mineralny	fosfor ogólny
1	Przekrój 1-2	2,941	50,702	47,761	0,844	-	7,00	0,45	0,14	7,59	0,05	0,15	0,20	510	32,8	10,6	553	3,4	10,6	14
2	Przekrój 2-3	5,122	47,761	42,639	_	1,236	0,85	0,08	0,13	1,06	0,03	0,07	0,10	90,8	8,1	13,9	113	2,7	7,8	10,5
3	Przekrój 3-4	4,065	42,639	38,574	0,052	-	7,00	0,45	0,13	7,58	0,23	0,10	0,33	31,4	2,0	0,60	34	1,0	0,43	1,4
4	Przekrój 4-5	2,804	38,574	35,770	0,379	-	6,50	0,40	0,14	7,04	0,17	0,09	0,26	213	13,1	4,4	230	5,6	2,9	8,5
5	Przekrój 5-6	3,171	35,770	32,599	-	0,025	0,72	0,11	0,14	0,97	0,02	0,07	0,09	1,6	0,24	0,30	2,1	0,04	0,15	0,19
6	Przekrój 6-7	2,356	32,599	30,243	0,677	-	8,00	0,60	0,14	8,74	0,48	0,11	0,59	468	35,1	8,5	512	28,1	6,3	34,4
7	Przekrój 7-8	7,649	30,243	22,594	-	1,272	0,78	0,08	0,14	1,00	0,03	0,06	0,09	85,7	9,2	15,4	110	3,3	7,0	10,3
8	Przekrój 8-9	2,686	22,594	19,908	0,435	-	6,50	0,75	0,14	7,39	0,25	0,10	0,35	2440	28,2	5,3	2473	9,4	3,8	13,2
9	Przekrój 9-10	3,955	19,908	15,953	0,314	-	6,00	0,80	0,15	6,95	0,25	0,10	0,35	163	21,7	4,1	189	6,8	2,7	9,5
10	Przekrój 10-11	2,515	15,953	13,438	0,127	-	5,00	0,75	0,17	5,92	0,20	0,09	0,29	54,8	8,2	1,8	65	2,2	1,0	3,2
11	Przekrój 11-12	2,882	13,438	10,556	0,064	-	15,0	2,10	0,18	17,3	1,20	0,16	1,36	82,9	11,6	0,98	95	6,6	0,87	7,5
12	Przekrój 12-13	2,261	10,556	8,295	-	0,429	0,77	0,09	0,18	1,04	0,04	0,06	0,10	28,5	3,4	6,7	39	1,3	2,1	3,4
13	Przekrój 13-14	2,807	8,295	5,488	0,255	-	10,0	1,70	0,18	11,9	0,50	0,13	0,63	220	37,4	3,9	261	11,0	2,9	13,9
14	Przekrój 14-15	2,236	5,488	3,252	-	0,595	0,75	0,12	0,17	1,04	0,03	0,06	0,09	38,6	6,4	8,7	54	1,7	3,1	4,8

Tab. 3. Wyniki kalibracji parametrów obliczeniowych w przepływie obszarowym dla symulacji 23 lipca 2008 r.

pochodzące z poborów próbek przeprowadzonych w lipcu oraz wrześniu 2007 r., natomiast dane z lipca 2008 r. zostały wykorzystane do weryfikacji wygenerowanych symulacji. Wartości współczynników charakteryzujących przebieg reakcji biochemicznych w wodzie zostały wstępnie oszacowane na podstawie dostępnej literatury fachowej [7, 8, 17], a następnie poddane kalibracji. Obliczenia numeryczne wykonywane były za pomocą metody łamanej Eulera, umożliwiającej przybliżone całkowanie równań różniczkowych zwyczajnych. Kalibracja modelu polegała w praktyce na wielokrotnym sprawdzaniu wyników obliczeń numerycznych, a następnie poddawaniu korektom wartości parametrów obliczeniowych. Wyniki kalibracji modelu w zakresie stężeń azotu i fosforu oraz ich dobowych ładunków pochodzących z dopływów obszarowych i punktowych Biebrzy zostały zamieszczone w tabelach 1-4, natomiast efekty poszczególnych symulacji przedstawiono na rysunkach 1-5.

Stężenia azotu organicznego w Biebrzy Dolnej wynosiły w poszczególnych symulacjach (rys. 1): od 1,1 do 2,8 mg N·dm<sup>-3</sup> (29.07.2007), od 0,72 do 1,3 mg N·dm<sup>-3</sup> (25.09.2007) oraz od 0,67 do 0,90 mg N·dm<sup>-3</sup> (23.07.2008). Wyniki z września 2007 r. oraz lipca 2008 r. klasyfikowały Biebrzę do I lub II klasy jakości, natomiast z lipca 2007 r. do II lub poniżej II klasy [16]. Należy jednak podkreślić, że na obszarach mokradłowych stężenia azotu organicznego rzędu kilku mg N·dm<sup>-3</sup> mieszczą się w granicach wartości nie wykazujących zanieczyszczenia antropogenicznego wód powierzchniowych [10]. Bierze się to stąd, iż woda zalegająca w podmokłych torfowiskach zawiera duże ilości materii organicznej, głównie w postaci zawiesiny, zawierającej m.in. azot. O naturalności Biebrzy świadczyła również dominująca pozycja azotu organicznego wśród innych form tego pierwiastka, co uważa się za zjawisko normalne w trakcie sezonu wegetacyjnego roślin [13]. W zależności od symulacji udział  $N_{org}$  w azocie ogólnym wynosił: od 69% do 91% (29.07.2007), od 73% do 85% (25.09.2007) oraz od 67% do 80% (23.07.2008).

Warto również zwrócić uwagę na fakt, iż symulacja z lipca 2007 r., prowadzona w warunkach wysokich stanów wody w korycie oraz znacznych przepływów obszarowych, wykazała duże wahania stężeń azotu organicznego wzdłuż biegu rzeki, podczas gdy pozostałe symulacje cechowały się ustabilizowanym rozkładem wartości N<sub>org</sub>. Niepokojącym zjawiskiem były wysokie stężenia azotu organicznego w dopływach obszarowych (tab. 1–3), które



Rys. 1. Rozkład stężeń azotu organicznego w poszczególnych symulacjach modelu Biebrzy Dolnej

		Stężenie								Ładunek dobowy								
	•S <sup>-1</sup> ]		[m	gN∙dr	n <sup>-3</sup> ]		[m	ng P∙dn	n <sup>-3</sup> ]		[kg	, N∙dol	oa⁻¹]		[kg	, P∙dol	oa⁻¹]	
Nazwa cieku	Przepływ [m <sup>3</sup>	Azot organiczny	Azot amonowy	Azot azotanowy(V)	Azot azotanowy(III)	Azot ogólny	Fosfor organiczny	Fosfor mineralny	Fosfor ogólny	Azot organiczny	Azot amonowy	Azot azotanowy(V)	Azot azotanowy(III)	Azot ogólny	Fosfor organiczny	Fosfor mineralny	Fosfor ogólny	
Symulacja komputerowa 29.07.2007 r.																		
Kanał Rudzki	4,176	2,10	0,17	0,31	0,005	2,6	0,140	0,078	0,22	758	61,3	112	1,8	933	50,5	28,1	78,6	
Klimaszewnica	0,090	2,10	0,25	0,56	0,028	2,9	0,085	0,055	0,14	16,3	1,9	4,3	0,22	22,7	0,66	0,43	1,1	
Kosódka	0,556	1,50	0,18	0,10	0,003	1,8	0,041	0,068	0,11	72,1	8,6	4,8	0,14	85,6	2,0	3,3	5,3	
Wissa	1,396	0,65	0,35	0,56	0,006	1,6	0,045	0,075	0,12	78,4	42,2	67,5	0,72	189	5,4	9	14,4	
		-			Sym	ulacja l	comput	terowa	25.09.	2007 r.						-		
Kanał Rudzki	7,877	0,71	0,07	0,18	0,003	1,0	0,038	0,042	0,08	483	47,6	122	2,0	655	25,9	28,6	54,5	
Klimaszewnica	0,225	1,10	0,11	0,58	0,019	1,8	0,036	0,042	0,08	21,4	2,1	11,3	0,37	35,2	0,70	0,82	1,5	
Kosódka	0,463	0,93	0,07	0,10	0,002	1,1	0,041	0,031	0,07	37,2	2,8	4	0,08	44,1	1,6	1,2	2,8	
Wissa	1,703	0,64	0,07	0,52	0,004	1,2	0,029	0,046	0,07	94,2	10,3	76,5	0,59	182	4,3	6,8	11,1	
Symulacja komputerowa 23.07.2008 r.																		
Kanał Rudzki	4,165	0,65	0,13	0,15	0,005	0,9	0,039	0,095	0,13	234	46,8	54	1,8	337	14	34,2	48,2	
Klimaszewnica	0,055	1,18	0,12	0,37	0,030	1,7	0,054	0,049	0,10	5,6	0,57	1,8	0,14	8,1	0,26	0,23	0,5	
Kosódka	0,053	2,09	0,11	0,10	0,003	2,3	0,115	0,021	0,14	9,6	0,5	0,46	0,01	10,6	0,53	0,10	0,63	
Wissa	0,776	0,49	0,10	0,51	0,005	1,1	0,038	0,068	0,11	32,8	6,7	34,2	0,33	74	2,5	4,6	7,1	

Tab. 4. Stężenia i ładunki dobowe biogenów w dopływach punktowych Biebrzy Dolnej w poszczególnych symulacjach modelu

znacznie przekraczały stężenia tego parametru w Biebrzy i klasyfikowały jakość wód obszarowych najczęściej poniżej II klasy czystości [16]. Potwierdziły się w ten sposób wcześniejsze spostrzeżenia, że odwadniane torfowiska Basenu Dolnego Biebrzańskiego Parku Narodowego są istotnym, obszarowym źródłem zasilania Biebrzy związkami azotu oraz materią organiczną, których utlenianie wywołuje w rzece deficyty tlenu [4].

Wyniki innych badań dowiodły, że w okresie wiosennych powodzi oraz letnich wezbrań we wszystkich ciekach odwadniających Biebrzańskie Mokradła obserwuje się ponadto podwyższone stężenia azotu amonowego, azotanów(III) i azotanów(V) [6]. Nadmierna ilość wody, jaka się w tym okresie pojawia na bagnach nie zostaje całkowicie wchłonięta przez torfowiska, lecz następuje przepłukanie wierzchniej warstwy torfów oraz wymycie z nich znacznych ilości azotu wraz z materią organiczną.



Rys. 2. Rozkład stężeń azotu amonowego w poszczególnych symulacjach modelu Biebrzy Dolnej

Analogiczne zjawisko zachodzi w momencie intensywnych opadów atmosferycznych, kiedy to w krótkim okresie czasu torfowiska są intensywnie przemywane wodą, a jej nadmiar spływa powierzchniowo w kierunku cieków wodnych i za ich pośrednictwem do Biebrzy [14]. Najwyższe średnie stężenia azotu organicznego w dopływach obszarowych zanotowano w lipcu 2008 r., co wskazuje że przy niskich stanach wody w korycie nasila się wpływ odwadnianych torfowisk na jakość fizyczno-chemiczną Biebrzy, pomimo niewielkich przepływów obszarowych.

Steżenia azotu amonowego w Biebrzy Dolnej wynosiły w poszczególnych symulacjach (rys. 2): od 0,13 do 0,38 mg N · dm<sup>-3</sup> (29.07.2007), od 0,04 do 0,09 mg N · dm<sup>-3</sup> (25.09.2007) oraz od 0,06 do 0,16 mg N·dm<sup>-3</sup> (23.07.2008). Uzyskane wyniki klasyfikowały Biebrzę oraz jej dopływy punktowe i obszarowe do I klasy jakości [16], jednakże należy podkreślić, że zarówno Kanał Rudzki, jak również Wissa odegrały tutaj zdecydowanie negatywną rolę (tab. 4). Kanał Rudzki generował niewielki wzrost stężeń N<sub>NH4</sub> we wszystkich symulacjach, natomiast Wissa pogarszała jakość wód Biebrzy poniżej swojego ujścia tylko w lipcu 2007 r., ale za to w sposób istotny. W efekcie, na odcinku od 22,8. do 16. km biegu Biebrzy (licząc od ujścia do Narwi), nastąpił dwukrotny wzrost stężeń azotu amonowego z 0,19 do 0,38 mg N · dm<sup>-3</sup>. Na taki wynik z pewnością wpływ miało obszarowe zasilanie Biebrzy z mokradeł oraz terenów wiejskich położonych tuż nad rzeką, gdyż stężenie N<sub>NH4</sub> wzrastało już wcześniej, tj. od 30. km biegu rzeki. Stężenia azotu amonowego w dopływach obszarowych były w większości przypadków porównywalne ze stężeniami tego parametru w Biebrzy (tab. 1-3), jedynie w lipcu

20



Rys. 3. Rozkład stężeń azotu azotanowego(V) w poszczególnych symulacjach modelu Biebrzy Dolnej

2008 r., przy bardzo niskim stanie wody w korycie, były one znacznie wyższe.

Stężenia azotu azotanowego(V) w Biebrzy Dolnej wynosiły w poszczególnych symulacjach (rys. 3): od 0,10 do 0,12 mg N · dm<sup>-3</sup> (29.07.2007), od 0,16 do 0,20 mg N · dm<sup>-3</sup> (25.09.2007) orazod 0,12 do 0,18 mg N · dm<sup>-3</sup> (23.07.2008). Uzyskane wyniki klasyfikowały Biebrzę oraz jej dopływy punktowe i obszarowe do I klasy jakości [16], przy czym stężenia N<sub>NO3</sub> w dopływach były porównywalne ze stężeniami w Biebrzy (tab. 1–4). Spośród czterech dopływów punktowych, praktycznie tylko Wissa wpływała wyraźnie negatywnie na jakość wód Biebrzy generując w każdej z trzech symulacji wzrost stężeń azotu azotanowego(V) poniżej swojego ujścia. Kanał Rudzki przyczynił się do pogorszenia jakości wód Biebrzy jednorazowo, tj. w lipcu 2007 r., kiedy to zaobserwowano najniższe stężenia azotu azotanowego(V) i jednocześnie najwyższe stężenia pozostałych form azotu. Uważa się, że tego typu sytuacje świadczą o złych warunkach tlenowych panujących w korycie rzecznym [11], co pokrywa się z wnioskami płynacymi z symulacji steżeń tlenu w Biebrzy, które wykazały znaczne deficyty tego pierwiastka nie tylko w cieku głównym Basenu Dolnego, ale również w niektórych jego dopływach punktowych [4].

Wyniki symulacji komputerowych wskazują, że w kwestii zasilania Biebrzy azotem pochodzącym z torfowisk sprawą drugorzędną jest wielkość przepływów obszarowych, natomiast najważniejszym problemem jest poziom nawodnienia torfów. Okazało się bowiem, że dobowe ładunki azotu ogólnego, jakimi dopływy obszarowe zasilały Biebrzę Dolną w lipcu 2007 r. (5172 kg N · doba<sup>-1</sup>) oraz w lipcu 2008 r. (4412 kg N · doba<sup>-1</sup>), różniły się od siebie tylko nieznacznie, chociaż różnice w wielkości przepływu wody były ogromne (tab. 1, 3). W czasie ciepłych pór roku, a zwłaszcza w trakcie suchego i gorącego lata, następuje przesuszenie wierzchniej warstwy torfów, po czym nawet niewielki przepływ obszarowy jest w stanie przetransportować do koryta Biebrzy znaczny ładunek azotu mineralnego i organicznego, z powodu jego wysokich stężeń w wodzie.

Stężenia fosforu organicznego w Biebrzy Dolnej wynosiły w poszczególnych symulacjach (rys. 4): od 0,055 do 0,098 mg P·dm<sup>-3</sup> (29.07.2007), od 0,023



Rys. 4. Rozkład stężeń fosforu organicznego w poszczególnych symulacjach modelu Biebrzy Dolnej

do 0,077 mg P·dm<sup>-3</sup> (25.09.2007) oraz od 0,016 do 0,037 mg P·dm<sup>-3</sup> (23.07.2008). Stężenia P<sub>org</sub> w dopływach obszarowych znacznie przekraczały wartości tego parametru w Biebrzy, zwłaszcza latem (tab. 1–3). Rozkład stężeń P<sub>org</sub> wzdłuż biegu Biebrzy był we wszystkich symulacjach podobny do rozkładu stężeń azotu organicznego, co wskazuje na zasilanie Biebrzy w organiczne formy biogenów z tego samego źródła, tzn. głównie poprzez przepływy obszarowe z mokradeł, podmokłych łąk oraz terenów nadrzecznych pokrytych wiejską zabudową rozproszoną.

Siła oddziaływania dopływów punktowych na jakość Biebrzy Dolnej wydaje się być w tym zakresie pomijalna skoro największy z dopływów, tj. Kanał Rudzki, generował poniżej swojego ujścia tylko nieznaczny wzrost stężeń fosforu organicznego. Udział  $P_{org}$  w fosforze ogólnym obecnym w Biebrzy wynosił w poszczególnych symulacjach: od 42% do 58% (29.07.2007), od 39% do 70% (25.09.2007) oraz od 16% do 41% (23.07.2008). W lipcu oraz wrześniu 2007 r. proporcja pomiędzy fosforem organicznym i mineralnym w Biebrzy wynosiła ok. 1:1, natomiast już rok później udział  $P_{min}$  znacznie wzrósł, w efekcie czego proporcja ta zmieniła się na 1:2. Wynik ten wskazuje, że przy niskich stanach wód oraz niewielkich przepływach obszarowych dominującą formą fosforu w Biebrzy jest fosfor mineralny.

Stężenia fosforu mineralnego w Biebrzy Dolnej wynosiły w poszczególnych symulacjach (rys. 5): od 0,065 do 0,082 mg P·dm<sup>-3</sup> (29.07.2007), od 0,024 do 0,039 mg P·dm<sup>-3</sup> (25.09.2007) oraz od 0,049 do 0,082 mg P·dm<sup>-3</sup> (23.07.2008). Uzyskane wyniki klasyfikowały Biebrzę oraz jej dopływy obszarowe (tab. 1–3), a także punktowe (tab. 4) do I klasy jakości [16]. Ponieważ rozkład stężeń fosforu mineralnego wzdłuż biegu Biebrzy miał każdorazowo całkiem inny przebieg niż fosforu organicznego należy przypuszczać, że obydwie formy fosforu pochodzą z różnych źródeł: P<sub>org</sub> głównie z materii organicznej wypłukiwanej z torfowisk, natomiast P<sub>min</sub> z osadów dennych Biebrzy [5] oraz poprzez zasilanie z Kanału Rudzkiego.

Analiza wyników monitoringu jakości wód powierzchniowych Basenu Dolnego za lata 1993–2003 wy-



Rys. 5. Rozkład stężeń fosforu mineralnego w poszczególnych symulacjach modelu Biebrzy Dolnej

kazała, że ciek ten jest odpowiedzialny nie tylko za wzrost stężeń fosforu ogólnego w wodzie Biebrzy (co potwierdziły prezentowane symulacje), ale również powoduje odkładanie znacznych ilości tego pierwiastka w jej osadach dennych [1]. Pomimo diametralnie różnych warunków hydrologicznych oraz innych wartości stężeń w dopływach w lipcu 2007 r. oraz w lipcu 2008 r. odnotowano zbliżone wartości stężeń fosforu mineralnego w Biebrzy. Może to wskazywać na fakt, iż w okresie lata rzeka ta jest zasilana fosforem mineralnym z osadów dennych w sposób niezależny od wielkości przepływu w korycie, natomiast proporcjonalnie do temperatury wody, która w obydwu symulacjach wynosiła 20–21°C.

Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że pierwiastkiem limitującym wzrost biomasy roślinności wodnej na obszarze Basenu Dolnego Biebrzy jest fosfor, ponieważ we wszystkich ciekach stosunek N:P w poszczególnych symulacjach wynosił zazwyczaj ponad 10 (tab. 5). Jedynym wyjątkiem był Kanał Rudzki, w którym stosunek N: P wyniósł w lipcu 2008 r. poniżej 10, co mogłoby wskazywać, że przy niskich stanach wody to azot jest pierwiastkiem ograniczającym wzrost makrofitów i fitoplanktonu w tym cieku. W obydwu symulacjach z 2007 r., który charakteryzował się dużą ilością opadów atmosferycznych, proporcja N: P w wodzie Biebrzy znacznie przekraczała wartość 20 (maksymalnie wynosiła 33) i była nie tylko zdecydowanie większa niż w 2008 r., ale również wykazywała znaczne wahania wzdłuż biegu rzeki. Zjawisko to pokazuje, że przy wysokich stanach wód w korycie oraz znacznym zasilaniu obszarowym, gwałtownie wzrasta ilościowa przewaga azotu nad fosforem. Potwierdza to wcześniejsze konkluzje, że wymywany z torfowisk azot (w różnych postaciach) wcześniej czy później trafia do wód Biebrzy.

Intensywne zasilanie Biebrzy azotem może prowadzić do wzrostu żyzności jej wód oraz niekorzystnych przeobrażeń w szacie roślinnej nadrzecznych mokradeł. Jeżeli równocześnie będzie wzrastał dopływ do rzeki przyswajalnych dla roślin form fosforu sprawa jest oczywista. Okazuje się jednak, że nawet sama obecność nadmiernej ilości azotu w glebach terenów mokradłowych wpływa negatywnie na strukturę zbiorowisk roślin, eliminując z nich gatunki rzadko występujące [9]. Niektóre źródła podają, że na obszarze równiny zalewowej Biebrzy to azot, a nie fosfor jest pierwiastkiem, który decyduje o wzroście roślinności mokradłowej [19]. W warunkach Basenu Dolnego należy spodziewać się, że wraz ze wzrostem żyzności wód Biebrzy coraz większe powierzchnie będą zajmowały trzcinowiska zdominowane przez trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*), co obserwuje się na terenie Biebrzańskiego oraz Narwiańskiego Parku Narodowego już od kilkunastu lat. Wymiernym efektem tego procesu jest m.in. zwężające się koryto Biebrzy oraz Narwi.

Na kilku odcinkach Biebrzy Dolnej wyniki symulacji komputerowych wykazały w dopływach obszarowych znacznie wyższe od średniej stężenia poszczególnych form azotu i fosforu. Zjawisko to dotyczyło następujących odcinków rzeki:

- Od 5,5. do 8,3. km biegu (licząc od ujścia do Narwi), w którym stwierdzono stężenia azotu organicznego wynoszące od kilkunastu do kilkudziesięciu mg N ⋅ dm<sup>-3</sup>, stężenia azotu amonowego 1–2 mg N ⋅ dm<sup>-3</sup> oraz stężenia fosforu organicznego ok. 1 mg P ⋅ dm<sup>-3</sup>, co klasyfikowało jakość wód obszarowych zdecydowanie poniżej II klasy [16]. Wszystko wskazuje na to, że źródłem biogenów były zabudowania gospodarskie wsi Rutkowskie, położone zaledwie kilkadziesiąt metrów od rzeki. Świadczyły o tym nie tylko wysokie stężenia różnych form azotu i fosforu, ale również zachwiana proporcja N : P, która może wskazywać na zanieczyszczenie ściekami bytowymi i/lub pochodzącymi z chowu zwierząt, np. gnojowicą.
- Od 10,5. do 13,4. km, w którym w lipcu 2008 r. stwierdzono stężenia azotu organicznego rzędu kil-kunastu mg N · dm<sup>-3</sup>, stężenia azotu amonowego ponad 2 mg N · dm<sup>-3</sup> oraz stężenia fosforu ogólnego ponad 1 mg P · dm<sup>-3</sup>, co klasyfikowało jakość wód obszarowych poniżej II klasy [16]. Przypuszczalnie, źródłem biogenów była wieś Brzostowo położona ok. 1 km powyżej omawianego odcinka Biebrzy.
- Od 19,9. do 22,6. km, w którym podwyższone stężenia azotu organicznego oraz fosforu organicznego miały najprawdopodobniej charakter naturalny i wskazywały na bardziej intensywny przebieg procesu wypłukiwania materii organicznej z okolicznych mokradeł.

Tab. 5. Stosunek azotu ogólnego do fosforu ogólnego w Biebrzy Dolnej i jej dopływach punktowych w poszczególnych symulacjach modelu

Pzoko		N:P											
плека	29.07.2007	25.09.2007	23.07.2008										
Biebrza	od 24:1 do 10:1	od 33:1 do 9:1	od 13:1 do 10:1										
Kanał Rudzki	12:1	12:1	7:1										
Klimaszewnica	21:1	23:1	16:1										
Kosódka	16:1	15:1	17:1										
Wissa	13:1	16:1	10:1										

### 5. Podsumowanie i wnioski

Wyniki przeprowadzonych badań potwierdziły dużą przydatność programu Qual2k do symulacji zmian wartości parametrów fizyczno-chemicznych wody w korycie rzecznym oraz identyfikacji czynników odpowiedzialnych za spadek jakości Biebrzy Dolnej poniżej wymaganych standardów. Przedstawione wcześniej szczegółowe analizy efektów symulacji komputerowych można podsumować w następujący sposób:

- Najpoważniejszym problemem ekologicznym występującym w Biebrzy Dolnej okazało się być zasilanie rzeki nadmiernym ładunkiem azotu. Pierwiastek ten dostawał się do rzeki zarówno w postaci organicznej, jak również mineralnej (azotany(III), azotany(V), azot amonowy) i pochodził z kilku różnych źródeł, tj. z dopływów punktowych oraz obszarowych. Duża ilość związków azotu w wodzie prowadziła m.in. do zużycia znacznej części zasobów tlenu w procesie nitryfikacji, co skutkowało występowaniem lokalnych deficytów tlenu.
- 2) Najważniejszym obszarowym źródłem azotu w Biebrzy Dolnej były mokradła (podmokłe torfowiska) sąsiadujące z korytem rzeki niemal na całej jej długości. Stężenia azotu organicznego w wodzie dopływającej z torfowisk miały kilkanaście, a nawet kilkadziesiąt mg N · dm<sup>-3</sup>, klasyfikując jakość wody zdecydowanie poniżej II klasy. Podobnie stężenia mineralnych form azotu były wyższe w dopływach obszarowych niż w Biebrzy. Okazało się również, że sprawą drugorzędną jest wielkość przepływów obszarowych, natomiast najistotniejszy jest poziom nawodnienia torfów. W czasie ciepłych pór roku, a zwłaszcza w trakcie suchego i gorącego lata, następuje przesuszenie wierzchniej warstwy torfów, z której uwalnia się azot w różnych postaciach, po czym nawet niewielki przepływ obszarowy jest w stanie przetransportować do koryta Biebrzy znaczny ładunek tego pierwiastka z powodu jego wysokich stężeń w wodzie.
- 3) Intensywne zasilanie Biebrzy azotem może prowadzić do wzrostu żyzności jej wód oraz niekorzystnych przeobrażeń w szacie roślinnej nadrzecznych mokradeł. W warunkach Basenu Dolnego należy spodziewać się, że coraz większą powierzchnię będą zajmowały trzcinowiska zdominowane przez trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*), co obserwuje się na terenie Biebrzańskiego oraz Narwiańskiego Parku Narodowego już od kilkunastu lat. Wymiernym efektem tego procesu jest m.in. zwężające się koryto Biebrzy oraz Narwi.
- 4) Wszystkie analizowane dopływy punktowe powodowały wzrost stężeń azotu lub fosforu w Biebrzy Dolnej, a więc oddziaływały na jej jakość fizyczno--chemiczną w sposób niekorzystny. Dopływami o najgorszych parametrach były Klimaszewnica oraz Kosódka, jednak ze względu na niewielkie warto-

ści przepływu w ujściowych odcinkach tych cieków ich siła oddziaływania była pomijalna, a wpływ tylko lokalny. Realne znaczenie miały natomiast Kanał Rudzki oraz Wissa, przy czym Kanał Rudzki wywoływał w Biebrzy wzrost stężeń fosforu mineralnego, a Wissa była odpowiedzialna za wzrost stężeń azotu amonowego oraz azotu azotanowego(V).

- 5) Pierwiastkiem limitującym wzrost biomasy roślinności wodnej na obszarze Basenu Dolnego Biebrzy był fosfor, ponieważ we wszystkich analizowanych ciekach stosunek N:P w poszczególnych symulacjach wynosił zazwyczaj co najmniej 10:1.
- 6) Przy niskich stanach wód oraz niewielkich przepływach obszarowych dominującą formą fosforu obecnego w Biebrzy Dolnej był fosfor mineralny, którego głównym źródłem był Kanał Rudzki oraz osady denne.
- 7) We wszystkich symulacjach sumaryczny ładunek fosforu mineralnego, jakim Biebrza zasilała obszarowo mokradła był zawsze większy od ładunku otrzymywanego z powrotem z torfowisk. Oznacza to, że bez względu na warunki hydrologiczne Biebrza jest liniowym źródłem zasilania mokradeł Basenu Dolnego w fosfor mineralny, proporcjonalnie do wielkości przepływu wody w korycie rzecznym.
- 8) Oprócz naturalnego, obszarowego zasilania Biebrzy Dolnej biogenami pochodzącymi z mokradeł na niektórych odcinkach rzeki udało się zidentyfikować antropogeniczne źródła obszarowe. Pochodzące z nich wody charakteryzowały się ponadnormatywnymi stężeniami mineralnych i organicznych form azotu i fosforu, co klasyfikowało ich jakość fizyczno-chemiczną zdecydowanie poniżej II klasy. Problem dotyczył dwóch odcinków:
  - od 5,5. do 8,3. km biegu (licząc od ujścia do Narwi), w którym źródłem biogenów były zabudowania gospodarskie wsi Rutkowskie położone zaledwie kilkadziesiąt metrów od rzeki. Świadczyły o tym nie tylko wysokie stężenia biogenów, ale również zachwiana proporcja N:P, która wskazywała na zanieczyszczenie ściekami bytowymi i/lub pochodzącymi z chowu zwierząt,
  - od 10,5. do 13,4. km, w którym źródłem biogenów była najprawdopodobniej wieś Brzostowo zlokalizowana ok. 1 km powyżej omawianego odcinka Biebrzy.

## 6. Literatura

- [1] Bielak S. R. Eutrofizacja wód powierzchniowych Biebrzańskiego Parku Narodowego. "Ekoprofit" nr 1, Katowice 2005.
- [2] Bielak S. R. Konstrukcja, kalibracja oraz weryfikacja matematycznego modelu przepływu wody w korycie rzeki nizinnej, na przykładzie Biebrzy Dolnej. "Technologia Wody" nr 3-4, Warszawa 2013.
- [3] Bielak S. R. Konstrukcja, kalibracja oraz weryfikacja matematycznego modelu wymiany ciepła w korycie rzeki nizinnej, na przykładzie Biebrzy Dolnej. "Technologia Wody" nr 5-6, Warszawa 2013.
- [4] Bielak S. R. Zastosowanie modelowania matematycznego do oceny zmian jakości fizyczno-chemicznej wód rzeki Biebrzy

w zakresie stężeń tlenu oraz parametrów charakteryzujących zakwaszenie wód. "Technologia Wody" nr 9-10, Warszawa 2013.

- [5] Bielak S. R. Zastosowanie modelowania matematycznego w ocenie wpływu osadów dennych na jakość fizyczno-chemiczną wody w korycie rzecznym, na przykładzie rzeki Biebrzy. "Technologia Wody" nr 7-8, Warszawa 2013.
- [6] Byczkowski A., Czarnecka H., Fal. B., Ignar S., Okruszko T., Bogdanowicz E., Bok G., Chormański J., Dąbrowski M., Kardel I., Piekarski M. Plan Ochrony Biebrzańskiego Parku Narodowego. Operat "Ochrona Zasobów Wodnych". Tom I "Charakterystyka zasobów wodnych" (maszynopis). Katedra Budownictwa Wodnego Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa 2000.
- [7] Chapra S. C. Surface Water Quality Modeling. Wydawnictwo McGraw-Hill Companies Inc., New York-Toronto 1997.
- [8] Chapra S. C., Pelletier G. J., Tao H. QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Department, Tufts University, Medford 2008.
- [9] Collins S. L., Gough L., Clark C., Cleland E. E., Gross K., Milchunas D. G., Pennings S. Nitrogen fertilization of soil puts rare plant species at risk. [W:] Proceedings of the National Academy of Sciences. Issue No. 22, USA, 2005. Dostęp: 23.03.2013 r., tryb dostępu: http://www.universityofcalifornia.edu/news/article/7079.
- [10] Dojlido J. Chemia wód powierzchniowych. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 1995.
- [11] Giziński A., Falkowska E. Hydrobiologia stosowana: ochrona wód powierzchniowych. Wydawnictwo Wyższej Szkoły Humanistyczno-Ekonomicznej we Włocławku, Włocławek 2003.
- [12] Holnicki P., Nahorski Z., Żochowski A. Modelowanie procesów środowiska naturalnego. Wydawnictwo Wyższej Szkoły Informatyki Stosowanej i Zarządzania, Warszawa 2000.
- [13] Kajak Z. Hydrobiologia. Ekosystemy wód śródladowych. Wydawnictwo filii Uniwersytetu Warszawskiego w Białymstoku, Białystok 1994.

- [14] Kardel I. Analiza zmian jakości wód powierzchniowych w Pradolinie Biebrzy. Rozprawa doktorska (maszynopis). Wydział Inżynierii i Kształtowania Środowiska Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa 2001.
- [15] Raport o stanie środowiska w Polsce 2008. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa 2010. Dostęp: 28.03.2013 r., tryb dostępu: http://www. gios.gov.pl/stansrodowiska/upload/file/pdf/download/soer\_ pl\_2008\_polski.pdf.
- [16] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Dziennik Ustaw Nr 257, poz. 1545.
- [17] Schnoor J. L. Environmental Modeling. Fate and Transport of Pollutants in Water, Air and Soil. Wydawnictwo John Wiley & Sons, Inc., New York-Singapore 1996.
- [18] Stan środowiska w Polsce. Sygnaly 2011. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa 2011. Dostęp: 28.03.2013 r., tryb dostępu: http://www.gios. gov.pl//zalaczniki/artykuly/Sygnaly%20calosc\_pol2011.pdf.
- [19] Wassen M. J., Okruszko T., Kardel I., Chormański J., Świątek D., Mioduszewski W., Bleuten W., Querner E. P., Kahloun M. E., Batelaan O., Meire P. Eco-hydrological functioning of the Biebrza wetlands; lessons for conservation and restoration of deteriorated wetlands. [W:] Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation and Restoration. Vol. 2, chap. 12. Wydawnictwo Springer--Verlag, Berlin-Heidelberg 2006.

#### dr inż. Sebastian R. Bielak

Politechnika Krakowska, Instytut Inżynierii i Gospodarki Wodnej Więcej publikacji na temat jakości wód powierzchniowych na stronie: www.sebastianbielak.pl

# TECHNOLOGIAStrona przeznaczona dla wszystkich<br/>osób zajmujących sięWODYosób zajmujących sięwww.technologia.wody.pltechnologią uzdatniania wody

#### Zapraszamy

- pracowników wodociągów: technologów, kierowników, mistrzów, brygadzistów SUW;
- pracowników uczelni wyższych kierunków bezpośrednio i pośrednio związanych z uzdatnianiem wód;
- studentów;
- przedsiębiorstwa produkcyjne działające w branży wodociągowej;
- pracowników biur projektowych i firm wykonawczych.

Celem strony jest wymiana doświadczeń, rozwiązywanie problemów, prezentacja najnowszych technologii i rozwiązań stosowanych w uzdatnianiu i odnowie wód,. Szczególny nacisk jest kładziony na eksploatację Stacji Uzdatniania Wody na poziomie technologów i obsługi bezpośredniej oraz aktualności z kraju w zakresie branży "wodnej".

"Z wizytą na SUW" to dział, w którym zamieszczane są reportaże z ciekawych obiektów wodociągowych, ilustrowane zdjęciami i schematami.

Działy "Problemy technologiczne" i "Praktyka" to cenne wskazówki pomocne we właściwej eksploatacji Stacji Uzdatniania Wody, analizy ciekawych przypadków technologicznych, propozycje badań badań technologicznych pozwalających diagnozować i rozwiązywać na bieżąco występujące problemy. W dziale "Teoria" prezentowane są aktualne wyniki badań naukowych, eksperymentów technicznych oraz artykuły z materiałów konferencyjnych, szkoleń i seminariów tematycznych.

- "Forum technologa" to miejsce wymiany doświadczeń i kontaktów.
- Wszystkie zagadnienia w zamyśle będą ilustrowane zdjęciami, zebranymi w "Galerii".
- I niespodzianka dla osób zainteresowanych historia wodociągów:
- zdjęcia wież ciśnień, zabytkowych budynków i obiektów nierozerwalnie związanych z uzdatnianiem wody.

#### Zapraszamy do współtworzenia strony!

Pracowników naukowych do prezentacji wyników swoich badań, technologów, eksploatatorów SUW do wspólnego omawiania i rozwiązywania problemów, przedsiębiorstwa produkcyjne do zamieszczania oferty, firmy projektowe i wykonawcze do prezentacji swoich sztandarowych obiektów.