

STATYCZNY JAKOŚCIOWY BILANS WODNY JAKO PODSTAWA RENATURYZACJI EKOSYSTEMÓW HYDROGENICZNYCH W DOLINIE GÓRNEJ BIEBRZY

Piotr Banaszuk¹, Andrzej K. Kamocki¹

¹ Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45A, 15-354 Białystok, e-mail: p.banaszuk@pb.edu.pl

STRESZCZENIE

Celem pracy jest ocena wpływu projektowanych działań piętrzenia wody w systemach melioracyjnych na jakość wód powierzchniowych w zlewni górnej Biebrzy. Wskaźnikami jakości wód uwzględnionymi w bilansie są: BZT₅, Nog, Pog. Bilans jakościowy Biebrzy wykonano dla stężeń zanieczyszczeń monitorowanych w 2014 r. w kilkunastu punktach zlokalizowanych na rzece Biebrzy i jej dopływach. Górna Biebrza ma niewielką (w Sztabinie niewystarczającą) chłonność dla substancji organicznych charakteryzowanych wskaźnikiem BZT₅ i dużą chłonność (dwukrotnie przekraczającą wartości ładunku całkowitego) wobec N i P. Chłonność zmienia się wzdłuż biegu rzeki. W odcinku górnym ponadnormatywne dla klasy I stężenie fosforu powoduje, że rzeka nie posiada zdolności chłonnej wobec tego składnika. Niezbędne jest zmniejszenie o co najmniej 20% ładunku P prowadzonego z wodami rzeki. Dużą chłonnością, w stosunku do prowadzonego ładunku, odznaczają się dopływy Biebrzy. Ładunek całkowity związków organicznych, azotu i fosforu ogólnego nie przekracza wartości dopuszczalnej dla stanu bardzo dobrego. Rzeki mogą przyjąć ładunek azotu ogólnego stanowiący od kilkudziesięciu do kilkuset procent transportowanego ładunku. Znacznie mniejszą chłonność wykazują dopływy w stosunku do P i BZT₅. W przypadku Kropiwej konieczne jest zmniejszenie ładunku związków organicznych, który przekracza wartości wymagane dla stanu dobrego.

Słowa kluczowe: jakościowy bilans wodny, gospodarka wodna, renaturyzacja mokradeł

QUALITY WATER BALANCE AS A BASE FOR WETLANDS RESTORATION IN THE UPPER BIEBRZA VALLEY

ABSTRACT

Main goal of presented research was the assessment of the influence of water damming in existing land reclamation systems on the surface water quality of the Upper Biebrza River catchment. Surface water quality was assessed on the concentration of BOD₅, total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN) recorded in 2014 at several monitoring points along Biebrza River and its tributaries. The upper Biebrza R. has a little (at the Sztabin gauging point even an insufficient) absorption capacity of organic pollutants and a high capacity for self-purifying and absorbing of TP and TN. The phosphorus binding capacity decreases along the river and in its upper reach it is necessary to reduce the load of P by 20% to maintain the river quality objectives. Water quality monitoring data and information about pollution sources showed high absorption capacities of TN in the monitored tributaries, which can receive an additional flux of this constituent in the amount exceeding the actual load up to several times. The absorption capacity of BOD₅ and TP is lower by an order of magnitude. For Kropiwna R., it is required to reduce the load of organic components (measured as BOD₅), which exceeds the requirements for the 1st quality class.

Keywords: quality water balance, water management, wetland restoration

WPROWADZENIE

Doliny rzeczne podlegają różnym formom antropopresji, z których najgroźniejsze są: odwod-

nienie, zmiana przebiegu koryt rzecznych (w tym ich prostowanie i budowa kanałów), eksploatacja torfu, eutrofizacja, wylesienia, zasypywanie oraz składowanie odpadów. Negatywne oddziaływa-

nia są związane także z czynnikami pośrednimi, zachodzącymi w skali regionalnej i globalnej, którymi są zmiany zdolności retencyjnych oraz przyspieszenie odpływu ze zlewni oraz zmiany klimatu [Dembek i in. 2004; Tousignant i in. 2010, Heijmans i in. 2013]. Obszar objęty opracowaniem, Dolina Górnej Biebrzy, pomimo objęcia wieloma formami obszarowej ochrony przyrody (Biebrzański Park Narodowy, Obszar o Znaczeniu Wspólnotowym Dolina Biebrzy PLH200008, Obszar Specjalnej Ochrony Ostoja Biebrzańska PLB200006, Konwencja o obszarach wodno-błotnych mających znaczenie międzynarodowe RAMSAR) i stosunkowo małej antropopresji, zawiera w swych granicach obszary o mocno zaburzonych funkcjach przyrodniczych, którymi są głównie tereny objęte melioracjami. Sprawne i prawidłowe funkcjonowanie obiektów melioracyjnych opiera się na dwóch zasadach, którymi są: 1) zapewnienie właściwego odprowadzenia nadmiaru wody z obiektu; 2) umożliwienie poboru wody do nawodnień [Ostromięcki 1973; Pierzgałski 1990]. W Dolinie Górnej Biebrzy jest zlokalizowanych 13 obiektów melioracyjnych o łącznej powierzchni 4050,4 ha [Bartosik i in. 2014a]. Obecnie większość urządzeń piętrzących jest zniszczonych, a urządzenia istniejące nie są poprawnie wykorzystywane [Bartosik i in. 2014b]. Zły stan techniczny budowli i urządzeń do piętrzenia wody i nawodnień oraz brak zarządzania ich działaniem powoduje, że wszystkie obiekty funkcjonują wyłącznie jako odwadniające. Oznacza to, że spośród 9254,7 ha ekosystemów hydrogenicznymi, niemal 44%, cechuje zaburzona gospodarka wodna, której następstwem są przekształcenia nie tylko mokradeł położonych w granicach konkurencyjnych obiektów melioracyjnych, ale pośrednio także w terenach sąsiednich [Kamocki i Banaszuk P. 2015]. Postępująca degradacja gleb bagiennych jest zjawiskiem ciągłym, a przeciwdziałanie tej niekorzystnej tendencji będzie możliwe wyłącznie poprzez zmniejszenie miąższości strefy aeracji poprzez wtórne uwodnienie mokradeł. W niemal wszystkich projektach renaturyzacyjnych piętrzenie wody jest zazwyczaj pierwszym i niemal obowiązkowym zaleceniem [Price i in. 2003], a w przypadku negatywnie oddziałujących na środowisko i zdolności produkcyjne obiektów melioracyjnych, konieczność odtworzenia przyjętych na etapie projektowania zasad ich funkcjonowania jest niepodważalna. Działania renaturyzacyjne na tak dużej powierzchni mogą przyczynić się jednak do

wewnętrznej eutrofizacji mokradeł i spowodować pogorszenie jakości wód powierzchniowych. Pod pojęciem eutrofizacji rozumie się zwiększenie dostępności składników biogenicznych, ograniczających produkcję pierwotną. Zmiana jakościowa w kierunku eutrofizacji na wielu obszarach użytkowanych rolniczo i przyległych do nich ekosystemach seminaturalnych miała miejsce w drugiej połowie XX wieku [Lammers i in. 2014]. Stosowanie nawozów mineralnych i organicznych spowodowało zwiększony dopływ N i P także do terenów mokradłowych. W torfowiskach europejskich zawartość fosforu dostępnego dla roślin (ekstrahowanego metodą Olsena) zwiększyła się z 250-500 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ w obiektach nienawożonych do 1000-10000 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ na torfowiskach używanych rolniczo i nawożonych [Lammers i in. 2006]. Dodatkowym źródłem biogenów są żyzne wody gruntowe i zwiększająca się depozycja z atmosfery. Ilość azotu z docierająca do powierzchni gleby z opadem mokrym i suchym może osiągać nawet 40 $\text{kg N ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$, i znacznie przekracza wartość tłąwą, oszacowaną na 0,5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$, co oznacza, że nawet po wyłączeniu z działalności rolniczej mokradła w dalszym ciągu otrzymują znaczącą dawkę nawozów [Koerselman i in. 1990]. Obok eutrofizacji spowodowanej przez dopływ biogenów spoza ekosystemu, zagrożeniem dla mokradeł może być wewnętrzna eutrofizacja, rozumiana jako mobilizacja składników pokarmowych roślin wewnątrz systemu [Smolders i in. 2006]. Uwalnianie może być efektem różnorodnych czynników, jednym z nich jest przesuszanie gleb. Pogorszenie stosunków wodnych siedlisk mokradłowych ma różnorodny, ale zazwyczaj jednoznacznie negatywny wpływ na środowisko. Obniżenie się poziomu wód gruntowych i zmniejszenie uwodnienia osadów biogenicznych jest przyczyną wzmożonej mineralizacji materii organicznej zawartej w utworach powierzchniowych, co prowadzi do jej stopniowego zaniku i uwalniania znacznych ilości biogenów, głównie azotu oraz siarki. Przesychanie prowadzi do zakwaszenia gleb na skutek utleniania związków N i S oraz w następstwie ubywania kationów zasadowych na skutek wzmożonego pobierania przez roślinność i wymywania z profilu glebowego [Maciak 1995; Sapek 2010 i 2014]. Spadek odczynu może prowadzić również do stopniowego uwalniania fosforu, ponieważ rozpuszczalność związków takich jak apatyt ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH},\text{F},\text{Cl})$), strengit (FePO_4), i waryscyt (AlPO_4) jest uzależniona od pH [Stumm i Morgan 1981]. Wzrost

trofizmu i produktywności siedlisk są o tyle istotne, że sprzyjają rozwojowi kilku szybko rosnących gatunków roślin, takich jak np. *Phragmites australis*, wypierających inne gatunki niezdolne do konkurencji m.in. o światło [Wassen i in. 2005]. Efektem tego procesu jest ujednocianie się biocenoz i utrata różnorodności biologicznej. Zagrożenie wtórną eutrofizacją wymaga szczególnej uwagi przed rozpoczęciem działań renaturyzacyjnych. Wtórne uwodnienie przesuszonych mokradeł oraz odtworzenie koryt rzecznych prowadzi do dynamicznych zmian składu chemicznego cieków [Banaszuk P. i in. 2011], w tym uwalniania jonów amonowych i ortofosforanów [Roelofs 2004]. Niezbędne jest zatem określenie chłonności rzek wobec związków biogenicznych w oparciu o statyczny bilans jakościowy wód powierzchniowych, którego celem jest stworzenie podstaw dla racjonalnego korzystania z wód, wspierającego działania prowadzące do osiągnięcia założonych celów środowiskowych i produkcji rolnej.

TEREN BADAŃ

Mokradła w basenie górnej Biebrzy wykształciły się w głęboko wciętej rynnie odpływu wód polodowcowych zajętej obecnie przez rzekę Biebrzę i jej dopływy. Powierzchnia równiny torfowiskowej w dolinie Biebrzy górnej obniża się do 120–122 m n.p.m. na wschód od Lipska do około 116 m n.p.m. w okolicy Sztabina i około 114 m w okolicy Rudkowszczyzny, gdzie przechodzi w równinę torfowiskowej w basenie Biebrzy środkowej [Banaszuk H. 2004a, 2004b]. Charakterystyczną cechą Doliny Górnej Biebrzy jest duży udział torfów głębokich i bardzo głębokich, o miąższości przekraczającej 5 m, które zajmują ponad 2900 ha (31% jej obszaru). Pod względem miąższości i stratygrafii złożeń Dolina Górnej Biebrzy wyraźnie dzieli się na dwie części, wschodnią i zachodnią. W części wschodniej, od granicy kraju do zwężenia doliny pod Jastrzębną – Kamienną Nową, występują torfy głębokie, najgłębsze w całej Kotlinie Biebrzańskiej. Zbudowane są głównie z niskopopielných torfów mechowiskowych: mszystych i turzycowo-mszystych. W zachodniej części Doliny Górnej Biebrzy miąższość złożeń jest wyraźnie mniejsza. Przeważają tu torfy o miąższości od 2 do 3 m. Torfy głębsze o miąższości 3–4 m, zajmują wydłużone zagłębienia w dnie doliny i są usytuowane w pobliżu jej osi.

Stropową część złożeń torfowego budują torfy turzycowiskowe i szuwarowe najczęściej podesłane przez torfy mechowiskowe. Mokradła są zasilane wodą w dwojaki sposób: soligenicznie, przez dopływ podziemny z wysoczyzny morenowej oraz, poniżej ujścia rzeki Kamiennej, fluwiogenicznie, na skutek podtapiania przez nieuregulowaną Biebrzę, płynącą z bardzo małym spadkiem i latem silnie zarastającą roślinnością, która podpiętrza wodę w korycie. Dominuje soligeniczny – naporowy typ hydrogeologicznego zasilania [Misiewicz 1974; Oświt 1991].

W granicach Biebrzańskiego Parku Narodowego (BbPN), w części obejmującej Dolinę Górnej Biebrzy (5291 ha), torfowisk zmeliorowanych jest niewiele. Łączna ich powierzchnia wynosi 569 ha (10,8%), a największe obiekty melioracyjne to: „Sztabin” – 247 ha, „Kamienna-Kropiwno” – 104 ha i „Ostrowie” – 91 ha. Jednak poza BbPN, w zatokach i na obrzeżach doliny Biebrzy oraz w dolinach jej dopływów, większość torfowisk została zmeliorowana, zamieniona w użytki zielone i obecnie znajduje się w fazie decesji. Torfowiska zmeliorowane występują w okolicach Kropiwniej, Jastrzębnej oraz pomiędzy Jasionowem a Krasnoborkami. Prace melioracyjne wykonano także w dolinach Sidry, Nurki i Niedźwiedzicy. Do przekształcenia torfowisk przyczyniły się także wyrobiska potorfowe. Łącznie zmeliorowano około 4050 ha torfowisk (tab. 1). Współcześnie obiekty melioracyjne nie są użytkowane w sposób zgodny z ich przeznaczeniem. Zaniechano realizacji założeń projektowych w zakresie rolnictwa, ochrony gleb organicznych i zasobów wodnych, pomijane są także potrzeby środowiskowe. Odwadnianie jest dominującym sposobem gospodarki wodnej na zmeliorowanych torfowiskach, a zaledwie jedna budowla piętrząca na 70 niegdyś wybudowanych jest w dobrym stanie technicznym (przepust z piętrzeniem w obiekcie Jasionówka-Różanystok II).

W Dolinie Górnej Biebrzy natężenie procesu murszenia nie jest duże, ale dotyczy dużych obszarów – 5250 ha, 57% gleb hydrogenicznych [Banaszuk P. i Kamocki, 2014]. Występują tu głównie gleby w średnim stopniu zmurszenia. Duża zawartość azotu w utworach organicznych powoduje, że może dojść do uwalniania azotanów i jonów amonowych. Zawartość azotu mineralnego w glebach organicznych murszowych, w średnim stopniu zmurszenia, wytworzonych z torfów szuwarowych, może dojść do 45 mg·dm⁻³ [Smólczyński i Orzechowski, 2009]. Kwaśne gleby tor-

Tabela 1. Gospodarowania wodą w systemach wodnomelioracyjnych w Dolinie Górnej Biebrzy [Bartosik i in. 2014b]**Table 1.** Water management in hydro-melioration systems in the Upper Biebrza Valley [Bartosik et al. 2014b]

Nazwa obiektu	Powierzchnia obszaru konkurencyjnego [ha]	Zalecany sposób użytkowania	Dominujący obecnie sposób użytkowania	Ilość budowli piętrzących/w tym zdatnych i sprawnych [szt.]
Obiekty w ewidencji WZMiUW w Białymstoku				
Biebrza Górna	699,33	odpływ regulowany oraz podsiąk stały dla obszarów potencjalnie nawadnianych	odwadnianie	11/0
Jasionówka-Różanystok II	209,68	odpływ regulowany oraz podsiąk stały dla obszarów potencjalnie nawadnianych	odwadnianie	10/1
Jastrzębna-Hruskie	122,14	odpływ regulowany	odwadnianie	1/0
Kamienna-Kropiwno	535,59	odpływ regulowany oraz podsiąk stały dla obszarów potencjalnie nawadnianych	odwadnianie	12/0
Kurianka-Niedźwiedzica	1 036,96	odpływ regulowany	odwadnianie	12/0
Małowista-Chmielniki	102,91	odpływ regulowany	odwadnianie	0/0
Ostrowie	115,64	odpływ regulowany	odwadnianie	3/0
Sidra	364,41	odpływ regulowany oraz podsiąk stały lub podsiąk okresowy dla obszarów potencjalnie nawadnianych	odwadnianie	13/0
Sidra Nowy Dwór	64,41	odpływ regulowany oraz podsiąk stały dla obszarów potencjalnie nawadnianych	odwadnianie	7/0
Sztabin	699,53	odpływ regulowany	odwadnianie	1/0
Obiekty poza ewidencją				
Poniżej m. Lipsk	89,06	odpływ regulowany	odwadnianie	0/0
Powyżej m. Nowy Lipsk	7,20	odpływ regulowany	odwadnianie	0/0
Na dopływie spod Nowego Lipska	3,60	odpływ regulowany	odwadnianie	0/0
Suma	4 050,46			70/1

fowe wytworzone z torfów mechowiskowych cechują się małą zawartością potasu (0,002-0,03% K₂O) i fosforu (0,1-0,3% P₂O₅) [Maciak i Gotkiewicz, 1980]. Fosfor występuje w nich w formie organicznej i mineralnej. Ilość fosforu organicznego w glebie zwiększa się wraz ze zwiększaniem się zawartości węgla i w glebach organicznych może stanowić nawet od 50% do 90% jego zawartości całkowitej. W wyniku mineralizacji

fosforu ubywa, a zmiana ta może wynosić nawet 1–2% rocznie [Okruszko, 1991].

Górna Biebrza jest odbiornikiem ścieków komunalnych z 4 miejscowości (tab. 2). Trzy z nich zrzucają oczyszczone ścieki do dopływów Biebrzy: Różanystok do Sidry, Dąbrowa Białostocka do Kropiwny i Sztabin do bezimiennego rowu melioracyjnego. Odbiornikiem ścieków z oczyszczalni w Lipsku jest bezpośrednio Biebrza.

Tabela 2. Główne punktowe źródła zanieczyszczeń w zlewni górnej Biebrzy [Raport..., 2013]**Table 2.** The main point sources of pollution in the upper Biebrza River catchment [Raport..., 2013]

Nazwa oczyszczalni	Opis zrzutu	Typ zanieczyszczenia	RLM	Odbiornik	Objętość [m ³ · rok ⁻¹]
PGKiM Dąbrowa Białostocka, oczyszczalnia komunalna po ZSR Różanystok	rów melioracyjny	komun.	250	Sidra	14 000
PGKiM Dąbrowa Białostocka	rów poniżej stawów Kalno	komun.	14 800	Kropiwna	450 000
Gmina Sztabin - oczyszczalnia gminna w Sztabinie	rów melioracyjny - rzeka Biebrza	komun.	1 000	Biebrza	43 400
Zakład Gospodarki Komunalnej w Lipsku - oczyszczalnia ścieków w Lipsku	rzeka Biebrza	komun.	2 167	Biebrza	54 801
Zespół Szkół Samorządowych w Krasnymborze	ziemia	komun.	30	ziemia/Biebrza	880

Oczyszczalnia w zespole szkół w Krasnymborze odprowadza nieczystości do gruntu, skąd pośrednio z wodami podziemnymi przemieszczają się do Biebrzy.

Źródłami zanieczyszczeń składnikami biogenicznymi ze źródeł powierzchniowych są nawożenie użytków zielonych (głównie nawozami naturalnymi) i opad atmosferyczny. Z opadami dociera około $10\text{--}12 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ i zaledwie $0,4\text{--}0,6 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ [Raport..., 2013]. Wnoszenie biogenów do mokradeł i uwalnianie ich ze źródeł wewnętrznych jest jednak niewielkie i nie powoduje widocznych negatywnych zmian w ekosystemach górnej Biebrzy.

METODYKA BADAŃ

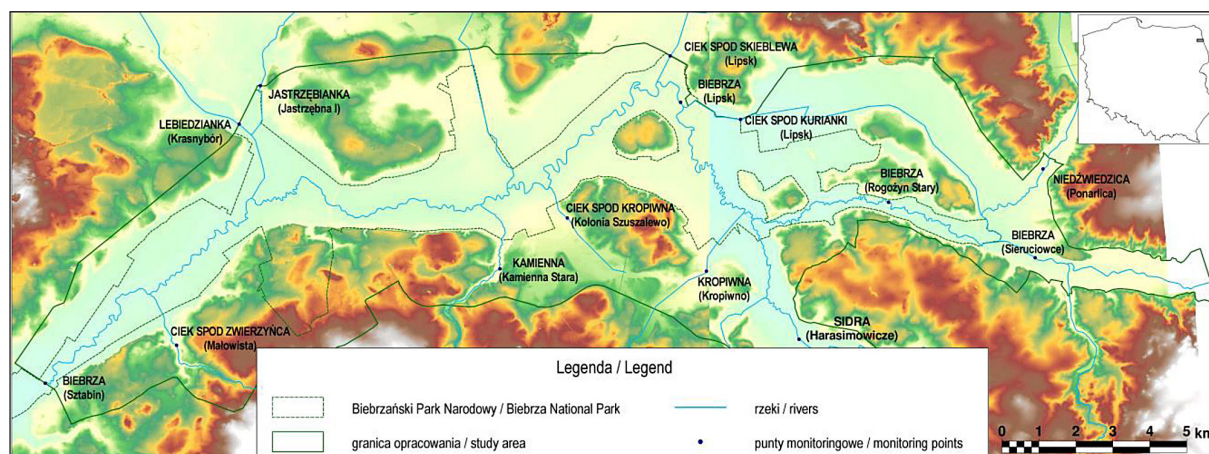
Bilans jakościowy Biebrzy wykonano na podstawie analizy zawartości biogenów: azotu ogólnego N_{og} i fosforu ogólnego P_{og} oraz pięciodobowego biochemicznego zapotrzebowania na tlen (BZT_5) w 14 punktach zlokalizowanych na rzece Biebrzy oraz jej dopływach (rys. 1). Monitoring przeprowadzono w czterech terminach oddających zmienność parametrów fizykochemicznych wód powierzchniowych w sezonie wegetacyjnym roku 2014.

Oznaczenie azotu ogólnego wykonano metodą kolorymetryczną Nesslerera, z zastosowaniem spektrofotometru Shimadzu UV-VIS 1800 przy długości fali $\lambda = 410 \text{ nm}$. Próbkę mineralizowano przy użyciu kwasu siarkowego w kolumnie mineralizacyjnej Hach. Oznaczenie fosforu ogólnego wykonano metodą molibdenianową z chlorkiem cyny z wykorzystaniem spektrofotometru Shima-

duzu UV-VIS 1800 ($\lambda = 700 \text{ nm}$) po mineralizacji próbek wody w obecności kwasów siarkowego i azotowego na kolumnie mineralizacyjnej Hach. Oznaczenie BZT_5 polegało na określeniu ilości tlenu zużytego do utlenienia substancji organicznych w badanej próbce w ciągu 5 dób inkubacji w temperaturze $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Ilość tę, w przeliczeniu na 1 litr wody, obliczono jako różnicę zawartości tlenu rozpuszczonego przed i po inkubacji. Oznaczenie tlenu rozpuszczonego wykonano metodą Winklera. Pozostałe parametry fizykochemiczne (przewodność elektrolityczną, odczyn, tlen rozpuszczony) określano bezpośrednio w terenie, w trakcie poboru wody do badań laboratoryjnych, za pomocą miernika Hach Lange HQ40.

Bilans wskaźników jakościowych obejmuje: ładunek zanieczyszczeń ze źródeł punktowych i obszarowych, łącznie z depozycją atmosferyczną oraz dopływ ze zlewni monitoringowych, aktualną chłonność odbiornika lub wielkość, o którą należy zmniejszyć ładunek zanieczyszczeń wprowadzanych do zlewni, aby osiągnąć dobry stan wód. Statyczny bilans ładunków zanieczyszczeń zbudowano na podstawie następujących danych wejściowych [Tyszewski i in. 2008]:

- Przepływów miarodajnych, przyjętych na podstawie wyników bilansu ilościowego. Ponieważ obecna sieć monitoringu wód powierzchniowych nie zapewnia możliwości oceny stanu we wszystkich przekrojach zamykających scalone części wód, założono, że bilans będzie prowadzony w zlewniach zamkniętych przekrojami, w których badano jakość wód. Ze względu na brak odpowiednio długich ciągów obserwacji umożliwiających obliczenia przepływów gwarantowanych o gwarancji 90%



Rys. 1. Rozmieszczenie punktów monitoringowych w Dolinie Górnej Biebrzy
Fig. 1. Location of monitoring points in the Upper Biebrza Valley

(Q_{gw} , 90%), jako przepływ miarodajny przyjęto przepływ nienaruszalny Q_n . Przepływ nienaruszalny określono z zależności:

$$Q_n = k \cdot SNQ \quad (1)$$

w której:

k – współczynnik empiryczny zależny od typu zlewni i jej powierzchni [-], dla rzek o powierzchni mniejszej od 1000 km² współczynnik $k=1$.

SNQ – przepływ średni niski [$m^3 \cdot s^{-1}$].

- Stężenia miarodajnych zanieczyszczeń (BZT_5 , N_{og} , P_{og}) w przekrojach monitoringowych tj. wartości średniorocznych stężeń zgodnie z *Rozporządzeniem MS w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych z 22 października 2014 r.* (Dz.U. 2014 poz. 1482).
- Stałych wielkości zrzutów ścieków oczyszczonych. Stężenia zanieczyszczeń (BZT_5 , N_{og} , P_{og}) w ściekach przyjęto na podstawie danych z pozwoleń wodnoprawnych oraz określonych w *Rozporządzeniu MS z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego* (Dz.U. 2014 poz. 1800).

Dla każdego przekroju bilansowego obliczono:

- ładunki całkowite zanieczyszczeń;
- chłonność rzeki wobec zanieczyszczeń;
- wymaganą wielkość zmniejszenia ładunku dla zapewnienia osiągnięcia stanu bardzo dobrego wzdłuż biegu rzeki.

Stężenia graniczne umożliwiające klasyfikację stanu wód oraz zdefiniowanie celów środowiskowych przyjęto zgodnie z obowiązującymi uregulowaniami prawnymi według Rozporządzenia MS o stanie fizykochemicznym decyduje wskaźnik, który uzyskał najgorszą ocenę stanu. W wyniku bilansu dla analizowanej zlewni monitoringowej określono:

- wielkość ładunku zanieczyszczeń odpływającego ze zlewni w ciągu roku:

$$L_{ZMo} = 31,536 \cdot Q_{gw, ZMo} \cdot C_{ZMo} \quad (2)$$

gdzie:

L_{ZMo} – roczny ładunek analizowanego wskaźnika zanieczyszczeń [$Mg \cdot rok^{-1}$],

$Q_{gw, ZMo}$ – przepływ miarodajny określony jako przepływ $Q_n = k \cdot SNQ$ [$m^3 \cdot s^{-1}$] przeniesiony zgodnie z przyrostem zlewni na przekrój monitoringowy analizowanej zlewni z najbliższych położonych przekrojów wodowskazowych, C_{ZMo} – stężenie miarodajne wskaźnika określone jako wartość średnia z 4 pomiarów [$mg \cdot dm^{-3}$].

- sumaryczny ładunek wprowadzany do analizowanej zlewni monitoringowej przez punktowe źródła zanieczyszczeń w ciągu roku:

$$L_{Psuma} = \sum_{i=1}^{N_p} 31,536 \cdot Z_{Pi} \cdot C_{Pi} \quad (4)$$

gdzie:

L_{Psuma} – sumaryczny roczny ładunek zanieczyszczeń dopływający ze źródeł punktowych zlokalizowanych w analizowanej zlewni [$Mg \cdot rok^{-1}$],

N_p – liczba punktowych źródeł zanieczyszczeń zlokalizowanych na obszarze analizowanej zlewni monitoringowej,

Z_{Pi} – wielkość zrzutu ścieków z i -tego punktowego źródła zanieczyszczeń [$m^3 \cdot s^{-1}$],

C_{Pi} – stężenie i -tego zanieczyszczenia [$mg \cdot dm^{-3}$].

- ładunek zanieczyszczeń [$Mg \cdot rok^{-1}$] pochodzący z depozycji atmosferycznej, przyjęty dla zlewni górnej Biebrzy na podstawie danych Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Białymstoku [2010; $N_{og} \sim 9,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, $P_{og} \sim 0,35 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$]:

$$L_{Depozycja} = 10^{-3} \cdot \delta \cdot P \cdot C_p \cdot A \quad (4)$$

gdzie:

δ – regionalny współczynnik docieralności depozycji ze zlewni do wód powierzchniowych [Smith i in. 1997; $\delta = 0,03$],

P – suma opadu w analizowanym roku [mm],

C_p – średnie w roku stężenie wskaźnika zanieczyszczenia w opadzie [$mg \cdot dm^{-3}$],

A – powierzchnia zlewni monitoringowej [km^2].

- sumaryczny ładunek zanieczyszczeń [$Mg \cdot rok^{-1}$] wprowadzany w ciągu roku z obszarowych i rozproszonych źródeł zanieczyszczeń:

$$L_{Obszar} = L_{ZMo} - L_{ZMsuma} - L_{Psuma} - L_{Depozycja} \quad (5)$$

- chłonność rzeki [$Mg \cdot rok^{-1}$] w odniesieniu do stanu bardzo dobrego:

$$CH = \begin{cases} L_{stan\ dobry} - L_{stan\ aktualny} & \text{gdy } L_{stan\ bardzo\ dobry} \geq L_{stan\ aktualny} \\ 0 & \text{gdy } L_{stan\ bardzo\ dobry} \leq L_{stan\ aktualny} \end{cases}$$

gdzie:

$L_{stan\ bardzo\ dobry}$ – ładunek odpowiadający stanowi bardzo dobremu przy przepływie miarodajnym,

$L_{stan\ aktualny}$ – ładunek odpowiadający stanowi aktualnemu przy przepływie miarodajnym.

- wielkość [$Mg \cdot rok^{-1}$] o którą należy zmniejszyć ładunek zanieczyszczeń wprowadzanych w zlewni, aby zapewnić osiągnięcie stanu bardzo dobrego:

$$L_{zmniejszenie} = \begin{cases} L_{stan\ aktualny} - L_{stan\ bardzo\ dobry} & \text{gdy } L_{stan\ aktualny} \geq L_{stan\ bardzo\ dobry} \\ 0 & \text{gdy } L_{stan\ aktualny} \leq L_{stan\ bardzo\ dobry} \end{cases}$$

WYNIKI I ANALIZA BADAŃ

Wody Biebrzy odznaczały się dobrą jakością. W Sztabinie stężenie fosforu ogólnego i azotu odpowiadało pierwszej klasie jakości wód. W drugiej klasie mieściło się BZT₅. Bardzo dobry stan fizykochemiczny posiadała Biebrza w Lipsku i Rogożynie. W Sieruciowcach podwyższone stężenie fosforu klasyfikowało wody rzeki do klasy II. Bardzo dobrą jakością cechowały się również wody badanych dopływów: Lebiezianki, Jastrzębianki, Cieką spod Skieblewa, Cieką spod Kurianki, Niedźwiedzicy, Sidry, Kamiennej, Cieką spod Zwierzyńca. Dobry stan fizykochemiczny stwierdzono jedynie w przypadku Kropiwej, która odznaczała się ponadnormatywnym w stosunku do klasy I wskaźnikiem BZT₅.

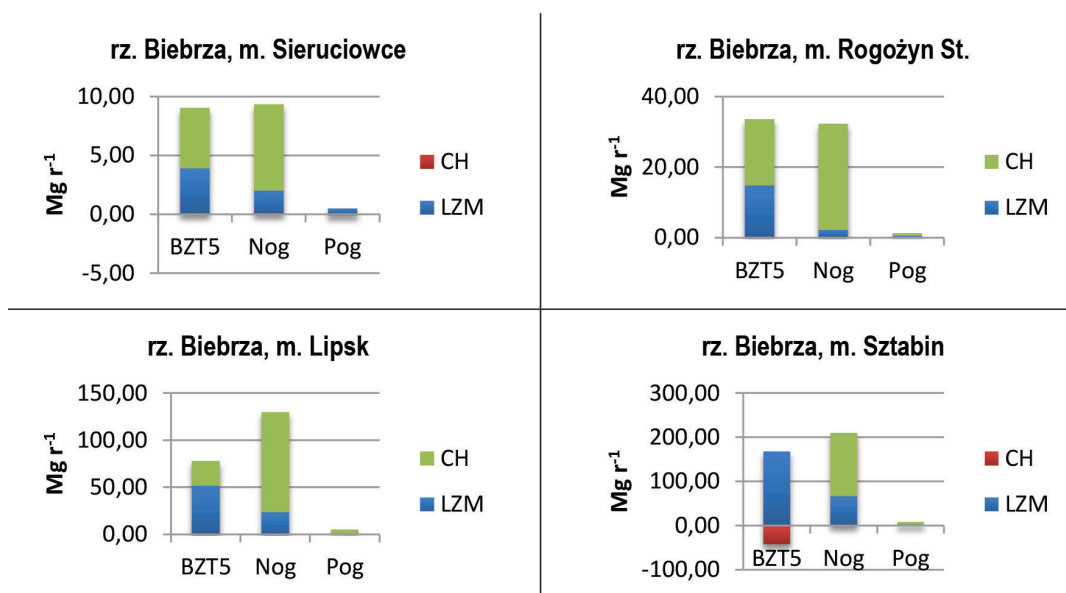
Depozycja atmosferyczna wносиła do wód powierzchniowych około 25,4 t azotu i 0,9 t fosforu rocznie. Udział oszacowanego ładunku zanieczyszczeń z opadów atmosferycznych w ładunku całkowitym niesionym przez górą Biebrzą był bardzo duży i przekraczał 35%. Bardzo niewielki (z wyjątkiem P) był ładunek zanieczyszczeń komunalnych. Działające oczyszczalnie ścieków zrzucały łącznie 5 t związków organicznych, 5 t N_{og} i 1 t P_{og}. Stanowiło to odpowiednio 3%, 8% i 40% ładunku zmierzonego w przekroju monitoringowym w Sztabinie. Zdecydowana większość ładunku azotu i związków organicznych pochodzi ze źródeł obszarowych i rozproszonych, na który składa się m.in. ładunek naturalny, ładunek pochodzący z rolnictwa i nieuporządkowanej gospodarki wodnościekowej.

Górna Biebrza ma niewielką (w Sztabinie niewystarczającą) chłonność substancji organicz-

nych charakteryzowanych wskaźnikiem BZT₅ i dużą chłonność (dwukrotnie przekraczającą wartości ładunku całkowitego) wobec azotu i fosforu (rys. 2). Chłonność zmienia się wzdłuż biegu rzeki. W odcinku górnym ponadnormatywne dla klasy I stężenie fosforu powoduje, że rzeka nie posiada zdolności chłonnej wobec tego składnika. Niezbędne jest zmniejszenie o co najmniej 20% ładunku P w wodach rzeki.

Dużą chłonnością, w stosunku do prowadzonego ładunku, odznaczają się dopływy Biebrzy (rys. 3). Ładunek całkowity związków organicznych, azotu i fosforu ogólnego nie przekracza wartości dopuszczalnej dla stanu bardzo dobrego. Rzeki mogą przyjąć ładunek azotu ogólnego stanowiący od kilkudziesięciu do kilkaset procent aktualnego ładunku. Znacznie mniejszą chłonność wykazują dopływy w stosunku do P i BZT₅. W przypadku rzeki Kropiwej (odbiornik ścieków oczyszczonych z Dąbrowy Białostockiej) konieczne jest zmniejszenie ładunku związków organicznych, który przekracza wartości wymagane dla stanu dobrego.

Renaturyzacja przekształconych przez człowieka mokradeł wymaga gruntownego rozpoznania stanu środowiska i szczegółowej analizy następstw działań naprawczych. Prace w zakresie rozpoznania procesów wymywania związków azotu ze zmineralizowanych gleb organicznych prowadzone były już od końca lat 70. ubiegłego wieku w torfowisku Kuwasy w Dolinie Biebrzy Środkowej [Gotkiewicz 1984]. Wskazały one na silny związek odwodnienia gleb z ilością uwalnianego azotu mineralnego. Badania przeprowadzone współcześnie dowodzą ponadto, że mursze



Rys. 2. Chłonność wód Biebrzy w stosunku do stanu bardzo dobrego (CH – chłonność, LZM – ładunek aktualny)

Fig. 2. The absorption capacity of the Biebrza River with reference to the requirements for the 1st quality class (CH – an absorption capacity, LZM – an actual load; BZT5 – Biochemical Oxygen Demand (5 days), Nog – total nitrogen, Pog – total phosphorus)

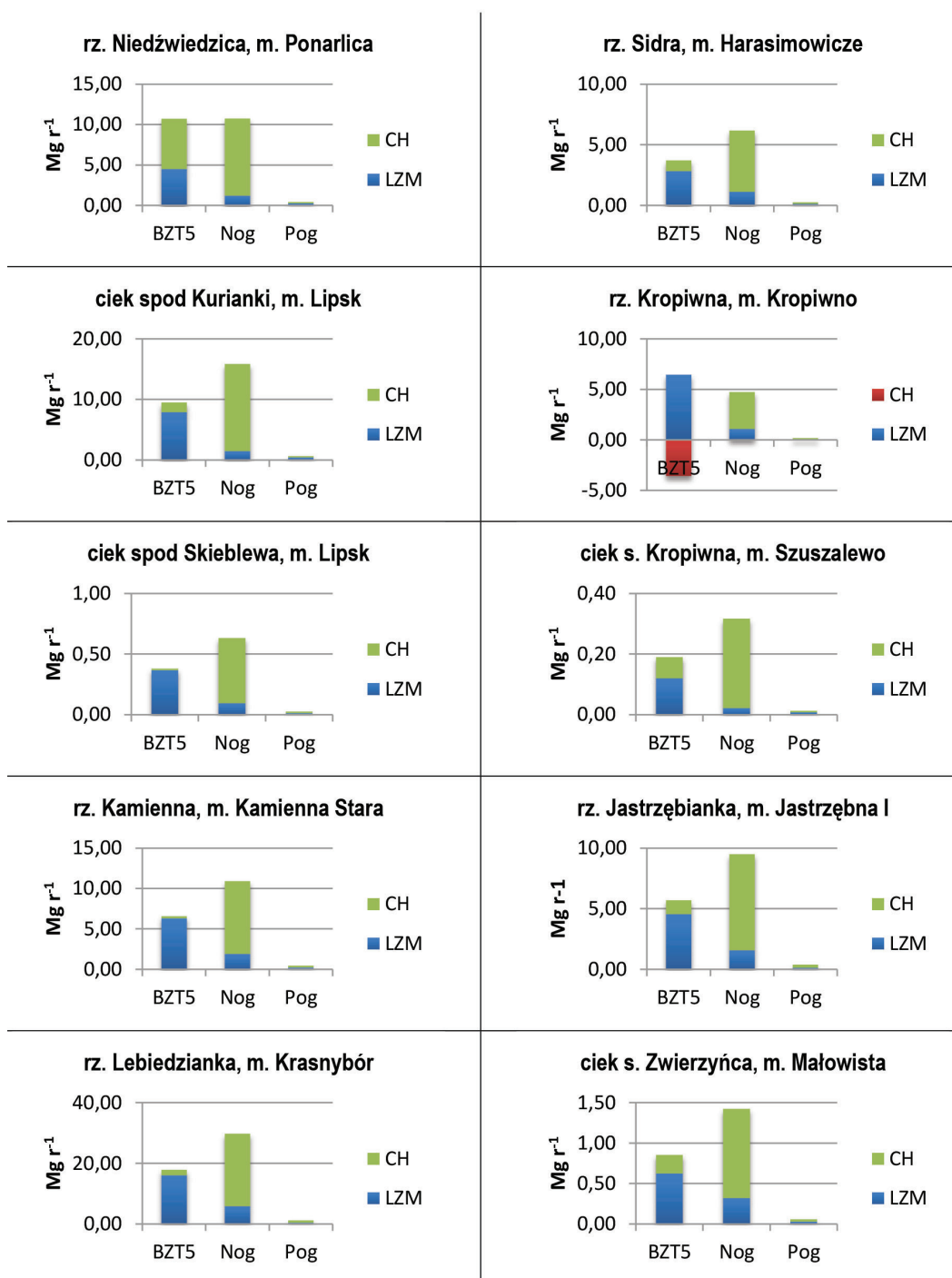
o podobnej do torfów maksymalnej pojemności sorpcyjnej wiąże fosfor z mniejszą siłą niż torfy, co warunkuje zwiększoną zdolność jego migracji z gleb torfowych przesuszonych do środowiska wodno-gruntowego [Sapek 2012].

W Dolinie Górnej Biebrzy planuje się odtworzenie właściwych warunków wodnych w 7 obiektach melioracyjnych o łącznej powierzchni około 500 ha („Kamienna-Kropiwno” – dwa podobszary, „Ostrowie”, „Sidra” oraz trzy obiekty nieujęte w ewidencji WZMiUW w Białymstoku). W świetle badań modelowych Grygoruka i Mirosław-Świątek [2015] ryzyko zmiany warunków geochemicznych w siedliskach obejmuje obszar ponad dwukrotnie większy – ok. 1030 ha. Wtórne uwodnienie zmineralizowanych gleb hydrogenicznych na tak dużym obszarze może spowodować wzmożone uwalnianie związków biogenicznych. Część z nich zostanie zakumulowana w złożu torfowym lub pobrana przez rośliny, ale znaczne ilości związków fosforu i azotu będą przemieszczały się wraz z wodami podziemnymi i w efekcie końcowym trafią do wód powierzchniowych. Prowadzić to będzie do obniżenia jakości środowisk wodnych, w aspekcie fizykochemicznym, ale także ekologicznym. W świetle przedstawionych wyników kluczowe znaczenie może mieć chłonność Biebrzy i niektórych dopływów wobec fosforu. Rzeczywista wielkość i zasięg eutrofizacji będą uzależnione

od zawartości form fosforu związanego z tlenkami i wodorotlenkami Fe(III) lub w kompleksach organiczno-mineralnych, które mogą uwalniać się w wyniku procesów mikrobiologicznych, związanych ze zmianami potencjału redox środowiska. W Dolinie Górnej Biebrzy gleby torfowe wytworzone z torfów mechowiskowych cechują się małą zawartością fosforu całkowitego i przyswajalnego. W związku z tym ich ponowne nawodnienie najprawdopodobniej nie wywoła istotnego impulsu eutrofizującego, a stężenie SRP w roztworze glebowym nie zwiększy się powyżej umownej wartości granicznej dla warunków eutroficznych wynoszącej 0,1 mg·dm⁻³ [Banaszuk i in. 2016; Meissner i in. 2008]. Założenie to musi być jednak potwierdzone przez badania gleb na terenach przewidzianych do nawodnień. Wskazane jest także etapowanie prac renaturyzacyjnych w celu mitygacji oddziaływań związanych z wprowadzeniem zanieczyszczeń do środowiska wodno-glebowego.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Jednym z głównych kryteriów oceny sukcesu renaturyzacji mokradeł jest poprawa uwodnienia siedliska. Zazwyczaj pomijane są następstwa zmian chemicznych środowiska wodno-glebowego. Prace renaturyzacyjne, których celem jest poprawa stosunków wodnych mokradeł, mogą



Rys. 3. Chłonność wód dopływów Biebrzy w stosunku do stanu bardzo dobrego (CH – chłonność, LZM – ładunek aktualny)

Fig. 3. The absorption capacity of the tributaries of the Biebrza River with reference to the requirements for the 1st quality class (For explanations, see Fig. 2)

w niezamierzony sposób prowadzić do zwiększenia trofizmu wód powierzchniowych i zaburzenia równowagi ekosystemów wodnych. Działania techniczne w zakresie odtworzenia pożądanych stosunków wodnych powinny być w szczególności poprzedzone oceną aktualnego stanu chemicznego cieków oraz ich zdolnością do przyjęcia

dotychczasowych ładunków substancji biogennej. Podstawę do takiej oceny stanowi statyczny bilans jakościowy wód powierzchniowych, na podstawie którego zaobserwowano, że w zlewni górnej Biebrzy:

1. Biebrza ma niewielką, w przekroju Sztabin niewystarczającą, chłonność substancji orga-

nicznych charakteryzowanych wskaźnikiem BZT₅ oraz dużą chłonnością (dwukrotnie przekraczającą wartości ładunku całkowitego) wobec azotu i fosforu (z wyłączeniem odcinka poniżej ujścia Nurki, w przekroju Sieruciowce, gdzie rzeka nie posiada zdolności chłonnej wobec fosforu).

2. Dopływy Biebrzy odznaczają się dużą chłonnością w stosunku do prowadzonego ładunku, a jedynie w przypadku rzeki Kropiwniej konieczne jest zmniejszenie ładunku związków organicznych, który obecnie przekracza wartości wymagane dla stanu dobrego.
3. Znaczącą składową (35%) ładunku zanieczyszczeń w ładunku całkowitym niesionym przez górną Biebrzę stanowi depozycja atmosferyczna.
4. Mały ładunek związków organicznych i azotu wprowadzany jest ze źródeł punktowych (zrzuty ścieków oczyszczonych), a zdecydowana większość azotu i związków organicznych ze źródeł obszarowych.
5. Duży ładunek fosforu, w przekroju monitoringowym Sztabin wynoszący 40% ładunku całkowitego, jest wprowadzany przez zrzuty nie w pełni oczyszczonych ścieków komunalnych.

W świetle powyżej przedstawionych wniosków działania renaturyzacyjne powinny być realizowane etapowo i wspomagane usprawnieniem oczyszczania ścieków komunalnych oraz ograniczeniem dopływu zanieczyszczeń pochodzący z rolnictwa i nieuporządkowanej gospodarki wodnościekowej.

Podziękowania

Badania zostały przeprowadzone w ramach pracy statutowej Katedry Ochrony i Kształtowania Środowiska Politechniki Białostockiej nr S/WBiIS/1/14 i sfinansowane ze środków na naukę MNiSW.

LITERATURA

1. Banaszuk H. 2004a. Ogólna charakterystyka Kotliny Biebrzańskiej i Biebrzańskiego Parku Narodowego. W: Banaszuk H. (red.) 2004. Kotlina Biebrzańska i Biebrzański Park Narodowy. Aktualny stan, walory, zagrożenia i potrzeby czynnej ochrony środowiska. Monografia przyrodnicza. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 19–25.
2. Banaszuk H. 2004b. Geomorfologia Kotliny Biebrzańskiej. W: Banaszuk H. (red.) 2004. Kotlina Biebrzańska i Biebrzański Park Narodowy. Aktualny stan, walory, zagrożenia i potrzeby czynnej ochrony środowiska. Monografia przyrodnicza. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 44–98.
3. Banaszuk P., Wysocka-Czubaszek A., Kamocki A., 2011. Internal eutrophication of restored peatland stream: The role of bed sediments. *Ecological Engineering*, 37(2), 260–268.
4. Banaszuk P., Kamocki A., 2014. Siedliska hydrogeniczne doliny Górnej Biebrzy – stan aktualny i potrzeby wodne. Raport wykonany w ramach projektu „Ochrona siedlisk mokradłowych doliny Górnej Biebrzy”. ProHabitat, Białystok.
5. Banaszuk P., Kamocki A.K., Zarzecki R. 2016. Mowing with invasive machinery can affect chemistry and trophic state of rheophilous mire. *Ecological Engineering* 86, 31–38.
6. Bartosik Z., Batory J., Rukść S., Pietrykowski R., 2014a. Rozpoznanie zasięgu obszarów konkurencyjnych, opis zasad ich funkcjonowania. Raport wykonany na zlecenie Biebrzańskiego Parku Narodowego w ramach projektu „Ochrona siedlisk mokradłowych doliny Górnej Biebrzy”. ProHabitat, Białystok.
7. Bartosik Z., Batory J., Rukść S., Pietrykowski R., 2014b. Dokumentacja techniczna oceny stanu technicznego sieci melioracyjnej wraz z budowlami. Raport wykonany na zlecenie Biebrzańskiego Parku Narodowego w ramach projektu „Ochrona siedlisk mokradłowych doliny Górnej Biebrzy”. ProHabitat, Białystok.
8. Dembek W., Szewczyk M., Kamocki A., 2004. Bagienna część doliny Narwi - zmiany warunków siedliskowych i roślinności w minionym 30-leciu. *Woda, Środowisko, Obszary Wiejskie*, T. 4, Z. 2b, 225–237.
9. Gotkiewicz J., 1984. Dynamika składu chemicznego wody w sieci melioracyjnej obiektu Kuwasy. Skład chemiczny wód glebowych, gruntowych i powierzchniowych w warunkach intensywnej produkcji rolnej. IMUZ, Symposium naukowe w Falentach, 11-12 czerwiec 1979 r. IUNG, 89–102.
10. Grygoruk M., Mirosław-Świątek D., 2015. Opracowanie, kalibracja i weryfikacja modelu wód podziemnych doliny Górnej Biebrzy dla lat 1999-2012. Raport wykonany na zlecenie Biebrzańskiego Parku Narodowego w ramach projektu „Ochrona siedlisk mokradłowych doliny Górnej Biebrzy”. ProHabitat, Białystok.
11. Heijmans M.M.P.D., van der Knaap Y.A.M., Holmgren M., Limpens J., 2013. Persistent versus transient tree encroachment of temperate peat bogs: effects of climate warming and drought events. *Global Change Biology* 19(7), 2240–2250.

12. Kamocki A., Banaszuk P., 2015. Wymagania, priorytety i ograniczenia w zakresie prawidłowego funkcjonowania mokradeł. Raport wykonany na zlecenie Biebrzańskiego Parku Narodowego w ramach projektu „Ochrona siedlisk mokradłowych doliny Górnej Biebrzy”. ProHabitat, Białystok.
13. Koerselman, W., Bakker, S. A., Blom, M., 1990. Nitrogen, phosphorus and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. *Journal of Ecology* 78, 428–442.
14. Lamers L.P.M., Loeb R., Antheunisse A.M., Miletto M., Lucassen E.C.H.E.T., Boxman A.W., Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M., 2006. Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. *Hydrobiologia* 565, 165–186.
15. Lamers L.P.M., Vile, M.A., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., Diggelen, R., Evans, M.G., Richardson, C.J., Rochefort, L., Kooijman, A.M., Roelofs, J.G.M., Smolders, A.J.P., 2014. Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biol. Rev.* doi: 10.1111/brv.12102.
16. Maciak F., Gotkiewicz J., 1980. Charakterystyka chemiczna gleb torfowych. W: *Zabagnienie Pradoliny Biebrzy i prognoza zmian pod wpływem melioracji*. SGGW, Warszawa, maszynopis.
17. Maciak F., 1995. Ocena aktywności biologicznej murszów i torfów na podstawie mineralizacji związków węgla i azotu. *Roczniki Gleboznawcze* T. XLVI nr 3-4, 19–28.
18. Meissner R., Leinweber P., Rupp H., Shenker M., Litaor M.I., Robinson S., Schlichting A., Koehn J. 2008. Mitigation of diffuse phosphorus pollution during rewetting of fen peat soils: A Trans-European Case Study. *Water Air Soil Pollut*, 188, 111–126.
19. Misiewicz F. 1974. Charakterystyka hydrologiczna Biebrzy i jej doliny. IMUZ.
20. Okruszko H., 1991. Zasady nawożenia gleb torfowych. W: *Gospodarowanie na glebach torfowych w świetle 40-letniej działalności Zakładu Doświadczalnego Biebrza*. Bibl. Wiad. IMUZ nr 77, 87–103.
21. Ostromięcki J., 1973. Podstawy melioracji nawadniających. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
22. Oświt J., 1991. Budowa, geneza i rozwój torfowisk Pradoliny Biebrzy. *Zesz. Prob. Post. Nauk Rol.*, 372, 185–217.
23. Pierzgałski E., 1990. Melioracje użytków zielonych – nawodnienia podsiąkowe. Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa.
24. Price J.S., Heathwaite A.L., Baird A., 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands. *Wetl. and Ecol. Manag.* 11, 65–83.
25. Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2011–2012. Biblioteka monitoringu środowiska, Białystok, 2013.
26. Roelofs J.G.M., 2004. Internal Eutrophication Overlooked: Effects of Changes in Water Quality and Quantity on Nutrient Biogeochemistry in Wetlands. <http://hdl.handle.net/2066/60552>.
27. Rozporządzenie MŚ w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych z 22 października 2014 r. (Dz.U. 2014 poz. 1482).
28. Rozporządzeniu MŚ z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2014 poz. 1800).
29. Sapek B. 2010. Uwalnianie azotu i fosforu z materii organicznej gleby. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 10. Z. 3 (31), 229–256.
30. Sapek B. 2012. Phosphorus sorption properties of deposits from peat-muck soil profile in the Kuwasy object. *J. Water and Land Development*. 16, 61–66.
31. Sapek B., 2014. Nagromadzenie i uwalnianie fosforu w glebach – źródła, procesy, przyczyny. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, T. 14. Z. 1 (45), 77–100.
32. Smith R.A., Schwarz G.E., Alexander R.B., 1997. Regional interpretation of water-quality monitoring data, *Water Resources Research*, 33, 12, 2781–2798.
33. Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Lucassen E.C.H.E.T., van der Velde G., Roelofs J.G.M., 2006. Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review. *Chemistry and Ecology*, 22, 2, 93–111.
34. Smólczyński, S., Orzechowski, M., 2009. Przebieg mineralizacji związków azotu w glebach torfowo-murszowych o różnym stopniu zamulenia w krajobrazie młodogłacjalnym. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 9, 1, 141–150.
35. Stumm, W., Morgan, J.J., 1981. *Aquatic chemistry, an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*, 2nd ed., Wiley, New York.
36. Tousignant M.E., Pellerin S., Brisson J., 2010. The relative impact of human disturbances on the vegetation of a large wetland complex. *Wetlands* 30, 333–344.
37. Tyszewski S., Herbich P., Indyk W., Jarząbek A., Pusłowska-Tyszewska D., Rutkowski M., 2008. *Metodyka opracowywania warunków korzystania z wód regionu wodnego oraz warunków korzystania z wód zlewni*. RZGW Warszawa.
38. Wassen, M.J., Venterink, H.O., Lapshina, E.D., Tanneberger, F., 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437, 547–550.